

**GEOBOTANISCHE UNTERSUCHUNGEN
ZUR ENTSTEHUNG, DYNAMIK UND ÖKOLOGISCHEN BEDEUTUNG
DER TROCKENAUEN IM RAUM HARTHEIM/GRIBHEIM
(SÜDLICHES OBERRHEINGEBIET)**



Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultäten der Universität des Saarlandes

Vorgelegt von:

Gloria María Ledesma-Krist

aus Buenos Aires, Argentinien

Saarbrücken, 2007

Der Dekan: Prof. Dr. Rainer Krause

Berichterstatter: Prof. Dr. Jochen Kubiniok
Prof. Dr. Emil Dister

Tag der Disputation: 24.11.2006

Danksagung

Die vorliegende Dissertation entstand im Rahmen der Zusammenarbeit zwischen dem WWF-Auen Institut der Universität Karlsruhe und der Fachrichtung Biogeographie der Universität des Saarlandes. Die Initiative zur Umsetzung des Themas ging von Prof. Dr. Emil Dister aus, der seit zwei Jahrzehnten in dem von ihm geleiteten Institut die enge Verzahnung zwischen Hochwasserschutz, Auenentwicklung und Renaturierung untersucht. Das WWF-Auen Institut und die Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein haben die Arbeit in ihrer Anfangsphase finanziell unterstützt.

Herrn Professor Jochen Kubiniok gilt mein Dank für die Übernahme des Hauptreferates und das fachliche Interesse an der Themenstellung, sowie für die vielen Ratschläge bei administrativen Aufgaben.

Herrn Professor Emil Dister möchte ich an dieser Stelle nicht nur für die Übernahme des Koreferates sondern auch für die wissenschaftliche Unterstützung danken. Von großem Wert empfand ich auch das Vertrauen, das er mir bei der Bearbeitung des Themas, gewährte.

Ganz besonders möchte ich mich bei Herrn Professor Alois Schäfer bedanken, für das entgegengebrachte Vertrauen in der Anfangsphase des Projektes und für das Einbringen seines Fachwissens und sein Engagement.

Mit einigen Mitarbeitern der Projektgruppe Breisach der Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein und des Instituts für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) in Bühl entwickelte sich ein reger fachlicher Austausch. Besonders Herrn Othmar Huppmann, Herrn Manfred Brendel, Herrn Volker Späth und Herrn Karl-Heinz Spengler sei hier dafür und auch für die Bereitstellung von bedeutenden Datengrundlagen gedankt.

Herrn Professor Ernst Löffler möchte ich für die zur Verfügung gestellten Arbeits- und Büroräume in der Physischen Geographie (Universität des Saarlandes) danken.

Herrn Professor Paul Müller gilt mein Dank für die Bereitstellung der Gewächshäuser in der Anfangsphase der Arbeit und zahlreicher Messgeräte für die Erfassung der Mikroklimadaten. Herr Dipl.-Biologe Wolfgang Stein hat das Bodenhaus des botanischen Gartens der Universität des Saarlandes im späteren Verlauf der Untersuchungen zur Verfügung gestellt. Dank seiner Hilfsbereitschaft mussten die Keimungsversuche, die für den erfolgreichen Abschluss der Arbeit wesentlich waren, nicht unterbrochen werden.

Frau Professor Barbara Ruthsatz möchte ich für ihr Engagement und ihre Unterstützung danken, da ihr persönlicher Einsatz sehr zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Frau Christa Schramm danke ich für ihre fachliche und freundliche Unterstützung bei der Arbeit im Bodenlabor.

Weiterhin bedanke ich mich bei Herrn Norbert von Staden, Leiter des staatlichen Forstamtes Müllheim, der mir die Genehmigung zur Nutzung der Forstwege erteilte. Dies vereinfachte den Transport der benötigten Materialien zu den ausgewählten Messstellen erheblich.

Ebenso gedankt sei den Mitarbeitern des WWF-Auen-Instituts für ihre Unterstützung sowie den „Hiwis“, die besonders zum Erfolg der Geländearbeit beigetragen haben.

Für das geduldige Korrigieren der Arbeit gilt mein besonderer Dank meiner lieben Freundin Wilrun und ihrer Mutter Frau Mechthild Werner.

Andrea und Roland möchte ich für die Unterkunft und freundliche Bewirtung im Hause Bärman danken und „Oma Bärman“ für ihre gebackenen Köstlichkeiten. Ihre Herzlichkeit und Hilfsbereitschaft haben meinen Aufenthalt in Oberrimsingen während der Geländearbeit unvergesslich gemacht.

Meinem guten Freund Hans-Werner danke ich für seine Unterstützung in der Endphase der Arbeit. Sie reichte von Babysitting bis zur Optimierung meiner Computerausstattung und ermöglichte so die Fertigstellung dieser Dissertation.

Abschließend gilt mein Dank meinem Mann Thomas für seine Geduld und den Rückhalt, den ich in den verschiedenen Phasen der Arbeit von ihm erfahren habe. Aufgrund seiner Mithilfe konnten die zahlreichen Geländearbeiten auch bei 10 °C minus oder 30 °C plus erfolgreich durchgeführt werden.

Saarbrücken im März 2006

Gloria María Ledesma-Krist

Inhaltsverzeichnis

	Seite
I. EINLEITUNG.....	1
1 Problematik.....	2
1.1 Die „Trockenaue“	2
1.2 Ziel	2
2 Aufbau der Untersuchungen.....	3
2.1 Ausgewählte Flächen.....	3
2.1.1 Beschreibung der Untersuchungslinien	3
2.2 Untersuchte Parameter.....	6
2.2.1 Mikroklima.....	6
2.2.2 Aktuelle Flora und Vegetation.....	7
2.2.3 Diasporenniederschlag.....	7
2.2.4 Diasporenbank	8
3 Das Untersuchungsgebiet.....	9
3.1 Lage des Untersuchungsgebietes.....	9
3.2 Regionalklima im südlichen Oberrheingebiet.....	9
3.2.1 Lufttemperatur.....	10
3.2.2 Frosttage	10
3.2.3 Sommertage und heiße Tage	10
3.2.4 Niederschlag.....	11
3.2.5 Wind und Bewölkung.....	11
3.3 Entstehung des Oberrheins.....	12
3.4 Historische Bedingungen.....	13
3.4.1 Flussbaumaßnahmen.....	13
3.5 Hydrologische Verhältnisse.....	15
3.5.1 Allgemeine Beschreibung.....	15
3.5.2 Auswirkungen der wasserbaulichen Maßnahmen auf die Vegetation..	17
3.5.2.1 Zustand und Nutzung der Aue vor der Rheinkorrektion.....	17
3.5.2.2 Neue Aussichten.....	19
3.5.2.3 Nachteile der Rheinrektifikation.....	19
3.5.2.4 Situation nach der Rheinregulierung.....	20
3.5.2.5 Die Trockenaue heute.....	21

	Seite
3.6 Retentionsraum und Auenrevitalisierung	21
II. METHODIK ZUR DATENERFASSUNG UND AUSWERTUNG	24
1 Methodik zur Datenerfassung	25
1.1 Mikroklimatische Parameter.....	25
1.1.1 Stationen.....	25
1.1.1.1 Lage und Aufbau	25
1.1.1.2 Messung der Temperatur.....	26
1.1.1.3 Messung der Evaporation.....	27
1.1.1.4 Messung der Luftfeuchtigkeit	27
1.1.1.5 Messung der Bewölkung.....	27
1.2 Floristische und physiognomische Daten der aktuellen Vegetation	29
1.2.1 Erstellung einer floristischen Liste	29
1.2.2 Die Braun-Blanquet-Methode	30
1.2.2.1 Grundlagen	30
1.2.2.2 Anwendung	31
1.2.2.2.1 Schätzung der Artmächtigkeit	32
1.2.2.2.2 Schätzung der Soziabilität.....	33
1.2.2.2.3 Angaben über die Gefährdung	33
1.2.3 Lebensformen-Spektrum	33
1.2.3.1 Grundlagen	33
1.2.3.2 Anwendung	34
1.3 Diasporenniederschlag	34
1.3.1 Samenfallen	34
1.3.1.1 Grundlagen	34
1.3.1.2 Anwendung	35
1.4 Diasporenbank	37
1.4.1 Auflaufmethode	37
1.4.1.1 Grundlagen	37
1.4.1.2 Anwendung	37
1.4.1.2.1 Probeentnahme	37
1.4.1.2.2 Exposition.....	39
2 Methodik zur Datenauswertung	41

	Seite
2.1 Streudiagramm	41
2.1.1 Grundlagen	41
2.1.2 Anwendung	41
2.2 Korrelation	41
2.2.1 Grundlagen	41
2.2.2 Anwendung	42
2.3 Clusteranalyse	42
2.3.1 Grundlagen	42
2.3.2 Anwendung	43
III. ERGEBNISSE	44
1 Mikroklima	45
1.1 Grundlagen	45
1.1.1 Temperatur	45
1.1.2 Luftfeuchtigkeit	45
1.1.3 Wärmeumsatz	46
1.1.4 Wärmeleitfähigkeit	46
1.1.5 Wind	46
1.1.6 Auswirkungen des Vorkommens einer Pflanzendecke	46
1.2 Gewonnene Daten	47
1.2.1 Station 1	47
1.2.2 Stationen 2 und 3	48
1.2.3 Station 4	49
2 Aktuelle Vegetation	50
2.1 Flora	50
2.2 Pflanzengesellschaften	64
2.2.1 Überblick	64
2.2.2 Darstellung der Pflanzengesellschaften	66
2.2.2.1 Epilobio-Scrophularietum caninae (Hundsbraunwurzflur)	66
2.2.2.1.1 Synsystematische Zugehörigkeit	66
2.2.2.1.2 Charakterisierung	66
2.2.2.1.3 Bedrohung und Erhaltung	67
2.2.2.2 Cerastietum pumili (Hornkraut-Gesellschaft)	67

	Seite
2.2.2.2.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 67
2.2.2.2.2	<i>Charakterisierung</i> 68
2.2.2.2.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 69
2.2.2.3	Mesobrometum (Trespen-Halbtrockenrasen)..... 71
2.2.2.3.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 71
2.2.2.3.2	<i>Charakterisierung</i> 72
2.2.2.3.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 74
2.2.2.4	Xerobrometum (Rheinisch-schwäbischer Trespen-Trockenrasen).. 75
2.2.2.4.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 75
2.2.2.4.2	<i>Charakterisierung</i> 76
2.2.2.4.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 76
2.2.2.5	Sisymbrium officinalis (Wegrauken-Gesellschaften, annuelle Ruderalgesellschaften des klimatisch gemäßigten Europas)..... 78
2.2.2.5.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 78
2.2.2.5.2	<i>Charakterisierung</i> 78
2.2.2.5.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 79
2.2.2.6	Polygono-Chenopodietalia (Knöterich-Gänsefuß-Gesellschaften, Hackfrucht-Unkrautgesellschaften des klimatisch gem. Europas)..... 79
2.2.2.6.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 79
2.2.2.6.2	<i>Charakterisierung</i> 79
2.2.2.6.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 80
2.2.2.7	Pruno-Ligustretum (Das Liguster-Gebüsch)..... 80
2.2.2.7.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 80
2.2.2.7.2	<i>Charakterisierung</i> 81
2.2.2.7.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 83
2.2.2.8	Salici-Hippophaëtum rhamnoidis (Der Sanddorn-Busch)..... 83
2.2.2.8.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 83
2.2.2.8.2	<i>Charakterisierung</i> 84
2.2.2.8.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 85
2.2.2.9	Carici albae-Tilietum cordatae (Weißseggen-Eichen-Linden-Wald) 86
2.2.2.9.1	<i>Synsystematische Zugehörigkeit</i> 86
2.2.2.9.2	<i>Charakterisierung</i> 87
2.2.2.9.3	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 87
2.2.2.10	<i>Pinus sylvestris</i> -Forst (Waldkiefernforst)..... 88
2.2.2.10.1	<i>Charakterisierung</i> 88
2.2.2.10.2	<i>Bedrohung und Erhaltung</i> 88

	Seite
2.3 Lebensformen-Spektrum.....	88
3 Diasporenniederschlag	92
3.1 Grundlagen	92
3.1.1 Ausbreitungsstrategien	92
3.1.2 Ausbreitungstypen.....	93
3.2 Erfasste Diasporen	95
3.3 Verlauf der Ausbreitungskurven	98
4 Diasporenbank.....	107
4.1 Grundlagen.....	107
4.2 Größe der nachgewiesenen Diasporen	109
4.3 Artenzusammensetzung	109
4.4 Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge pro Einheit	119
IV. DISKUSSION.....	120
1 Mikroklima.....	121
2 Aktuelle Vegetation	122
3 Diasporenniederschlag.....	124
3.1 Anmerkungen.....	124
3.2 Allgemeine Behauptungen.....	125
4 Diasporenbank.....	128
4.1 Nachgewiesene Arten.....	128
4.2 Anzahl der keimfähigen Diasporen.....	128
4.3 Diasporenbanktyp.....	130
5 Zusammenhänge	135
5.1 Artmächtigkeit und Diasporenniederschlag.....	135
5.2 Artmächtigkeit, Diasporenniederschlag und Diasporenbank.....	138
6 Kurze Verweis auf die Systemtheorie	139
6.1 Einheiten und Übergänge	141
7 Naturschutz.....	143
7.1 Seltenheit und Gefährdungsgrad	143
7.2 Strukturvielfalt.....	143
7.3 Hemerobiegrad.....	144
7.4 Regenerierbarkeit	144

	Seite
V. ZUSAMMENFASSUNG	146
VI. RESUMEN	152
VII. LITERATUR	158
VIII. ANHANG	171

Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abbildung 1: Schnitt durch die Rheinniederung (Rhein-km 206,7, Grißheim-Seefeldern). Verlauf des Grundwasserspiegels bei einem Rheinabfluss von 540 m ³ /s.....	16
Abbildung 2: Lage der Diasporenfallen und der ausgewählten Flächen für die Untersuchung der Diasporenbank im Boden entlang der Transekten	Anhang
Abbildung 3: Tagesgang der relativen Luftfeuchtigkeit und der Temperatur in 15 cm und in 200 cm Höhe bzw. in 5 cm und 20 cm Tiefe in einem Therophyten-reichen Bestand bei Grißheim (Station 1, Messungen am 10.08.2000).....	48
Abbildung 4: Tagesgang der relativen Luftfeuchtigkeit und der Temperatur in 15 cm und in 200 cm Höhe bzw. in 5 cm und 20 cm Tiefe in einem Linden-Eichenwald-Bestand bei Grißheim (Station 4, Messungen am 10.08.2000)	49
Abbildung 5: Lebensformen-Spektren ausgewählter Beispiele verschiedener Pflanzenformationen.....	89
Abbildung 6: Verteilung des Diasporenregens im Zeitraum der Untersuchungen. Diasporenzahl und Artenzahl	98
Abbildung 7: Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Arten, die ihre Ausbreitungseinheiten mit einem Höchstpunkt im Herbst und sogar über den Winter ausstreuen	99
Abbildung 8: Dendrogramm (Linkage zwischen den Gruppen) auf Grund der Anzahl der gefundenen Diasporen in den verschiedenen Monaten des Untersuchungszeitraumes	102
Abbildung 9: Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Vertreter der Früh-Sommerstreuer im Bezug auf den Untersuchungszeitraum	104
Abbildung 10: Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Pionierarten bzw. Therophyten im Bezug auf die Zeit der Ausbreitung	104
Abbildung 11: Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Vertreter der Spät-Sommer/Herbst-streuer im Bezug auf den Untersuchungszeitraum.....	105
Abbildung 12: Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Herbststreuer im Bezug auf die Zeit der Ausbreitung	106
Abbildung 13: Dendrogramm (Linkage zwischen den Gruppen) aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten. Ähnlichkeit unter verschiedenen Standorten.....	113
Abbildung 14: Dendrogramm (Linkage zwischen den Gruppen) aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten. Ähnlichkeit unter verschiedenen Tiefen	119
Abbildung 15: Streudiagramm aller erfassten Wertepaare (xi, yi). xi := Artmächtigkeit; yi:= Anzahl der Samen in den Diasporenfallen	135
Abbildung 16: Streudiagramm der 27 Wertepaare der Art <i>Euphorbia cyparissias</i> ..	137

	Seite
Abbildung 17: Darstellung der Wechselwirkungen zwischen den biotischen und abiotischen Faktoren	148

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tabelle 1: Physiognomische Parameter der für die mikroklimatischen Messungen ausgewählten Vegetationseinheiten	26
Tabelle 2: Epilobio-Scrophularietum caninae.....	Anhang
Tabelle 3: 1: Mesobrometum, 2: Xerobrometum, 3: Cerastietum pumili.....	Anhang
Tabelle 4: Ruderalgesellschaften, 1: Sukzessionsfläche, 2: <i>Bromus sterilis</i> -Bestand.....	Anhang
Tabelle 5: Pruno-Ligustretum.....	Anhang
Tabelle 6: Salici-Hippophaëtum.....	Anhang
Tabelle 7: Carici albae-Tilietum cordatae.....	Anhang
Tabelle 8: <i>Pinus sylvestris</i> -Forst.....	Anhang
Tabelle 9: Aufnahmetabelle für Mikroklimadaten.....	Anhang
Tabelle 10: Liste aller erfassten Arten, ihr Areal (charakteristisches Verbreitungsgebiet), ihre Lebensform und Ausbreitungsbiologie.....	52
Tabelle 11: Liste der erfassten Arten, die im Sinne des Naturschutzes zu einer Gefährdungskategorie für das Land Baden-Württemberg und/oder für die Bundesrepublik Deutschland gehören.....	59
Tabelle 12: Ausbreitungstypen nach MÜLLER-SCHNEIDER (1977, 1986).....	94
Tabelle 13: Liste der erfassten Arten mit der entsprechenden nachgewiesenen Gesamtdiasporenzahl für die Dauer der Untersuchungen (20 Monate).....	96
Tabelle 14: Statistische Größen für die Messreihen Artmächtigkeit und Anzahl der Samen.....	97
Tabelle 15: Agglomerationsschritte der Clusterbildung auf Grund der Anzahl der in den Trockenfallen gefundenen Diasporen verschiedener Arten während des Zeitraumes der Untersuchung	103
Tabelle 16: Eigenschaften der Diasporen verschiedener Samenbanktypen (aus POSCHLOD 1991)	109
Tabelle 17: Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001.....	111
Tabelle 18: Statistische Größen für die Messreihe Anzahl der Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001.....	113

	Seite
Tabelle 19: Agglomerationsschritte der Clusterbildung aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001	113
Tabelle 20: Statistische Größen für die Messreihe „Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge“ in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001. Tiefen: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm.....	114
Tabelle 21: Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den verschiedenen Tiefen: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm	115
Tabelle 22: Anzahl der in der Diasporenbank nachgewiesenen Arten und Anzahl aufgelaufener Keimlinge in den unterschiedlichen Vegetationseinheiten des Xerothermgebietes	118
Tabelle 23: Agglomerationsschritte der Clusterbildung aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den verschiedenen Tiefen: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm	119
Tabelle 24: Klassifikation verschiedener Arten auf Grund des Verlaufs der Ausbreitungskurve. Vergleich zwischen den Ergebnissen von POSCHLOD & JACKEL (1993) und denen vorliegender Arbeit	126
Tabelle 25: Korngrößenanalyse des Bodens beim <i>Cerastietum pumili</i> -Bestand der Linie 3. (Kiesanteil: ab 5 cm Tiefe extrem skelettreich).....	133
Tabelle 26: Rangkorrelationskoeffizienten von Kendall und Spearman für alle gewonnenen Daten	136
Tabelle 27: Kontingenztafel für die absoluten Häufigkeiten (Anzahl der Samen vs. Artmächtigkeit) von <i>Euphorbia cyparissias</i>	137
Tabelle 28: Rangkorrelationskoeffizienten von Kendall und Spearman für die gewonnenen Daten der Art <i>Euphorbia cyparissias</i>	137
Tabelle 29: a) Übergänge zwischen Vegetationseinheiten ähnlichen Komplexitätsgrades, b) Übergänge zwischen Vegetationseinheiten unterschiedlicher Komplexitätsgrades.....	142

Kartenverzeichnis

	Seite
Karte 1: Lage der Untersuchungslinien 1 und 2 im Untersuchungsgebiet bei Hartheim.....	4
Karte 2: Lage der Untersuchungslinien 3 bis 7 im Untersuchungsgebiet bei Größheim.....	5

	Seite
Karte 3: Der Rhein bei Grißheim anfangs des 19. Jahrhunderts. (Ausschnitt aus Blatt 40 des topographischen Atlas über das Großherzogtum Baden).....	18

Fotoverzeichnis

	Seite
Foto 1: Mesobrometum (Trespen-Halbtrockenrasen).....	Deckblatt
Foto 2: Mikroklimamessungen an der Station 4 (Gesellschaft des Niedrigen Hornkrauts, 10.08.2000)	27
Foto 3: Station 2 (Trespen-Halbtrockenrasen, 10.08.2000). Sonnengeschützte Mikroklimamessungen und Messungen unter Sonneneinwirkung	28
Foto 4: Station 3 (Liguster-Schlehe-Gebüsch, 10.08.2000). a) Sonnengeschützte Mikroklima-messungen. b) Messungen unter Sonneneinwirkung	28
Foto 5: Station 4 (Linden-Eichen-Wald, 10.08.2000). Sonnengeschützte Mikroklimamessungen.....	29
Foto 6: Aufbau der Diasporenfallen.....	35
Foto 7: Gewinnung der Mischproben zur Untersuchung der Samenbank.....	38
Foto 8: Standort der Hornkraut-Gesellschaft bei der Linie 3.....	69
Foto 9: Exemplar von <i>Anacamptis pyramidalis</i> bei den Trespen- Halbtrockenrasen der Linie 1.....	73
Foto 10: Standort 5 der Linie 7 mit der Assoziation der Trespen-Halbtrockenrasen.	73
Foto 11: Gemähte Fläche der Trespen-Halbtrockenrasen (Standort 5 der Linie 3 in September 2000)	75
Foto 12: Wühltätigkeit der Wildschweine beim Standort 6 der Transekte 2	80
Foto 13: Pruno-Ligustretum, Ausbildung mit zahlreichem Vorkommen von Arten der ehemaligen Aue.....	82
Foto 14: Pruno-Ligustretum, typische Ausbildung der südlichen Oberrheinebene ...	83
Foto 15: Exemplar von <i>Hippophaë rhamnoides</i> mit Früchten	84
Foto 16: Pflegemaßnahmen (Auslichtung) beim Weißseggen-Eichen- Linden-Wald im Standort 11 der Linie 3	87
Foto 17: Frucht-tragende Individuen der Goldrute (<i>Solidago gigantea</i>) im November 2000	99
Foto 18: Diasporenfalle im Weißseggen-Eichen-Linden-Wald der Linie 3. Das Laub bedeckt mehr als 50 % der Fangfläche. (Oktober 2000)	100

I. EINLEITUNG

1 Problematik

1.1 Die „Trockenaue“

Durch Sohleeintiefung infolge von Flussbegradigungen sowie durch Eindeichungen von Auengebieten sind teilweise schon seit dem 19. Jahrhundert, verstärkt aber in den letzten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts, in der morphologischen Aue verschiedener Flüsse und Flussabschnitte in Europa Lebensräume entstanden, die weder von Oberflächenwasser überflutet noch von (tiefliegenden) Grundwasserständen beeinflusst werden. Da es sich meist um relativ hoch liegende und sehr grobkörnige Substrate handelt, sind auf diese Weise Xerotherm-Biotope in der ehemaligen Aue entstanden, die von entsprechenden Lebensgemeinschaften besiedelt werden. Ihre Pflanzengesellschaften bestehen aus adaptierten Pflanzenarten submediterran-mediterraner oder pontisch-sarmatischer Herkunft. Sie stellen Relikte aus der postglazialen Vegetation dar.

Diese xerothermophilen Biozönosen sind in den letzten Jahren in Mitteleuropa immer seltener geworden und haben sich demzufolge zum bevorzugten Objekt des konservierenden Naturschutzes entwickelt.

Als „Trockengebiet Oberrhein“ wird die aufgrund der Grundwasserabsenkung entstandene rechtsrheinische Ebene zwischen Isteiner Klotz und Sasbach a. Rh. bezeichnet. Die Konservierung der Lebensräume und ihrer Biozönosen wirft nicht nur naturschutzfachliche und technische Probleme auf, sie kollidiert auch ganz entschieden mit den Bestrebungen des dynamischen Naturschutzes zur Renaturierung der Aue, insbesondere mit der Wiederherstellung der hydrologischen und flussmorphologischen Prozesse (für eine ausführliche Darstellung der Problematik s. BRECHTEL et al. 1995; COCH 1996; GERKEN 1996; NEUMANN et al. 1996; SCHENKER 1996; REIF 1997).

Das Untersuchungsgebiet ist ein Beispiel für die Entstehung anthropogener, xerothermer Lebensgemeinschaften in ehemaligen Auengebieten. Diese xerothermen Standorte werden so „Trockenaunen“ genannt. Der Name bezieht sich also viel mehr auf die Geschichte der Entstehung dieser Lebensräume als auf eine aktuelle Beschreibung der Beschaffenheit des Standorts. So verstanden enthält der Begriff keinen inhaltlichen Widerspruch.

1.2 Ziel

Das Ziel der Untersuchungen ist die Erfassung der ökologischen Bedeutung von Trockenpflanzengesellschaften im Raum Hartheim (südliches Oberrheingebiet) mit Schwerpunkt im Käfigeckengrund bei Grißheim als Grundlage für eine Bewertung des Raumes im Hinblick auf seine Bedeutung und seinen Wert für den Naturschutz.

Ökologie (von griechisch: *oikos* Haus *logos* Lehre) ist die Wissenschaft von den Wechselbeziehungen (Zusammenhängen) zwischen Organismen und ihrer Umwelt, wohin wir im weiteren Sinn alle Existenzbedingungen eines einzelnen Organismus oder einer Lebensgemeinschaft verschiedener Organismen rechnen können. Diese Wechselbeziehungen entstehen unter biotischen bzw. abiotischen Faktoren oder bilden die Zusammenhänge zwischen den beiden.

Die Arbeit schließt geschichtliche, mikroklimatische, edaphische, biogeographische und ökologische Untersuchungen ein. Die Auswertung der in der Literatur vorhandener Daten über andere Trockengebiete in der Nähe des Untersuchungsgebiets (Vogesens-Fußstufe, Kaiserstuhl) wird einer umfangreicheren Bearbeitung der Ergebnisse dienen.

2 Aufbau der Untersuchungen

2.1 Ausgewählte Flächen

Die vorliegenden Untersuchungen über aktuelle und potentielle Flora und Vegetation, Diasporenniederschlag, Mikroklima und Boden konzentrieren sich auf die Trockenrasen, die Trockengebüsche und die xerothermophilen Wälder. Die Forste wurden in den Analysen nur dort einbezogen, wo sie in Kontakt mit den erwähnten Trockengesellschaften treten. Sie wurden nur nach ihrem Einfluss auf diese Trockeneinheiten erforscht.

Als Grundlage für die Wahl der Flächen zur Probennahme diente, neben der Begehung des Geländes, das Kartenmaterial der Vegetations- und Biotoptypenkartierung des Institutes für Landschaftsökologie und Naturschutz Bühl (ILN) (1999).

Durch jedes ausgewählte Gebiet wurde eine Untersuchungslinie gezogen, entlang der unterschiedliche Standorte aufeinander folgten. Diese Untersuchungslinien sind von 1 bis 7 durchnummeriert. In jedem Standort wurden die Pflanzengesellschaften bestimmt und eine floristische Liste erstellt. Trockenfallen für die Erforschung des Diasporenniederschlages wurden in jeder dieser Vegetationseinheiten und in den Übergangszonen aufgestellt.

Exemplarische Untersuchungen der Diasporenbank und der Beschaffenheit der Böden erfolgten in den Untersuchungslinien 1 bis 3. Bei vier Standorten der Linie 3 wurden mikroklimatische Messungen im Hochsommer des Jahres 2000 durchgeführt.

Eine Charakterisierung der Pflanzengesellschaften der einzelnen Standorte folgt im Kapitel III „Ergebnisse“ unter dem Punkt 2.2.

2.1.1 Beschreibung der Untersuchungslinien

Linie Nr. 1: Sie befindet sich ca. 750 m nördlich der Hartheimer-Rheinstraße (Karte 1, Abbildung 2 im Anhang) und umfasst neun Standorte, die folgenden Pflanzengesellschaften zuzuordnen sind: Carici-Tilietum (Linden-Eichen-Wald), Pruno-Ligustretum (Liguster-Schlehen-Busch), Mesobrometum (Trespen-Halbtrockenrasen) und Cerastietum pumili (Hornkraut-Gesellschaft).

Linie Nr. 2: Diese Untersuchungslinie liegt südlich der Rheinstraße bei Hartheim im Bereich einer Futterstelle für Wild (Karte 1, Abbildung 2 im Anhang). Sie schließt 10 Standorte ein. Diese werden den folgenden Gesellschaften zugeordnet: *Pinus sylvestris*-Bestand (Kiefernforst), Pruno-Ligustretum (Liguster-Schlehen-Busch), Salici-Hippophaëtum (Sanddorn-Busch), Xerobrometum (Volltrockenrasen) und eine Basalgemeinschaft der Ordnung Polygono-Chenopodietalia.

Die Linien Nr. 3 bis Nr. 7 umfassen je sieben Standorte. Sie liegen im Gebiet zwischen dem Naturschutzgebiet Neuenburger Rheinwald und der Grißheimer-Rheinstraße (Karte 2, Abbildung 2 im Anhang).

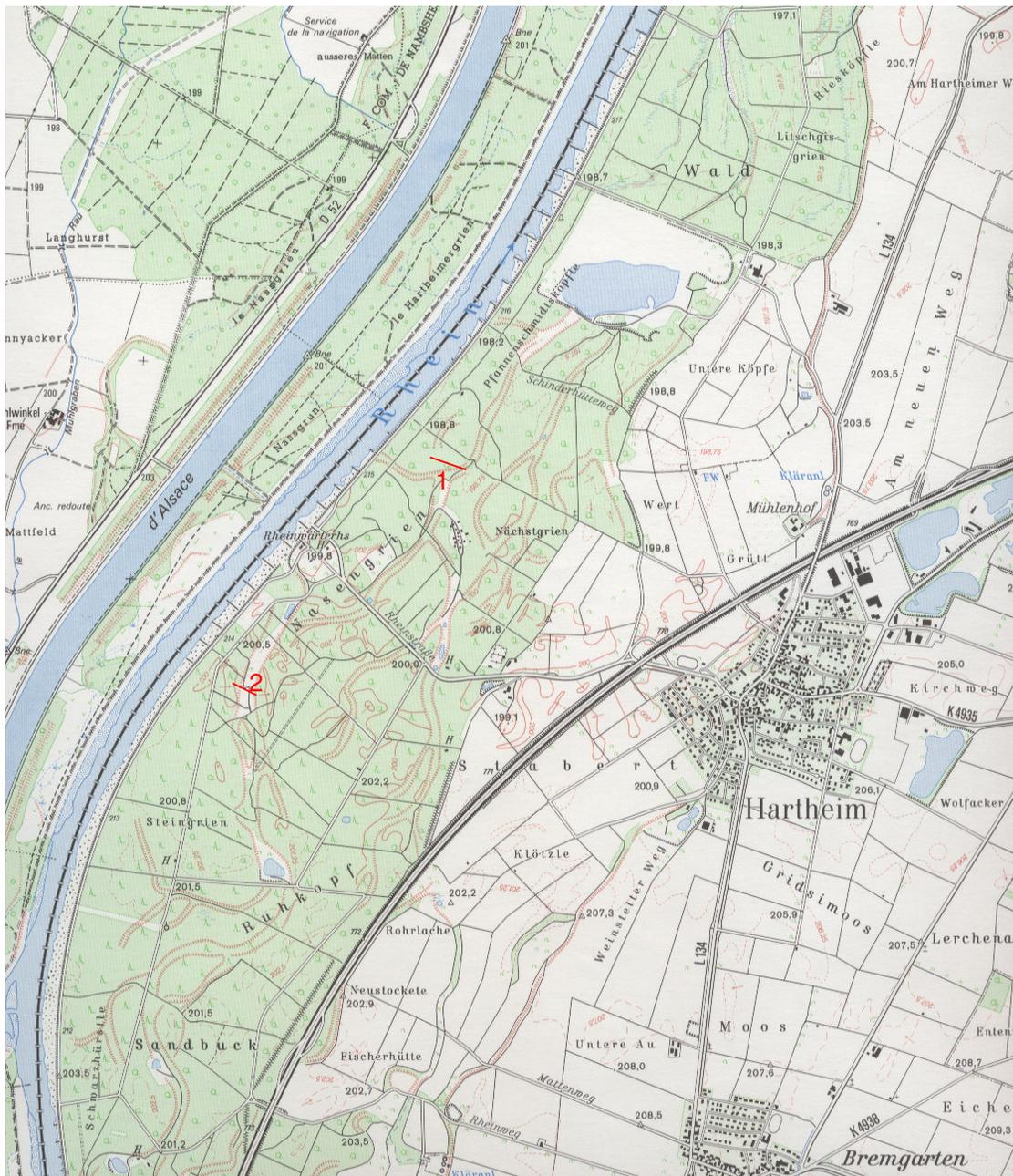
Linie Nr. 3: Die Standorte dieser Linie gehören zu den folgenden Pflanzengesellschaften: Carici-Tilietum (Linden-Eichen-Wald), Pruno-Ligustretum (Liguster-Schlehen-Busch), Mesobrometum (Trespen-Halbtrockenrasen), Xerobrometum (Volltrockenrasen) und Cerastietum pumili (Hornkraut-Gesellschaft).

Linie 4: Die Standorte können den Pflanzengesellschaften Pruno-Ligustretum (Liguster-Schlehen-Busch) und Epilobio-Scrophularietum (Hundsbraunwurzflur) zugeordnet werden.

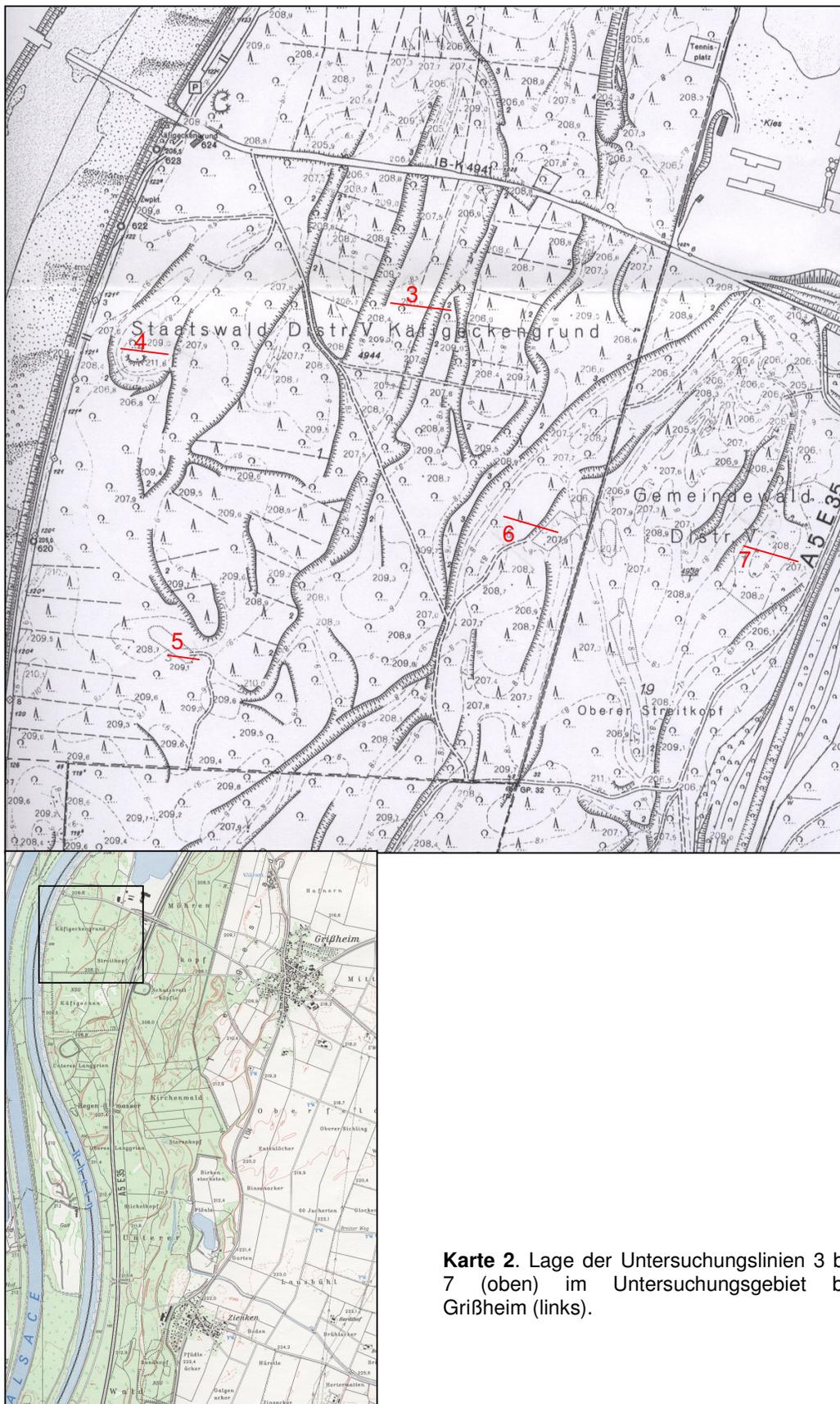
Linie 5: Sie befindet sich an einer Fütterungsstelle und umfasst 3 Vegetationseinheiten, nämlich Pruno-Ligustretum (Liguster-Schlehen-Busch), Salici-Hippophaëtum (Sanddorn-Busch) und eine Basalgesellschaft des Verbandes *Sisymbrium officinalis*.

Linie 6: Die Standorte dieser Untersuchungslinie gehören den Pflanzengesellschaften *Pinus sylvestris*-Bestand (Kiefernforst), Salici-Hippophaëtum (Sanddorn-Busch) und *Cerastium pumili* (Hornkraut-Gesellschaft).

Linie 7: Ihre Standorte werden dem *Carici-Tilietum* (Linden-Eichen-Wald), dem *Mesobrometum* (Trespen-Halbtrockenrasen) und dem *Xerobrometum* (Volltrockenrasen) zugeordnet.



Karte 1. Lage der Untersuchungslinien 1 und 2 im Untersuchungsgebiet bei Hartheim.



Karte 2. Lage der Untersuchungslinien 3 bis 7 (oben) im Untersuchungsgebiet bei Griefheim (links).

2.2 Untersuchte Parameter

Um die ökologische Bedeutung und die Dynamik der Trockenpflanzengesellschaften im Raum Hartheim bewerten zu können, erweist sich die Beschreibung ihrer Entstehung und die Erfassung der Wechselbeziehungen zwischen den Vegetationseinheiten und ihrer Umwelt als notwendig. Aus diesem Grund basieren die ökologischen Untersuchungen auf historischen und verschiedenen biotischen und abiotischen Parametern bezüglich Klima, Boden und Vegetation.

2.2.1 Mikroklima

Der Begriff Mikroklima ist nicht so eindeutig abgegrenzt wie der des Makroklimas. Verschiedene Autoren geben unterschiedliche Definitionen, die BERÉNYI (1967) darstellt und bespricht. In Anlehnung an diesen Autor wird hier das Mikroklima als „das Klima der kleinen Lufträume der Grenzflächen“ verstanden. Das Mikroklima entsteht also „im Berührungsgebiet einer beliebigen Oberfläche und der Luft“, demzufolge überall dort, wo „die Luft mit einem Medium in Verbindung tritt, dessen Aggregatzustand oder Dichte von ihr abweicht“.

In einigen vegetationspezifischen Untersuchungen wird auch der Begriff Pflanzenklima als Synonym zu Mikroklima verwendet. GEIGER (1972) unterscheidet zwischen „selbständigem“ und „unselbständigem Mikroklima“. Bei erstem sind die Eigenschaften des Bodens und der Vegetation allein maßgebend für die Mikroklimabildung. Dagegen spielt in dem unselbständigen Mikroklima der horizontale Massenaustausch der näheren und weiteren Umgebung eine beachtliche Rolle.

Vorliegende Arbeit befasst sich mit dem Mikroklima, das in dem Berührungsgebiet zwischen Boden und Luft entsteht. Die Grenze des bodennahen Klimas liegt laut GEIGER (1972) bei 1,5 bis 2 m über dem Boden, wobei der Autor die Einschränkung der Gültigkeit dieser Zahl auf unbewachsenen, horizontalen Boden in gemäßigten Makroklimazonen erkennt.

Dementsprechend wird das in 2 m Höhe gemessene Großklima nicht von den Gesetzmäßigkeiten des bodennahen Bereiches beeinflusst. In früherer Zeit betrachtete man die Abweichungen in Bodennähe (größere Extremwerte und Schwankungen der Klimaparameter) als eine Störung zur Erfassung repräsentativer Klimadaten. Deshalb wurde beschlossen, durch erhöhte Aufstellung (2 m), Bau einer Messhütte und standardisierten Untergrund (kurzgemähter Rasen) diesen Einfluss der bodennahen Schichten auszuschalten.

Für das Gedeihen der Pflanzen in einem bestimmten Gebiet spielt jedoch nicht nur das Großklima eine wichtige Rolle, sondern auch das Mikroklima erweist sich, hauptsächlich in den ersten Stadien der Ontogenese, als ausschlaggebend.

Die Merkmale des Mikroklimas eines gewissen Standortes werden von den Strahlungsverhältnissen, der Luftbewegung bzw. dem Luftaustausch und der Beschaffenheit der Oberfläche (Bodenfarbe, Rauigkeit bzw. Mikrorelief, Porosität, Existenz, Höhe und Dichte einer Pflanzendeckung) bestimmt. Das Zusammenwirken dieser Parameter beeinflusst wiederum den Verlauf und die Höhe von Luftfeuchtigkeit, Temperatur und Windbewegung der bodennahen Schichten.

2.2.2 Aktuelle Flora und Vegetation

Als „aktuelle Flora“ eines Bestandes werden die Pflanzenarten bezeichnet, die in dem ausgewählten Gebiet vertreten sind. Dies kann in Form von Keimlingen, Jungpflanzen oder reifen Individuen der Fall sein.

Unter der „aktuellen Vegetation“ eines Gebietes werden die verschiedenen Pflanzengesellschaften, welche ein Gebiet besiedeln, verstanden. Bestimmend für die Beschreibung der Assoziationen sind Kenntnisse über die Artenzusammensetzung und Physiognomie der Bestände. Die Dominanzverhältnisse spielen in manchen Fällen ebenfalls eine wichtige Rolle.

2.2.3 Diasporenniederschlag

Die Ausbreitung der Pflanzen und die damit im Bezug stehende Änderung bzw. Erhaltung ihres Areals erfolgt durch Ausbreitungseinheiten, die als „Diasporen“ (von diaspeiro = ich säe aus) bezeichnet werden. Die Ausbreitung stellt den Prozess dar, der zur Verteilung der Pflanzen und ihrer Diasporen (z.B. in der Samenbank) führt. Die räumliche Verteilung wird als Verbreitung bezeichnet. Somit ist nach CHRISTIANSEN (1954) die Verbreitung ein statischer, die Ausbreitung dagegen ein dynamischer Begriff.

Unter dem Begriff „Diasporologie“ (Ausbreitungsbiologie) der Pflanzen versteht man die Untersuchung der Zustände und Prozesse, die die ausbreitungsbiologische Fähigkeit der verschiedenen Pflanzenarten beeinflussen bzw. bestimmen.

Die Diasporen können als Folge generativer (z.B. Samen, Früchte, ungekeimte Embryonen und Keimlinge) bzw. vegetativer (z.B. Brutknollen, Brutzwiebeln, Turionen) Vermehrung entstehen (MÜLLER-SCHNEIDER 1977).

Die Untersuchungen zum Diasporenniederschlag beziehen sich in dieser Arbeit nur auf die generativ entstandenen Ausbreitungseinheiten. Vegetative Vermehrungs- und Ausbreitungsorgane wurden nicht berücksichtigt.

In der vorliegenden Arbeit wird als „Diasporenniederschlag“ oder „Diasporenregen“ der Transport der Ausbreitungseinheiten aus der Mutterpflanze bis zur Ruheposition auf einer Oberfläche bezeichnet. Als „primäre Ausbreitung“ wird der Prozess definiert, durch den die Ausbreitungseinheiten von der Mutterpflanze ausgehend auf eine erste, aber nicht unbedingt definitive Oberfläche abgelagert werden („1. Phase der Ausbreitung“ nach CHAMBERS & MACMAHON 1994). Unter „sekundärer oder tertiärer Ausbreitung“ versteht man die Hintereinanderwirkung von einem zweiten bzw. dritten Vektor im Ausbreitungsprozess („2. Phase der Ausbreitung“ nach CHAMBERS & MACMAHON 1994).

Diese 2. Phase der Ausbreitung, sprich die weiteren senkrechten bzw. waagerechten Bewegungen der Diasporen, besitzt eine große Bedeutung für die Weiterentwicklung der Keimungs- und Etablierungsprozesse. Sie kann das Antreffen einer sog. Schutzstelle („safe site“) beeinflussen (hygroskopische Bewegungen der Diasporenanhänger, Begraben der Diasporen durch Kleinsäuger). Darüber hinaus bewirkt sie in der Regel die Verringerung der Dichte der Diasporen in der Nähe der Mutterpflanze und des damit verknüpften Fraßdruckes (JENSEN, 1985; JENSEN & NIELSEN 1986; KOLLMANN & PIRL 1995).

Die sekundären bzw. tertiären Ausbreitungsprozesse können also die von den Diasporen erreichte Entfernung von der Mutterpflanze ändern oder die Anreicherung in die Samenbank bewirken.

2.2.4 **Diasporenbank**

Die „potentielle Flora“¹ eines Gebietes wird als die Anzahl der Pflanzenarten, die im Boden bzw. auf der Bodenoberfläche als keimfähige Diasporen vorhanden sind, definiert und als Synonym für den Begriff Diasporenbank („seed bank“) verwendet (vgl. KROPÁČ 1966; ROBERTS 1981 und FISCHER 1987). Aus diesem Bodenpotential können nach Störungen kleineren oder größeren Ausmaßes neue Pflanzengesellschaften durch Neuetablierung oder Verschiebung der Artenzusammensetzung entstehen (z.B. durch Mahd oder Beweidung). Die Assoziationen, die nach einer totalen oder partiellen Störung entstehen, können denen gleichen, die im Bestand vor der Störung vorkamen, oder eine gänzlich unterschiedliche Artenzusammensetzung aufweisen. Die Gruppe der Pflanzengesellschaften, die in einem Gebiet durch diese Entwicklungsgänge entstehen kann, wird „potentielle Vegetation“ genannt.

Das Zusammenspiel von Prozessen wie Diasporenniederschlag, Eindringen der Diasporen in den Boden, Keimung und Etablierung der Keimlinge stellt die wichtigen Wechselwirkungen zwischen aktueller und potentieller Vegetation dar.

Die potentielle Flora spielt eine große Rolle in den Prozessen, die zur Erhaltung einer Population dienen. Sie verringert die Gefahr des Aussterbens einer Population, indem sie als Samenreservoir wirkt, und sie führt zu einer Anreicherung des Gen-Pools einer Population, da sie eine unterschiedlichere Zusammensetzung von Allelen aufweisen kann als die Zusammensetzung im Bestand der aktuellen Vegetation (HYATT & CASPER 2000).

¹ Die hier definierte „potentielle Flora“ ist nicht mit dem Begriff „potentielle natürliche Vegetation (pnV)“ laut TRAUTMANN (1966) zu verwechseln.

3 Das Untersuchungsgebiet

3.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Der Rhein lässt sich in seinem Lauf durch die Bundesrepublik Deutschland in die folgenden Hauptabschnitte gliedern:

- Hochrhein (Konstanz – Basel)
- Oberrhein (Basel – Bingen)
- Mittelrhein (Bingen – Bonn)
- Niederrhein (Bonn – Landesgrenze zu den Niederlanden)

Das Untersuchungsgebiet liegt im südlichen Oberrhein-Tiefland südlich von Breisach i. Br. im Raum Hartheim-Grißheim. Es befindet sich im oberen Teil der Markgräfler Rheinebene (laut des Klassifikationssystems der naturräumlichen Gliederung Deutschlands von MEYNEN et al. 1962). Es erstreckt sich in Ost-West-Richtung zwischen der Bundesautobahn A 5 und dem Rhein, von Norden nach Süden zwischen der Hartheimer Rheinstraße (Rheinkilometer 215,5) und der nördlichen Grenze des Naturschutzgebietes Rheinwald Neuenburg bei Grißheim (Rheinkilometer 205,8). Eine Aufnahmefläche befindet sich ca. 750 m nördlich der Rheinstraße bei Hartheim in einem militärischen Übungsgebiet.

Die Breite des Untersuchungsgebietes variiert von ca. 150 m zwischen den Rheinkilometern 209 und 210 bis ca. 1000 m, z.B. im Käfigeckengrund (Rheinkilometer 206). Ausgedehnte Flächen sind mit Forsten bedeckt, wobei die Kiefernforste (Reinkulturen der Waldkiefer, *Pinus sylvestris*) einen großen Anteil ausmachen. Es sind aber auch Robinienbestände (*Robinia pseudoacacia*), Birkenforste (*Betula pendula*) und Edellaubholzforste (*Acer* sp., *Tilia* sp., *Fraxinus excelsior*, *Cerasus avium*) in diesem Gebiet anzutreffen.

Die Trockenvegetation im Bereich der Kiesgruben, welche entlang des Rheins von großer Bedeutung sind, wurde nicht in die Auswahl der Probestellen miteinbezogen. Zahlreiche Arbeiten befassen sich detailliert bereits mit der Problematik der Kiesgruben (Renaturierung, Naturschutzwert; siehe BURKHARD & BACHMANN 1976; BARTHEL 1988; ZINTZ et al. 1993; GILCHER & BRUNS 1999; RADEMACHER 2001 u.a.).

Die Fläche, die von Trockenrasen, -gebüsch und -wäldern bedeckt ist, nimmt nur einen kleinen Anteil der Gesamtfläche ein und beschränkt sich auf das Gebiet südlich der Rheinstraße Grißheim im Käfigeckengrund (nördlich des Naturschutzgebietes „Neuenburger Rheinwald“).

3.2 Regionalklima im südlichen Oberrheingebiet²

Der Oberrheingraben gehört zum feuchtemäßigsten Klima (KÖPPEN 1923), mit einer mittleren Lufttemperatur unter 22 °C im wärmsten Monat des Jahres (Juli) und einer mittleren Lufttemperatur über –3 °C im kältesten (Januar). Mindestens 4 Monate weisen eine Mitteltemperatur von über 10 °C auf.

² Die Bemerkungen basieren auf den Angaben von FIEDLER (1995).

3.2.1 Lufttemperatur

Das Klima im Bereich der südlichen Rheinebene wird sehr stark von ihrer Topographie geprägt. Ein Beispiel dafür sind die warmen und feuchten Luftmassen des Mittelmeerraumes, die durch die Burgundische Pforte aus südlicher Richtung in das Gebiet eindringen. Die relativ hohen Randgebirge der Oberrheinebene schützen sie gegen kalte Luftströmungen aus anderen Richtungen.

Die Lufttemperatur im Jahresmittel beträgt 11,1 °C (Zeitraum 1971-2000). Die Mittelwerte für den kältesten Monat des Jahres (Januar) variieren zwischen 0 °C und 2,4 °C, die für Juli (wärmster Monat des Jahres) zwischen 19 und knapp über 20 °C. Diese hohen Temperaturwerte sind Ausdruck für die Grabenstruktur des Gebietes. Während der Vegetationsperiode (vom 1. April bis zum 30. September) werden Temperaturmittelwerte zwischen 15 °C und 17 °C errechnet.

Im Jahresverlauf steigt die Lufttemperatur im Oberrhein-Tiefland von Mitte Februar bis zur ersten Julihälfte etwa gleichmäßig um ca. 3,5 °C pro Monat an. Im Hochsommer liegen die Mittelwerte bei 18,5 °C. Im Herbst fällt die Temperatur relativ schnell und konstant mit einem Rückgang von ca. 4,5 °C von September bis November (FIEDLER 1995).

Die Schwankungsbreite der Tagesmittelwerte³ beträgt 5,4 °C im Dezember und 11,3 °C im Juli. Das absolute Jahres-Minimum der Temperatur (- 23 °C) tritt üblicherweise im Januar oder Februar auf; das absolute Maximum (37 °C) wird normalerweise zwischen Anfang Juli und Mitte August gemessen (FIEDLER 1995).

3.2.2 Frosttage

Als Frosttage werden diejenigen Tage bezeichnet, an denen die Tiefsttemperatur mindestens einmal unter 0 °C sinkt.

Die jährliche mittlere Anzahl der Frosttage in der Oberrheinebene liegt bei 80 Tagen. Die ersten Frosteinbrüche treten zwischen dem 19. und dem 22. Oktober auf. Ab dann steigt die mittlere Anzahl der Frosttage schnell an und erreicht 18 Tage im Dezember. Der Januar weist die höchste mittlere Anzahl auf (durchschnittlich 19 Frosttage). Ab März sinkt die mittlere Anzahl der Frosttage deutlich ab, um sich im April nochmals um mehr als die Hälfte zu verringern. Die Zeit zwischen Juni und September ist meist frostfrei. Der letzte Frost tritt zwischen dem 19. und dem 22. April auf.

3.2.3 Sommertage und heiße Tage

Unter Sommertage werden diejenigen Tage verstanden, an denen die Maximumtemperatur in der Wetterhütte 25 °C erreicht oder überschreitet. Als heiße Tage bezeichnet man die Tage, an denen der Wert der Temperatur in der Hütte 30 °C oder mehr beträgt.

Der Juli weist die höchste Anzahl sowohl an Sommertagen (13 bis 15) als auch an heißen Tagen (3 bis 5) in dem Oberrhein-Tiefland auf. In einem warmen Sommer können im Juli 22 Sommertage auftreten, in einem kühlen Sommer dagegen nur 8 bis 12. Beginnend mit August sinkt die Anzahl der Sommertage schnell ab. Aber im September gibt es immer noch

³ Der Tagesmittelwert wird als die Differenz zwischen mittlerem Tagesmaximum und mittlerem Tagesminimum bestimmt.

durchschnittlich 5 bis 7 Tage mit einer Temperatur von 25 °C oder mehr. Im Oktober sind die Sommertage dagegen äußerst selten.

3.2.4 Niederschlag

Im Schatten der Vogesen bildet sich ein Trockengebiet, dessen Zentrum bei Colmar liegt. Dieses Gebiet erstreckt sich bis zum Rhein hin und betrifft den Flussabschnitt zwischen Grißheim und Breisach, in dem sich das Untersuchungsgebiet befindet. Die mittleren Jahressummen der Niederschläge liegen bei 650 mm und schwanken stark zwischen Trockenjahren (540-720 mm aber auch Extremwerte wie z.B. 1949 mit 200 mm Jahressumme) und niederschlagsreichen Jahren (720 - 900 mm).

Im April steigt die Häufigkeit der Ostwinde und damit die Niederschlagswerte im Vergleich zum Januar an. Starkniederschläge, nicht selten von Gewitter und Hagel begleitet, treten dann auf. Sie werden durch konvektive Prozesse aufgrund der erhöhten Sonneneinstrahlung verursacht.

Im Juli wird die Niederschlagshöhe in der Rheinebene deutlich größer gegenüber den vorherigen Monaten (zwischen 60 und 75 mm). Der Lee-Effekt der Vogesen spielt nur noch eine untergeordnete Rolle.

Aufgrund des häufigen Auftretens von antizyklonalen Wetterlagen gehört der Oktober zu den regenärmsten Monaten des Jahres. Die Niederschlagswerte erreichen in manchen Bereichen der Oberrheinebene nur noch 45 mm.

Die Hauptmenge der Niederschläge (zwischen 360 und 450 mm) fällt während der Vegetationsperiode, vorwiegend im Juli und August. Dies entspricht der Dominanz der konvektiven Vorgänge im Sommerhalbjahr und dem davon verursachten geringeren Abschirmeffekt der Vogesen.

Der Medianwert der Tage mit Schneebedeckung in der warmen Rheinebene beträgt 10 im Januar und liegt zwischen 4 und 5 im Februar.

3.2.5 Wind und Bewölkung

Die Grabenstruktur der Oberrheinebene spiegelt sich in den Hauptrichtungen der Winde wider. Hier dominieren die parallel zum Tal wehenden Winde aus südsüdwestlichen und im geringeren Maße aus nordnordöstlichen Richtungen. Alle in der freien Atmosphäre aus Süd über West bis Nord kommenden Strömungen wandeln sich in diesem Gebiet in südliche Winde um. Bei einer Höhenströmung aus Osten bildet sich eine von Norden nach Süden verlaufende Strömung aus.

Die Monate mit höheren Häufigkeitswerten sind Januar, Februar und März. Im Juli und August werden die niedrigsten Werte registriert.

Der Föhnneffekt östlich der Vogesen erstreckt sich bis über den Rhein und führt zu einer Auflockerungszone der Bewölkung. Der Monat Januar ist der bewölkungsreichste, gefolgt von Dezember und November. Im Oberrheingraben treten Maximalwerte zwischen 140 und 150 heiteren Tagen⁴ auf.

⁴ Ein heiterer Tag wird als ein Tag, an dem der mittlere Bewölkungsgrad weniger als 20 % beträgt, definiert.

Die geringere Bewölkung und die längere Sonnenscheindauer haben eine verstärkte Verdunstung zur Folge, die den Wasserhaushalt des Oberrheinischen Trockengebiets noch mehr verschlechtert. In Rheinnähe ist jedes vierte bis fünfte Jahr als Dürrejahr anzusehen. Ein Dürrejahr, oder besser ausgedrückt, ein Dürresommer ist nach VOGEL (1969) wie folgt zu verstehen: In der Vegetationsperiode müssen mindestens drei der sechs Monate bei einer positiven Temperaturabweichung von mindestens 0,5 °C folgende Niederschlagsschwellenwerte unterschritten haben: April 50 mm, Mai 65 mm, Juni 70 mm, Juli 70 mm, August 65 mm, September 50 mm.

3.3 Entstehung des Oberrheins

Als Oberrhein bezeichnet man heute den Stromabschnitt zwischen Basel und Mainz/Bingen. Der Oberrheingraben ist ein Teilabschnitt von ca. 300 km Länge und 40 km Breite innerhalb eines großen Grabenbruchsystems, das vom Mittelmeer bis zur Nordsee reicht. Er erstreckt sich vom Schweizer Jura im Süden bis zum Taunus im Norden. Westlich wird der Graben von der Tertiärscholle des Hügellandes von Alzey begrenzt, östlich ist das Rhein-Main-Tiefland eingebrochen (DONGUS 2000).

Bereits im Pliozän durchfloss der Urrhein den Oberrheingraben. Erst vor rund 300.000 Jahren ist der Alpenrhein dem heutigen Rheinsystem eingegliedert worden. Im Großen Interglazial ist also ein geschlossenes System Alpenrhein-Hochrhein-Oberrhein vorhanden.

Die Voraussetzungen für die Genese des Oberrheingrabens wurden bereits im Karbon geschaffen, wo sich „Sollbruchstellen“ innerhalb des variskischen Grundgebirges bildeten. Nach der Bildung des Rheinischen Schildes in der Oberkreide wurden diese Sollbruchstellen aufgebrochen und die Schollen zwischen den Schwächezonen sanken ein. Erst in verhältnismäßig junger geologischer Zeit, etwa mit Beginn des Tertiärs, kam es zu einer Hebung der Grabenschultern mit Maxima im Bereich Schwarzwald/Vogesen. Dabei erfolgten Verschiebungen in vertikaler Richtung von 3.000 - 5.000 m. Es folgte eine Umkehrung der Entwässerungsrichtung nach Westen über die Burgunder Pforte.

Das neue Entwässerungssystem stellte eine Verbindung zwischen den Nordalpen und dem Mittelmeer her und löste die alte hydrographische Verbindung mit dem Schwarzen Meer ab. An der Wende des Tertiärs zum Diluvium (vor etwa 1 Mio. Jahren) kam es zu einem geschlossenen System Aare–Hochrhein–Oberrhein, also zur Verbindung eines Teils der Nordalpen mit der Nordsee.

Das Schollenmosaik des Grabens bedeckt tertiäre, pleistozäne und holozäne Schichten. Das Schmelzwasser der Eiszeit beförderte ungeheure Mengen von Schutt in den Rheintalgraben, der so seine Auffüllung erhielt. Im Durchschnitt haben diese eiszeitlichen Sedimente eine Mächtigkeit von ca. 200 m. Sie variieren jedoch deutlich in ihrer Mächtigkeit durch abwechselnde Ablagerungs- und Wiederausräumungsprozesse während der Zwischeneiszeiten. Die Oberfläche dieser Schichten bildet das Rheintiefland, in dem sich während der letzten Eiszeit (Würm) die aus grobem Kies und Sand bestehende Niederterrasse gebildet hat.

In der Nacheiszeit hörten das Abtragen und der Transport der Schuttmassen allmählich auf. Der postglaziale Rhein schnitt sich in das jung-diluviale Geschiebe der Niederterrasse ein und formte durch diese morphogenetischen Prozesse die Rheinaue, in der er seine alluvialen Geschiebe ablagerte.

Im Laufe der Jahre hat sich der Rhein so tief eingegraben, dass die Rheinaue in der südlichen Oberrheinebene mehrere Meter unter der Niederterrasse liegt. Dieser Geländebruch, der Aue und Niederterrasse trennt, wird als Hochgestade bezeichnet. Die Höhe dieser Stufe beträgt nördlich von Basel bis zum Isteiner Klotz 20-22 m und nimmt dann

allmählich von 16 m auf Null bei Breisach ab. Von hier ab ist eine kaum erkennbare Eintiefung vorhanden. Nördlich von Straßburg setzt die Eintiefung wieder ein und das Hochgestade erreicht Höhen bis zu 12 - 14 m. Im Mainzer Becken geht die Höhe wieder gegen Null. (VOGEL 1969; MICHELS 1973; PFLUG 1982; SCHWARZER 1992, DONGUS 2000).

Die Absenkung des Oberrheingrabens hat dementsprechend keine einheitliche Geschichte. Der Graben entstand nicht überall zur gleichen Zeit und deshalb ist die diluviale Talfüllung keineswegs einheitlich. Die Ablagerungen altdiluvialen Ursprungs bestehen aus abwechselnd sandigen und kiesigen Schichten mit tonigen oder schlickigen Lagen. Sie zeigen insgesamt nur eine mäßige Wasserführung. Im Gegensatz hierzu sind die später abgelagerten jung-diluvialen Kies- und Sandschichten im Allgemeinen stark wasserführend. Rezente Geschiebe der Hochalpen erreichen wegen der Seen nicht mehr den Rhein.

3.4 Historische Bedingungen

3.4.1 Flussbaumaßnahmen

Bis in die Neuzeit hinein hatten die Hochwasser-Schutzmaßnahmen nur lokalen Charakter (s. HASSEL 1965). Der erste weitreichende Eingriff war die Rektifizierung des Rheins durch den badischen Oberstleutnant Johann Gottfried Tulla (1770-1828). Die Arbeiten fanden zwischen 1817 und 1876 statt, wurden aber zwischen 1827 und 1840 unterbrochen (TULLA 1825; HONSELL 1885). Dabei wurden in der Furkationszone⁵ zahlreiche Seitenarme des Stroms in einem Hauptbett auf eine Breite von 200 m bis 240 m zusammengefasst und die weiten Flusssschlingen in der Mäanderzone durchstoßen (KLAIBER et al. 1997). Laufverkürzungen (14 % in der Furkationszone, 37,1 % auf der Mäanderstrecke) erhöhten das Gefälle auf 1,36 ‰ bei Istein und auf 0,84 ‰ bei Breisach. Damit nahmen die Geschwindigkeit des Stromes und die Erosion zu, wodurch die Sohle sich vertiefte. Als weiteres erosionsförderndes Element kam im südlichen Abschnitt hinzu, dass aus dem Hochrhein oberhalb Basel keine Geschiebezufuhr stattfand.

Die geplanten positiven Wirkungen dieses Eingriffes:

- dauerhafte Festlegung der Landesgrenze mit Frankreich,
- Beseitigung der gefährlichen Hochwässer und dadurch Sicherheit für die Ortschaften: „Viele Orte sind verschwunden, mehrere sind aus ihren ehemaligen Stellen verdrängt und einige wurden von einem Ufer auf das andere verlegt.“ (TULLA 1825) Hierher gehört zum Beispiel die Stadt Neuenburg. 1525 wurden rund 45 ha der bebauten Stadt einschließlich des halben Münsters vom Rhein „verschlungen“ (SCHEIFELE 1962),
- Verbesserung der Gesundheitsverhältnisse (Malaria und Typhus gingen deutlich zurück),
- Landgewinnung (bis 1883 konnten knapp 19.000 ha höherwertig genutzt werden als zuvor, ca. 6.600 ha früherer Überflutungsfläche waren trocken gelegt worden).

Die Maßnahmen hatten auch Folgen, die in ihrem nachteiligen Ausmaß nicht erwartet worden waren (die Verschärfung der Spitzhochwässer flussabwärts hatte Tulla im internen Schriftverkehr schon verkündigt):

⁵ „Furkation“, von Furca, lat. = die Gabel. Gabelungen der Hauptrinne entstehen in der stärker geneigten Talauwe (mittlere Untergrundneigung), indem durch Seitenerosion Teile der strömenden Wassermasse seitwärts ausbrechen und ein eigenes, parallel zum Hauptstrom verlaufendes Bett erzeugen.

- die Vernichtung der hochwasserbeeinflussten Bereiche und damit die Verringerung der Artenvielfalt. Biber, Schwarzstörche und Fischadler verschwanden, die Bestände an Stör, Meerforelle, Barbe und Lachs gingen zurück und damit verbunden die Erträge der Fischerei,
- die Verstärkung der Hochwassergefahr flussabwärts (schon 1826 verlangten Preußen und die Niederlande das Ende der Korrektion) (s. VIESER 1985),
- die flächendeckende Absenkung des Grundwasserspiegels und die zusammenhängende Ausdehnung von Trockengebieten.

Unmittelbar nach Beendigung der letzten Arbeiten an der Rheinbegradigung begann eine zweite Phase des Rheinausbaus zwischen 1907 und 1937: die „Rheinregulierung“. Hierfür war der Ingenieur Max Honsell (1843-1910) verantwortlich. Sein vorrangiges Ziel war die Schiffbarmachung des Rheins. Aufgrund der starken Strömung und der erhöhten Schleppkraft des Wassers verlagerten sich ganze Kiesbänke innerhalb der Hauptrinne und die geringe Wassertiefe bei Niedrigwasser erlaubte keine Schifffahrt. Honsell versuchte, durch die Anlage von Querbauwerken (sog. „Buhnen“) die Geschiebebewegung im Strom zu kontrollieren. Der Rhein lagerte sein Geschiebe im Niedrigwasserbereich der Buhnen ab und so wurde eine Schifffahrtsrinne in der Strommitte freigehalten, die die ganzjährige Schifffahrt bis Basel ermöglichte (SCHWARZMANN 1964, BEEGER 1990, BERNHARDT 2000).

Es war aber besonders der Oberrheinausbau des 20. Jahrhunderts, der Landschaftsbild und Ökologie der Auenlandschaft veränderte. Durch den Versailler Vertrag (1919, Artikel 358) erhielt Frankreich das Exklusivrecht, die Wasserkraft des Stromes entlang der deutsch-französischen Rheingrenze zu nutzen. Zwischen 1928 und 1959 wurde parallel zum Rhein von Basel bis Breisach der Grand Canal d'Alsace (Rheinseitenkanal) mit vier Staustufen gebaut. Im bereits tief eingeschnittenen Tulla'schen Rheinbett verblieben nur unbedeutende Wassermengen, so dass das Grundwasser der Aue in dieses Bett ausrinnen konnte. Erhebliche Grundwasserabsenkungen hatten eine großflächige Ausdehnung der Trockengebiete zur Folge, die in der ursprünglichen Aue nur kleinräumig vorhanden waren. Als Konsequenz beschloss man den Seitenkanal nördlich von Breisach nicht weiterzubauen.

Anstelle des durchgehenden Kanals wurde auf der Grundlage des „Luxemburger Vertrages“ von 1956 die so genannte Schlingenlösung durchgeführt. Bei dieser Lösung sollte das Rheinbett so weit wie möglich seine bisherige Funktion behalten. Dabei wurde der Rhein nur noch streckenweise aus seinem Bett in einen Kanal geleitet, dort zur Energiegewinnung aufgestaut und anschließend wieder in sein Bett zurückgeführt. In den Rheinstrecken parallel zu den Schlingen wurden feste Schwellen eingebaut, die den Grundwasserspiegel stützen sollten. Diese Art des Ausbaus erfolgte zwischen Breisach und Straßburg. Aber auch die Schlingenlösung lieferte keine befriedigenden Ergebnisse. Die Verhinderung der Tiefenerosion gewann beim weiteren Ausbau neben der Verbesserung der Schifffahrt und der Energiegewinnung einen immer höheren Stellenwert.

Die Bauvariante nördlich von Straßburg, der Vollausbau, auch Vollkanalisierung genannt, wurde nach gemeinsamen deutsch-französischen Studien entschieden und im Juli 1969 in dem „Pariser Vertrag“ festgelegt. Die so gebauten Staustufen liegen im Rheinbett selbst (s. VIESER 1985).

Durch diese langgestreckten Staueeen und das damit verbundene Ausbleiben der jährlichen Überflutungen wurden insgesamt 130 km² Auen in Xerothermgebieten („Trockenaunen“) umgewandelt. Seit dem Bau der Staustufen hat sich ferner durch das Wegfallen von ca. 60 % der früher überfluteten Vorlandsflächen die Hochwassergefahr flussabwärts drastisch erhöht (BROCK et al. 1987).

3.5 Hydrologische Verhältnisse

3.5.1 Allgemeine Beschreibung

Vor der Rheinkorrektion durchfloss der Oberrhein zwischen Basel und Straßburg ein etwa zwei bis drei Kilometer breites Gebiet mit zahlreichen größeren und kleineren Armen, einer Vielzahl von Inseln (mehr als 2000) und wandernden Kiesbänken: die Furkationszone. Dieser Stromtyp reichte von Lörrach bis zum Kaiserstuhl. Die Fläche der Furkations-Auen in Baden-Württemberg betrug ca. 201 km² (SCHÄFER 1973a).

Nach der Korrektion grub sich der Rhein, infolge der erhöhten Strömungsgeschwindigkeit und der verstärkten Schleppkraft, immer tiefer in sein Bett ein. Seit dem Bau des Rheinseitenkanals führt fernerhin der „Restrhein“ bei Normalwasser weniger als 10 % des gesamten Rheinwassers (ca. 20 m³/s mehr als 200 Tage/Jahr). Erst wenn die Abflussmenge bei Basel 1400 m³/s übersteigt, wird die zusätzliche Wassermenge umgeleitet und fließt in das „Tullabett“. (Der Rhein führt durchschnittlich an fünf bis zehn Tagen pro Jahr noch Hochwässer in ca. 2/3 der ursprünglichen Pegelhöhe⁶ (COCH 2000)). Demgemäß blieben die flächendeckenden Überflutungen und damit ein bedeutungsvoller Bewässerungs- und Düngungseffekt in den angrenzenden Gebieten aus. Die starke Erniedrigung der Rheinwasserstände hat in der Rheinebene die Grundwasserstände nochmals beträchtlich abgesenkt. 1954 berichtet Schwarzmann: „(es) ergibt sich, dass jeweils nach Inbetriebnahme eines Abschnitts des Rheinseitenkanals die mit den veränderten Abflussverhältnissen im Rheinbett zusammenhängenden Absenkungen des Grundwasserspiegels mit ihren Folgen für die Vegetation und die Wasserversorgungen... schon bald in Erscheinung treten“ (SCHWARZMANN 1954: 507). Der Autor warnt auch vor „unerfreulichen“ Auswirkungen für die Wasserwirtschaft und vor der Verminderung der Filterwirkung des Grundwasserleiters in Bezug auf ihren Reinigungseffekt.

Die Erosion verursachte bis zum Jahre 1950 eine Sohlensenkung von 6,8 m bei Rheinweiler und 2 m bei Breisach (Werte für die Rheinebene). Im lockeren, kiesreichen Untergrund des Rheintales mit seinem Gefälle stellte sich der Grundwasserspiegel recht schnell auf den tiefen Rheineinschnitt ein. Im Bereich der Rheinniederung wurden in der Zeit von 1828 bis 1950 bis 7 m Unterschied im Grundwasserspiegel in dem Abschnitt Märkt bis Hartheim gemessen, bis 4 m zwischen Hartheim und Breisach und bis 3 m zwischen Breisach und Sasbach (VOGEL 1969). Die beobachtete Grundwasserabsenkung entspricht ungefähr der Sohlensenkung, wie man aus den vorigen Daten entnehmen kann.

Abbildung 1 zeigt den Verlauf des Grundwasserspiegels im Querschnitt durch die rechtsseitige Rheinniederung bei Grißheim bei einem Wasserabfluss von etwa 540 m³/s am Rhein bei Basel vor der Korrektion (Linie 1) und vor der Inbetriebnahme des Rheinseitenkanals (Linie 2) (SCHWARZMANN 1964).

Der Wasserhaushalt des Oberrheinbeckens wird zurzeit durch die Niederschläge, die seitlichen Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet und den Rhein reguliert. Das Regenwasser und das Wasser der Nebenflüsse versickert und speist den Grundwasserkörper. Überdies nimmt der Rhein je nach Wasserstand das Grundwasser auf oder leitet es ab.

- *Niederschläge*. Sie sind hauptsächlich als Regen und Schnee wirksam und im geringeren Maße Kondensationswasser aus der Atmosphäre. Das Oberrheingebiet, mit einer mittleren Jahressumme von 650 mm Niederschlag, gehört jedoch zu den trockensten

⁶ Als Hochwasser werden hierbei nur Wasserstände gewertet, die über dem ehemaligen mittleren Abfluss von 1000 bis 1100 m³/s liegen.

Gebieten Mitteleuropas. Außerdem fällt die Hauptmenge der Niederschläge im Sommer, wenn die Evapotranspiration am größten ist. SCHWARZMANN (1955, zitiert in SCHÄFER 1973b) konnte, nach seinen Untersuchungen in den Jahren 1952-1954, den Anteil an Regenwasser, der eine Neubildung von Grundwasser bewirkt, messen. Er berichtet, dass von 767 mm Gesamtniederschlag 318 mm (41,5 %) den Grundwasserkörper erreichen und 444 mm (58 %) gehen durch Verdunstung für die Grundwasserneubildung verloren, wobei die Grundwassererneuerung fast ausschließlich im Winterhalbjahr (84 %) erfolgt. Der Zuwachs an Grundwasser über diesen Weg ist im Ganzen gering. Die erwähnten Angaben sind nicht aktuell, veranschaulichen aber trotzdem die Verhältnisse im Gebiet.

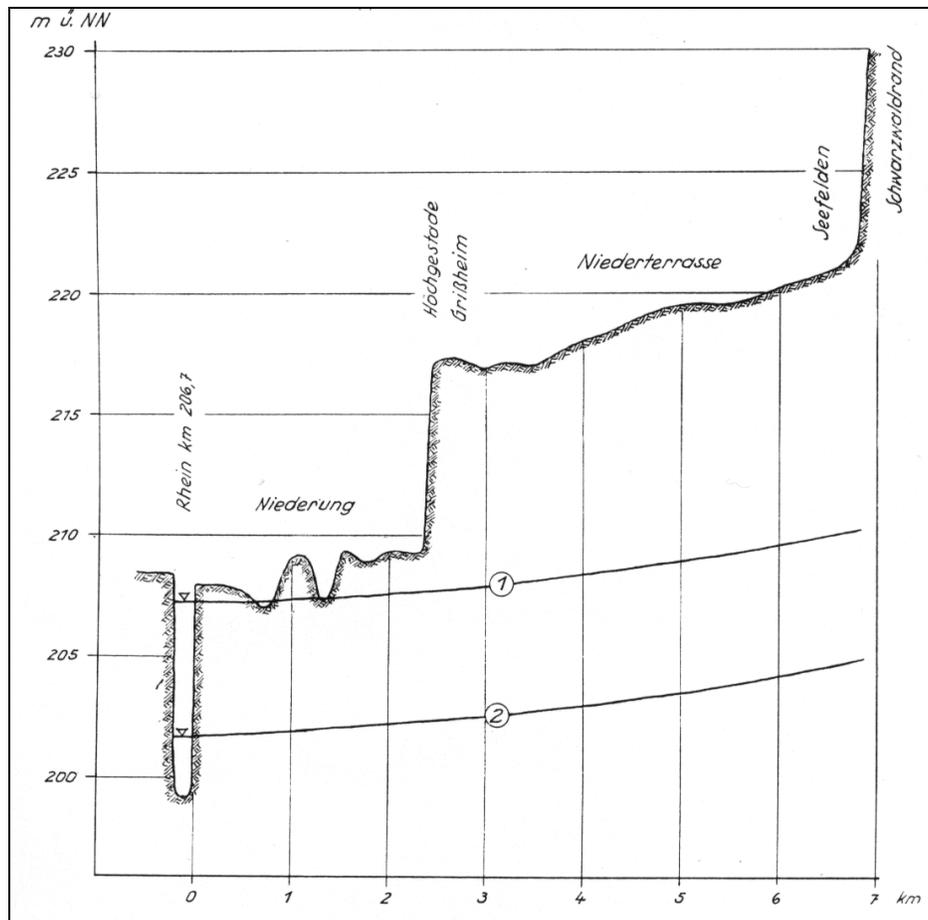


Abbildung 1. Schnitt durch die Rheinniederung (Rhein-km 206,7, Grißheim-Seefeldeln). Verlauf des Grundwasserspiegels bei einem Rheinabfluss von $540 \text{ m}^3/\text{s}$.

Linie 1: Vor der Durchführung der Rheinkorrektur;

Linie 2: Im Zustand vor Inbetriebnahme des Rheinseitenkanals. (Aus SCHWARZMANN 1964.)

- **Zuflüsse.** Viele Abflüsse der angrenzenden Westhänge des Schwarzwaldes versiegen bereits im Kies der Niederterrasse und speisen so den Grundwasserkörper. Im südlichen Oberrheingebiet gibt es keine oberirdischen Zuflüsse vom Schwarzwald, ihr Wasser versickert, bevor sie den Rheinstrom erreicht haben.
- **Rhein.** Die Wasserführung des Rheins ist im Vergleich zu anderen Flüssen und, wenn man ihn als Gesamtheit betrachtet, sehr ausgeglichen. Dies ist auf die alpine Lage seiner Quellgebiete und auf die verschiedenartigen Regime seiner Nebenflüsse zurückzuführen (ESCHWEILER 1966). Allerdings wird der jährliche Gang der Wasserbewegung bis zur Neckarmündung noch völlig von den alpinen Quellen bestimmt. Der Anteil, den das

Alpengebiet zum Gesamtabfluss beiträgt, ist im Jahresdurchschnitt 48 %. Die jahreszeitlichen Schwankungen sind aber sehr groß: Im Winter verringert sich der Anteil auf weniger als 30 %, im Sommer steigt er auf über 70 % an. Diese Werte können auch von Jahr zu Jahr sehr variieren. Dementsprechend fallen die niedrigsten monatlichen Mittelwerte der Pegelstände auf den Februar und die höchsten auf Juni-Juli (LAUTERBORN 1917).

- Die Druckwirkung der Rheinhochwasserstände verursacht einen Grundwasserstau, der sich nach beiden Seiten des Stromes bemerkbar macht. Südlich vom Kaiserstuhl ist der Einfluss des Rheins, je nach Entfernung vom Fluss, verschieden stark ausgeprägt, er reicht bis in eine Entfernung von 4 bis 5 km. Im nördlichen und mittleren Abschnitt der Oberrheinebene ist das Ausmaß des Einflusses geringer, was u.a. auf die feinkörnigere Beschaffenheit des Grundwasserleiters zurückzuführen ist (SCHWARZMANN 1951).

Die durch diese Prozesse verursachten Schwankungen des Grundwasserstands erreichen im Bereich der südlichen Oberrheinebene seit der Durchführung der Rheinrektifikation nicht mehr den Wurzelbereich der Pflanzen (vgl. Abbildung 1). Sie haben jeglichen Einfluss auf die Vegetation verloren. Die frühere Rheinaue wandelte sich in eine Steppe um, was sich in den deutlich niedrigeren Erträgen fast aller Kulturen bemerkbar machte. Die Brunnen, aus denen in den Ortschaften das Wasser herausgepumpt wurde, versiegten und mussten mehrmals vertieft werden, manche wurden völlig wertlos.

3.5.2 *Auswirkungen der wasserbaulichen Maßnahmen auf die Vegetation*⁷

3.5.2.1 Zustand und Nutzung der Aue vor der Rheinkorrektion

Von der badisch-schweizerischen Grenze abwärts bot der Rhein Anfang des 19. Jahrhunderts das Bild eines Wildstromes (vgl. Karte 3). Altarme, Inseln und Kiesbänke wechselten sich räumlich und zeitlich ab.

Wegen der unebenen Oberflächengestaltung kamen sowohl hoch gelegene, grundwasserferne als auch tiefer gelegene, grundwassernahe Standorte vor. Der maximale Höhenunterschied zwischen der Sohle einer ehemaligen Flussrinne und dem benachbarten „Kopf“ einer alten Strominsel erreicht heute im Hartheimer Gebiet 3,2 m, bei Grißheim 5,5 m. Diese Werte könnten denen der damaligen Situation entsprechen oder sie sogar unterschreiten. Vergleicht man diese Höhenunterschiede mit der Wasserführung des Rheins, so kommt man zu dem Schluss, dass die mit einer Höhendifferenz ab 3,0 m zur benachbarten Rinne gelegenen Inseln annähernd sicher vor dem gewöhnlichen Hochwasser waren.

VOGEL (1969) beschreibt die Vegetation auf den hochgelegenen, nur selten überschwemmten Kiesbänken als überwiegend aus anspruchslosen Baumarten wie Birke, Kiefer und xerophilen Sträuchern (Sanddorn, Berberitze, Schwarzdorn, Liguster, Hartriegel) gebildet. Diese Köpfe waren mittelfristig stabile Trockenstandorte. Tiefer gelegene, schlickreiche Inseln wurden vom Deutschen Tamariske und Seekreuzdorn (= Sanddorn) befestigt (V. ITTNER 1819). Diese beiden Sträucher bildeten ein vorübergehendes Sukzessionsstadium zwischen Pioniengesellschaften und einer weidenbetonten Weichholzaue (Weide, Erle).

Fruchtbare Sand- und Schlickböden stellten günstige Bedingungen für die Bewirtschaftung von Eiche, Ulme, Baumweide und Pappel dar. Schwarzpappel und Silberpappel dürften auf

⁷ Die Angaben basieren vorwiegend auf den Arbeiten von VOGEL (1969) und COCH (2000).

höheren Sand- und Schlickbänken neben der Birke schon immer vorhanden gewesen sein. In Übereinstimmung mit REIF (1996) weist VOGEL (1969) auf den beachtlichen Anteil hin, den die Weichhölzer, insbesondere Weide, Pappel und Erle, in dieser Zeit eingenommen haben müssen.



Karte 3. Der Rhein bei Grissheim anfangs des 19. Jahrhunderts. (Ausschnitt aus Blatt 40 des topographischen Atlas über das Großherzogtum Baden)

Aus dem Vergleich der Gewinnbezeichnungen und übrigen Flurnamen („kopf“, „grund“, „aue“, „werder“, „brenne“, u.a.) schließt COCH (2000), dass sich die als Hartholzau zu bezeichnenden Waldbestände in der historischen Aue ausschließlich im Randbereich zum Hochgestade befunden haben. Das Zentrum der Rheinaue war von den teilweise beweideten Köpfen und den als „Grün“ bezeichneten Inseln, die keinen Waldcharakter aufwiesen, beherrscht.

Die Wirtschaftsform des Niederwaldes überwiegt und deckte den örtlichen Bedarf an Brennholz sowie an Faschinen und Pfählen für die lokale Rheinverbauung. Die seltenen Oberhölzer fanden als Nutzholz Verwendung. Solange der Rhein bei jedem Hochwasser seinen Lauf umformte und große Flächen fruchtbares Land überflutete, war eine Umgestaltung der Rheinauewälder nicht in Sicht.

3.5.2.2 Neue Aussichten

Das von der Rheinkorrektur verursachte Ausbleiben der häufigen Veränderungen der Standortbedingungen in der Rheinaue brachte neue Möglichkeiten für die Waldwirtschaft mit sich. Es wurde angestrebt die Niederwaldwirtschaft aufzugeben und zum Mittelwald überzugehen. In dieser Zeit wirkte sich die Rheinkorrektur sehr günstig aus.

Im Laufe der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde die Bestockung durch Anreicherung mit vielen Baumarten laufend verbessert. Esche, Roterle, Ahorn und Hainbuche konnten eingebracht und die Ausdehnung der Fläche von Eichen- und Ulmenpflanzungen vergrößert werden. 1860 wurden Kiefern und Schwarzkiefern auf ertragslosen Kiesrücken eingesetzt.

Alle Harthölzer, aber auch Weichhölzer wie Erle und Pappel wurden am Aufbau des Oberholzes beteiligt. Jeweils nach der Schlagstellung wurden die Schläge gründlich mit Eiche, Hainbuche, Esche, Ahorn, Linde, Pappel, Weiden, auf trockeneren Standorten mit Akazien, Birken, auf Kiesstandorten mit Kiefern, in geringerem Umfang auch mit Schwarzkiefern bestückt. Niederwaldartig bewirtschaftete Faschinenwälder fanden gegen Ende des 19. Jahrhunderts nur auf den Rheinvorlandstreifen statt. Bis in die zwanziger Jahre des 20. Jahrhunderts hinein wurden die Wälder hauptsächlich mittelwaldartig bewirtschaftet.

Der Mittelwaldbetrieb zeigte gute Erfolge. Vorrat und Zuwachs vergrößerten sich. Doch die schon erwähnte Absenkung des Rheinspiegels und die damit in Zusammenhang stehende Grundwasserabsenkung waren bereits wirksam.

3.5.2.3 Nachteile der Rheinrektifikation

Etwa um 1880 wurde im Südtal des Oberrheingebiets eine Verschlechterung der Bodenfruchtbarkeit durch Wassermangel bemerkt. Dieses Bild setzte sich immer weiter nach Norden fort, bis es 1890 das Nordende des Forstbezirks Breisach erreichte.

Die Überflutungen als bestimmender Faktor sowohl für den Wasser- wie auch für den Nährstoffhaushalt gingen für die Auevegetation verloren und ebenfalls das Grundwasser. Die negativen Folgen der Grundwasserabsenkung wurden durch die klimatischen Bedingungen (niedrige Niederschläge, warme Sommer mit hohen Verdunstungsraten) und die Eigenschaften der Böden (durchlässige, kiesreiche Böden) intensiviert.

Den Bäumen gelang es am Anfang, dem sinkenden Wasser mit ihren Wurzeln zu folgen, so dass die Dürreschäden sich zunächst nicht so auffallend bemerkbar machten. Drastische Schädigungen traten erst ein, als das Grundwasser in eine Tiefe abgesunken war, die von den Baumwurzeln nicht mehr erreicht werden konnte. Der Durchmesserzuwachs ließ nach, es wurden nur noch schwache Jahresringe ausgebildet und das Höhenwachstum hörte auf. Gleichzeitig wurde die Belaubung dünner und die Blätter verfärbten sich früher. Zweige

wurden dürr und Zopftrocknis setzte ein. Die Esche wurde am meisten betroffen, gefolgt von der Ulme und im geringeren Ausmaß von der Eiche. Nur die Silberpappel (*Populus alba*) und die Hainbuche (*Carpinus betulus*) konnten sich auf den heute grundwasserfernen Standorten relativ gut halten. Resistent erwies sich die nur stellenweise vorkommende Kiefer (*Pinus sylvestris*). Der Anteil an Kieferpflanzungen stieg um 10 % an.

Die Bäume mussten geschlagen werden, bevor sie völlig wertlos wurden. Dies führte zu einem flächendeckenden Ausschneiden des Dürholzes und zur Entstehung von verlichteten Trockenbuschwaldungen, in deren Artenzusammensetzung nur noch das Unterholz oder in ganz extremen Fällen nur der Strauchwuchs aus Sanddorn, Weißdorn, Berberitze, Schlehe, Pfaffenhüttchen und anderen Trockenheit ertragenden Sträucher übrig blieb. Große Flächen nahm auch die Goldrute (*Solidago gigantea*) ein. So ersetzte die Buschvegetation nach und nach den ursprünglichen Auwald. Die Bestockungen konnten sich nur dort behaupten, wo die Mächtigkeit der Böden größer war. Die seit 1925 angeordnete Überführung in Hochwald misslang. Die forstliche Wirtschaftsführung hat jahrzehntelang das Ausmaß der Katastrophe nicht erkannt. Erst 1930 hat man Gegenmaßnahmen angekündigt und mit dem großflächigen Anbau der Kiefer und Schwarzkiefer begonnen.

3.5.2.4 Situation nach der Rheinregulierung

Mit dem Bau des Rheinseitenkanals wurden dem Strom 1080 m³/s Rheinwasser entnommen, was eine weitere Grundwasserabsenkung von 2,5 bis 3,5 m verursachte. Den Unterschied zwischen ehemaliger und jetziger Wasserführung zeigt die folgende Tabelle (aus VOGEL 1969):

Art der Wasserführung	bisherige Wasserführung	jetzige Wasserführung
Niedrigwasser	540 m ³ /s	10 m ³ /s = 2 %
Mittelwasser	1080 m ³ /s	20-30 m ³ /s = 3 %
Hochwasser	3000 m ³ /s	2000 m ³ /s = 66 %

Diese erneute Grundwasserabsenkung konnte sich im südlichen Teil der Oberrheinebene, etwa oberhalb Rheinkilometer 218, nicht mehr schädlich auswirken, da hier das Grundwasser infolge der Rheinkorrektur bereits zwischen 4 und 7 m tief abgesunken war (vgl. Abb. 1). Im Abschnitt Hartheim/Breisach dagegen traten erst nach Fertigstellung der Staustufe Vogelgrün die Waldschäden ein. Um den Fortgang der Absenkung des Grundwasserspiegels in diesem Gebiet anzuhalten, wurde die Errichtung des Landeskulturwehrs Breisach notwendig.

Weitere, von den wasserbaulichen Maßnahmen unabhängige Umstände haben während des 2. Weltkrieges das Waldsterben noch verschärft.

Die trocken gefallen Gebiete stellen nutzbare Standorte für das Vordringen der Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen in die Talaue dar. Ausbreitung der Wohn- und Industriegebiete, Bau der Autobahn A 5 und des Autobahnhofs Hartheim sind aktuelle Beispiele dafür.

Die Auskiesung der Talaue nimmt ebenfalls große Flächen in Anspruch. Am ganzen Oberrhein besitzt fast jede Gemeinde innerhalb ihrer Gemarkung mindestens eine Materialentnahmestelle (SOLMSDORF et al. 1975).

Die Auswirkungen der oben erwähnten Flussbaumaßnahmen führten zur Entstehung und Ausdehnung eines 70 km langen Trockengebietes entlang des rechten Rheinuferes von Weil am Rhein bis Sasbach am Kaiserstuhl mit einer Waldfläche von etwa 4700 ha (SCHEIFELE 1955).

Nach Angaben des ehemaligen badischen Landwirtschaftsministeriums Freiburg beträgt der entstandene Schaden seit der Rheinkorrektur bis 1950 rund 43 Mill. DM (22 Mill. Euro). Die

Parameter, die in die erwähnte Berechnung eingehen, sind Bodenverlust, Holzverlust und verlorener Kulturkostenaufwand für Fehlkulturen. Am bedeutendsten ist der Verlust an Holz: schätzungsweise 40,2 Mill. DM (20,6 Mill. Euro).

Die ab 1960 am Rhein und an den Altrheinarmen durchgeführten wasserbaulichen Maßnahmen haben nur im nördlichen Teil des Gebietes Vorteile für die Vegetation durch die Verbesserung des Wasserangebotes gebracht. Im südlichen Oberrheingebiet blieben die Grundwasserstände unverändert nachteilig.

3.5.2.5 Die Trockenaue heute

Die Standortdifferenzierung der Pflanzengesellschaften wird im Bereich der Rheinniederung entscheidend vom Wasser bestimmt. Andere Parameter wie Neigung oder Exposition spielen hier eine ganz untergeordnete Rolle. HÜGIN & HEINRICHFREISE (1992) unterteilen die Standorte der Rheinniederung unter Berücksichtigung der Wirkung des Wassers in drei Typen:

- Vom Grundwasser und vom regelmäßigem Wechsel zwischen Trockenfallen und Überschwemmung geprägte Standorte,
- solche, die einem verhältnismäßig gleichbleibenden Grundwassereinfluss unterliegen und allenfalls episodisch überschwemmt werden,
- und Standorte, deren Verfügbarkeit an Wasser nur von den Niederschlägen abhängig ist.

Zum letzten Typ gehören die Standorte in der Trockenaue. Der Wasserhaushalt der Böden hängt von der Mächtigkeit der Deckschicht und von ihrem Anteil an Feinerde ab. Lehmsandige Deckschichten mit einem gewissen Wasserhaltevermögen treten jedoch nur stellenweise auf. Neben der geringen Mächtigkeit der obersten Schicht verursacht vor allem die niedrige Kapillarität der kiesreichen Böden ihren schlechten Wasserhaushalt.

Die aktuelle Vegetation, soweit sie nicht aus Monokulturen (hauptsächlich Kiefernforste) gebildet ist, besteht aus einem kleinräumigen Mosaik aus Trockenrasen (Voll- und Halbtrockenrasen), Gebüsche xerothermer Standorte (Liguster-Schlehe-Gebüsch und Sanddorn-Busch) und thermophilen Wäldern (Eichen-Linden-Wald und Eichen-Hainbuchen-Wald).

3.6 Retentionsraum und Auenrevitalisierung

Als Gegenmaßnahme der Folgen der oben dargestellten Flussbaumaßnahmen stellt sich die Revitalisierung von Auen dar. Eine wiederhergestellte Flussaue würde wie ein Schwamm wirken und die Flutwellen verlangsamen (s. DISTER 1985, 1986, 1991, 1992; KRAUSE et al. 1987; RAST 1992).

Die Bundesrepublik Deutschland und Frankreich haben bereits 1982 vereinbart, den unterhalb der Ausbaustrecke ehemals vorhandenen Hochwasserschutz (Schutz vor einem 200-jährlichen Hochwasserereignis) wiederherzustellen. Die Landesregierung Baden-Württemberg hat dazu 1988 mit dem Integrierten Rheinprogramm (IRP) eine Gesamtkonzeption beschlossen, die einen umweltverträglichen Hochwasserschutz und die Renaturierung der Rheinauen zum Ziel hat.

In Rahmen des IRP waren zunächst (in den 80er-Jahren) ausschließlich massive technische Lösungen vorgesehen, nämlich die Retentionsvarianten A (großflächige Überflutung) und B (großflächige Auskiesung). Nachdem der faunistische und botanische Wert des Gebietes sich als sehr hoch erwies und die vorgesehenen Maßnahmen sich als nicht umweltverträglich herausstellten, wurden 1993 von der Oberrheinagentur zwei weitere Planungsvarianten vorgeschlagen: Variante C, die die Anhebung des Grundwasserspiegels

und teilweise Überflutung des Gebietes im Hochwasserfall plante, und die Variante D, die die Auskiesung eines rund 10 km² großen Gebietes im Bereich der Trockenaue im Raum Grißheim/Hartheim vorsah.

Das Ziel dieser Planungsvarianten war, ein Retentionsvolumen von 25 Mio. m³ im Raum südlich des Kulturwehres Breisach zu erreichen. Mit den Vermittlungen des Freiburger Entomologischen Arbeitskreises und der Unterstützung des Umweltministeriums von Baden-Württemberg wurde diese letzte Variante neu bearbeitet und der Öffentlichkeit ein Vorschlag vorgelegt, der die Auskiesung von ca. 4,5 km² in Form eines 40 km langen und im Mittel 90 m breiten Streifens entlang des rechten Rheinufer vorsieht.

Nach vielen Gesprächsrunden von Experten und Diskussionen in den Arbeitsgruppen innerhalb der Landesverwaltung so wie außerhalb (Naturschutzorganisationen, Gemeinden) hat sich das Land Baden-Württemberg entschieden, die Tieferlegung von Vorlandflächen, die so genannte „90-m-Streifen-Lösung“ weiter zu verfolgen.

Auf Antrag der Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein / Hochrhein, Projektgruppe Breisach, leitete das Regierungspräsidium Freiburg in Februar 2002 das Raumordnungsverfahren für den Rückhalteraum Weil – Breisach, „Tieferlegung von Vorlandflächen“ ein, die in Oktober gleichen Jahres verabschiedet wurde.

Der geplante Tieferlegungsbereich erstreckt sich rechtsrheinisch von unterhalb des Wehres bei Märkt bis zur Karpfenhodschlut südlich von Breisach. Die Planungen sehen vor, das angestrebte Rückhaltevolumen von 25 Mio. m³ durch einen Geländeabtrag auf einer Gesamtfläche von ca. 440 ha innerhalb von 15 Jahren zu schaffen. Die geplanten Abtragshöhen in den Teilflächen betragen zwischen 3 m und 10 m, wobei der Abtrag durchschnittlich bis 0,5 m über dem anstehenden mittleren niederen Grundwasserstand erfolgt (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2002).

Es soll eine differenzierte Herangehensweise durchgeführt werden, bei der wertvolle Biotopbereiche geschont bleiben. Die für den Naturschutz bedeutungsvollen Flächen werden also erhalten und dafür an anderer Stelle Gebiete für den Zweck des Hochwasserschutzes herangezogen (s. BAUM et al. 2000). HUPPMANN et al. (2000) beschreiben die Vorteile dieser Variante und die Vorgehensweise bis zu ihrer Verwirklichung.

Einer der Vorteile, den die Autoren auflisten, ist für die Zwecke des Naturschutzes von entscheidender Bedeutung:

- „Das Netz der Trockenaufenflächen wird zwar in Teilbereichen geschwächt, aber nicht auf 10 km² konzentriert zerstört. Es bleibt in seiner Kohärenz erhalten.“

Erstrebenswert für die volle Rückhaltewirkung der Flächen ist die schnelle Entwicklung der Vegetation in den tiefer gelegenen Bereichen. Auf dem mit dichter Vegetation bewachsenen Gelände wird das strömende Wasser abgebremst. Durch die Verzögerung des Wasserabflusses wird der gewünschte 25 Mio. m³ umfassende Rückhalteraum erreicht. Die Vegetationsentwicklung soll ungestört ablaufen können. Bei der Überflutung der abgetragenen Flächen werden vom Wasser mitgeführter Sand und Schluff herausgefiltert. Diese Sedimentablagerung wird gute Keimbedingungen für die Pflanzen der Weichholzauewälder bieten. Der notwendige Samenflug wird durch die vorhandenen Auewälder der angrenzenden Bühnenfelder gewährleistet. Initialpflanzungen mit standortheimischen Gehölzen sind nur in einer Teilfläche bei den Isteiner Schwellen vorgesehen.

Die Ausführung des Projektes wird voraussichtlich 15 Jahre in Anspruch nehmen. Diese Pläne und Überlegungen würden also zum erwünschten Rückhalteraum und Hochwasserschutz führen, ohne die Interessen des Naturschutzes (sowohl denen der

Befürworter der Auenrevitalisierung als auch denen der Anhänger der Erhaltung der Trockenau) zu vernachlässigen.

Die durch die vorliegende Arbeit gewonnenen Kenntnisse über die ökologischen Ansprüche der verschiedenen Arten der Xerotherm-Standorte sollen zu der Entscheidung über die Existenz der Kohärenz des Trockenstandort-Netzes beitragen

II. METHODIK ZUR DATENERFASSUNG UND AUSWERTUNG

1 Methodik zur Datenerfassung

1.1 Mikroklimatische Parameter

Eine detaillierte mikroklimatische Analyse ist nicht Zweck der Arbeit. Es wurde jedoch versucht, mittels einiger Stichproben die wichtigsten mikroklimatischen Eigenschaften der unterschiedlichen Vegetationsformationen aufzuzeigen. Im engeren Sinne sollte in vorliegender Arbeit von „mikrometeorologischen“ Messungen gesprochen werden, da die gewonnenen Werte die Beschreibung des Zustandes der bodennahen Schichten in einem bestimmten Zeitpunkt beschreiben und nicht die Mittelwerte mehrjähriger Messreihen darstellen.

Im Einzelnen wurden Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Evaporation und Bodentemperatur erfasst. Windmessungen konnten nicht durchgeführt werden, denn der Anlaufwert des zur Verfügung stehenden Schalenkreuz-Anemometers lag unter den Windgeschwindigkeitswerten am Tag der Messungen.

Um die Repräsentativität der Messreihe und die Aussagekraft der Ergebnisse zu erhöhen, wurden die Messungen bei Strahlungswetter durchgeführt. So können Extremsituationen aufgenommen werden, die ökologisch wichtig sind. An wolkenarmen, strahlungsreichen und windschwachen Tagen wird die Klimadifferenzierung zwischen den einzelnen Geländeteilen am deutlichsten (BERÉNYI 1967; LESER 1978; SCHMITT 1989).

1.1.1 Stationen

1.1.1.1 Lage und Aufbau

Vier verschiedene Vegetationseinheiten im Gebiet 3 westlich von Grißheim wurden für die Durchführung der Messungen ausgewählt.

Daten zur Physiognomie der ausgewählten Pflanzenformationen können aus Tabelle 1 entnommen werden.

Die Pflanzengesellschaften dieser Einheiten unterscheiden sich deutlich in ihren physiognomischen Merkmalen: Wald, Gebüsch und zwei unterschiedliche Rasenformationen. Die ausgesuchten Pflanzengesellschaften liefern repräsentative Daten für alle anderen Assoziationen ähnlicher Physiognomie. Die Verteilung der verschiedenen Lebensformen (vgl. Kapitel III „Ergebnisse“, Punkt 2.3), die Höhe des Bestands, der Aufbau und die Zahl der Schichten und ihre Deckung (vgl. Tabellen 2 bis 8, Anhang) sind für die Untersuchung des Einflusses der Pflanzendecke auf das Mikroklima von entscheidender Bedeutung. Die Rolle der floristischen Zusammensetzung ist nur eine untergeordnete.

Die Messungen fanden gleichzeitig in den vier Vegetationseinheiten am 10. August 2000 in Form von „Stationen“ statt. Als Vorlage für den Aufbau dieser Stationen diente die Arbeit von MÜHLENBERG (1976).

An jeder dieser Stationen wurden die Temperatur, die Evaporation und die relative Luftfeuchtigkeit gemessen. Eine Station setzte sich aus zwei Holzpfählen (im Rasen- und Gebüsch-Bestand) bzw. einem Baum (im Wald-Bestand) zusammen. An diesen Pfählen bzw. an diesem Baum wurden die Geräte für die mikroklimatischen Messungen durch Nägel und Seile angebracht. Ein Pfahl diente für die Messungen der Parameter unter Sonnenstrahlung, der andere für die Erfassung der Daten unter Strahlungsschutz. Als Beschattung wurden stabile Kartons mittels Seilen an dem entsprechenden Holzpfahl

befestigt. Im Wald fanden nur die Messungen unter Schattenbedingungen statt. Die Deckung der Vegetation erreicht einen Wert höher als 100 % (Überlappung der Schichten) und lässt das Sonnenlicht in den Bestand nicht eindringen.

Tabelle 1. Physiognomische Parameter der für die mikroklimatischen Messungen ausgewählten Vegetationseinheiten.

Station	Vegetationseinheit	Schichten	Höhe	Deckung
1	Gesellschaft des Niedrigen Hornkrauts (Foto 2)	1. Krautschicht 2. Krautschicht Moosschicht Freier Boden	0,7 m - 0,3 m < 0,2 m	15 % 30 % 45 % 10 %
2	Trespen-Halbtrockenrasen (Foto 3)	1. Krautschicht 2. Krautschicht	1 m - 0,6 m < 0,5 m	20 % 75 %
3	Liguster-Schlehe-Gebüsch (Foto 4)	1. Strauchschicht 2. Strauchschicht Krautschicht Moosschicht	6,5 m - 2 m 2 m - 0,5 m < 0,5 m	40 % 45 % 50 % 25 %
4	Linden-Eichen-Wald (Foto 5)	Baumschicht Strauchschicht Krautschicht Moosschicht Freier Boden	12 m - 7 m 6 m - 0,5 m < 0,5 m	80 % 70 % 40 % < 5 % 40 %

Die Parameter wurden ab 10:00 Uhr im Stundenabstand abgelesen. Die letzten Daten wurden um 20:00 Uhr erhoben. Die Messungen in jeder Station beanspruchten ca. 5 min Zeit. Daher erfolgte die Messung in der Station 4 ca. 15 min später als in der Station 1.

Folgende Geräte zur Erfassung der Mikroklimadaten wurden von der Universität des Saarlandes zur Verfügung gestellt:

- 1 Schalenkreuz-Anemometer
- 8 Piche-Evaporimeter
- 8 Quecksilberthermometer
- 4 Isolationsthermometer
- 5 Thermistoren
- 4 Haar-Hygrometer
- 1 Aspirationspsychrometer

1.1.1.2 Messung der Temperatur

Mittels Quecksilberthermometer wurde der Tagesgang der Temperatur im Bestand gemessen. Die Thermometer wurden in 15 cm und 200 cm Höhe strahlungsgeschützt angebracht (Foto 2). Während der Messperiode wurden Genauigkeitskontrollen mit einem Thermistor durchgeführt. So konnten Abweichungen ausgeglichen werden.

In den Stationen 1, 2, und 3 wurden Isolationsthermometer in ca. 5 cm Höhe exponiert (Foto 2). Diese Messungen wurden im Wald (Station 4) nicht durchgeführt, da die Deckung der Vegetation in dieser Einheit das Eindringen des Sonnenlichts vollständig verhinderte.

Die Temperatur im Boden wurde mit Hilfe von Thermistoren und Quecksilberthermometer gemessen. Die Messgeräte wurden in 5 cm (Thermistoren) und in 20 cm Tiefe (Thermometer) installiert. Am Tag vor den Messungen wurde für jedes Gerät ein passgenaues Loch gebohrt, so dass die Sonde bzw. das Thermometer in die gewünschte

Tiefe versenkt werden konnte. Das Anfertigen des Lochs einen Tag vor der Erfassung der Daten dient zum Temperatúrausgleich mit dem Boden. Die Ablesungen ergeben den von Bodenart, Durchfeuchtung, Bodenbedeckung u.a. abhängigen Temperaturgang im Boden.

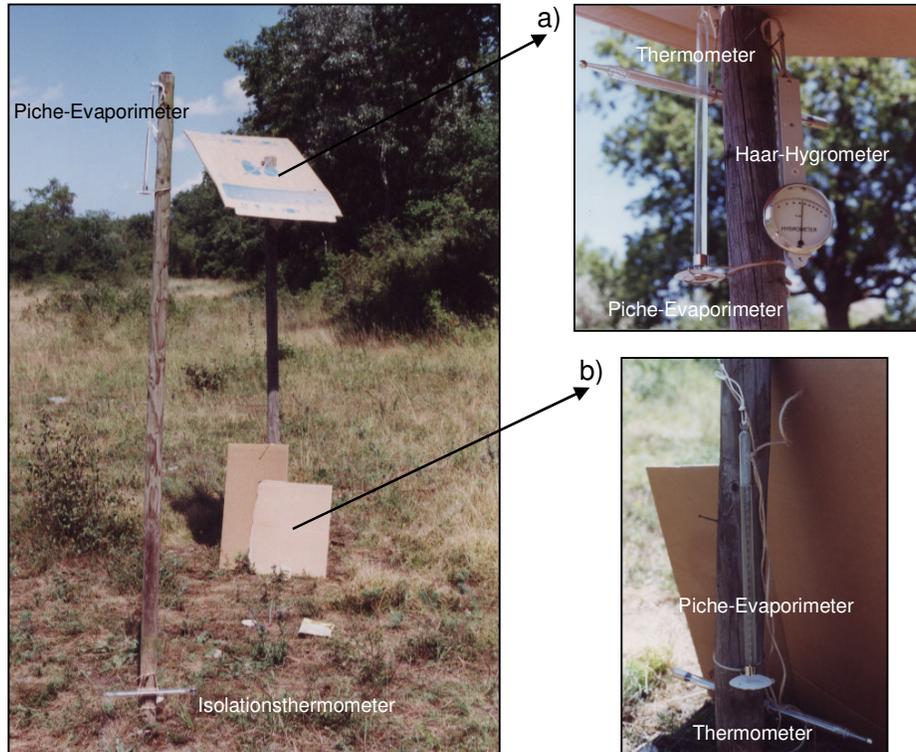


Foto 2. Mikroklimamessungen an der Station 4 (Gesellschaft des Niedrigen Hornkrauts, 10.08.2000). a) Strahlungsgeschützte Messung in 200 cm Höhe. b) Strahlungsgeschützte Messung in 15 cm Höhe.

1.1.1.3 Messung der Evaporation

Strahlungsgeschützt exponierte Piche-Evaporimetern wurden für die Messung der Evaporation benutzt. Sie wurden in einer Höhe von 15 cm und 200 cm vom Boden befestigt. Um den Einfluss der Sonnenstrahlung auf die Evaporation anschaulich zu machen, wurden ebenfalls in jeder Station zwei weitere Piche-Evaporimeter ohne Sonnenschutz in den gleichen Höhen aufgestellt (Foto 2).

1.1.1.4 Messung der Luftfeuchtigkeit

Die Luftfeuchtigkeit wurde mit der Hilfe von Haar-Hygrometern in 200 cm Höhe gemessen (Foto 2). Die Messelemente wurden vor der Messung der Tagesprofile bei hoher Luftfeuchte (>90%) regeneriert und geeicht (MÜHLENBERG 1993). Mittels des verfügbaren Aspirationspsychrometers wurde die Genauigkeit der Messungen in regelmäßigen Abständen überprüft.

1.1.1.5 Messung der Bewölkung

Die Bewölkung wurde als der Anteil des Himmels, der durch Wolken bedeckt ist, gemessen und in Achtelanteilen ausgedrückt.



Foto 3. Station 2 (Trespen-Halbtrockenrasen, 10.08.2000). Sonnengeschützte Mikroklimamessungen (rechts) und Messungen unter Sonneneinwirkung (links).



Foto 4. Station 3 (Liguster-Schlehe-Gebüsch, 10.08.2000). a) Sonnengeschützte Mikroklimamessungen. b) Messungen unter Sonneneinwirkung.



Foto 5. Station 4 (Linden-Eichen-Wald, 10.08.2000). Sonnengeschützte Mikroklimamessungen.

1.2 Floristische und physiognomische Daten der aktuellen Vegetation

1.2.1 Erstellung einer floristischen Liste

Eine Liste aller in den untersuchten Vegetationseinheiten vorkommenden Pflanzenarten wurde durch regelmäßige Begehung des Gebietes erstellt. Außerdem wurden Anmerkungen zur Größe der Bestände einzelner Arten gemacht.

Die Bestimmung der einzelnen Sippen und die Erstellung der floristischen Liste dienen als Grundlage für alle weitere Vegetationsuntersuchungen. Für die Bestimmung der Arten wurden folgende Bücher benutzt: ROTHMALER (1999, 2000), SEBALD et al. (1992a, 1992b, 1993a, 1993b, 1996a, 1996b, 1998a, 1998b) und OBERDORFER (1994). Die Benennung der Arten folgt im Allgemeinen der von ROTHMALER (1999). Die Gattung *Elytrigia* wurde in Anlehnung an SCHOLZ (1993) erfasst.

Centaurea stoebe L. ist laut LUDWIG & SCHNITTLER (1996) bezüglich der Form und Farbe der Hüllblattanhängsel und der Pappuslänge sehr variabel. Diese Autoren gehen davon aus, dass *Centaurea maculosa* Lam. ssp. *maculosa* in Deutschland fehlt und sich die in anderen Arbeiten erwähnten Vorkommen innerhalb der Variationsbreite von *C. stoebe* befinden. Bei der vorliegenden Untersuchung wurde ebenfalls von dieser Hypothese ausgegangen.

Die floristische Liste diente als Basis für die Untersuchung der Anzahl der gefährdeten aufgenommenen Pflanzensippen. Die Daten zur Roten Liste wurden für die Bundesrepublik

Deutschland und für das Land Baden-Württemberg notiert. Dadurch kann ein Kriterium für die Einschätzung des Naturschutzwertes des Gebietes herangezogen werden. Um eine mögliche Veränderung des Gefährdungsgrades einiger Arten in den letzten Jahren erkennbar zu machen, wurden ältere und aktuelle Rote Listen ausgewertet. Die Angaben wurden BLAB et al. (1978, 1984), KORNECK & SUKOPP (1988) und LUDWIG & SCHNITTLER (1996) für die Bundesrepublik Deutschland, HARMS et al. (1983), SEBALD et al. (1992-1998) und BREUNIG & DEMUTH (1999) für das Land Baden-Württemberg entnommen.

Der Vergleich der Gefährdungseinstufungen alter und aktueller Roter Listen erlaubt jedoch nicht immer eine eindeutige Aussage über die Entwicklung der Gefährdungssituation einer bestimmten Art. In vielen Fällen handelt es sich um eine Änderung des Kenntnisstandes über die Arealentwicklung oder die Biologie der Art oder ist lediglich auf eine andere Abgrenzung des betrachteten Gebietes (z.B. durch Einbeziehung der Daten der ehemaligen DDR) zurückzuführen.

1.2.2 Die Braun-Blanquet-Methode

1.2.2.1 Grundlagen

Die Braun-Blanquet Methode aus der franko-schweizerischen Zürich-Montpellier-Schule beruht auf floristischen Grundlagen. Die Vegetationsbestände werden nach floristischen Kriterien gegliedert und aufgrund ihrer floristischen Ähnlichkeit hierarchisch geordnet. Als zusätzliche Daten werden physiognomische Merkmale der Vegetationseinheiten wie Anzahl, Höhe und Deckung der Schichten notiert.

Voraussetzung für diese Methode ist, dass die floristische Zusammensetzung eines Bestandes sowie die Deckung der beteiligten Arten sowohl von den biotischen Wechselbeziehungen der Pflanzen untereinander als auch von ihrer Reaktion auf Standortfaktoren und auf Entwicklungszustand und Nutzung einer Fläche abhängen. Eine weitere Voraussetzung ist, dass Pflanzenbestände unter Freilandbedingungen über Konkurrenz, Koexistenz und Nischenbildung eine „innere Organisation“ zeigen (Konzept des Überorganismus). Man kann deswegen nicht nur die Vegetation typisieren, sondern auch in einer indirekten Weise Standortqualitäten beschreiben und kennzeichnen.

Die Grundeinheit dieses hierarchischen Systems wird *Assoziation* genannt. Die Bestimmung von Assoziationen setzt voraus, dass die Pflanzenbestände im Gelände etwa entlang eines ökologischen Gradienten konkrete, mehr oder weniger deutliche Grenzen (Diskontinuitäten) zeigen.

„Eine Assoziation ist definierbar durch ihre bezeichnende Artenzusammensetzung einschließlich ihrer Kenn- und Trennarten sowie die begleitenden (zusätzlichen) Arten hoher Präsenz.“ Diese Definition lehnt sich an einen Vorschlag auf dem Botanikerkongress in Amsterdam (1935) an. Gemeint sind solche Arten, die in mindestens 50 % der untersuchten Einzelbestände vorkommen.

Kennarten (Charakterarten) haben einen hohen Treuegrad (Gesellschaftstreue), d.h. sie bleiben eng auf die Lebensräume der jeweiligen Vegetationstypen beschränkt. Daneben gibt es *Trennarten* (Differentialarten), die nur in einer nahe verwandten Gesellschaft auftreten und diese von den anderen floristisch differenzieren. Sie zeigen eine mehr oder minder deutliche Bindung an definierbare Standortqualitäten, haben indessen aber eine weite soziologische Amplitude, bleiben also nicht nur auf ein Syntaxon beschränkt.

Ausführlich beschreiben vor allem BRAUN-BLANQUET (1964), WILMANN (1989) und DIERBEN (1990) diese Methode. Eine zusammenfassende Diskussion der verschiedenen Methoden der Pflanzensoziologie gibt BEST (1988) wieder.

In der Arbeit von OBERDORFER (1992, 1993a, 1993b, 1998) werden die Pflanzengesellschaften nach dem Konzept der „soziologischen Progression“ angeordnet. Die soziologische Progression ist als reines Bestimmungsprinzip und nicht etwa im Sinne einer Sukzession zu verstehen. Man geht dabei von einfach strukturierten, frei-, passiv-, beweglichen und dabei instabilen Gesellschaften aus und endet mit reich gegliederten, ortsbeständigen und zeitlich stabilen Vegetationstypen (DIERBEN 1990).

Die Abfolge, in der die Gesellschaften weiter unten beschrieben werden, entspricht diesem Konzept.

1.2.2.2 Anwendung

Von großer Bedeutung für die Repräsentativität der Ergebnisse ist die Auswahl der Probeflächen. Die Aufnahme­flächen sollen in ihrer Struktur, Artenzusammensetzung und den sie prägenden Standortfaktoren weitgehend gleichartig (uniform) sein und sie sollen die in einem uniformen Bestand vertretenen Arten möglichst vollständig enthalten; d.h. sie sollen einen gegenüber Nachbarbeständen floristisch abgrenzbaren Vegetationstyp darstellen (DIERBEN 1990).

MARGALEF (1986) schreibt: «(...) una asociación correspondería a la descripción de un segmento de ecosistema, razonablemente uniforme para que las distintas muestras puedan considerarse como repeticiones casi aleatorias, de modo que el conjunto se puede representar adecuadamente por sus valores medios».⁸

Die Aufnahmen in Wald- und Gebüschformationen wurden in einer 50 m² Fläche, die von Trocken-, Halbtrockenrasen und Pioniergesellschaften in einer 16 m² Fläche durchgeführt. Die geeignete Größe der Aufnahme­flächen wurde an die Umstände im Gelände angepasst (Mosaikstruktur) und wenn möglich, mittels der Minimumareal-Methode für jede Vegetationseinheit bestimmt. Eine Beschreibung der Methode findet sich u.a. in MATEUCCI & COLMA (1982) und GLAVAC (1996).

Die Ausdehnung der von reinen Volltrockenrasen und Pioniergesellschaften bedeckten Bereiche im Gebiet ist sehr gering. Diese Gesellschaften besiedeln extrem kleine Flächen und kommen mosaikartig mitten in Halbtrockenrasen, oft auch in Gebüschformationen, vor. Es ist daher sehr schwer, die Assoziationen für ihre Aufnahme von den angrenzenden Gesellschaften räumlich abzutrennen.

Die Behauptung, dass 0,5 - 2 m² große Flächen für die Aufnahme der Pioniergesellschaften (*Cerastietum pumili*) im Gebiet ausreichend sind, wurde nicht für richtig befunden (PASSARGE 1977). Es stimmt jedoch, dass in vielen Fällen die vollständige Artenkombination in diesen Flächen vorkommt, die aber als Synusien einer weiter verbreiteten Gesellschaft (Halbtrockenrasen, trocken warme Gebüsch) verstanden werden und nicht als eigentliche Assoziationen einzustufen sind.

Es wurden weder mehrere Kleinaufnahmen zu einer Aufnahme vereinigt wie bei RADEMACHER (2001), noch wurde versucht, die Gesellschaften in den Aufnahmen als „reine“ Bestände zu erfassen (siehe BOGENRIEDER & FRISCH 2000). Stattdessen wurden sie so aufgenommen, wie sie im Gebiet räumlich vorhanden sind. Die Bemühungen der oben genannten Autoren, die Trennung bei der Erfassung aufrechtzuerhalten, vereinfacht die Zuordnung der Bestände zu einer bestimmten Assoziation, führt aber zu einer Darstellung in

⁸ Übersetzung der Autorin aus MARGALEF (1986): «(...) eine Assoziation würde der Beschreibung eines Teils vom Ökosystem entsprechen, der einigermaßen uniform erscheint, so dass die verschiedenen Aufnahmen als fast zufällige Wiederholungen derselben Assoziation betrachtet werden können und sie durch durchschnittliche Werte die Gesamtheit gut darstellen können».

Vegetationstabellen, die nicht dem Bild der Vegetation im Gelände entspricht. Die Autoren haben dies ebenfalls erkannt und schreiben daher: „(Es) bedeutet freilich, dass man in den konkreten Beständen des Geländes oft nicht die hier beschriebene Gesellschaft in reiner Form, sondern eine Überlagerung oder Durchdringung mehrerer Gesellschaften vor sich hat, die in der Praxis... oft nur sehr schwer zu trennen (sind)“.

Wenn man die beim Punkt 1.2.2.1 dieses Kapitels beschriebene Voraussetzung der Braun-Blanquet-Methode berücksichtigt, nämlich dass die Bestimmung von Assoziationen die Existenz konkreter, mehr oder weniger deutlicher Grenzen in den Pflanzenbeständen voraussetzt, dann ist die Zuordnung der sich im Gebiet befindlichen Gesellschaften zu bestimmten Assoziationen problematisch. Die klaren Grenzen verschwinden, und was bleibt, ist ein komplexes Mosaik xerothermer Arten.

Im vorliegenden Aufnahmematerial kommen das Eindringen und die starke Vermischung von Arten der Halbtrockenrasen und der *Prunetalia*-Gebüsche in den Xerobrometen und Pioniergesellschaften (z.B. *Cerastietum pumili*) deutlich zum Ausdruck. Die Tabellen 2 bis 8 (Anhang) spiegeln die Mosaikstruktur und die Komplexität der Xerothermgesellschaften des Untersuchungsgebietes wider. Bei der Auswertung der Tabellen ergeben sich Artenblöcke, die reich an *Festuco-Brometea*-Arten sind und die mehr oder weniger Pionier- bzw. Xerobromion-Charakter aufweisen. In Abhängigkeit vom Anteil an Pionier- bzw. Volltrockenrasenarten ist es möglich, die Bestände in Assoziationen zu gruppieren. Der Anteil an *Prunetalia*-Arten gilt als Maß der Verbuschung der Rasen.

Die Braun-Blanquet-Methode wurde nur zur Charakterisierung der Standorte benutzt. Eine Kartierung der Pflanzengesellschaften des Gebietes war nicht das angestrebte Ziel. Die Gesellschaften wurden dann mit Hilfe vorheriger Untersuchungen und Anleitungen aus geeigneter Literatur in das soziologische System eingeordnet. Dafür standen ausführliche Unterlagen zur Verfügung (WITSCH 1980; REIF 1996; KÜHN & WENDL 1999; ILN 1999a; BOGENRIEDER & FRISCH 2000). Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden von 1 bis 33 durchnummeriert. Sie erfolgten im Jahr 2000 im Monat August und im Jahr 2001 im Monat Mai. Auf diese Termine beziehen sich die Buchstaben „s“ (Sommeraspekte) und „f“ (Frühlingsaspekte), die der Nummerierung der Gesellschaften zugefügt wurden.

Die Gesellschaftsbenennung entspricht der bei OBERDORFER (1992, 1993a, 1993b, 1998).

1.2.2.2.1 Schätzung der Artmächtigkeit

Für die Kennzeichnung der Mengenanteile sowie der Deckung verschiedener Arten innerhalb einer untersuchten Fläche wurde eine 9-teilige Skala benutzt (REICHELDT & WILMANN 1973):

- r = Individuum oder oberirdische Triebe pro Aufnahme­fläche, auch in der Umgebung sehr sporadisch; Deckung dabei unter 1 %,
- + = spärlich, 2 - 5 Individuen oder Triebe pro Aufnahme­fläche; Deckung zwischen 1 und 5 %,
- 1 = reichlich; 6 - 50 Individuen oder Triebe pro Aufnahme­fläche, mit sehr geringer Deckung oder weniger reichlich, aber mit hoher Deckung (in jedem Fall unter 5 % innerhalb der Probefläche),
- 2m = sehr reichlich; über 50 Individuen pro Aufnahme­fläche; Deckung dabei unter 5 %,
- 2a = Individuenzahl beliebig, Deckung 5 - 15 %,
- 2b = Individuenzahl beliebig, Deckung 16 - 25 %,
- 3 = Individuenzahl beliebig, Deckung 26 - 50 %,
- 4 = Individuenzahl beliebig, Deckung 51 - 75 %,
- 5 = Individuenzahl beliebig, Deckung 76 - 100 %.

1.2.2.2 Schätzung der Soziabilität

Die Soziabilität (Geselligkeit) ist Ausdruck der horizontalen Verteilung von Pflanzen in einem Bestand, wobei die Aussagekraft dieses Parameters oft in Frage gestellt wird: Es wird argumentiert, dass die Geselligkeit ein artspezifisches Merkmal ist (z.B. ELLENBERG 1956). PFEIFER (1962) weist jedoch darauf hin, dass sie auch vom Standort und Entwicklungszustand der Gesellschaft abhängig ist. Unter Berücksichtigung dessen wurde die Soziabilität mit erfasst. Sie wird nach BRAUN-BLANQUET (1964) mit einer 5-teiligen Skala abgeschätzt:

- 1 = Einzeln wachsend und mehr oder weniger gleichmäßig verteilt,
- 2 = in kleinen Gruppen weniger Individuen auftretend, mit lockeren Ausläufern oder in kleineren Horsten,
- 3 = Flecken oder große Horste bildend,
- 4 = ausgedehnte Flecken, Decken oder Matten aufbauend,
- 5 = ausgedehnte Decken oder Bestände bildend, die eine Probefläche mehr oder minder ausfüllen.

Die Aufnahmen wurden in Assoziationstabellen zusammengestellt. In den Tabellen ist die Artmächtigkeit (Zahl vor dem Punkt) und die Soziabilität (Zahl hinter dem Punkt) angegeben.

1.2.2.3 Angaben über die Gefährdung

Die Gefährdung der Pflanzengesellschaften wurde den Angaben des BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ (2002) entnommen. Die Bedrohung der Biotoptypen entspricht den Angaben bei den Arbeiten von RIECKEN et al. (1994), KÜHN & WENDL (1999) und dessen des INSTITUTES FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ BÜHL (ILN) (1999b). Die Untersuchungen der zuletzt genannten Autoren fanden in ausgewählten Flächen der Oberrheinebene statt und sind Teil der Umweltverträglichkeitsstudie für den Rückhalteraum Weil-Breisach, Tieferlegung von Vorlandflächen (sog. 90-Meter-Streifen-Lösung).

Überdies wurde die Einstufung in den Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien der Europäischen Union mitberücksichtigt (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen).

1.2.3 Lebensformen-Spektrum

1.2.3.1 Grundlagen

Die graphische Darstellung der Lebensformen der in einem bestimmten Gebiet vorkommenden Pflanzenarten ist eine physiognomische Methode, die einen Vergleich der Strukturen verschiedener Gesellschaften und die Verdeutlichung der Beziehungsgefüge Pflanzengesellschaft/Standort erlaubt.

Die Methode wurde von Raunkiaer entwickelt und von zahlreichen Autoren modifiziert. Ausgangspunkt ist das Konzept der „Lebensform“. Unter diesem Begriff fasst man Pflanzen zusammen, die durch bestimmte Anpassungsmerkmale gekennzeichnet sind, nämlich durch Lage und Schutz ihrer ober- und unterirdischen Erneuerungsorgane sowie durch Knospen und Triebe während der ungünstigen Jahreszeit (RAUNKIAER 1939).

In vorliegender Arbeit bedeutet:

P: Phanerophyt: Pflanzen mit Knospen in mehr als 25 bis 50 cm über dem Boden, dazu gehören:

M: Makrophanerophyt (Bäume): Holzgewächse mit aufrechtem Stamm und einer aus Ästen und Zweigen bestehenden Krone.

- N: Nanophanerophyt (Sträucher): Holzgewächse ohne oberirdischen Stamm, mit starker basaler Verzweigung.
- S: Hemiphanerophyt (Zwergsträucher bzw. Halbsträucher): Höchstens 50 cm hohe Holzgewächse bzw. Pflanzen, die nur im unteren Teil verholzt sind und Erneuerungsknospen besitzen.
- Ch: Chamephyt: Pflanzen mit Erneuerungsknospen über dem Boden, selten höher als 25 bis 30 cm.
- H: Hemikryptophyt: Am Boden knospende Arten, meistens durch erdnahe, lebende oder tote Blätter geschützt.
- G: Geophyt: Pflanzen mit Überdauerungsorganen im Boden und dadurch besonders gut geschützt.
- Th: Theorphyt: Einjährige Pflanzen, die die ungünstige Zeit in Form von Samen überdauern.
- W: Hydrophyt: Wasserpflanzen.

1.2.3.2 Anwendung

Als Basis für die Erstellung der Lebensformenspektren der verschiedenen Pflanzengesellschaften diente die angefertigte floristische Liste. Jede Art einer pflanzensoziologischen Einheit wurde einer Lebensform zugeordnet. Die Prozentwerte der verschiedenen vorkommenden Lebensformen pro Vegetationseinheit wurden berechnet und in Balkendiagrammen dargestellt.

1.3 Diasporenniederschlag

1.3.1 Samenfallen

1.3.1.1 Grundlagen

Als Diasporenfallen wurden Trockenfallen verwendet. Eine Trockenfalle bestand aus einem Kunststofftrichter (Polyethylen) mit Reservoir für die eingetragenen Diasporen. Der Innendurchmesser der benutzten Trichter betrug am oberen Ende 253 mm, am unteren Ende 50 mm, was einer Fangfläche von ca. 503 cm² pro Vegetationseinheit entspricht.

Als Reservoir für die eingetragenen Diasporen diente ein Gazesäckchen, das an der unteren Öffnung vom Trichter mittels Klebeband befestigt war. Das Niederschlagswasser konnte so nach unten abfließen. Um den Abfluss des Wassers aus der Falle zu gewährleisten, wurde ein Plastikrohr mit Bohrlöchern versehen und im Boden eingegraben. Aufgrund der hohen Durchlässigkeit der kiesigen Böden war es nicht nötig, weitere Maßnahmen für die Ableitung des Wassers zu ergreifen.

Ein Drahtgitter (Maschenweite 13 mm) wurde über die Falle gelegt und mittels Zeltheringen am Boden befestigt. So sollte das Hineinfallen von Amphibien und Kleinsäugetieren verhindert werden (Foto 6).

Die ausgewählten Trichterfallen werden von KOLLMANN & GOETZE (1998) für die Erfassung des Diasporenniederschlags empfohlen und wurden von diesen und anderen Autoren bereits mit Erfolg benutzt (FISCHER 1987; POSCHLOD & JACKEL 1993; RADEMACHER 2001).

Ein bedeutender Vorteil dieser Fallen ist ihre Resistenz gegen Zerstörung durch Tiere, was in diesem Gebiet hinsichtlich der Wühltätigkeit von Wildschweinen wichtig war (s. Foto 12).

Ein Nachteil dieser Art von Falle ist, dass die Ergebnisse sekundärer Ausbreitungsprozesse unerfasst bleiben. Außerdem können windverbreitete Diasporen durch Luftbewegungen aus der Falle nochmals herausgezogen werden (JOHNSON & WEST 1988 zitiert in BAKKER et al. 1996). Allerdings ist die Erfassung der Trichometeorochoren der in Bodennähe aufgestellten Fallen effektiver als die in höheren Positionen.

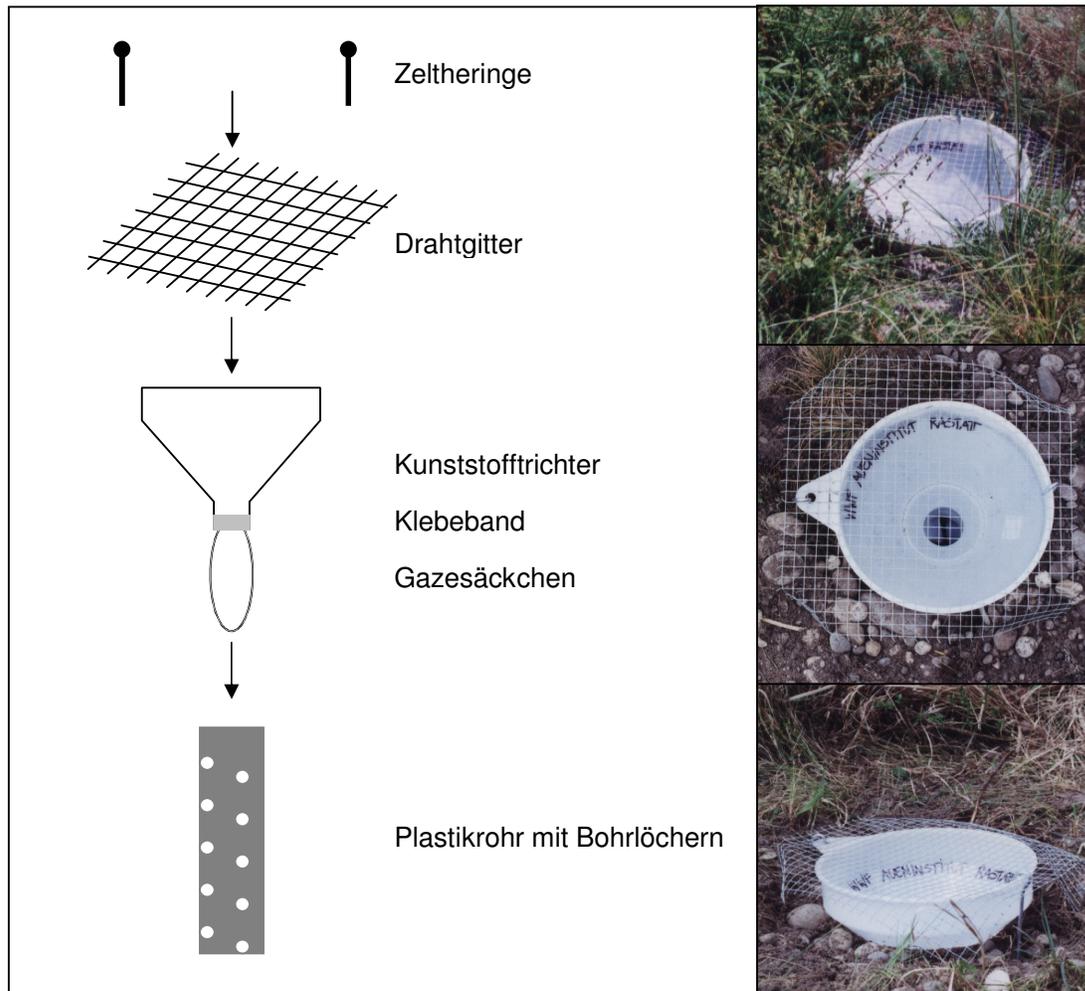


Foto 6. Aufbau der Diasporenfallen.

1.3.1.2 Anwendung

In jeder von den sieben Aufnahmeflächen (siehe Karten 1 und 2 und Kapitel I „Einleitung“, Punkt 2.1) wurde eine Linie für die Untersuchung des Diasporenregens gezogen. Die Führung der Linie (oder Transekte) wurde so ausgewählt, dass sie unterschiedliche Trockenvegetationstypen berücksichtigte. In jeder der betroffenen Vegetationseinheiten und in jedem Übergang zwischen zwei aufeinander folgenden Vegetationstypen wurde ein Gebiet für die Untersuchung des Diasporenniederschlags ausgesucht.

Die Aufstellung der Fallen im Gelände erfolgt in vielen Arbeiten in Fangstationen (PEART 1989; RADEMACHER 2001). So kann die Heterogenität (Fleckigkeit) der Pflanzendecke bedingt ausgeglichen werden. Laut FISCHER (1987) ist jedoch auch die Umgebung der Fallen

in einer Station nicht absolut gleich, da kleinstflächig jeder Bestand höherer Pflanzen inhomogen ist.

Abbildung 2 (Anhang) zeigt eine Übersicht der Lage der ausgewählten Probeflächen auf den Linien in den verschiedenen Vegetationseinheiten bzw. den dazugehörigen Übergängen.

Aufgrund der geringen Ausdehnung der Trockenrasen- und Pioniervegetationsbestände wurde in der vorliegenden Arbeit nur eine Falle pro Vegetationseinheit bzw. Übergang aufgestellt. Dabei musste die Störung, die durch das Aufstellen der Fallen verursacht wurde, so gering wie möglich gehalten werden. Weiterhin musste ein Kompromiss zwischen der Anzahl der untersuchten Flächen und der Genauigkeit der Daten in jeder Einheit eingegangen werden.

Für die Fleckigkeit der Pflanzendecke kann also ein geringer Maßstab angenommen werden, wobei die Lage der „Flecken“ jedoch keine Konstante sein muss (zumindest in Rasengesellschaften bzw. Krautschichten). D.h. viele Pflanzen keimen und erreichen die Reife nicht jedes Jahr an derselben Stelle (Therophyten) bzw. breiten sich vegetativ aus und gedeihen mehrere Zentimeter bis einige Meter⁹ vom ursprünglichen Wachstumsort entfernt. Dieser Einfluss der Heterogenität der Verteilung der Pflanzen auf den Diasporeneintrag kann in den einzelnen Fallen ausgeglichen werden, indem die Fallen über einen längeren Zeitraum exponiert bleiben.

Die Fallen wurden in ca. 5 cm Höhe aufgestellt, um sowohl den bestandesfremden (allochtonen) als auch den bestandesinternen (autochtonen) Diasporenniederschlag zu erfassen. Unter „bestandesfremdem Diasporenregen“ wird der Eintrag von Diasporen aus umliegenden Vegetationseinheiten verstanden. Der „Bestandesniederschlag“ umfasst den Eintrag von Samen und Früchten aus Pflanzen, die in der Vegetationseinheit selbst auftreten. RADEMACHER (2001) konnte 4,6-mal so viele Diasporen mit den bodennahen Fallen erfassen als mit der gleichen Konstruktion in einer Höhe von 15 cm.

Insgesamt wurden im April 2000 58 Fallen aufgebaut und jede vierte Woche über einen Zeitraum von 20 Monaten (bis Ende November 2001) geleert. Die Leerung aller 58 Fallen nahm zwei Tage in Anspruch. Die erste Leerung fand am 18. Mai 2000 statt, die letzte am 23. November 2001.

Bei jeder Leerung wurden die Gazetüten, die als Reservoir für die eingetragenen Diasporen dienten, komplett ausgewechselt. Die ausgetauschten Säckchen wurden einzeln in beschriftete Plastiktüten verpackt und in die Räume der Universität des Saarlandes transportiert. Dort wurden die Plastiktüten geöffnet und bei Zimmertemperatur getrocknet. Nach ca. einer Woche (im Winter länger) war der Inhalt der Säckchen vollständig abgetrocknet. Danach wurden die Gazetüten entnommen und vorsichtig über eine Petrischale umgewendet. Gleiches geschah mit den Plastiktüten, um den Verlust von Diasporen, die in den Plastiktüten hätten zurückbleiben können, auszuschließen.

Als Bestimmungsliteratur wurden die Arbeiten von BERTSCH (1941), BROUWER & STÄHLIN (1955), BEIJERNICK (1976), SCHOCH et al. (1988) und HANF (1999) benutzt. Überdies wurde eine eigene Samensammlung erstellt. Die Diasporen wurden mit Hilfe eines Binokulars bestimmt und in beschrifteten Gläschen aufbewahrt.

⁹ Nach MÜLLER-SCHNEIDER (1977) können z.B. *Ajuga reptans* 20 cm, *Hieracium pilosella* 30 cm, *Glechoma hederacea* 130 cm und *Rubus caesius* 320 cm lange Ausläufer bilden.

1.4 Diasporenbank

1.4.1 Auflaufmethode

1.4.1.1 Grundlagen

Bei der Auflaufmethode werden üblicherweise die entnommenen Bodenproben in einer mehr oder weniger dünnen Schicht auf einem Keimbett ausgebreitet und unter Bedingungen, die die Keimung fördern, für längere Zeit exponiert. Auflaufende Keimlinge werden bestimmt bzw. entfernt und kultiviert, bis eine sichere Bestimmung durchführbar ist. So wird ein möglicher negativer Einfluss heranwachsender Keimlinge (Beschattung, Wurzelraumkonkurrenz) auf den weiteren Keimungserfolg ausgeschlossen. Die Proben werden vor der Kontamination durch fremde Diasporen geschützt.

Wichtige Vorteile der Methode sind, gemäß ROBERTS (1981):

- Die Arbeit konzentriert sich nicht auf einen kurzen Zeitraum während der Untersuchungen, sondern verteilt sich über die ganze Expositionsdauer.
- Jede aufgelaufene Pflanze steht für einen keimfähigen Samen (die Methode ermittelt das ökologisch relevante Samenpotential).
- Keimlinge sind einfacher zu bestimmen als Samen, die durch das Verweilen im Boden beschädigt sein können.

Einen Nachteil der Methode stellt die benötigte lange Expositionsdauer dar. Überdies können nur die Diasporen, die unter den gewählten Kulturbedingungen zur Auskeimung befähigt sind und nicht während des gesamten Expositionszeitraumes einer programmierten Keimruhe unterliegen, erfasst werden (FISCHER 1987).

1.4.1.2 Anwendung

1.4.1.2.1 Probeentnahme

In den Linien 1 bis 3 und in vier verschiedenen Standorten auf den Bühnenfeldern wurde exemplarisch die Diasporenbank untersucht. Die Lage der Probeflächen im Xerothermgebiet entspricht der der Untersuchung des Diasporenniederschlages ausgewählten Standorten, und ist ebenfalls der Abbildung 2 (Anhang) zu entnehmen. Auf den Bühnenfeldern wurde jeweils eine Probe bei Rheinkilometer 206; 206,3; 214 und 215 genommen.

Um aussagekräftige Ergebnisse über die Anzahl der Diasporen verschiedener Arten im Boden bekommen zu können, empfehlen GOYEAU & FABLET (1982) für Böden mit 500 - 2500 Samen pro m² die Entnahme und Auswertung von 100 - 200 Proben; bei weniger als 500 Samen pro m² 200 Bodenproben und mehr. Die hohe Anzahl an Proben ist auf die unregelmäßige Verteilung der Diasporen im Boden zurückzuführen. Laut BIGWOOD & INOUE (1988) weisen die Diasporen, nachdem sie fallen, eine aggregierte Verteilung um die Mutterpflanze auf, die durch sekundäre Ausbreitungsvektoren nicht unterbunden werden kann. Sogar windverbreitete Diasporen zeigen keine zufällige Verteilung im Raum (vgl. BORCHERS et al. 1998). In der Praxis ist es jedoch nahezu unmöglich, die Exposition und Auswertung dieser gewaltigen Anzahl an Proben durchzuführen.

In der vorliegenden Arbeit wurde die Samenbank stichprobenweise untersucht mit dem Ziel, einen Überblick über die Artenzusammensetzung der verschiedenen Bodenschichten zu gewinnen und den möglichen langfristigen Beitrag der Diasporenbank zur aktuellen Vegetation im Fall einer Störung des Bestandes einschätzen zu können. Aufgrund dieses zuletzt genannten Zieles wurde versucht, die Diasporen des ephemeren Samenreservoirs, die nur kurzfristig zur aktuellen Vegetation beitragen können, nicht zu erfassen. Mit einem

Termin für die Entnahme der Proben am Ende des Winters bleiben herbstkeimende Diasporen der vorübergehenden Samenbank (Diasporenbanktyp I, s. Kapitel III „Ergebnisse“, Punkt 4.1) weitgehend unberücksichtigt. Um die Diasporen des Diasporenbanktyps II nicht in die Auswertung mit einzubeziehen, und so die vorübergehende Samenbank ganz unberücksichtigt zu lassen, müsste der Termin der Probenentnahme spät im Frühling stattfinden. Zu diesem Zeitpunkt keimen jedoch auch die Diasporen vieler Arten, die einen ausdauernden Samenbanktyp aufweisen. Daher wurde ein Termin am Ende des Winters ausgewählt.

Die Proben wurden zwischen dem 29. und dem 31. März 2000 entlang der o.g. Transekten in drei verschiedenen Tiefen entnommen: an der Oberfläche (0 - 6 cm Tiefe), zwischen 7 - 13 cm Tiefe und zwischen 14 - 20 cm Tiefe. Die Abstände zwischen den einzelnen Proben dienen dem Verhindern eventueller Kontamination der tiefer liegenden Schichten (FISCHER 1987).

In gleicher Weise wurden am 19. April 2000 auf den Bühnenfeldern bei den Rheinkilometern 206; 206,3; 214 und 215 Bodenproben genommen.

Die Stratifikation der Samen hat beim ausgewählten Termin der Probenentnahme im Gelände während des Winters stattgefunden, was die Ausführung einer künstlichen Kälteperiode erspart.

Das Volumen der Proben betrug 1000 cm^3 gesiebt Material (Maschenweite $1 \text{ cm} \times 1 \text{ cm}$). Um lokale Inhomogenitäten der Diasporenverteilung im Boden auszugleichen, wurden Mischproben entnommen (KOLLMANN 1994; FISCHER 1987). Dabei wurde aufgrund des hohen Skelettanteils der Böden auf eine Entnahme mit Bohrstock verzichtet (vgl. RADEMACHER 2001) und wie folgt vorgegangen:

Eine Fläche von $50 \times 50 \text{ cm}$ wurde ausgemessen und der Boden bis zu einer Tiefe von 30 cm ausgehoben. Danach wurden an den vier Seiten Proben von 250 cm^3 genommen, aus denen eine Mischprobe (1000 cm^3) entstand (Foto 7). Die oberen Millimeter des Erdmaterials wurden abgetragen und sind daher nicht in die Auswertung der obersten Probe (0 - 6 cm Tiefe) miteinbezogen. Das Verfahren wurde für jede einzelne Schicht angewendet. Die so entnommenen Mischproben wurden in beschrifteten Plastikbeuteln abgefüllt und transportiert.



Foto 7. Gewinnung der Mischproben zur Untersuchung der Samenbank.

1.4.1.2.2 Exposition

Als Ort für die Keimungsversuche diente bis zum Januar 2001 ein Gewächshaus des Zentrums für Umweltforschung der Universität des Saarlandes. Dort wurden die Proben am 1. und 2. April (die auf den Bühnenfeldern gewonnenen Proben am 20. April) nach der Entfernung vegetativer Pflanzenteile in einer ca. 2,5 cm dicken Schicht in Pikierschalen umgefüllt. Die Schalen mit den Proben für die Keimungsversuche mussten im Februar 2001 vom Gewächshaus des Zentrums für Umweltforschung zum Botanischen Garten der Universität des Saarlandes umgestellt werden. Dies unterbrach jedoch nicht die Weiterführung der Beobachtungen, die bis Ende November 2001 durchgeführt worden sind.

Einige Autoren (THOMPSON et al. 1997) empfehlen die Ausbreitung der Proben in einer 0,5 cm starken Schicht, um die Keimung einer möglichst großen Anzahl von Diasporen zu stimulieren. Das Verfahren beansprucht jedoch einen enormen Platzbedarf, welcher aber in der vorliegenden Untersuchung nicht zur Verfügung stand.

Durch die dickere Schicht können vor allem Arten mit kleinen Samen in ihrer Keimungsrate beeinträchtigt gewesen sein, da Untersuchungen von HANF (1943 zitiert in SCHÄFER 1995) auf einen Zusammenhang zwischen Samengröße und maximaler Keimtiefe deuten, wonach bei größeren Samen auch mit einer Keimung aus größerer Tiefe zu rechnen ist. Der Autor berichtet über das Auflaufen von Diasporen von *Galium aparine* aus 10 cm Tiefe.

Eine weitere Möglichkeit, die Keimung der sich im Boden befindenden Diasporen zu fördern, ist das Wenden der Proben. Alle Proben wurden daher einmal im März 2001, vor der zweiten Vegetationsperiode der Untersuchungsdauer, durchgemischt. Überdies ermöglicht die lange Expositionsdauer unter nicht kontrollierten (freilandähnlichen¹⁰) Bedingungen die Keimung von Diasporen, die eine komplizierte Standortfaktorenkombination für das Brechen der Dormanz benötigen (FISCHER 1987; POSCHLOD 1991; SAUTTER 1994).

In der vorliegenden Untersuchung wurde auf ein Keimbett verzichtet, d.h. die Proben wurden nicht mit Erde angereichert bzw. auf Erde ausgebreitet, sondern mit dem bei der Probenentnahme vorgefundenen Boden umgefüllt. Grund für diese Maßnahme war, dass die beabsichtigten Ergebnisse eine Aussage über den potentiellen Beitrag der Diasporenbank auf die aktuelle Vegetation unter den im Gelände vorherrschenden Bedingungen ermöglichen sollte. Allerdings muss man in diesem Sinne die Einschränkung berücksichtigen, dass die Proben aus dem Gebiet südlich von Breisach stammen und in Saarbrücken unter freilandähnlichen Bedingungen exponiert wurden: Die Temperatur- und Lichtbedingungen im Gewächshaus wurden nicht kontrolliert, so dass die Beleuchtungs- und Temperaturverhältnisse annähernd denen des Freilandes entsprachen.

Um eine mögliche Kontamination mit aus der Umgebung eingetragenen Diasporen nachweisen zu können, wurden drei Kontrollschalen im Gewächshaus aufgestellt.

Eine ca. 3 cm dicke Torfschicht wurde in Plastikbecken ausgebreitet, worauf die Pikierschalen gesetzt wurden. Damit konnte eine bessere und gleichmäßigere Wasserversorgung gewährleistet werden.

Keimlinge wurden nach CSAPODY (1968) und HANF (1999) bestimmt. Diese erste Bestimmung war in den meisten Fällen bis zum Niveau der Gattung möglich. Um eine exakte Bestimmung zu erhalten, wurden die einzelnen Keimlinge pikiert und in größere Blumentöpfe umgepflanzt. Dort verblieben sie bis zur Blüte und wurden dann, wie bei der Erstellung der Florenliste der Vegetation, nach ROTHMALER (1994, 1999, 2000), SEBALD et al. (1992a,

¹⁰ Der Temperaturverlauf im Gewächshaus entsprach weitgehend dem im Freiland. Allerdings war der im Gewächshaus gemessene Wert der Temperatur im Sommer ca. 2 °C höher als die Außentemperatur.

1992b, 1993a, 1993b, 1996a, 1996b, 1998a, 1998b) und OBERDORFER (1994) bestimmt. Die Benennung der Arten folgt der von ROTHMALER (1999). Die Gattung *Elytrigia* wurde in Anlehnung an SCHOLZ (1993) erfasst.

2 Methodik zur Datenauswertung

Neben der Benutzung von Graphiken und Tabellen, wurden Methoden der deskriptiven und multivariaten Statistik für die Auswertung der gewonnenen Daten verwendet. Alle Tests wurden im Programm SPSS, Version 11.5.0 durchgeführt.

2.1 Streuungsdiagramm

2.1.1 Grundlagen

Als Streuungsdiagramm bezeichnet man die Darstellung der Wertepaare (x_i, y_i) als Punktwolke. Da der Korrelationskoeffizient auf die Entdeckung linearer Zusammenhänge beschränkt ist, kann auch bei einem Koeffizienten von null ein perfekter, jedoch nicht linearer Zusammenhang zwischen den betrachteten Variablen vorliegen. Als Ergänzung zum Korrelationskoeffizienten ist es daher oft sinnvoll, die Werte der miteinander zu vergleichenden Variablen in einem Streuungsdiagramm gegeneinander abzutragen.

2.1.2 Anwendung

Im Fall dieser Arbeit entspricht die Merkmalausprägung x_i dem Wert der Artmächtigkeit und die Merkmalausprägung y_i der Anzahl der Samen. Da aufgrund der gewählten Art der Berechnung der Artmächtigkeit immer wieder gleiche Paare auftreten, wird für die bessere Interpretation der Diagramme die Beobachtungsreihe in einer Kontingenztafel übersichtlich dargestellt¹¹.

2.2 Korrelation

2.2.1 Grundlagen

Mit Hilfe von Korrelationskoeffizienten wird getestet, ob ein linearer Zusammenhang (Korrelation) zwischen zwei Reihen von Messwerten besteht. Im Fall der vorliegenden Untersuchung wurden zwei Koeffizienten gewählt: der Rangkorrelationskoeffizient von Spearman (*Spearman's rho*) und der von Kendall (*Kendall's Tau-b*). Diese Korrelationskoeffizienten beruhen auf Rangzahlen und ermöglichen die Prüfung von Zusammenhängen auch wenn die Grundgesamtheit keine binormale Verteilung aufweist, was dem Fall der untersuchten Werte entspricht. Die Prüfung ist bei dieser Vorgehensweise auch bei nicht binormalverteilten Messwerten exakt; ausserdem wird die Wirkung von Ausreißern abgeschwächt (SACHS 1992).

Die beiden nichtparametrischen Koeffizienten Spearman und Kendall können Werte zwischen -1 und +1 annehmen. Dabei geben das Vorzeichen die Richtung des Zusammenhangs und der absolute Wert dessen Stärke an. Ein positiver Wert deutet auf einen positiven linearen Zusammenhang hin, ein negativer Wert kennzeichnet entsprechend

¹¹ Die Darstellung in einer Kontingenztafel wurde für die Daten der einzelnen Arten gewählt. Das Diagramm, in dem die Daten aller Arten abgebildet sind, wird nicht von einer Kontingenztafel begleitet, denn wegen der Größe der Matrix würde die erwünschte Übersicht verloren gehen. (Siehe Kapitel III „Ergebnisse“)

einen negativen linearen Zusammenhang. Ein Korrelationskoeffizient von Null zeigt an, dass kein linearer Zusammenhang zwischen den Variablen beobachtet werden konnte.

2.2.2 Anwendung

In vorliegender Arbeit wurde geprüft, ob eine Korrelation zwischen der Mächtigkeit einer Art in der aktuellen Vegetation und der Anzahl ihrer Samen in den Diasporenfallen besteht. Die Artmächtigkeit wurde aus den Daten der Braun-Blanquet-Aufnahmen und aus eigenen Beobachtungen und Notizen ermittelt. Die Orchideen- und Farnen-Arten wurden von den Berechnungen ausgeschlossen, da ihre Samen bzw. Sporen in den Fallen wegen ihrer geringen Größe nicht nachweisbar sind.

Die aus den Braun-Blanquet-Aufnahmen gewonnenen Daten wurden wie folgt verwandelt: (Die Daten eigener Beobachtungen wurden dieser Skala und den nachfolgenden Überlegungen angepasst)

Einstufung in der Braun-Blanquet-Skala	Mächtigkeit (%)
r	0,5
+	1,7
1	3,4
2m	5
2a	10
2b	20,5
3	38
4	63
5	88

Falls eine Art nicht bzw. nur in nicht reproduktivem Stadium in der entsprechenden Vegetationseinheit vorkommt, wird ihr der Wert Null gegeben.

Für den Fall, dass eine Art in unterschiedlichen Vegetationsschichten vorkommt, werden die Werte der Mächtigkeit in den entsprechenden Schichten aufsummiert. Für Phanerophyten wurden nur die Werte der Schichten in denen die Individuen als reif angesehen werden können in die Summe verwendet.

Ein weiterer zu berücksichtigem Punkt ist, dass die Artmächtigkeit oft mit der Jahreszeit variiert. Für die Eintragung in der SPSS-Tabelle wird immer den Wert des Jahresaspektes (Frühling bzw. Sommer) genommen, der am größten ist.

Da die Samen der Individuen vieler Gattungen (*Arenaria*, *Carex*, *Cerastium*, *Chenopodium*, *Hieracium*, *Populus* und *Setaria*) nicht bis zur Kategorie Art unterschieden werden konnten, wurden die dazugehörigen Arten pro Vegetationseinheit zusammengefasst. D. h. ihre Deckung und die Anzahl ihrer Samen wurden in den entsprechenden Spalten der SPSS-Tabelle aufsummiert und unter *Arenaria* spp., *Carex* spp., usw. notiert.

2.3 Clusteranalyse

2.3.1 Grundlagen

Unter Clusteranalyse versteht man verschiedene Verfahren der Datenanalyse zur Ermittlung von Gruppen (Cluster) zusammengehöriger Objekte. Die Gruppen werden so gebildet, dass die Unterschiede der untersuchten Merkmale innerhalb eines Clusters möglichst gering sind. Dies gelingt unter der Einführung eines Ähnlichkeitskriteriums (Proximitätsmaß), das die

Berechnung des Abstandes (Distanz) zwischen den Vektoren, d. h. die Ähnlichkeit einzelner Merkmale, ermöglicht. Bei der Clusteranalyse geht es also darum, in einer heterogenen Menge von Objekten, homogene (ähnliche) Teilmengen zu identifizieren.

In der Literatur wird zwischen hierarchischen und nicht hierarchischen Verfahren unterschieden. Die bei der hierarchischen Clusterbildung entstehende Baumstruktur wird in der Regel mit einem Dendrogramm visualisiert. Grundsätzlich lassen sich anhäufende Verfahren (*agglomerative clustering*) und teilende Verfahren (*divisive clustering*) unterscheiden. Bei den anhäufenden Verfahren, werden schrittweise einzelne Objekte zu Clustern und diese zu größeren Gruppen zusammengefasst, während bei den teilenden Verfahren größere Gruppen schrittweise immer feiner unterteilt werden.

2.3.2 Anwendung

Es wurde ein hierarchisches, anhäufendes Vorgehen ausgewählt. Als Proximitätsmaß wurde die Korrelation von Pearson für intervallskalierte Daten benutzt. Die Distanz zwischen zwei Clustern wurde mit dem Ansatz des Linkage zwischen den Gruppen gemessen. Dabei werden für alle Paare, die sich aus den in unterschiedlichen Clustern enthaltenen Objekten bilden lassen, die Distanzwerte berechnet. Die Distanz zwischen zwei Clustern wird anschließend als arithmetisches Mittel der Distanzen zwischen den einzelnen Objekten berechnet.

Die Ergebnisse werden in Form eines Dendrogramms dargestellt, das von der Tabelle der Agglomerationsschritte begleitet wird. Die Größe der Distanzen kann an der Skala *Rescaled Distance Cluster Combine* des Dendrogramms abgelesen werden. Im SPSS-Programm werden allerdings nicht die tatsächlichen Distanzwerte für die Gestaltung des Diagramms verwendet, sondern die Skala bezieht sich auf Distanzwerte, die so transformiert sind, dass sie sich in dem Wertebereich von 0 bis 25 darstellen lassen. Somit können aus dem Dendrogramm lediglich die Relationen der Distanzen zueinander abgelesen werden. Die Agglomerationstabelle zeigt den Verlauf der Clusterbildung von der ersten Stufe bis zu letzter Stufe. Die tatsächlichen Ähnlichkeitswerte sind der vierten Spalte dieser Tabelle mit dem Titel „Koeffizienten“, zu entnehmen.

III. ERGEBNISSE

1 Mikroklima

1.1 Grundlagen

1.2.1 Temperatur

Der Temperaturgradient unter Einstrahlungsbedingungen (z.B. an Sommertagen) nimmt von den hohen Werten in Bodennähe mit ansteigender Höhe allmählich ab (proportional zum Logarithmus der Höhe). Die Erwärmung der Luft erfolgt von der Oberfläche her und ist vom Verhältnis zwischen reflektierter und eingetretener Strahlung abhängig (Albedo¹²). Bei festen Körpern bewirkt die absorbierte Strahlung die Erhöhung der Temperatur. Die Albedo hängt von der Neigung, Art, Farbe und Rauigkeit der Oberfläche ab und verhält sich umgekehrt proportional zur Sonnenhöhe. Im Gegensatz dazu nimmt die Temperatur bei dem Ausstrahlungstypus (z.B. an winterlichen Nächten) rasch nach oben zu. In beiden Fällen ist das Temperaturgefälle in der Nähe der Bodenoberfläche am stärksten ausgeprägt.

Infolge des geringeren Massenaustausches in Bodennähe sind die Temperaturschwankungen in diesem Bereich deutlich größer als die in zunehmender Entfernung von der Bodenoberfläche. Ferner folgt die Temperatur nahe dem Boden der Sonnenstrahlung viel schneller als die Temperatur in den höheren Luftschichten. So tritt normalerweise das Temperaturmaximum am Boden weniger verzögert als in der höheren Luftschicht auf und die Erwärmung des Bodens am Morgen setzt schon ein, wenn in der Luft (in ca. 2 m Höhe) erst das Minimum erreicht wird.

In den bodennahen Luftschichten wird die Wärmeübergabe durch die Turbulenz bestimmt. BERÉNYI (1967) unterscheidet drei Zonen:

In der laminaren Schicht oder Oberflächengrenzschicht herrschen nur Strahlungs- und molekular Leitung. Die Wärmeübergabe erfolgt sehr langsam und der Temperaturgradient ist daher sehr groß. Die Dicke dieser Schicht nimmt mit der Rauigkeit der Oberfläche zu, erreicht jedoch höchstens den Wert von 1 mm. Auf einem äußerst rauen Boden wird die Kontinuität der laminaren Schicht abgebrochen.

Die zweite Zone (turbulente Grenzschicht) zeigt eine Breite, die in der Größenordnung von Zentimetern gemessen werden kann. Sie ist durch das Gleichgewicht zwischen Austausch und Strahlung gekennzeichnet. Der Temperaturgradient wird kleiner als in der Oberflächengrenzschicht.

Die Zone der freien Strömung oder obere Grenzschicht beginnt einige Zentimeter, höchstens Dezimeter von der Oberfläche und hat eine Höhenausbreitung von ca. 10 m. Sie zeichnet sich durch das Überwiegen des Austausches aus. Der Temperaturgradient ist kleiner als in beiden niedrigeren Schichten, aber immer noch größer als in der freien Atmosphäre.

1.2.2 Luftfeuchtigkeit

Die relative Luftfeuchtigkeit wird von der Temperatur und dem Wasserdampfdruck zusammen bestimmt. Die Werte der relativen und absoluten Luftfeuchtigkeit sinken mit zunehmender Höhe über den Boden ab. Dies ist verständlich, da das Wasser aus der Bodenoberfläche verdampft.

¹² Die Albedo berechnet sich aus dem Quotienten zwischen der von einer Oberfläche reflektierten Strahlung und der dort eingetretener Strahlung und wird in Prozenten ausgedrückt.

1.2.3 Wärmeumsatz

Der Wärmeumsatz an der Bodenoberfläche wird von der Bodenfarbe und im größeren Ausmaß von dem Feuchtigkeitsgrad der oberen Bodenschichten beeinflusst. Wie es zu erwarten ist, erwärmt sich ein dunklerer Boden stärker als ein hellerer, was erhöhte Temperatur-Tagesmaxima und stärkere Temperaturschwankungen in dem dunklen Boden hervorruft.

In einem trockenen Boden wird die Energie der absorbierten Wärme in Temperaturerhöhung umgewandelt. Die Temperatur der Luft- und Bodenschichten in Oberflächennähe steigt. In einem nassen Boden wird ein großer Teil der absorbierten Wärme für die Verdunstung eingesetzt, was auch die Tagesschwankungen der Temperatur verkleinert.

1.2.4 Wärmeleitfähigkeit

Die Wärmeleitfähigkeit der Luft ist ca. 20-mal niedriger als die des Wassers (GEIGER 1972). D.h. je mehr Luft ein Boden enthält, desto geringer ist seine Wärmeleitfähigkeit. In gut leitenden Böden bleibt die Oberfläche während des Tages relativ kühl. Die absorbierte Wärme wird in die unteren Bodenschichten geleitet, was die Entstehung einer Wärmestauung an der Oberfläche verhindert und das Abkühlen in der Nacht verzögert. Demzufolge wird die Tagesschwankung der Temperatur herabgesetzt.

Die Wärmeleitfähigkeit hängt darum von der Korngrößenzusammensetzung (Anzahl und Größe der Poren) und von der Feuchtigkeit des Bodens ab. Da die Eigenschaften des Bodens im engsten Raum wechseln können, kann auch das Mikroklima kleinflächige Unterschiede aufweisen.

1.2.5 Wind

Die strömende Luft der oberen Schichten wird in Bodennähe gebremst. So entsteht in diesem Bereich in Abhängigkeit mit der Rauigkeit des Bodens (Reibung) Turbulenz. In Bezug auf diese Turbulenz ist es möglich, die bodennahen Luftschichten zu unterteilen (GEIGER 1972): Im unteren Bereich befindet sich eine sehr stark turbulente Zone unter dem Einfluss des Bodens. Sie ist umso breiter, je rauer der Boden ist. Dann folgt ein Gebiet mit relativ ruhigen Verhältnissen und in der Höhe ein Bereich, in welchem die Störungen von der strömenden Luft selbst liegen (s.o.).

Ferner ändert sich der Geschwindigkeitsgradient proportional zum Temperaturgradienten. In den unteren Schichten wird das Maximum bei Tag und das Minimum bei Nacht erreicht. Das Maximum fällt gleichzeitig mit dem Strahlungsmaximum, das Minimum ca. bei Mitternacht.

1.2.6 Auswirkungen des Vorkommens einer Pflanzendecke

Art, Höhe und Struktur der Vegetationsdecke beeinflussen das Klima der bodennahen Schichten erheblich. Wenn Vegetation vorhanden ist, ändern sich die Konvektionsbedingungen und ebenfalls die Austauschverhältnisse der Umgebung der Pflanzen. Innerhalb des Pflanzenbestandes werden die Windgeschwindigkeit und die Luftturbulenzen deutlich reduziert und damit auch der Massenaustausch.

Sogar im relativ lichten Wald entsteht im Stammraum eine große Luftruhe. Dies verursacht eine Erhöhung der Luftfeuchtigkeit und eine Verringerung der Temperaturschwankungen. Die Sonnenstrahlung wird von der Vegetationsdecke absorbiert und in der Nacht die Wärme von ihr ausgestrahlt. Daher werden keine so großen Temperaturen an der Bodenoberfläche

erreicht, der Boden trocknet nicht so schnell ab und die Abkühlung in der Nacht wird herabgesetzt.

1.2 Gewonnene Daten

Die durchgeführten mikroklimatischen Messungen sind in den Tabellen 9 a) bis 9 d), im Anhang, dargestellt.

Im Oberrheingebiet westlich vom Grißheim am 10. August 2000 schwankte die Bedeckung des Himmels zwischen 0/8 (wolkenlos) und 2/8 (heiter). Die Windgeschwindigkeit war sehr gering und konnte mit dem Schalenkreuz-Anemometer nicht erfasst werden.

Die mikroklimatischen Differenzen in den bodennahen Schichten kommen in den unterschiedlichen Verhältnissen des Temperaturtagesganges, der Evaporation und der Feuchtigkeit unter den vier verschiedenen Vegetationsformationen deutlich zum Ausdruck.

1.2.1 Station 1

Dieser Standort ist durch einen extrem grobkörnigen Boden (der Kies reicht stellenweise bis an die Oberfläche) charakterisiert. Es handelt sich daher um einen Boden mit einer sehr begrenzten Wärmeleitfähigkeit, was sich in der größeren Schwankung der Temperaturwerte im Vergleich zu den anderen Vegetationsformationen bemerkbar macht.

Abbildung 3 zeigt die Temperatur und Luftfeuchtigkeit im Tagesverlauf. Die Erwärmung der Luftschichten erfolgt von der Bodenoberfläche her. Die Temperatur in 15 cm Höhe steigt bis 31 °C und erreicht dadurch 1,2 °C mehr als der größte gemessene Wert in 2 m Höhe (30,2 °C). Beide Werte wurden um 16:00 Uhr erfasst. Die höhere Temperatur in Bodennähe ist auf den geringeren Massenaustausch in diesem Bereich zurückzuführen. Da die Pflanzendecke niedrig und lückenhaft ist, treten in 200 cm Höhe auch größere Schwankungen der Temperaturwerte als in den Formationen mit geschlossener höherer Vegetation auf. Das Insolationsthermometer zeigt um 15:00 Uhr das Maximum (58,8 °C).

In 5 cm Bodentiefe beträgt der größte gemessene Wert der Temperatur 25 °C. Er trifft mit einer Verzögerung von zwei Stunden (um 18:00 Uhr) im Vergleich zum höchsten gemessenen Lufttemperaturwert ein. In 20 cm Bodentiefe wurden 21,8 °C (der höchste gemessene Wert) erst eine Stunde später registriert (um 19:00 Uhr).

Die relative Luftfeuchtigkeit weist um 10:00 Uhr den größten Wert (58 %) auf und sinkt allmählich bis zu einem Wert von 43 % um 16:00 Uhr ab. Danach steigt sie wieder und erreicht einen Wert von 53 % um 20:00 Uhr. Die Luftfeuchtigkeit nimmt also etwa in dem Maße ab, wie die Temperatur zunimmt. Beide zeigen in der graphischen Darstellung entgegengesetzte Kurvenverläufe.

Die Evaporationswerte im Tagesverlauf (Tabelle 9 d), Anhang) steigen proportional zur Erhöhung der Temperaturwerte und Absinkung der Luftfeuchte. Die Evaporation blieb in 200 cm über den Boden höher als in 15 cm während der ganzen Messperiode sowohl bei den Messungen an strahlengeschützten als auch bei denen an strahlenexponierten Evaporimetern. Dieses Verhältnis ist wahrscheinlich auf die Zunahme der Luftbewegung in der Höhe zurückzuführen.

Wie zu erwarten, sind die Werte an den strahlengeschützten Piche-Evaporimetern kleiner als die Messungen bei den strahlenexponierten Geräten.

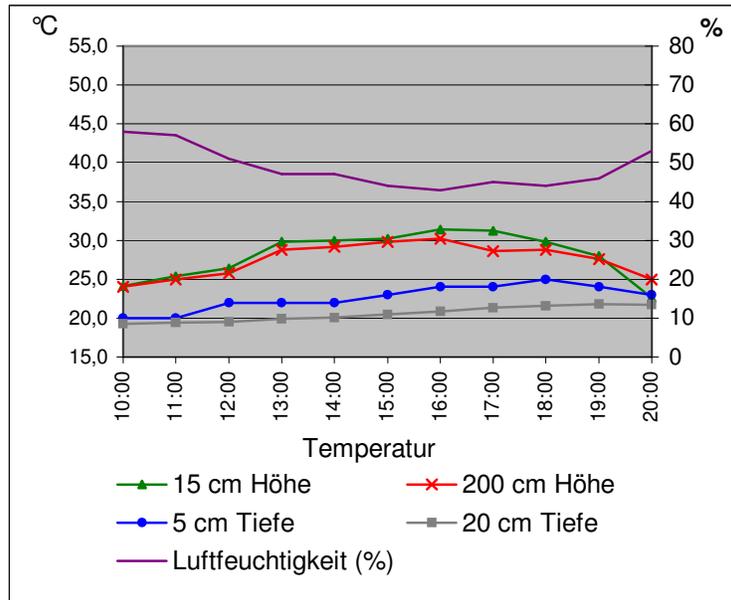


Abbildung 3. Tagesgang der relativen Luftfeuchtigkeit und der Temperatur in 15 cm und in 200 cm Höhe bzw. in 5 cm und 20 cm Tiefe in einem Therophyten-reichen Bestand bei Grißheim (Station 1, Messungen am 10.08.2000).

1.2.2 Stationen 2 und 3

Die Verhältnisse der gemessenen Parameter im Halbtrockenrasen-Bestand und im Trockengebüsch zeigen mittlere Situationen zwischen dem Mikroklima im Therophyten-reichen Bestand und im Linden-Eichen-Wald. Die exakten Werte der Messungen dieser Standorte sind den Tabellen 9 b) und 9 c) im Anhang zu entnehmen.

Die mikroklimatischen Bedingungen werden immer extremer in der Abfolge: Linden-Eichen-Wald, Trockengebüsch, Halbtrockenrasen, Therophyten-reiche Gesellschaft. In allen Stationen steigen die Evaporationswerte in dem Maße, wie die Temperaturwerte zunehmen und die relative Luftfeuchtigkeit absinkt. Die Messwerte der Evaporation sind in 200 cm über dem Boden höher als bei 15 cm. Wie schon erwähnt, ist dieses Verhalten auf die größeren Luftbewegungen in der Höhe zurückzuführen. Ferner zeigt normalerweise die Luft nahe der Bodenoberfläche eine höhere Luftfeuchtigkeit durch Verdunstung, was auch die geringere Evaporation in dieser Schicht erklären könnte.

Beim Halbtrockenrasen-Bestand macht sich der Einfluss der Vegetation auf das Mikroklima bemerkbar. Die Werte der in 200 cm Höhe gemessenen Lufttemperatur bleiben von 10:00 bis 14:00 Uhr unter denen in 15 cm Höhe. Ab diesem Zeitpunkt sind die Verhältnisse umgekehrt. Die Bodentemperatur in 5 cm Tiefe erreicht nur 22 °C und das Insolationsthermometer zeigt ein Maximum von 56,8 °C. Die Evaporation ist geringer als bei der Station 1, aber immer noch größer als im Trockengebüsch. Die Werte der Luftfeuchtigkeit liegen über denen im Therophyten-reichen Bestand.

Im Liguster-Schlehe-Busch-Bestand ist der Einfluss der Vegetation auf die mikroklimatischen Bedingungen auffälliger. Die Werte der Temperatur bei 200 cm Höhe liegen beinahe während der ganzen Messperiode über den Werten in 15 cm Höhe. Nur zwischen 14:00 und 16:00 Uhr werden größere Werte bei 15 cm Höhe als bei 200 cm registriert. Dies ist möglicherweise die Folge der Erwärmung der Bodenoberfläche in der Zeit, in der die Sonne in einer Position steht, die das Eindringen der Strahlung bis zur Oberfläche ermöglicht.

Die Evaporation und die relative Luftfeuchtigkeit nehmen Werte zwischen denen im Halbtrockenrasen-Bestand und denen im Linden-Eichen-Wald an.

1.2.3 Station 4

Der Linden-Eichen-Wald zeigt ein deutlich milderes Mikroklima als der Bestand der Gesellschaft des Niedrigen Hornkrauts (Abbildung 4). Dies ist auf die deutlich größere Deckung und Höhe der Vegetation, was sich im Anteil an Makro- und Nanophanerophyten widerspiegelt, und auch auf den höheren Feuchtigkeitsgrad der Böden zurückzuführen.

Die Schwankungen der Lufttemperatur sind geringer und es werden keine so hohen absoluten Werte erreicht. Der größte gemessene Temperaturwert in 15 cm Höhe beträgt 26,8 °C und wird um 15:00 Uhr erreicht. Um die gleiche Zeit werden 27,8 °C bei 200 cm Höhe erfasst. Die Kurven liegen in der umgekehrten Reihenfolge im Vergleich zu den Kurven der Station 1. D.h. in 200 cm über den Boden bleibt die Temperatur während der ganzen Messperiode höher als in 15 cm Höhe. Wie aus den gemäßigten Temperaturwerten und aus der hohen relativen Luftfeuchtigkeit zu folgen ist, steigt die Evaporation nicht in dem Maße wie im Therophyten-reichen Bestand. Die Werte bleiben unter 1 ml in der Stunde.

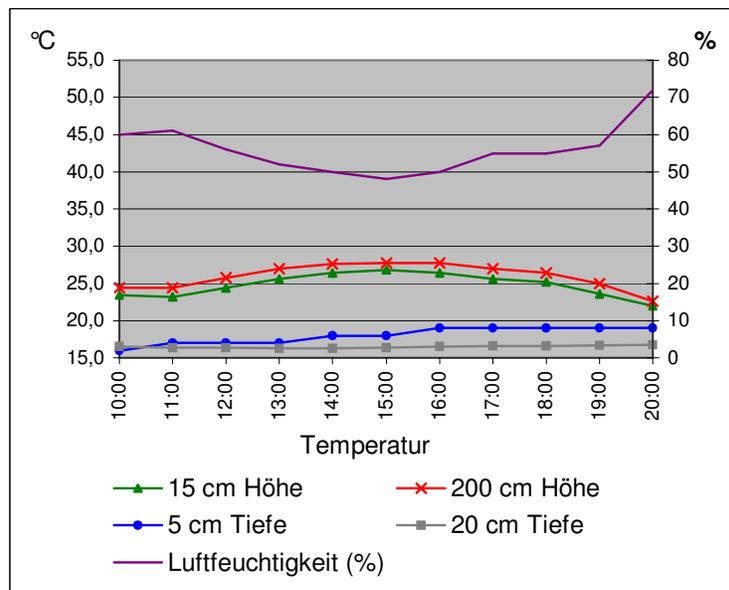


Abbildung 4. Tagesgang der relativen Luftfeuchtigkeit und der Temperatur in 15 cm und in 200 cm Höhe bzw. in 5 cm und 20 cm Tiefe in einem Linden-Eichenwald-Bestand bei Grißheim (Station 4, Messungen am 10.08.2000).

Der Temperaturgang im Boden im Linden-Eichen-Wald unterscheidet sich von dem Verlauf bei der Station 1. Wie bei den anderen Parametern sind die Extreme und die Schwankungen nicht so weit reichend. Ferner ist der Unterschied zwischen den höchsten gemessenen Werten in 5 cm Tiefe (19 °C) und denen in 20 cm Tiefe (16,8 °C) nicht so groß wie im Therophyten-reichen Bestand. Dies lässt sich auf die bessere Wärmeleitfähigkeit des Wald-Bodens (größerer Feuchtigkeitsgrad im Zusammenhang mit der Korngrößen-zusammensetzung) zurückführen.

Die relative Luftfeuchtigkeit unterschreitet während des gesamten Tagesverlaufs 50 % nicht und steigt bis auf 72 % um 20:00 Uhr. Die Kurve jedoch weicht nicht vom allgemeinen Verhältnis ab und zeigt sich als „Spiegelbild“ des Verlaufs der Temperatur.

2 Aktuelle Vegetation

2.1 Flora

Die Florenliste bestehend aus 290 Pflanzensippen teilt sich in 274 einheimische und archäophytische Arten sowie 16 Neophyten auf. Bei den erfassten Neophyten handelt es sich um Individuen der Arten:

<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) Blake
<i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte	<i>Oenothera biennis</i> L.
<i>Aster lanceolatus</i> Willd.	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cornquist	<i>Rumex patientia</i> L.
<i>Datura stramonium</i> L.	<i>Sisymbrium loeselii</i> L.
<i>Epilobium ciliatum</i> Rafin.	<i>Solidago gigantea</i> Ait.
<i>Eragrostis minor</i> Host	<i>Veronica peregrina</i> L.
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	<i>Veronica persica</i> Poiret

Submediterrane und eurasiatische Florenelemente charakterisieren die Vegetation. Der Anteil an Sippen mit diesen Verbreitungsschwerpunkten beträgt ca. 75 % aller nachgewiesenen Arten. Dazu gesellen sich einige Arten subatlantischen (z.B. *Valeriana officinalis*, *Tragopogon pratensis*, *Potentilla neumanniana*), mediterranen (z.B. *Muscari neglectum*, *Viola alba*, *Filago vulgaris*) und kontinentalen (z.B. *Euphorbia seguieriana*, *Centaurea stoebe*) Arealen. Zusätzlich sind einige Sippen vertreten, die zu den prealpinen (z.B. *Hippophaë rhamnoides*, *Carex alba*), zu den nordischen (z.B. *Betula pendula*) bzw. zu den mitteleuropäischen (z.B. *Tilia cordata*, *Coronilla varia*) Florenelementen gehören.

Sippen arktischer (aus dem Tundragebiet) bzw. atlantischer (eng an die Küstenbezirke Europas gebunden) Herkunft fehlen völlig.

In der Tabelle 10 sind alle erfassten Arten mit Angaben zu ihrem Verbreitungsschwerpunkt (Florenelement), ihrer Lebensform und Ausbreitungsbiologie alphabetisch aufgelistet. Die Abkürzungen bezüglich der Lebensformen befinden sich im Kapitel II „Methodik zur Datenerfassung und Auswertung“ unter dem Punkt 1.2.3.1, die bezüglich der Ausbreitungsbiologie können der Tabelle 12 dieses Kapitels entnommen werden. Die Abkürzungen der Arealtypen bedeuten in Anlehnung an OBERDOFER (1994):

atl	=	atlantisch sind die im eurasiatischen Laubwald-Bereich eng an die Küstenbezirke Europas gebundenen Pflanzen.
circ	=	circumpolar sind Arten, die auch in den entsprechenden Vegetationsgebieten Nordamerikas vorkommen.
euras	=	eurasiatisch sind Pflanzen, die dem großen Laubwaldgebiet angehören, das sich durch Eurasien zieht. Liegt die Massenverbreitung der Art im europäischen Westen, ohne im asiatischen Teil ganz zu fehlen, wird die Art als eurassubozean bezeichnet. Ist die Pflanze dagegen, die Küstengegenden Europas meidend, in den östlichen Laubwäldern angereichert, wird sie je nach dem Grad ihrer Küstenscheu als euraskont oder euras(kont) bezeichnet.
europkont	=	europäisch kontinental sind Arten der europäischen Steppengebiete, die als pannonische, sarmatische oder pontische Arten nicht die zentralasiatischen Trockengebiete erreichen.

gemäßkont	=	gemäßigt kontinental (subkontinental) werden Arten genannt, die ihren Schwerpunkt in ost- oder nur „mitteleuropäischen“ Laubwäldern besitzen und vor der Küste ebenso zurückweichen wie vor den asiatischen Laubwaldgebieten.
kont	=	kontinental sind Arten der eurasiatischen Steppen und Halbwüsten-Gebiete mit weiter transkontinentaler Verbreitung.
med	=	mediterran werden nur solche Pflanzen bezeichnet, die hauptsächlich im mittelmeeerischen Hartlaubgebiet (<i>Quercetia ilicis</i>) vorkommen. Liegt ihr Verbreitungsschwerpunkt im östlichen Mittelmeergebiet, werden sie als omed, im anderen Falle als wmed charakterisiert.
no	=	nordisch sind Arten des borealen Nadelwald-(Birkenwald-)Gebietes. Häufig kehren sie in der montan-orealen Nadel- und Laubwald-Stufe der Alpen bzw. der höheren Mittelgebirge wieder (no-pralp). Eine Konzentration in den klimatisch kontinental getönten Zentralräumen wird durch Zusätze wie nokont oder bei abgeschwächter Ausprägung no(kont) ausgedrückt. Bei Anlehnung der Artenverbreitung an die Küsten werden sie als nosubozean oder no(subozean) bezeichnet.
pralp	=	prealpine Arten haben ihre Hauptverbreitung im montan-orealen Laub- und Nadelwaldgebiet im Umkreis der süd-mittel-osteuropäischen Hochgebirge.
smed	=	submediterrane Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im nordmediterranen Flaumeichengebiet. Sie reichen in den südeuropäischen Gebirgstufen meist weit nach Süden oder kommen hier auch noch in den hochmontanen Buchenwäldern vor. Im südosteuropäischen Trockenwaldgebiet hauptsächlich verbreitete Arten werden als omed, solche der südwesteuropäischen Gebiete als wmed (oder bei entsprechender Arealausprägung auch als smed-subatl) bezeichnet.
subatl	=	subatlantisch sind Arten, deren Massenverbreitung in den Laubwaldgebieten Westeuropas liegt. Sie sind einerseits nicht so eng wie die atlantischen Arten an die Küsten gebunden, dringen aber andererseits nicht so weit in den Kontinent hinein wie die eurassubozeanen Pflanzen, klingen vielmehr im Gegensatz zu den subkontinentalen oder eurasiatisch kontinentalen Arten bereits im osteuropäischen Laubwaldgebiet aus. Häufig finden sie sich in den feuchten, südeuropäischen Gebirgsstufen (bis zum Kaukasus) wieder.

Reichen Arten mehr oder weniger gleichmäßig über mehrere Vegetationsgebiete hinweg, so werden die pflanzengeographischen Kennzeichen durch Bindestriche verbunden, z.B. omed-gemäßkont usw.

Tabelle 10. Liste aller erfassten Arten, ihr Areal (charakteristisches Verbreitungsgebiet), ihre Lebensform und Ausbreitungsbiologie. Es bedeutet L: Lebensform; Ausbr. 1, 2 und 3: Ausbreitungstyp 1, 2 und 3. Die Abkürzungen der Angaben über das Areal bzw. Ausbreitungstypen der Arten befinden sich in diesem Kapitel unter dem Punkt 2.1 bzw. Punkt 3.1.2 (Tabelle 12); die der Lebensformen können Kapitel II (Punkt 1.2.3.1) entnommen werden.

Art / Unterart	Florenelement	L	Ausbr. 1	Ausbr. 2	Ausbr. 3
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	subatl-smed (-pralp)	M	Meteo2	Heme1	Dyso
<i>Achillea millefolium</i> L.	no-eurassubozean	H	Boleo	Endo2	Heme2
<i>Acinos arvensis</i> (Lamk.) Dandy	smed-euras	Th	Heme3	Endo2	
<i>Agrimonia eupatoria</i> L. ssp. <i>eupatoria</i>	eurassubozean-smed	H	Epi		
<i>Agrostis capillaris</i> L.	no-eurassubozean	H	Endo2	Heme1	Heme2
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	no-eurassubozean	H	Endo2	Heme1	
<i>Ajuga reptans</i> L.	subatl-smed	H	Stoma		
<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara et Grande	eurassubozean-smed	H	Boleo	Heme3	
<i>Allium oleraceum</i> L.	eurassubozean (-smed)	G	Heme1		
<i>Allium scorodoprasum</i> L.	gemäßkont-(smed)	G	Blas		
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	eurassubozean-med	N	Meteo2	Hyd1	Dyso
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	no-euras	Th	Meteo1		
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	no-euras(kont)	Th	Meteo1		
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	Neophyt. Europa: kont-med	Th	Epi	Dyso	Heme2
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) L. C. Richard	smed(-subatl)	G	Meteo1		
<i>Anemone nemorosa</i> L.	eurassubozean bzw. subatl	G	Blas	Stoma	Heme1
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	smed-euras (subozean)	H	Boleo	Heme3	
<i>Arabis hirsuta</i> (L.) Scop.	euras-smed, circ	H	Boleo		
<i>Arctium minus</i> Bernh.	subatl-smed (-med)	H	Epi	Dyso	
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss	smed	Th	Boleo		
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	euras-med, circ	Th	Boleo	Endo2	Heme3
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. et C. Presl	subatl-smed	H	Meteo2	Heme1	Heme3
<i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte	Neophyt. Europa: subozean-smed	H	Boleo		
<i>Asparagus officinalis</i> L.	euraskont-med	G	Endo1	Heme1	
<i>Asperula cynanchica</i> L.	smed	H	Epi		
<i>Aster lanceolatus</i> Willd.	Neophyt	H	Meteo3		
<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	eurassubozean-smed	H	Cham		
<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	euras-smed	H	Boleo	Dyso	
<i>Berberis vulgaris</i> L.	osmed-gemäßkont	N	Endo1	Heme3	
<i>Betula pendula</i> Roth	no-eurassubozean	M	Meteo2	Dyso	Heme1
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. B.	euras(kont)	H	Meteo2		
<i>Briza media</i> L.	eurassubozean (-smed)	H	Meteo2	Heme1	
<i>Bromus erectus</i> Huds.	smed	H	Meteo2	Dyso	Heme1
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	euras-smed	Th	Meteo2	Endo2	Heme3
<i>Bromus sterilis</i> L.	smed	Th	Meteo2	Heme2	Endo2
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	smed-subatl	H	Endo1	Dyso	
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	no-euras	G	Hyd3		
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	euras(subozean)-smed	H	Hyd1	Heme3	Blas
<i>Campanula rapunculus</i> L.	smed-euras (no-)	H	Boleo		
<i>Campanula rotundifolia</i> L.	eurassubozean, circ	H	Boleo	Endo2	

Tabelle 10. (Fortsetzung) Liste aller erfassten Arten.

Art / Unterart	Florenelement	L	Ausbr. 1	Ausbr. 2	Ausbr. 3
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	med(-kont)	Th	Hyd2	Dyso	Endo2
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	subatl-smed	H	Ballo	Heme3	
<i>Carduus crispus</i> L.	(no-)euras(kont)	H	Meteo3	Heme3	
<i>Carduus nutans</i> L.	smed-uras	H	Meteo3	Stoma	Epi
<i>Carex alba</i> Scop.	pralp(-nokont)	G	Meteo1	Hyd1	
<i>Carex digitata</i> L.	(no-) eurassubozean- (smed)	H	Stoma		
<i>Carex flacca</i> Schreber	eurassubozean- smed	G	Meteo1	Hyd1	Dyso
<i>Carex hirta</i> L.	eurassubozean- smed	G	Meteo1	Hyd1	Epi
<i>Carex ornithopoda</i> Willd.	pralp (-nosubozean)	H	Stoma		
<i>Carex panicea</i> L.	(no-) eurassubozean- smed	G	Meteo1	Hyd1	
<i>Carex tomentosa</i> L.	euraskont(-smed)	G	Meteo1	Hyd1	
<i>Carlina vulgaris</i> L.	subatl-smed	H	Meteo3		
<i>Carpinus betulus</i> L.	gemäßkont(smed)	M	Meteo2	Cham	Dyso
<i>Centaurea jacea</i> L.	eurassubozean- smed	H	Boleo	Stoma	Endo2
<i>Centaurea stoebe</i> L.	kont	H	Boleo	Heme3	
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	smed-subatl (circ)	Th	Boleo		
<i>Centaureum pulchellum</i> (Sw.) Druce	uras-med	Th	Boleo		
<i>Cerastium brachypetalum</i> Per.	smed	Th	Boleo		
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	eurassubozean	Th	Boleo		
<i>Cerastium glutinosum</i> Fries	smed-subatl	Th	Boleo		
<i>Cerastium holosteoides</i> Fries em. Hyl.	no-uras (subozean)	Ch	Boleo		
<i>Cerastium pumilum</i> Curtis	smed-subatl	Th	Boleo		
<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench	subatl-smed	M	Endo1	Dyso	Heme1
<i>Chaerophyllum temulum</i> L.	subatl-smed	Th	Boleo	Epi	
<i>Chenopodium album</i> K.	no-uras(-med)	Th	Endo2	Dyso	Heme2
<i>Chenopodium ficifolium</i> Sm.	smed(-kont)	Th	Heme3		
<i>Chenopodium hybridum</i> L.	uras(kont)	Th	Endo2		
<i>Chenopodium polyspermum</i> L.	eurassubozean (-smed)	Th	Endo2	Dyso	Heme3
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	no-eras-smed	G	Meteo3	Dyso	Heme2
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	eurassubozean- smed	H	Meteo3	Dyso	
<i>Clematis vitalba</i> L.	smed-subatl(circ)	N	Meteo3	Dyso	Heme1
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	uras-smed	H	Cham	Dyso	
<i>Conium maculatum</i> L.	smed-uras (subozean)	H	Heme2	Dyso	Heme2
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	med-smed-uras	H	Dyso	Heme2	Heme3
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Neophyt. Europa: uras-smed	Th	Meteo3	Dyso	Heme3
<i>Cornus sanguinea</i> L.	smed(-subatl)	N	Dyso	Endo1	
<i>Coronilla varia</i> L.	gemäßkont-osmed	H	Boleo		
<i>Corylus avellana</i> L.	uras-subozean	N	Baro	Dyso	Heme1
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq. ssp. <i>monogyna</i>	submed(-subatl)	N	Endo1	Dyso	Heme1
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	subatl(-smed)	Th	Meteo3	Heme2	
<i>Cynoglossum officinale</i> L.	uras(kont)- (smed)	H	Epi		
<i>Dactylis glomerata</i> L.	eurassubozean- smed	H	Meteo2	Endo2	Heme1
<i>Datura stramonium</i> L.	Neophyt	Th	Boleo	Heme2	Heme3

Tabelle 10. (Fortsetzung) Liste aller erfassten Arten.

Art / Unterart	Florenelement	L	Ausbr. 1	Ausbr. 2	Ausbr. 3
<i>Daucus carota</i> L. ssp. <i>carota</i>	eurassubozean-smed	H	Boleo	Epi	Dyso
<i>Digitaria ischaemum</i> Schreber ex Muhl.	eurassubozean-smed, circ	Th	Heme3		
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	eursassubozean (-smed), circ	H			
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. B.	med-smed-uras, circ	Th	Epi	Heme2	
<i>Echium vulgare</i> L.	eurassmed	H	Meteo2	Dyso	Heme2
<i>Elytrigia campestris</i> (Godr. et Gren.) Kerguelén ex Carreras Mart.	-	H	Meteo2		
<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv.	no-uras, circ	H	Meteo2	Dyso	Heme1
<i>Epilobium ciliatum</i> Rafin.	Neophyt	H	Meteo3		
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreber	eurassubozean	H	Meteo3		
<i>Epilobium roseum</i> Schreber	eurassubozean-smed	H	Meteo3		
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	uras(subozean)-smed	G	Meteo1		
<i>Equisetum arvense</i> L.	no-uras, circ	G			
<i>Equisetum hyemale</i> L.	(no-)uras-smed, circ	S			
<i>Eragrostis minor</i> Host	med-smed(-kont)	Th	Boleo	Heme3	
<i>Erigeron acris</i> L.	uras-smed	H	Meteo3	Heme3	
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	Neophyt	H	Meteo3		
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	med-uras	Th	Epi	Dyso	Heme2
<i>Erophila verna</i> (L.) Chevall.	uras-med	Th	Boleo	Heme3	
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i> (Poiret) O. E. Schulz	pralp(-wsmed)	H	Boleo	Heme2	Hyd3
<i>Euonymus europaea</i> L.	subatl-smed	N	Endo1	Dyso	
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	eurassubozean-smed	H	Meteo3	Dyso	
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	subatl-smed	Ch	Ballo	Stoma	
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	smed-(uras)	H	Ballo	Stoma	Heme3
<i>Euphorbia platyphyllos</i> L.	smed	Th	Ballo	Stoma	
<i>Euphorbia seguieriana</i> Necker	kont(-smed)	H	Ballo	Stoma	
<i>Euphorbia stricta</i> L.	smed-gemäßkont	Th	Ballo	Stoma	
<i>Fagus sylvatica</i> L.	subatl(-smed)	M	Dyso	Heme1	
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A. Löve	(no-)uras	Th	Endo1		
<i>Festuca guestfalica</i> Boenn. ex Reichenb.	eurassubozean	H	Meteo2		
<i>Festuca ovina</i> L.	no-uras, circ	H	Meteo2	Heme1	Heme2
<i>Festuca rubra</i> L.	no-uras, circ	H	Meteo2	Endo2	Hyd3
<i>Filago vulgaris</i> L.	med-smed-uras	Th	Meteo3		
<i>Frangula alnus</i> Mill.	no-uras-subozean	N	Endo1	Dyso	
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	subatl-smed	M	Meteo2	Dyso	Heme1
<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) Blake	Neophyt. Europa: subatl-smed	Th	Epi1	Heme3	
<i>Galium album</i> Mill. ssp. <i>album</i>	eurassubozean	H	Endo2	Heme2	
<i>Galium aparine</i> L.	uras(subozean)	Th	Epi	Heme2	
<i>Galium glaucum</i> L.	smed-gemäßkont	H	Epi		
<i>Galium palustre</i> L.	no-eurassubozean	H	Hyd1		
<i>Galium verum</i> L.	(no-)uras-smed	H	Epi		
<i>Geranium columbinum</i> L.	uras-smed	Th	Ballo	Endo2	
<i>Geranium dissectum</i> L.	(med-)smed-subatl	Th	Ballo	Heme2	Heme3
<i>Geranium pusillum</i> Burm. fil.	uras-smed	Th	Ballo	Endo2	Dyso
<i>Geranium robertianum</i> L.	eurassubozean-smed	H	Ballo	Dyso	
<i>Geum urbanum</i> L.	eurassubozean-smed	H	Epi		

Tabelle 10. (Fortsetzung) Liste aller erfassten Arten.

Art / Unterart	Florenelement	L	Ausbr. 1	Ausbr. 2	Ausbr. 3
<i>Glechoma hederacea</i> L.	euras(subozean)	G	Blas	Stoma	
<i>Globularia bisnagarica</i> L.	smed(-med)	H	Meteo1		
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. BR.	no-euras(-smed)	G	Meteo1		
<i>Hedera helix</i> L.	subatl-smed	N	Endo1	Dyso	Heme1
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	smed	S	Endo2	Hyd3	
<i>Helleborus foetidus</i> L.	wsmmed-subatl	Ch	Stoma		
<i>Hieracium bauhini</i> Schult.	gemäßkont-osmed	H	Meteo3		
<i>Hieracium lachenalii</i> C. C. Gmelin	eurassubozean	H	Meteo3		
<i>Hieracium maculatum</i> Schrank	subatl-smed	H	Meteo3		
<i>Hieracium pilosella</i> L.	no-eurassubozean	H	Meteo3		
<i>Hieracium piloselloides</i> Vill.	osmed (-gemäßkont)	H	Meteo3		
<i>Hieracium sabaudum</i> L.	subatl-smed	H	Meteo3		
<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Koch	wsmmed(-subatl)	G	Meteo1		
<i>Hippocrepis comosa</i> L. ssp. <i>comosa</i>	smed(-subatl)	H	Meteo2	Endo2	
<i>Hippophaë rhamnoides</i> L.	pralp-kont	N	Endo1	Dyso	Hyd3
<i>Holcus lanatus</i> L.	subatl-smed	G	Endo2	Heme1	Heme2
<i>Hypericum perforatum</i> L.	eurassubozean- smed	H	Boleo	Dyso	Heme2
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	subatl(-smed)	H	Meteo3	Heme3	
<i>Inula conyzae</i> (Griesselich) Meikle	smed(-subatl)	H	Meteo3		
<i>Inula helvetica</i> F. Weber	wsmmed, (pralp)	H	Meteo3		
<i>Inula salicina</i> L.	euraskont(-smed)	H	Meteo3		
<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.	euras(kont), circ	H	Meteo2		
<i>Koeleria pyramidata</i> (Lamk.) P. B.	smed-subatl	H	Meteo2	Heme3	
<i>Lactuca virosa</i> L.	smed(-subatl)	H	Meteo3		
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	euras(subozean)- smed	H	Ballo	Endo2	Dyso
<i>Lepidium campestre</i> (L.) R. Br.	med-smed	H	Hyd2	Heme2	
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	smed	N	Endo1	Dyso	Heme1
<i>Linum catharticum</i> L.	eurassubozean- smed	Th	Boleo	Endo2	Dyso
<i>Lithospermum officinale</i> L.	smed-euras	H	Endo2		
<i>Lolium perenne</i> L.	subatl-smed	H	Meteo2	Endo2	Dyso
<i>Lonicera xylosteum</i> L.	euras(kont)-smed	N	Endo1		
<i>Lotus corniculatus</i> L. ssp. <i>corniculatus</i>	eurassubozean- smed	H	Endo2	Dyso	Heme1
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	(no-)euras-smed	H	Boleo	Hyd1	Dyso
<i>Lythrum salicaria</i> L.	eurassubozean, circ	H	Boleo	Epi	Dyso
<i>Malus sylvestris</i> Mill.	eurassubozean- smed	M	Endo1		
<i>Malva sylvestris</i> L.	smed-euras	H	Cham	Heme3	
<i>Medicago lupulina</i> L.	euras-smed	Th	Endo2	Dyso	Heme1
<i>Melica ciliata</i> L.	smed	H	Meteo3		
<i>Melica nutans</i> L.	no-euras(kont)	G	Meteo1	Stoma	
<i>Melilotus albus</i> Med.	euras(kont) (-smed)	H	Heme1	Heme2	
<i>Mentha longifolia</i> (L.) L.	smed-euras	H	Endo2		
<i>Mercurialis annua</i> L.	med-smed-subatl	Th	Ballo	Stoma	Dyso
<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	euras(subozean)- smed	H	Stoma		
<i>Muscari neglectum</i> Guss. ex Ten.	med-smed	G	Hyd2	Heme1	Heme3
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel	smed-euras	Th	Boleo	Epi	
<i>Myosotis scorpioides</i> L. s.str.	no-eurassubozean	H	Boleo	Epi	Hyd3
<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench	euras	G	Blas		
<i>Oenothera biennis</i> L.	Neophyt	H	Boleo	Heme1	
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	euras(subozean) circ	G			
<i>Ophrys holoserica</i> (Burm. fil.) Greuter	smed	G	Meteo1		

Tabelle 10. (Fortsetzung) Liste aller erfassten Arten.

Art / Unterart	Florenelement	L	Ausbr. 1	Ausbr. 2	Ausbr. 3
<i>Orchis militaris</i> L.	smed-euras	G	Meteo1		
<i>Origanum vulgare</i> L.	euras-smed	H	Boleo		
<i>Papaver rhoeas</i> L.	euras-med	Th	Boleo	Heme2	
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	no-euras, circ	H	Meteo1	Endo2	Heme1
<i>Picris hieracioides</i> L.	euras(kont)-smed	H	Meteo3	Dyso	Heme2
	(no-)				
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	eurassubozean-smed	H	Heme1	Heme3	
	no-euraskont				
<i>Pinus sylvestris</i> L. ssp. <i>sylvestris</i>	(-smed)	M	Meteo2	Dyso	
	subatl				
<i>Plantago intermedia</i> Gilib.	eurassubozean	H	Heme3		
<i>Plantago lanceolata</i> L.	eurassubozean	H	Endo2	Dyso	Heme2
<i>Plantago major</i> L.	no-eurassubozean	H	Endo2	Dyso	Heme2
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) L. C. Richard	no-eurassubozean	G	Meteo1		
<i>Poa angustifolia</i> L.	euras-smed	H	Epi	Endo2	Heme1
<i>Poa annua</i> L.	no-euras-med	Th	Meteo3	Endo2	Dyso
<i>Poa palustris</i> L.	no-euras(kont), circ	H	Meteo3	Heme1	Heme2
<i>Poa pratensis</i> L. s.str.	euras(kont)-smed	H	Epi	Endo2	Heme1
<i>Poa trivialis</i> L. ssp. <i>trivialis</i>	no-euras (subozean)	H	Epi	Endo2	Heme1
<i>Polygala amarella</i> Crantz	gemäßkont-smed	Ch	Meteo2	Stoma	
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	euras(kont)	G	Endo1	Dyso	Heme1
<i>Polygonum aviculare</i> L. s.str.	med-euras-no	Th	Endo2	Dyso	Heme2
<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	eurassubozean	Th	Endo2	Dyso	Heme2
<i>Polygonum minus</i> Huds.	eurassubozean-smed	Th	Heme3		
<i>Polygonum mite</i> Schrank	subatl(-smed)	Th	Hyd1	Heme3	
<i>Populus alba</i> L.	med-smed-euras	M	Meteo3		
<i>Populus nigra</i> L.	smed-euras	M	Meteo3	Heme1	
<i>Potentilla argentea</i> L.	smed-euras	H	Boleo		
	europkont				
<i>Potentilla heptaphylla</i> L.	(-gemäßkont)	H			
<i>Potentilla neumanniana</i> Rchb.	subatl-smed	H	Blas		
<i>Potentilla reptans</i> L.	euras-smed	H	Boleo	Dyso	Endo2
<i>Prunella vulgaris</i> L.	no-euras	Ch	Hyd2	Endo2	Heme2
<i>Prunus spinosa</i> L.	eurassubozean-smed	N	Endo1	Dyso	
<i>Quercus robur</i> L.	euras-smed	M	Dyso		
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	smed-subatl	G	Meteo2		
<i>Ranunculus repens</i> L.	no-euras(-smed)	H	Meteo2		
<i>Reseda lutea</i> L.	smed-med	H	Boleo	Stoma	Heme2
<i>Rhamnus cathartica</i> L.	euras-smed	N	Endo1	Dyso	
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Neophyt. Europa: smed-kont	M	Meteo2	Heme1	
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	euras(-smed)	H		Epi	
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	eurassubozean-smed	H	Boleo	Epi	
<i>Rosa arvensis</i> Huds.	subatl-smed	N	Endo1		
<i>Rosa canina</i> L.	euras-subozean-smed	N	Endo1	Dyso	Heme1
	euras(subozean)-smed				
<i>Rubus caesius</i> L.	euras(subozean)-smed	S	Endo1	Dyso	
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	subatl(-smed)	H	Meteo2	Endo2	Heme2
<i>Rumex patientia</i> L.	osmed-gemäßkont	H			
<i>Sagina procumbens</i> L.	no-eurassubozean	Ch	Boleo	Endo2	Heme3
<i>Salix alba</i> L.	smed- eurassubozean	M	Meteo3	Heme1	
<i>Salix eleagnos</i> Scop.	pralp-smed	N	Meteo3		

Tabelle 10. (Fortsetzung) Liste aller erfassten Arten.

Art / Unterart	Florenelement	L	Ausbr. 1	Ausbr. 2	Ausbr. 3
<i>Salix purpurea</i> L.	smed- eurassubozean	N	Meteo3	Heme1	
<i>Salix viminalis</i> L.	euras(subozean)	N	Meteo3		
<i>Salix x dasyclados</i> Wimmer	gemäß-kont	N	Meteo3		
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	smed	H	Meteo1	Heme2	
<i>Saponaria officinalis</i> L.	smed-euras	H	Boleo	Heme1	
<i>Saxifraga tridactylites</i> L.	med-smed (-subatl)	Th	Boleo	Epi	
<i>Scabiosa columbaria</i> L.	smed-subatl	H	Meteo2	Dyso	
<i>Scrophularia canina</i> L.	smed	H	Boleo		
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	eurassubozean	H	Boleo	Dyso	
<i>Sedum album</i> L.	(pralp-)smed- subatl	Ch	Boleo		
<i>Sedum sexangulare</i> L.	gemäßkont-osmed	Ch	Hyd2		
<i>Senecio erucifolius</i> L.	euras(kont)-smed	H	Meteo3		
<i>Senecio jacobaea</i> L.	eurassubozean (-smed)	H	Meteo3		
<i>Senecio sylvaticus</i> L.	subatl-smed	Th	Meteo3		
<i>Senecio vulgaris</i> L.	med-euras	Th	Meteo3	Endo2	Dyso
<i>Setaria pumila</i> (Poiret) Schult.	smed-med(-kont)	Th	Epi		
<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. B. var. <i>verticillata</i>	smed-med	Th	Epi		
<i>Setaria viridis</i> (L.) P. B.	euras-med	Th	Heme2	Epi	
<i>Silene latifolia</i> Poiret	euras-smed	H	Boleo	Endo2	Heme2
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	no-euras-smed	Ch	Boleo	Endo2	Heme2
<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	(euras)kont	H			
<i>Solanum nigrum</i> L. em. Mill.	smed-euras	Th	Endo1	Dyso	Heme2
<i>Solidago gigantea</i> Ait.	Neophyt	H	Meteo3		
<i>Sonchus arvensis</i> L.	no-eurassubozean	Th	Meteo3	Heme2	Heme3
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill ssp. <i>asper</i>	eurassubozean (-smed)	Th	Meteo3	Heme2	Heme3
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	smed	M	Endo1	Dyso	
<i>Stachys recta</i> L.	smed (-gemäßkont)	H	Epi	Dyso	
<i>Stachys sylvatica</i> L.	eurassubozean	H	Epi	Boleo	
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	no-euras-med	Th	Boleo	Endo2	Dyso
<i>Symphytum officinale</i> L.	eurassubozean	H	Stoma		
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	eurassubozean	H	Boleo	Heme3	Heme1
<i>Taraxacum laevigatum</i> (Willd.) Dc.	smed-subatl	H	Meteo3		
<i>Taraxacum officinale</i> Wiggers	no-euras (subozean)	H	Meteo3	Dyso	Heme3
<i>Tetragonolobus maritimus</i> (L.) Roth	smed (-gemäßkont)	H	Ballo		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L. ssp. <i>germanicum</i>	smed-med	S	Endo2	Boleo	
<i>Teucrium montanum</i> L. ssp. <i>montanum</i>	smed	S	Boleo	Endo2	
<i>Thlaspi perfoliatum</i> L.	smed(-kont)	Th	Hyd2	Heme3	
<i>Thymus pulegioides</i> L. ssp. <i>chamaedrys</i>	eurassubozean bzw. subatl(-smed)	S	Meteo1	Boleo	Endo2
<i>Tilia cordata</i> Mill.	gemäßkont	M	Meteo2	Heme1	
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) Dc.	eurassubozean- smed	H	Epi	Heme2	
<i>Tragopogon pratensis</i> L. agg.	subatl	H	Meteo3	Dyso	Heme2
<i>Trifolium campestre</i> Schreber	smed-subatl	Th	Meteo2	Heme1	Heme2
<i>Trifolium pratense</i> L.	eurassubozean (-smed)	H	Meteo2	Endo2	Heme1
<i>Trifolium repens</i> L. ssp. <i>repens</i>	eurassubozean- smed	H	Endo2	Dyso	Heme1
<i>Tripleurospermum maritimum</i> (L.) Koch	gemäßkont	Th	Boleo	Heme1	Heme2

Tabelle 10. (Fortsetzung) Liste aller erfassten Arten.

Art / Unterart	Florenelement	L	Ausbr. 1	Ausbr. 2	Ausbr. 3
<i>Ulmus minor</i> Mill. em. Richens	smed (-gemäßkont)	N	Meteo2		
<i>Urtica dioica</i> L.	no-euras	H	Meteo2	Heme3	Endo2
<i>Valeriana dioica</i> L.	subatl(-smed)	H	Meteo3		
<i>Valeriana officinalis</i> L. s. l.	subatl	H	Meteo3		
<i>Valerianella carinata</i> Loisel.	smed-med	Th	Meteo1		
<i>Verbascum blattaria</i> L.	osmed-kont	H	Boleo		
<i>Verbascum lychnitis</i> L.	smed-gemäßkont	H	Boleo		
<i>Verbascum thapsus</i> L. ssp. <i>thapsus</i>	euras-smed	H	Boleo		
<i>Verbena officinalis</i> L.	eurassubozean- smed-med	Th	Endo2	Heme2	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	euras-smed-med	H	Hyd2	Epi	Dyso
<i>Veronica arvensis</i> L.	eurassubozean (-smed)	Th	Hyd2	Endo2	Heme3
<i>Veronica beccabunga</i> L.	euras-smed-med	W	Hyd2	Dyso	
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	eurassubozean (-smed)	H	Boleo	Stoma	
<i>Veronica peregrina</i> L.	Neophyt. Europa: subozean	Th	Hyd2		
<i>Veronica persica</i> Poiret	Neophyt. Europa: subozean-smed	Th	Blas	Stoma	Heme3
<i>Viburnum lantana</i> L.	smed	N	Endo1	Dyso	
<i>Vicia cracca</i> L.	no-euras	H	Ballo	Dyso	Heme2
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Med.	euraskont-smed	H	Meteo3		
<i>Viola alba</i> Besser	med-smed	H	Blas	Stoma	
<i>Viola arvensis</i> Murray	eurassubozean	Th	Ballo	Stoma	
<i>Viola hirta</i> L.	euras-smed	H	Ballo	Stoma	
<i>Viola riviniana</i> Rchb.	eurassubozean- smed	H	Ballo	Stoma	
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C. C. Gmelin	med-smed	Th	Meteo2	Heme2	

Von den aufgenommenen Arten sind 52 laut Angaben von HARMS et al. (1983), SEBALD et al. (1990-1998) und/oder BREUNIG & DEMUTH (1999) in den entsprechenden Roten Listen für das Land Baden-Württemberg eingetragen. 16 von diesen Sippen sind zusätzlich in die Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet) bzw. in die Kategorie 3 (gefährdet) in der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands eingestuft (LUDWIG & SCHNITTLER 1996).

Die Tabelle 11 beinhaltet alle Arten, die im Sinne der Naturschutz in eine der folgenden Gefährdungskategorien einzustufen sind. (Eine ausführliche Definition dieser Kategorien findet sich in LUDWIG & SCHNITTLER (1996))

- 1 = vom Aussterben bedroht
- 2 = stark gefährdet
- 3 = gefährdet

Die Kategorien G (Gefährdung anzunehmen) und V (Art der Vorwarnliste) wurden zusammengefasst und sind unter dem Buchstabe „G“ in der Tabelle eingeführt.

Arten, deren Gefährdungskategorie aufgrund mangelhafter Information über Verbreitung und Biologie nicht bestimmt werden kann, werden mit einem D (Daten mangelhaft) gekennzeichnet. Das Symbol „●“ bedeutet, dass die Sippe als nicht gefährdet für das Land Baden-Württemberg bzw. für die Bundesrepublik Deutschland gilt.

Bemerkungen über in Deutschland gesetzlich besonders geschützten Arten wurden ebenfalls zugefügt. Sie sind den Anhängen 1 oder 2 der Bundesartenschutzverordnung entnommen und gegenüber direktem Zugriff (Sammeln, Ausgraben, Handeln) geschützt (in der Tabelle mit „§“ gekennzeichnet).

Tabelle 11. Liste der erfassten Arten, die im Sinne des Naturschutzes zu einer Gefährdungskategorie für das Land Baden-Württemberg (BW 83 = HARMS et al. (1983) BW 90-98 = SEBALD et al. (1990-1998); BW 99 = BREUNIG & DEMUTH (1999)) und/oder für die Bundesrepublik Deutschland (BRD 96 = LUDWIG & SCHNITTLER 1996), gehören. In der Spalte „N“ sind mit dem Symbol „§“ die laut Anhängen 1 oder 2 der Bundesartenschutzverordnung geschützten Sippen eingetragen.

Art / Unterart	BW 83	BW 90-98	BW 99	BRD 96	N
<i>Allium scorodoprasum</i> L.	•	G	G	•	
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	G	G	•	•	
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) L. C. Richard	3	3	3	2	§
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss	•	D	•	•	
<i>Campanula rapunculus</i> L.	•	G	•	•	
<i>Carex tomentosa</i> L.	3	3	3	3	
<i>Carlina vulgaris</i> L.	G	G	•	•	
<i>Centaurea stoebe</i> L.	•	G	•	•	
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce	G	3	3	•	§
<i>Cerastium brachypetalum</i> Per.	G	G	G	•	
<i>Conium maculatum</i> L.	3	3	3	•	
<i>Elytrigia campestris</i> (Godr. et Gren.) Kerguelén ex Carreras Mart.	•	D	•	•	
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	G	G	•	•	§
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i> (Poiret) O. E. Schulz	•	G	•	•	
<i>Euphorbia platyphyllos</i> L.	•	3	G	•	
<i>Euphorbia seguieriana</i> Necker	3	3	2	3	
<i>Festuca ovina</i> L.	•	D	D	•	
<i>Filago vulgaris</i> L.	2	1	3	2	
<i>Galium glaucum</i> L.	G	3	G	•	
<i>Globularia bisnagarica</i> L.	3	3	3	3	
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. BR.	G	G	G	•	§
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	•	•	G	•	
<i>Helleborus foetidus</i> L.	•	•	•	•	§
<i>Hieracium bauhini</i> Schult.	•	G	G	•	
<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Koch	2	2	3	3	§
<i>Hippophaë rhamnoides</i> L.	3	3	3	•	
<i>Inula helvetica</i> F. Weber	•	2	1	2	
<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.	G	3	3	•	
<i>Lactuca virosa</i> L.	•	•	2	•	
<i>Malus sylvestris</i> Mill.	G	G	3	•	
<i>Malva sylvestris</i> L.	•	3?	•	•	
<i>Melica ciliata</i> L.	•	3	G	•	
<i>Mentha longifolia</i> (L.) L.	•	D	D	•	
<i>Muscari neglectum</i> Guss. ex Ten.	3	3	3	3	§
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel	3	3	•	•	
<i>Myosotis scorpioides</i> L. s.str.	•	D	•	•	
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	3	3	3	3	
<i>Ophrys holoserica</i> (Burm. fil.) Greuter	2	2	3	2	§
<i>Orchis militaris</i> L.	G	G	G	3	§
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) L. C. Richard	G	G	G	3	§
<i>Polygala amarella</i> Crantz	G	G	G	•	
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	G	G	•	•	
<i>Populus nigra</i> L.	3	3	2	3	
<i>Potentilla heptaphylla</i> L.	G	G	G	•	
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	•	G	•	•	
<i>Salix eleagnos</i> Scop.	G	G	G	•	
<i>Taraxacum laevigatum</i> (Willd.) Dc.	G	3	D	•	
<i>Tetragonolobus maritimus</i> (L.) Roth	3	3	3	3	
<i>Teucrium montanum</i> L. ssp. <i>montanum</i>	3	3	3	•	
<i>Ulmus minor</i> Mill. em. Richens	G	2	•	3	
<i>Verbascum blattaria</i> L.	3	•	•	3	
<i>Viola alba</i> Besser	G	•	G	•	

Keine der aufgenommenen Arten ist im Anhang II (Arten, für die die EU-Mitgliedstaaten verpflichtet sind, besondere Schutzgebiete auszuweisen) bzw. im Anhang IV (streng zu schützende Arten) der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien der Europäischen Union erfasst (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen).

Anmerkungen zu den einzelnen Arten (Nur für das Land Baden-Württemberg)

Viele der älteren Angaben von *Allium scorodoprasum* konnten nicht bestätigt werden, was die Änderung in der Einstufung von „nicht gefährdet“ auf „Gefährdung anzunehmen“ in den aktuellen Roten Listen im Vergleich zu den Angaben in der Roten Liste des Jahres 1983 erklärt. Dennoch weisen SEBALD et al. (1990-1998) auf jüngere Angaben hin, die als eine punktuelle Ausbreitung der Art gedeutet werden können. Darüber hinaus kann *A. scorodoprasum* auf synanthrope Standorte ausweichen. Sie ist nach diesen Autoren derzeit nicht gefährdet, muss aber in die Gefährdungskategorie G (Gefährdung anzunehmen) eingeordnet werden.

Durch Gewässerkorrekturen und Drainage sind viele Lebensräume von *Alopecurus geniculatus* verschwunden. Die Art kann jedoch auf gestörte Flächen oder Sekundärstandorte ausweichen. Daher erscheint bei SEBALD et al. (1990-1998) die Einstufung in die Kategorie „Gefährdung anzunehmen“ als gerechtfertigt. Laut BREUNIG & DEMUTH (1999) ist der Knick-Fuchsschwanz in Baden-Württemberg nicht gefährdet.

Anacamptis pyramidalis ist vor allem durch das Sammeln attraktiver Arten und durch das Aufgeben extensiver Nutzungsformen bedroht. Sie ist durch das Bundesnaturschutzgesetz besonders streng geschützt (§ 20e Abs. 3 BNatSchG) und gehört nach Abschnitt 3.4 Magerrasen der Anlage zu § 24a Abs. 1 zu den besonders typischen Arten dieses Biototyps. Nennenswerte Vorkommen unterliegen damit dem Schutz nach § 24a NatSchG als besonders geschützte Biotope.

Bei der Keimung und frühen Entwicklung sind alle Orchideen-Arten auf die Hilfe eines passenden Pilzes (Symbiose) zur Deckung ihrer Nährstoffversorgung angewiesen. Diese Spezifität ist der Grund, warum sie trotz beträchtlicher Produktion an hochmobilen Samen sehr selten sind. Die Orchideen-Arten des Untersuchungsgebietes sind auf langfristig stabile, nährstoff- und konkurrenzarme Lebensräume angewiesen, an denen sie nicht von Konkurrenzpflanzen überwachsen werden (INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ BÜHL (ILN) 1999c).

Die Verbreitung von *Arenaria leptocladus* ist unzureichend bekannt (SEBALD et al. 1990-1998). Eine Bedrohung kann aber laut BREUNIG & DEMUTH (1999) ausgeschlossen werden, da die Art ungefährdete Standorte besiedelt.

Campanula rapunculus wächst oft in durch Eutrophierung gefährdeten Biotopen. Ihre Vorkommen sollten daher nach Angaben von SEBALD et al. (1990-1998) geschont werden auch, wenn sie laut diesen Autoren im Oberrheingebiet noch nicht gefährdet ist.

Carex tomentosa ist an extrem trockene, weitgehend primäre Rasengesellschaften gebunden. Sie ist vor allem durch die Eutrophierung, Verbuschung und Aufforstung magerer Standorte gefährdet.

Carlina vulgaris befindet sich im Rückgang. Sie ist durch die Umwandlung der Heiden in Wiesen gefährdet, da sie sich als schnittempfindlich erweist. Ihre Gefährdung ist laut der Roten Liste des Jahres 1983 und laut Angaben von SEBALD et al. (1990-1998) anzunehmen (Kategorie G). Dennoch erscheint die Art als „nicht gefährdet“ in der Veröffentlichung von BREUNIG & DEMUTH (1999).

Nach SEBALD et al. (1990-1998) ist *Centaurea stoebe* in einigen Gebieten Baden-Württembergs als „gefährdet“ einzustufen, im Oberrheingebiet jedoch und auf das ganze

Land Baden-Württemberg bezogen, kann sie der Kategorie G (Gefährdung anzunehmen) zugeordnet werden.

Centaureum pulchellum ist im Rückgang begriffen und gesetzlich geschützt. Sie wird nach der Roten Liste von HARMS et al. (1983) für das Land Baden-Württemberg als nicht gefährdet eingestuft. Dennoch konnten laut SEBALD et al. (1990-1998) viele ihrer Bestände nicht mehr bestätigt werden. Daher ist das Kleine Tausendgüldenkraut laut diesen Autoren und auch laut der Roten Liste des Jahres 1999 (BREUNIG & DEMUTH 1999) in die Gefährdungsstufe 3 (gefährdet) einzutragen.

Cerastium brachypetalum hat einige ihrer Wuchsorte durch Intensivierung der Landschaft verloren. Sie gilt (noch) nicht als gefährdete Sippe, wird aber in die Kategorie G (Gefährdung anzunehmen) eingeordnet.

Conium maculatum bildet in Baden-Württemberg sehr kleinflächige Bestände, die durch „Dorfverschönerungsmaßnahmen“ (Verschwinden von Ruderalstellen) immer weiter zurückgehen. Sie wird in die Gefährdungskategorie 3 (gefährdet) eingestuft.

Nach Angaben von SEBALD et al. (1990-1998) sollten die Standorte von *Elytrigia campestris* auf jeden Fall geschont werden, da die Feld-Quecke eine seltene Art am Rand ihres Verbreitungsgebietes ist.

Epipactis helleborine ist durch das Bundesnaturschutzgesetz besonders streng geschützt (§ 20e, Abs. 3, BNatSchG). Sie erscheint aber in der neuesten Roten Liste als nicht gefährdet (BREUNIG & DEMUTH 1999).

Laut BREUNIG & DEMUTH (1999) ist die Bestandsentwicklung von *Erucastrum nasturtiifolium* in Baden-Württemberg uneinheitlich: Die Bestände am Bodenseeufer und im südlichen Oberrheingebiet gehen zurück, die Art breitet sich an Verkehrswegen jedoch aus. SEBALD et al. (1990-1998) berichten ebenfalls über die Unklarheit bezüglich des Gefährdungsgrades dieser Art. Die Bestände sollten aber nach Meinung dieser Autoren wegen der geringen Verbreitung geschont werden.

Der Bestand von *Euphorbia platyphyllos* erweist sich als rückläufig. Die Art ist durch die Intensivierung der Landschaft bedroht und unter Annahme eines weiteren Rückganges ihrer Vorkommen ist sie laut SEBALD et al. (1990-1998) als gefährdet einzustufen. BREUNIG & DEMUTH (1999) ordnen die Breitblättrige-Wolfsmilch der Kategorie G zu.

Euphorbia seguieriana findet sich in Baden-Württemberg in reliktschen Vorposten an der absoluten Westgrenze ihrer Verbreitung. Aus arealkundlicher, vegetationskundlicher, landschaftsgeschichtlicher und phylogenetischer Sicht sind Arealrand- und Reliktorkommen von besonderem wissenschaftlichem Interesse und daher absolut schutzwürdig. Sie ist in Baden-Württemberg als stark gefährdet anzusehen (BREUNIG & DEMUTH 1999).

Die ungenügende Kenntnis der Verbreitung von *F. ovina* im Land Baden-Württemberg lässt keine Einschätzung der Bestandessituation der Art zu. SEBALD et al. (1990-1998) vertreten der Meinung, dass sie weit weniger häufig ist, als bisher angenommen wurde.

Filago vulgaris ist in der neuen Roten Liste Baden-Württembergs als gefährdet anzusehen. In früheren Angaben war sie als stark gefährdet (HARMS et al. 1983) und sogar als „vom Aussterben bedroht“ (SEBALD et al. 1990-1998) eingestuft.

Galium glaucum wird derzeit in Baden-Württemberg in die Kategorie G eingestuft (BREUNIG & DEMUTH 1999). Dennoch weisen SEBALD et al. (1990-1998) auf einen deutlich erkennbaren Rückgang in einigen Teilen ihres Areals hin. Die Autoren nennen die Abnahme der Halbtrocken- und Trockenrasen, vor allem durch Intensivierung oder Aufforstung, als Ursache dafür. Laut ihnen ist das Blaugrüne-Laubkraut in Baden-Württemberg als gefährdet einzustufen.

Globularia bisnagarica ist gesetzlich geschützt und vorwiegend durch die Umwandlung von Extensivnutzung in Intensivnutzung bzw. durch das Aufgeben der Extensivnutzung gefährdet. Sie wird als gefährdet (Kategorie 3) angesehen.

Gymnadenia conopsea ist durch das Bundesnaturschutzgesetz besonders streng geschützt (§ 20e, Abs. 3, BNatSchG). Sie wird in den Roten Listen in die Kategorie G eingestuft.

Einige Fundstellen von *Helianthemum nummularium* sind verschwunden. Das Gemeine-Sonnenröschen hat seinen Verbreitungsschwerpunkt in den Kalk-Magerrasen, die in den letzten Jahrzehnten regional stark zurückgegangen sind. Dort erreicht es aber oftmals hohe Stetigkeitswerte.

Viele Vorkommen von *Hieracium bauhini* sind überbaut worden und es liegen keine Angaben über neue Wuchsorte (SEBALD et al. 1990-1998) vor. Die Art ist in die Kategorie G einzustufen. Ihre Bestandsentwicklung muss überwacht werden.

Himantoglossum hircinum ist durch das Bundesnaturschutzgesetz besonders streng geschützt (§ 20e, Abs. 3, BNatSchG) und nach SEBALD et al. (1990-1998) als stark gefährdet anzusehen. Allerdings berichten BREUNIG & DEMUTH (1999) über ihre Bestandszunahme in den letzten Jahren und schlagen daher vor, sie als gefährdet, trotz der allgemein ungünstigen Prognose für ihre Lebensräume, einzustufen.

Viele Bestände von *Hippophaë rhamnoides* gingen nach der Rheinregulierung und aufgrund des Ausbleibens der Auendynamik verloren, andere sind der Kiesausbaggerung und der Aufforstung ausgedehnter Flächen zum Opfer gefallen. Der Sanddorn zählt zu den gefährdeten Arten Baden-Württembergs.

Inula helvetica kommt in der Bundesrepublik Deutschland nur in der Markgräfler Rheinebene vor. Es handelt sich hierbei um den äußersten Rand ihrer Verbreitung, wobei insgesamt die Art stark zurückgegangen ist. Die einzigen Fundstellen des Schweizer Alanten befinden sich im Vorhabensbereich der Tieferlegung des 90-Meter-Streifens (siehe auch INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ BÜHL (ILN) 1999c). Die Art wird in der neuesten Fassung der Roten Liste von BREUNIG & DEMUTH (1999) als vom Aussterben bedroht angesehen, ihr Bestand ist dringend zu schützen.

Koeleria macrantha ist in einigen Regionen Baden-Württembergs stark zurückgegangen. Insgesamt ist sie im Gebiet gefährdet. Ursache für den Rückgang der Bestände ist nach SEBALD et al. (1990-1998) die Überwachsung und Vernichtung von Magerrasen.

Lactuca virosa wird in Baden-Württemberg nach Angaben von BREUNIG & DEMUTH (1999) als stark gefährdet eingestuft, in der Florenliste des Bundesgebietes aber lediglich als unbeständig aufgeführt. Laut SEBALD et al. (1990-1998) ist die Art auch in Baden-Württemberg als unbeständig und nicht fest eingebürgert anzusehen.

Malus sylvestris ist vorwiegend durch die Intensivierung der Forstwirtschaft zurückgegangen. Die Art gilt nach Angaben von BREUNIG & DEMUTH (1999) als gefährdet.

Malva sylvestris ist laut SEBALD et al. (1990-1998) im Rückgang begriffen: Die Anzahl ihrer Wuchsorte ist durch „Dorfverschönerungsmaßnahmen“ stark zurückgegangen. Die Autoren weisen auf die Notwendigkeit der weiteren Untersuchung ihrer Bestandesentwicklung hin und stellen in Frage, ob es sich bereits um eine gefährdete Art handeln würde. Nach Angaben von BREUNIG & DEMUTH (1999) ist jedoch die Wilde-Malve als nicht gefährdet anzusehen.

Melica ciliata ist nach SEBALD et al. (1990-1998) als „gefährdet“ einzustufen, denn geeignete Standorte für ihr Gedeihen sind durch die Belastung der Felsstandorte durch Tritt und Kletterei bedroht. Die Art ist aber bei BREUNIG & DEMUTH (1999) in die Kategorie G eingestuft.

Die Verbreitung und Bestandessituation von *Mentha longifolia* sind unzureichend bekannt, da die Art bisher nicht sicher von der Ähren-Minze (*Mentha spicata*) unterschieden wurde.

Muscari neglectum ist gesetzlich besonders geschützt. Sie ist hauptsächlich durch tiefe und schlagende Bodenbearbeitung im Weinbau gefährdet, aber auch durch das Sammeln attraktiver Arten und das Aufgeben von Extensivnutzung bedroht.

Myosotis ramosissima ist laut BREUNIG & DEMUTH (1999) insgesamt in Baden-Württemberg als nicht gefährdet anzusehen. Allerdings gilt sie in einigen Regionen des Landes als gefährdet.

Zahlreiche neue Funde von *Ophioglossum vulgatum* deuten auf eine Ausbreitung der Art in einigen Regionen Baden-Württembergs hin. Sie wird dennoch nach Angaben von BREUNIG & DEMUTH (1999) weiter als gefährdet angesehen.

Ophrys holoserica und *Orchis militaris* sind vor allem durch das Sammeln attraktiver Arten und durch das Aufgeben extensiver Nutzungsformen bedroht. Sie werden in die Gefährdungskategorie 3 bzw. G eingestuft. Beide Arten sind durch das Bundesnaturschutzgesetz besonders streng geschützt und gehören nach Abschnitt 3.4 Magerrasen der Anlage zu § 24a Abs. 1 zu den besonders typischen Arten dieses Biotoptyps. Nennenswerte Vorkommen unterliegen damit dem Schutz nach § 24a NatSchG als besonders geschützte Biotope.

Polygala amarella ist, wie viele andere Arten der Magerrasen, durch Intensivierung der Nutzung oder deren Aufgabe bedroht. Sie wird der Kategorie G (Gefährdung anzunehmen) zugeordnet.

Die Bestände von *Polygonatum odoratum* sind in Rückgang begriffen. Die Ursache dafür liegt in der Nutzungsintensivierung und in der Aufforstung. Die Art ist nach BREUNIG & DEMUTH (1999) aber nicht gefährdet. In früheren Angaben (HARMS et al. 1983; SEBALD et al. 1990-1998) erscheint sie als schonungsbedürftig (Kategorie G = Gefährdung anzunehmen).

Populus nigra ist besonders durch die Vernichtung ihrer ursprünglichen Wuchsorte in der Aue und durch Bastardierung bedroht. Sie zählt laut SEBALD et al. (1990-1998) zu den gefährdeten Arten Baden-Württembergs. Größere Bestände der Wildsippe der Schwarzpappel gibt es nach Angaben von BREUNIG & DEMUTH (1999) nur noch entlang des Oberrheins. Die Art ist laut diesen Autoren nicht desto trotz sogar in diesem Gebiet als stark gefährdet anzusehen, da kaum noch Standorte vorhanden sind, auf denen sie sich verjüngen kann.

Potentilla heptaphylla ist in Rückgang begriffen und in manchen Gebieten Baden-Württembergs als gefährdet anzusehen. Für das ganze Land jedoch erscheint BREUNIG & DEMUTH (1999) eine Einstufung in die Kategorie G gerechtfertigt.

Viele Wuchsorte von *Rorippa amphibia* sind durch Flussbegradigungen und Uferverbauungen verschwunden. Die Erhaltung von Altwässern in den Flusstälern und von Röhrichtgürteln an den Ufern von Langsamfließenden und stehenden Gewässern ist für ihren Bestand wichtig.

Durch die Regulierung der Flüsse sind viele ursprüngliche Vorkommen von *Salix elaeagnus* verloren gegangen. Die Art kann jedoch auf Sekundärstandorte (z.B. Kiesgruben) ausweichen. Sie wird für Baden-Württemberg in die Kategorie G eingestuft.

Taraxacum laevigatum ist nach Angaben von SEBALD et al. (1990-1998) als gefährdet anzusehen. Die Ursache ihres Rückganges hängt mit dem Rückgang der Flächen an Magerrasen zusammen. Für BREUNIG & DEMUTH (1999) ist die Kenntnis über die Bestandessituation der Art nicht genügend, um eine sichere Aussage über ihre Gefährdung zu wagen.

Die Bestände von *Tetragonolobus maritimus* sind in vielen Gebieten Baden-Württembergs zurückgegangen, wofür die Intensivierung der Landschaft verantwortlich gemacht wird. Die Art gilt als gefährdet in diesem Gebiet.

Teucrium montanum gehört zu den gefährdeten Arten Baden-Württembergs. Viele ihrer Wuchsorte sind durch Umwandlung der Extensivnutzung in Intensivnutzung oder durch Aufgabe der Nutzung verschwunden.

Die Einschätzung des Gefährdungsgrades von *Ulmus minor* in der Bundesrepublik Deutschland hat sich in den letzten Jahren deutlich geändert. In der alten Roten Liste von BLAB et al. (1978) erscheint sie als nicht gefährdet. In den Angaben derselben Autoren im Jahr 1984 wird die Art dagegen als stark gefährdet eingestuft. Bei LUDWIG & SCHNITTLER (1996) wird sie zu den gefährdeten Arten gezählt. Die Angaben für das Land Baden-Württemberg zeigen den gleichen Ablauf. Die Art wird bei HARMS et al. (1983) als Art der Vorwarnliste eingestuft und Jahre später bei SEBALD et al. (1990-1998) als gefährdet bezeichnet. Nach Meinung von BREUNIG & DEMUTH (1999) ist *Ulmus minor* allerdings nicht gefährdet.

Die Bestände der Feldulme sind hauptsächlich durch die „Holländische Ulmenkrankheit“ geschwächt worden. Die Art überlebt fast nur noch durch Bildung von Stockausschlägen. Das „Ulmensterben“ wird durch einen Pilz (*Graphium ulmi*) verursacht. Überträger der Krankheit sind der Kleine-Ulmenssplintkäfer (*Scolytus scolytus*) und der Große-Ulmenssplintkäfer (*Scolytus multistriatus*) (SEBALD et al. 1990-1998).

In älteren Roten Listen erscheint *Viola alba* als gefährdet. Diese Einstufung ist jedoch nach SEBALD et al. (1990-1998) nicht gerechtfertigt. Vielmehr handelt es sich um ein „Übersehen“ der Art in vielen Kartierungen und floristischen Erhebungen aufgrund seines frühen Blühtermins. Die Wuchsorte der Art in Baden-Württemberg haben eine besondere pflanzengeographische Bedeutung, da die Art sich im Gebiet an der Nordgrenze ihres Hauptareals befindet. Laut BREUNIG & DEMUTH (1999) ist sie in die Kategorie G einzustufen.

2.2 Pflanzengesellschaften

Die untersuchten Bestände wurden bestimmten Klassen, Ordnungen, Verbänden und, wenn möglich, auch Assoziationen zugeordnet. Es folgt eine Beschreibung dieser syntaxonomischen Kategorien. Es muss jedoch beachtet werden, dass die Trockenrasen (Meso- und Xerobrometen) und einige Pioniergesellschaften wie die Hornkraut-Gesellschaft (*Cerastietum pumili*) und die Hundsbraunwurzflur (*Epilobio-Scrophularietum*) miteinander verzahnt im Gelände vorkommen. Dies ist den Tabellen 2 bis 8 zu entnehmen (s. Anhang).

2.2.1 Überblick

Es folgt die Liste der aufgenommenen Pflanzengesellschaften. Die Abbildung 2 (Anhang) dient die Veranschaulichung der kartierten Gesellschaften auf den verschiedenen Untersuchungslinien.

- A Klasse:** Thlaspietea rotundifolii Br.-Bl. et al. 48 (Steinschutt- und Geröllgesellschaften)
- A.1 Ordnung:** Epilobietalia fleischeri Moor 58 (Alpigene Schwemmgesellschaften)
- A.1.1 Verband:** Epilobion fleischeri Br.-Bl. in J. u. G. Br.-Bl. 31
- A.1.1.1 Assoziation:** Epilobio-Scrophularietum caninae W. Koch et Br.-Bl. in Br.-Bl. 49 (Hundsbraunwurzelflur)
- B Klasse:** Sedo-Scleranthetea Br.-Bl. 55 em. Th. Müller 61 (Mauerpfeffer-Triften, Sandrasen, Felsgrus- und Felsband-Gesellschaften)
- B.1 Ordnung:** Sedo-Scleranthetalia Br.-Bl. 55 (Felsgrus- und Felsband-Gesellschaften)
- B.1.1 Verband:** Alysso alyssoidis-Sedion albi Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 61 (Thermophile süd-mitteuropäische Kalkfelsgrus-Gesellschaften)
- B.1.1.1 Assoziation:** Cerastietum pumili Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 61 (Hornkraut-Gesellschaft)
- C Klasse:** Festuco-Brometea Br.-Bl. et Tx. 43 (Trocken- und Steppenrasen, Halbtrockenrasen, basiphile Magerrasen der planaren bis hochmontanen Höhenstufe)
- C.1 Ordnung:** Brometalia erecti Br.-Bl. 36 (Submediterrane Trocken- und Halbtrockenrasen)
- C.1.1 Verband:** Mesobromion erecti (Br.-Bl. et Moor 38) Knapp 42 ex Oberd. (50) 57 (Trespen-Halbtrockenrasen (Magerwiesen und Magerweiden))
- Assoziationsgruppe Bromus erectus- und Orchidaceen-reicher Magerwiesen (Gemähte Halbtrockenrasen)
- C.1.1.1 Assoziation:** Mesobrometum Br.-Bl. ap. Scherr. 25 (Trespen-Halbtrockenrasen)
- C.1.2 Verband:** Xerobromion (Submediterrane Trespen-Trockenrasen, Gamander-Fluren)
- C.1.2.1 Assoziation:** Xerobrometum Br.-Bl. 15 em. 31 (non Xerobrometum Br.-Bl. 18) (Rheinisch-schwäbischer Trespen-Trockenrasen)
- D Klasse:** Chenopodietea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 52 (Gänsefuß-Gesellschaften, annuelle Ruderal-Gesellschaften und Hackfrucht-Unkrautgesellschaften)
- D.1 Ordnung:** Sisymbrietalia J. Tx. in Lohm. et al. 62 (Rauken-Gesellschaften, annuelle Ruderalgesellschaften)
- D.1.1 Verband:** Sisymbriion officinalis Tx. et al. in Tx. 50 (Wegrauken-Gesellschaften, annuelle Ruderalgesellschaften des klimatisch gemäßigten Europas)
- D.2 Ordnung:** Polygono-Chenopodietalia (Tx. et Lohm. in Tx. 50) J. Tx. in Lohm. et al. 62 (Knöterich-Gänsefuß-Gesellschaften, Hackfrucht-Unkrautgesellschaften des klimatisch gemäßigten Europas)
- E Klasse:** Querco-Fagetea Br.-Bl. et Vlieg. 37 em. (Buchen- und sommergrüne Eichenwälder Europas)
- E.1 Ordnung:** Prunetalia spinosae Tx. 52 (Hecken und Gebüsche, Schlehen-Gesellschaften)
- E.1.1 Verband:** Berberidion Br.-Bl. 50 (Berberitzen-Gebüsche)
- E.1.1.1 Assoziation:** Pruno-Ligustretum Tx. 52 n. inv. Oberd. 70 (Das Liguster-Gebüsch)
- E.1.1.2 Assoziation:** Salici-Hippophaëtum rhamnoidis Br.-Bl. 28 ex Eckm. 40 n. inv. Wendelb. 67 (Der Sanddorn-Busch)
- E.2 Ordnung:** Fagetalia sylvaticae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski et Wallisch 28 (Mesophytische, buchenwaldartige Laubwälder Europas)
- E.2.1 Verband:** Carpinion betuli Issl. 31 em. Oberd. 57 (Eichen-Hainbuchen-Wälder)
- Unterverband:** Galio sylvatici-Carpinenion betuli Oberd. 57 (Mitteleuropäisch-gemäßigte, kontinentale Eichen-Hainbuchen-Wälder)
- E.2.1.1 Assoziation:** Carici albae-Tilietum cordatae Müller et Görs 58 (Weißseggen-Eichen-Linden-Wald)
- F Pinus sylvestris-Forst** (Kiefernforst)

2.2.2 Darstellung der Pflanzengesellschaften

2.2.2.1 Epilobio-Scrophularietum caninae W. Koch et Br.-Bl. In Br.-Bl. 49 (Hundsbraunwurzflur)

2.2.2.1.1 Synsystematische Zugehörigkeit

A Klasse: Thlaspietea rotundifolii Br.-Bl. et al. 48 (Steinschutt- und Geröllgesellschaften)

Diese Klasse umfasst Pioniergesellschaften mit Pflanzenindividuen, die an bewegte Steinschutthalde sowie an bewegtes Flussgeschiebe angepasst sind, wobei die Gesellschaften ihren Verbreitungsschwerpunkt im Hochgebirge haben. Von dort aus reichen sie, floristisch verarmt, bis in die Flusstäler. Hier müssen sie zum Teil als Reliktassoziationen der Eiszeit und Späteiszeit angesehen werden (OBERDORFER 1998).

A.1 Ordnung: Epilobietalia fleischeri Moor 58 (Alpogene Schwemmgemeinschaften)

Die Pioniergesellschaften der Epilobietalia fleischeri bedecken alluviale Kies- und Sand-Schwemmböden im Vorfeld der Gletscher, an Gebirgsbächen und an Alpenflüssen. Sie können jedoch bis in die kolline Stufe reichen.

A.1.1 Verband: Epilobion fleischeri Br.-Bl. in J. u. G. Br.-Bl. 31

A.1.1.1 Assoziation: Epilobio-Scrophularietum caninae W. Koch et Br.-Bl. in Br.-Bl. 49 (Hundsbraunwurzflur), Tabelle 2, Anhang

2.2.2.1.2 Charakterisierung

Die Gesellschaft reicht mit *Scrophularia canina* von den Alpen bis zum Mittelrhein. Es ist anzunehmen, dass sie vor der Rheinkorrektur, als der Strom immer wieder neue Schotterflächen schuf, ziemlich weit verbreitet war. Nach der Rheinkorrektur sind viele ihrer primären Standorte verschwunden. Auf derartigen primären Rheinkiesstandorten entwickeln sie sich zum Sanddorn- bzw. Grauweiden-Gebüsch.

Die Hundsbraunwurzflur-Assoziation charakterisiert den Standort 3 der Linie 4 (Abb. 2 im Anhang). Es handelt sich in diesem Fall um eine kennartenarme Ausbildung ohne Beteiligung von *Epilobium dodonaei*.

BOGENRIEDER & FRISCH (2000) fanden in der südlichen Oberrheinebene ebenfalls hauptsächlich diese verarmte Ausbildung und weisen auf die Seltenheit von *Epilobium dodonaei* im Gebiet hin. Seine aktuellen Vorkommen finden sich vor allem in Kiesgruben und anderen anthropogenen Kiesflächen. Nach Angaben dieser Autoren kommt dagegen *Scrophularia canina* im südlichen Oberrheintiefland relativ häufig vor.

Die Pflanzenindividuen dieser Assoziation sind wärmeliebend und oft submediterraner Herkunft. Sie wachsen auf offenen, skelettreichen bis rein kiesigen Böden, die sich schnell und stark erwärmen und austrocknen können. Dementsprechend ist das Bild der Gesellschaft von Dürre ertragenden, meist tief wurzelnden Pflanzen geprägt. Unter diesen sind zunächst in der Aufnahme bei Transekte 4 Exemplare von *Scrophularia canina* sowie vom *Inula conyzae*, Vertreter der Klasse Thlaspietea rotundifolii und von den Begleitern *Taraxacum officinale*, *Hypericum perforatum*, *Echium vulgare*, *Solidago gigantea*, zu nennen. Die Deckung der Vegetation überschreitet 50 % nicht.

MÜLLER (1974a) erwähnt in seinen Untersuchungen im Taubergießen-Gebiet das regelmäßige Vorkommen von Jungpflanzen verschiedener Weiden und Pappeln sowie der Waldrebe in Beständen dieser Assoziation. In der vorliegenden Untersuchung wurden junge Schwarzpappeln (*Populus nigra*) und die Waldrebe (*Clematis vitalba*) im Standort bei der

Linie 4 aufgenommen. Statt Weiden (*Salix* spp.) wurde jedoch das Vorkommen junger Birken (*Betula pendula*) notiert.

Auch REIF (1996) erwähnt die Verjüngung der Pionierbaumarten in der Hundsbraunwurzflur.

Charakteristisch für die Gesellschaften der Trockenstandorte in der Oberrheinebene ist das regelmäßige Vorkommen von Arten der Origanetalia und des Mesobrometum in den Beständen. In der vorliegenden Aufnahme fehlen sie ebenfalls nicht. Eine Versaumung des Bestandes ist jedoch sehr unwahrscheinlich, einerseits auf Grund der ungünstigen Standortbedingungen, andererseits, weil eine derartige Entwicklung im Gebiet (auch bei Standorten günstiger Beschaffenheit) nicht beobachtet wird. Es ist eher das beobachtete Eindringen von Festuco-Brometea-Arten und von jungen Pappeln und Birken, was das Epilobio-Scrophularietum in der Linie 4 ablösen könnte.

2.2.2.1.3 **Bedrohung und Erhaltung**

Die Gesellschaft gilt in Deutschland als ungefährdet nach Angaben des BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ (2002). Jedoch wird sie bei dieser Behörde für das Flachland als „fehlend“ eingestuft.

Auch in der Arbeit des INL (1999) unter Berücksichtigung der Angaben in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 1994) wird diese Gesellschaft dem nicht gefährdeten Biotoptyp „Vegetation einer Kies- oder Sandbank“ zugeordnet. Die Gesellschaften dieses Typs gelten als bedingt regenerierbar und entstehen dort, wo mit einer mittleren Eingriffsfrequenz immer wieder offener Kiesboden geschaffen wird. Der Biotoptyp wird als „geringwertig“ von den oben genannten Autoren eingestuft.

Vorkommen in benachbarten Gebieten wurden beim Taubergießengebiet von MÜLLER (1974a) notiert, und die Existenz der kennartenreicheren Assoziation mit *Epilobium dodonaei* in Kiesgruben der Oberrheinebene wurde von KÜHN & WENDL (1999) und RADEMACHER (2001) registriert.

Nachdem der Rhein infolge wasserbaulicher Maßnahmen keine Kiesbänke mehr aufschüttet, müssen für die Erhaltung der Gesellschaft kontinuierlich offene Kiesflächen geschaffen werden. Bei der Linie 4 wurden keine Störungen, weder durch Aktivität von Kaninchen oder Schwarzwild noch durch Eingriffe des Menschen, beobachtet. Der Bestand wird immer mehr durch Arten der Festuco-Brometea und durch Jungpflanzen von *Populus nigra* und *Betula pendula* überwachsen.

2.2.2.2 **Cerastietum pumili Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 61 (Hornkraut-Gesellschaft)**

2.2.2.2.1 **Synsystematische Zugehörigkeit**

B Klasse: Sedo-Scleranthetea Br.-Bl. 55 em. Th. Müller 61 (Mauerpfeffer-Triften, Sandrasen, Felsgrus- und Felsband-Gesellschaften)

Diese Klasse enthält lückige, Wärme, Licht und Trockenheit liebende Pioniergesellschaften, die auf Fels- und porösen Kies- oder Sandböden trocken-warmer Standorte vorkommen.

Die Gesellschaften setzen sich im Wesentlichen aus niedrig wüchsigen Kräutern, kurzhalbmigen und schmalblättrigen Gräsern zusammen. Der Anteil an Moosen und Flechten ist beträchtlich. Bei den Kräutern herrschen *Sedum*-Arten und winterannuelle Therophyten vor (OBERDORFER 1993a).

B.1 Ordnung: Sedo-Scleranthetalia Br.-Bl. 55 (Felsgrus- und Felsband-Gesellschaften)

Blattsukkulente Chamaephyten, besonders *Sedum album* und andere ausdauernde *Sedum*-Arten, sind von großer Bedeutung im Aufbau dieser Gesellschaften. Sie haben die Fähigkeit, sich sehr schnell vegetativ auszubreiten und somit den schlechten Keimungs- und Etablierungsbedingungen zu entgehen, die in den extrem flachgründigen und feinerdearmen Böden herrschen.

B.1.1 Verband: *Alyso alyssoidis*-Sedion albi Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 61 (Thermophile süd-mitteleuropäische Kalkfelsgrus-Gesellschaften)

Die Gesellschaften des Verbandes sind durch zahlreiche submediterrane Therophyten sowie durch Kalkmoose des Tortellion- und Flechten des Toninion coeruleo-nigricantis-Verbandes gekennzeichnet. Die Standortbedingungen sind sehr extrem. Feuchtigkeit ist meist nur in den Herbst- und Wintermonaten vorhanden. Ab Mitte April kommt es durch starke Sonneneinstrahlung zur Erhitzung und Austrocknung des Substrats. Dies erklärt den Reichtum an Annuellen, die gewöhnlich bereits Ende April ihren Lebenszyklus abgeschlossen haben (KORNECK 1974).

Zu den Kontaktgesellschaften zählen Trocken- und Steppenrasen (*Bromion*, *Festucion valesiaca*) tiefergründiger Standorte. Bei fortschreitender Bodenbildung können sie sogar die Kalkfelsgrus-Gesellschaften überwachsen.

Nach Angaben von KORNECK (1974) können sich umgekehrt *Alyso*-Sedion-Gesellschaften bei Zerstörung von *Festuco*-*Brometea*-Gesellschaften auf den frei gewordenen Flächen neu bilden. Sie werden jedoch rasch durch *Festuco*-*Brometea*-Gesellschaften erneut abgelöst.

Auf sehr flachgründigen Böden erweisen sich *Alyso*-Sedion-Gesellschaften als Dauergesellschaften.

B.1.1.1 Assoziation: *Cerastietum pumili* Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 61 (Hornkraut-Gesellschaft), Tabelle 3, Anhang

2.2.2.2 Charakterisierung

Die oft kurze Lebensdauer der Pflanzen der Pioniergesellschaften bedingt, dass ihre Erfassung nicht immer in der optimalen Entwicklungsphase stattfinden kann. Der günstigste Aufnahmezeitpunkt des *Cerastietum pumili* liegt im Mai. In diesem Monat ist es noch möglich, die verblühten Winterannuellen zu erfassen, ferner sind die übrigen Arten bereits bestimmbar geworden (WITSCHEL 1980). Diese Behauptung spiegelt sich in den vorliegenden Aufnahmen wider. Den Aufnahmen im August fehlen die Kennarten der Assoziation (Therophyten), die bei den Aufnahmen im Frühjahr dagegen vertreten sind.

Das *Cerastietum pumili* bildet meistens Pioniergesellschaften und besiedelt leicht austrocknende Böden, die sich am Anfang ihrer Entwicklung befinden.

Als gewöhnliche Kontaktgesellschaften in der südlichen Oberrheinebene sind das *Xerobrometum* und das *Mesobrometum* zu erwähnen. Die Hornkraut-Gesellschaft wächst an den lückigen Stellen dieser Trockenrasen und wird im Laufe der Zeit von denen abgebaut. Die Arten der *Festuco*-*Brometea*-Gesellschaften dringen im größeren oder geringeren Ausmaße in die Hornkraut-Gesellschaft ein. Sie sind in allen Aufnahmen vorhanden (vgl. WITSCHEL 1980).

In der Literatur wird erwähnt, dass das *Cerastietum pumili* an sehr flachgründigen Böden edaphisch bedingte Dauergesellschaften bilden kann, was für Felsköpfe und derartige Standorte zutreffend ist. Im untersuchten Gebiet sind derartige Standorte jedoch nicht vorhanden, so dass die Gesellschaft hier ausschließlich Pioniercharakter zeigt.

Gewöhnliche Wuchsorte sind kiesige und sandreiche, die allerdings durch die Tätigkeit von Kaninchen gestört werden. Hier bilden sich mehr oder weniger artenreiche Bestände des

Cerastietum pumili, die in Abhängigkeit von der Störungsintensität der offenen Stellen langsamer oder schneller von Individuen der angrenzenden Trockenrasen (Kontaktgesellschaften) überwuchert werden.

Schon WITSCHEL (1980) weist auf einen Zusammenhang zwischen der Gesellschaft des Hornkrautes und den anthropogenen und zoogenen Standorten hin. Er erwähnt zusätzlich, dass die zahlreichen Therophyten dieser Gesellschaft von der endozoochoren Ausbreitung profitieren: Sie werden mittels des Kaninchenkots in offenen Wuchsorten abgesetzt, die für ihr Überleben von großer Bedeutung sind.

Im Aufnahmемaterial von WITSCHEL (1980) und BOGENRIEDER & FRISCH (2000) sind zwei Assoziationen bzw. zwei Ausbildungen vertreten. Die typische Ausbildung unterscheidet sich in der Anzahl der carbonatanzeigenden Verbandsdifferenzialarten von der kennartenarmen Ausbildung. Das Fehlen dieser Verbandsdifferenzialarten lässt sich laut WITSCHEL (1980) „auf das geringe Alter der Standorte, aber auch auf die Seltenheit einiger Kryptogamensippen zurückführen. Eine leichte, oberflächliche Entkalkung könnte aber ebenfalls ursächlich für das Fehlen dieser Verbandsdifferenzialarten sein.“

Im eigenen Aufnahmемaterial bedecken Moose und Flechten mindestens 30 % der untersuchten Fläche (16 m²). Der hohe Deckungsgrad dieser Mooschicht ist ein wichtiges Kriterium für die Abtrennung der Gesellschaften des Cerastietum pumili von denen der Trockenrasen. Allerdings sind die Cerastietum pumili-Bestände sehr kleinflächig ausgebildet und kennartenarm. Ferner enthalten sie eine bedeutende Anzahl an Festuco-Brometea-Arten, die mit hoher Deckung in jeder Probefläche vertreten sind. Infolgedessen sind sie nur schwer von den Trockenrasen-Gesellschaften abzutrennen (Foto 8).



Foto 8. Standort der Hornkraut-Gesellschaft bei der Linie 3. Man erkennt die Verbuschung und zahlreiche Individuen der Festuco-Brometea.

2.2.2.2.3 *Bedrohung und Erhaltung*

Das Cerastietum pumili ist mit der Nummer 3 als „gefährdet“ für die Bundesrepublik Deutschland eingestuft (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2002).

Es gehört zum Biotoptyp „Therophytengesellschaften“. Das INL (1999b) schätzt diesen Biotoptyp in seinen Untersuchungen auf ausgewählten Flächen in der Oberrheinebene aufgrund seiner Gefährdung und seiner schweren Regenerierbarkeit als „mittelwertig“ für das Interesse des Naturschutzes ein.

Das *Cerastietum pumili* gehört zu den Gesellschaften des *Alyso-Sedion albi* und damit zur Liste der prioritären natürlichen Lebensraumtypen laut Einstufung in den FFH-Richtlinien der EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1992).

Es stellt sich jedoch die Frage, wie lange die Bestände des *Cerastietum pumili* im Untersuchungsgebiet noch als Assoziation definiert werden können bzw. ab welchem Zeitpunkt sie nur als Synusien¹³ in den Lücken der Halbtrockenrasen bezeichnet werden müssen.

Der Naturschutzpflege kommt eine wichtige Aufgabe zu. Ist das Ziel des Naturschutzes die Erhaltung des *Cerastietum pumili* als eigene Assoziation, so müssen zu den derzeit durchgeführten auch neuere Pflegemaßnahmen miteinbezogen werden.

BOGENRIEDER & FRISCH (2000) bewerten die im Auftrag der BNL Freiburg zu Pflegezwecken durchgeführten Entbuschungen als positiv. In der Fläche der Transekte 3 nördlich des Naturschutzgebietes Neuenburger Rheinwald sind die Bestände der Hornkraut-Gesellschaft nicht nur durch Verbuschung gefährdet, sondern auch durch das Eindringen von Individuen aus den angrenzenden Trockenrasengesellschaften (s. Foto 8). KORNECK (1974) berichtet über eine ähnliche Entwicklung der *Alyso-Sedion*-Gesellschaften in den Trockengebieten der Pfalz: bei fortschreitender Bodenbildung werden sie von *Festuco-Brometea*-Rasengesellschaften überwachsen. Es wäre deshalb empfehlenswert, der Einwanderung der Trockenrasen-Arten durch manuelles Abreißen und durch die Erstellung von Störstellen Widerstand zu leisten.

WITSCHEL (1980) behauptet, passiver Schutz sei ausreichend für die Erhaltung der Hornkraut-Gesellschaft, „da durch kontinuierliche Störungen in der Vegetationsdecke genügend offene Flächen garantiert sind“. Die erfassten zoogen entstandenen Störstellen, die als Wuchsorte der Gesellschaft dienen, zeigen eine extrem geringe Ausdehnung bzw. sind von Volltrockenrasen besiedelt, was uns zurück zur oben gestellten Frage führt.

Die Störstellen, die durch Schwarzwild entstehen, können ebenfalls durch die Hornkraut-Gesellschaft besiedelt werden (vgl. BOGENRIEDER & FRISCH 2000 und TREIBER 1997). Jedoch konnte die Autorin dieser Untersuchung nur kleinflächige offene Stellen¹⁴ (nicht wesentlich größer als die, die durch Aktivität der Kaninchen entstehen) im Bereich flachgründiger Böden beobachten, die tatsächlich von Arten des *Cerastietum pumili* besetzt wurden. Ausgedehnte Störflächen mit flächiger Räumung der Vegetation wurden dagegen an Futterstellen registriert. Die Besiedlung dieser Flächen erfolgt allerdings schnell durch nitrophile Arten.

Die flächige und gleichzeitig extensive Wühltätigkeit der Wildschweine fördert die Mosaikstruktur der sich beteiligenden Gesellschaften und erhöht die Artendiversität des Komplexes (vgl. MILTON et al. 1997), was uns zur folgenden Überlegung führt:

Ist das Ziel des Naturschutzes die Erhaltung der Xerothermkomplexe in der südlichen Oberrheinebene, dann sind die bislang unternommenen Pflegearbeiten hinreichend. Die durchgeführte Entbuschung in Verknüpfung mit der Tätigkeit der Kaninchen und

¹³ Die Synusien sind Teilsysteme, die keinen eigenen Stoffkreislauf oder Energiefluss besitzen. Ihr Stoffumsatz ist in den Stoffkreislauf der größeren Vegetationseinheit eingebettet, in der sie sich befinden.

¹⁴ Die Größe und Form der Störstellen entspricht der Kategorie „kleinflächige Wühlstelle“ und „Wühlstelle mit Horstmuster“ im Sinne von TREIBER (1997).

Wildschweine sichert das kleinflächige und mosaikartige Vorkommen der Arten des *Cerastietum pumili* (als Synusien in den Trockenrasen?).

Vorkommen in benachbarten Gebieten werden von WILMANN & WIMMENAUER (1989) und von WITSCH (1980) für das Markgräfler Hügelland und das Alb-Wutach-Gebiet notiert.

2.2.2.3 Mesobrometum Br.-Bl. ap. Scherr. 25 (Trespen-Halbtrockenrasen)

2.2.2.3.1 Synsystematische Zugehörigkeit

C Klasse: Festuco-Brometea Br.-Bl. et Tx. 43 (Trocken- und Steppenrasen, Halbtrockenrasen, basiphile Magerrasen der planaren bis hochmontanen Höhenstufe)

Diese Klasse wird durch artenreiche, Wärme und Trockenheit ertragende Rasengesellschaften gebildet. Ihre Gesellschaften besiedeln vorwiegend basenreiche Böden. Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt in den südlichen oder südöstlichen Bereichen des temperaten (kühlgemäßigten) Europas. Die aktuelle Artenzusammensetzung spiegelt nacheiszeitliche Wanderungsprozesse wider. Die Gesellschaften der Festuco-Brometea bestehen aus der Kombination von Resten kontinentaler Steppenvegetation und frühwärmezeitlich immigrierender submediterraner Gras- und Zwergstrauchformationen, bereichert durch einen Restbestand alpiger Arten. Der Anteil dieser Gesellschaften an alpinen Komponenten wird mit der Annäherung an die Alpen größer.

Ihr Areal wurde durch die Eingriffe des Menschen in die Landschaft sekundär wesentlich erweitert.

Die Gesellschaften im südlichen Oberrheintiefland zeichnen sich durch ihren beachtlichen Anteil an submediterran-subatlantischen Geoelementen aus und unterscheiden sich daher von den subkontinental geprägten Rasengesellschaften im Osten.

C.1 Ordnung: Brometalia erecti Br.-Bl. 36 (Submediterrane Trocken- und Halbtrockenrasen)

KORNECK (1974) schlägt vor, den Verband Mesobromion erecti zu einer eigenen Ordnung zu ernennen. Er empfiehlt den Namen Brachypodietalia pinnati ord. nov. (Syn.: Trifolietalia montani Krausch 1961 prov.), der aus der mit hoher Stetigkeit vorkommenden und die Physiognomie prägenden Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) hervorgeht.

Differentialarten der Brachypodietalia pinnati gegenüber Brometalia erecti, Festucetalia vallesiacaee und Koelerio-Phleetalia phleoidis wären nach dem oben genannten Autor mesophile meist in Arrhenatheretalia-Wiesen vorkommenden Arten wie *Avenula pubescens*, *Leucanthemum vulgare*, *Briza media*, *Plantago lanceolata*, *Dactylis glomerata*, *Primula veris*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Knautia arvensis*, *Rhinanthus minor*, *Leontodon hispidus*, *Trifolium pratense* und die Wechsellückenzeiger *Carex flacca*, *Linum catharticum*, das Moos *Campylium chrysophyllum*, die Orchideen *Listera ovata* und *Gymnadenia conopsea* und das Kreuzblümchen (*Polygala amarella*), sowie einige sonst in Seggen-Buchenwäldern oder in thermophilen Saumgesellschaften wachsende Arten wie *Carex montana*, *C. ornithopoda*, *Anthericum ramosum*, *Bupleurum falcatum* und *Viola hirta*.

Dennoch schreibt KORNECK (1974), dass die Gesellschaften der Brachypodietalia pinnati-Ordnung durch das Fehlen der für die Rasenlücken der Trockenrasen bezeichnenden Sedo-Scleranthetea-Arten gekennzeichnet sind.

In den lückigen Halbtrockenrasen der Brometalia-Gesellschaften im untersuchten Gebiet ist das Vorkommen von Sedo-Scleranthetea-Arten eher die Regel als die Ausnahme. Daher wird der Name Brometalia erecti Br.-Bl. 36 wie bei OBERDORFER (1993a) für die Ordnung beibehalten.

C.1.1 Verband: Mesobromion erecti (Br.-Bl. et Moor 38) Knapp 42 ex Oberd. (50) 57 (Trespen-Halbtrockenrasen [Magerwiesen und Magerweiden])

Die Gesellschaften des Mesobromion erecti-Verbandes sind in Kalkgebieten weit verbreitet. Sie sind durch Mahd oder Beweidung entstanden und daher überwiegend anthropogen bedingt. Sie kommen an Stellen anspruchsvoller Waldgesellschaften der Querco-Fagetea vor und werden deshalb in Mitteleuropa als Ersatzgesellschaften von Fagetalia-Wäldern erfasst. Bei Aufhören von Mahd und Beweidung stellen sich rasch Gebüschstadien ein, die den Weg zur Wiederbewaldung ankündigen.

Es handelt sich dabei um blumen- und farbenreiche Kalkmagerrasen ohne Mineraldüngungs-Anwendung. Der günstigere Wasserhaushalt als bei den Trockenrasen bewirkt das regelmäßige Vorkommen von Arrhenatheretalia-Arten und Wechsel trockenheitszeiger.

Assoziationsgruppe: *Bromus erectus*- und Orchidaceen-reicher Magerwiesen (Gemähte Halbtrockenrasen)

C.1.1.1 Assoziation: Mesobrometum Br.-Bl. ap. Scherr. 25 (Trespen-Halbtrockenrasen), Tabelle 3, Anhang

2.2.2.3.2 Charakterisierung

Die Mesobrometen des Oberrheingebietes gehörten in früheren Arbeiten (OBERDORFER 1957) zu einer eigenen Assoziation, das Mesobrometum alluviale Oberd. 57. Oberdorfer und Korneck (in OBERDORFER 1993a) ziehen es jedoch vor, diese Assoziation wieder mit dem Begriff des Mesobrometum zu bezeichnen. Deutlicher ausgeprägt ist laut diesen Autoren die Differenzierung zwischen einer *Orchis*-Rasse des Oberrheingebietes und einer *Festuca sulcata*-Rasse Niederbayerns. Das warme und ausgeglichene Klima des Oberrheintieflandes erfüllt eine wichtige Lebensbedingung für die submediterranen Orchideen-Gattungen *Anacamptis*, *Ophrys* u.a.

Nach BOGENRIEDER & FRISCH (2000) ist das Eintreffen der Sedo-Scleranthetea und Xerobromion-Arten hauptsächlich auf die Wühltätigkeit von Schwarzwild und Kaninchen zurückzuführen. Die Tätigkeit der Wildschweine erfolgt vorwiegend von Herbst bis Frühling. Durch die zoogen bedingte Entstehung offener Stellen werden insbesondere Arten der Klasse Sedo-Scleranthetea gefördert. Ferner wirkt sich das sandige Substrat indirekt über eine geringere Bodenfeuchte positiv auf die Gruppe dieser Arten aus (BOGENRIEDER & FRISCH 2000).

Auffällig ist ebenfalls der Anteil an Trifolio-Geranietea-Arten im Aufnahmestoff. Einige Arten dieser Klasse sind im Untersuchungsgebiet mit höchster Stetigkeit anzutreffen. Beispiele hiervon sind *Hypericum perforatum*, *Origanum vulgare* und *Coronilla varia*. Trotz des regelmäßigen Vorkommens der Saumarten kann nicht von einer Versaumung der Trockenrasen gesprochen werden. Die Trifolio-Geranietea-Arten erweisen sich viel mehr als allgegenwärtige Begleiter, die in einigen Fällen zur Charakterisierung standörtlicher Unterschiede herangezogen werden können. Eine Zunahme dieser Arten, die bis zur Ablösung der Trockenrasenbestände führen könnte, ist nicht erkennbar. Allerdings erwähnt WITSCHEL (1980), dass das Einwandern der Arten und das Aufbauen der kompletten Saumartengarnitur in der trockenen südlichen Oberrheinebene nur „eine Zeitfrage“ sei.

Die untersuchte Fläche bei der Transekte 1 (Standort 5) kann der Ausbildung von *Anacamptis pyramidalis* zugeordnet werden (Foto 9), die Standorte 5 der Transekte 3 und 7 gehören zur wechsellückigen Ausbildung mit *Carex flacca* (s. BOGENRIEDER & FRISCH 2000) (Foto 10). Diese letzten Standorte sind als schwach wechselfrisch zu bezeichnen. Die Analyse der Böden zeigt einen deutlichen Unterschied in den Standortbedingungen beider Ausbildungen. Der Anteil an Sand/Schluff/Ton beträgt bei Standort 5 der Transekte 1 ca. 70/25/5 %, für Standort 5 der Linie 3 dagegen: ca. 40/47/13 %. Bei der Transekte 7 wurden

keine Bodenuntersuchungen durchgeführt, aber es ist zu erwarten, dass die Bedingungen denen der Linie 3 ähnlich sind.



Foto 9. Exemplar von *Anacamptis pyramidalis* bei den Trespen-Halbtrockenrasen der Linie 1.



Foto 10. Standort 5 der Linie 7 mit der Assoziation der Trespen-Halbtrockenrasen.

Das Vorkommen von Jungpflanzen der Prunetalia- und Fagetalia-Arten wird in allen Aufnahmen registriert. Besonders bei der Linie 7 gelingt es *Rhamnus cathartica* unter diesen erschwerten Bedingungen zu keimen und sich zu etablieren. Es wurden jedoch keine fruchtenden Pflanzen aufgenommen. Im Gegensatz dazu können schon ganz kleine Exemplare von *Ligustrum vulgare* (2 cm Stammumfang) blühen und Früchte tragen. Das Gedeihen von *Carex flacca*, *Ulmus minor*, *Cerasus avium* und andere Fagetalia-Arten in

diesem Standort weist auf den besseren Haushalt des Bodens hin. Für das Wachstum der Bäume und Sträucher bedeutet die Flachgründigkeit des Bodens allerdings ein großes Hindernis.

2.2.2.3.3 Bedrohung und Erhaltung

Nach der Einteilung des BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ (2002) ist das Mesobrometum in Deutschland als gefährdet anzusehen. Allerdings plädiert Hölzel bei seinen Anmerkungen für die Einstufung in die Kategorie 2: „stark gefährdet“.

Die Gesellschaft gehört zum Biotoptyp „submediterrane Halbtrockenrasen auf karbonatischen Böden“ und unter denen zu den gemähten Halbtrockenrasen. Sie wird nach RIECKEN et al. (1994) in die Gefährdungskategorie 1 als „von vollständiger Vernichtung bedroht“ für das Südwestdeutsche Mittelgebirgs-/Stufenland eingeordnet. Die Einstufung für die Bundesrepublik Deutschland wird von diesen Autoren als 1-2 bezeichnet, also zwischen „von vollständiger Vernichtung bedroht“ und „stark gefährdet“.

Die Gesellschaften der Klasse Festuco-Brometea gehören zu der „Liste der natürlichen Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen“ (FFH-Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft). Der Naturschutzwert der basenreichen Trockenrasen wird als „hoch“ angegeben (ILN 1999b).

Die wichtigsten Gefährdungsursachen sind das Aufhören der extensiven Nutzungsform, in diesem Fall der Mahd und die Eutrophierung der Landschaft. Einige Arten (besonders die Orchideen) sind durch direkte Entnahme (Sammeln attraktiver Arten) gefährdet.

Das ILN (1999b) schätzt den Biotoptyp als schwer regenerierbar ein. Diese Bewertung wird durch die Untersuchungen an Straßenrändern als mögliche Ersatzbiotope für Trockenrasen bestätigt (siehe HERINGER 1984; ULLMANN & HEINDL 1986 u.a.).

ULLMAN & HEINDL (1986) vermerken: „Aus den bisherigen Erfahrungen (...) wurde deutlich, dass eine willkürliche Schaffung von Gesellschaften der Festuco-Brometea an anthropogenen Standorten nicht möglich ist.“

SCHUSTER (1984) behauptet ebenfalls: „Die Trocken- und Halbtrockenrasen lassen sich (zumindest in charakteristischer Ausbildung) m. E. nach überhaupt nicht künstlich schaffen – hier ist allein ein konsequenter Schutz der vorhandenen Flächen unter Aufrechterhaltung eines zur Bestandssicherung notwendigen Pflegekonzeptes erfolgreich.“

Die nötigen Pflegemaßnahmen für die Erhaltung der Halbtrockenrasen werden in vielen Arbeiten aufgelistet. Voraussetzung für die Konservierung des Artenbestandes ist eine extensive Pflege, die in der Form einer jährlichen Mahd (bzw. im Abstand von zwei bis vier Jahren) erfolgen soll. Auf diese Weise werden die Etablierung von *Prunetalia*-Arten und das Verfilzen der Grasnarbe verhindert (GÖRS 1974).

Die Mahd sollte gegen Ende der Vegetationsperiode stattfinden (Hochsommerschnitt) bzw. am Anfang des Herbstes. Bei diesem Termin ist der Reifeprozess der Samen der meisten Gräser und Kräuter beendet. Dementsprechend ist der Eintrag in die Samenbank gesichert, was für viele Hemikryptophyten und Therophyten überlebenswichtig ist. Viele dieser Arten bilden eine vorübergehende Samenbank und können sich nur über eine begrenzte Zeit aus dem Samenvorrat regenerieren, falls er nicht immer wieder aufgebaut wird (JÜRGING & GRÖBMAIER 1984; ULLMANN 1984). Bei der Durchführung der Mäharbeiten müssen aus faunistischen Gründen Altgrasstreifen stehen bleiben, die erst im Folgejahr gemäht werden.

Das Mähgut soll entsprechend alter Nutzungsformen und zur Vermeidung der sukzessiven Eutrophierung der Bestände abgefahren werden, allerdings erst nach Abtrocknen auf den Flächen, um das Abwandern der Wirbellosen zu ermöglichen (FRISCH 1999). Zurzeit werden

solche Pflegemaßnahmen bei den Trespen-Halbtrockenrasen der Linie 3 im Auftrag der Bezirkstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Freiburg durchgeführt (Foto 11).



Foto 11. Gemähte Fläche der Trespen-Halbtrockenrasen (Standort 5 der Linie 3 in September 2000)

Vorkommen der Assoziation in benachbarten Gebieten wurden beim Taubergießegebiet von GÖRS (1974), am Kaiserstuhl von SLEUMER (1933), WILMANN & WIMMENAUER (1989) und KOLLMANN (1994), in der Freiburger Bucht und dem Markgräfler Hügelland von WITSCHEL (1980) notiert. WILMANN & WIMMENAUER (1989) und KOLLMANN (1994) berichten über das Eindringen von Gehölzen aus den Rändern der Trockenrasenbestände. Dies erfolgt, wie im untersuchten Gebiet, hauptsächlich durch Wurzelbrut, aber auch durch die zoochore Ausbreitung von Samen vorwiegend durch Vögel.

Alle seit 30 bis 40 Jahren nicht mehr gemähten Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls durchlaufen eine Sukzession, deren Entwicklung mehr oder weniger abhängig von den angrenzenden Gesellschaften ist. Dies betont noch einmal die Wichtigkeit der Durchführung von Pflegemaßnahmen, die die Ausbreitung der Gehölze (Mahd) und die Eutrophierung der Bestände (Abtransport des Mähgutes) verhindern.

2.2.2.4 Xerobrometum Br.-Bl. 15 em. 31 (non Xerobrometum Br.-Bl. 18) (Rheinisch-schwäbischer Trespen-Trockenrasen)

2.2.2.4.1 Synsystematische Zugehörigkeit

C Klasse: Festuco-Brometea Br.-Bl. et Tx. 43 (siehe oben)

C.1 Ordnung: Brometalia erecti Br.-Bl. 36 (siehe oben)

C.2.1 Verband: Xerobromion (Submediterrane Trespen-Trockenrasen, Gamander-Fluren)

Das Xerobromion-Verband umfasst lückig strukturierte Gesellschaften, die eine große Anzahl submediterraner Zwergsträucher (z.B. der Gattungen *Sedum*, *Thymus*, *Helianthemum*) enthalten. Einige Lücken werden durch Moose, Flechten und besonders im Frühjahr auch durch Therophyten besiedelt, stellenweise jedoch reicht der Kies bis an die Oberfläche.

C.2.1.1 Assoziation: Xerobrometum Br.-Bl. 15 em. 31 (non Xerobrometum Br.-Bl. 18) (Rheinisch-schwäbischer Trespen-Trockenrasen), Tabelle 3, Anhang

2.2.2.4.2 Charakterisierung

Die aktuellen Bestände im Oberrheingebiet sind anthropogenen Ursprungs. Die Assoziation muss jedoch schon vor der Rheinkorrektion auf einzelnen Inseln vorgekommen sein.

Die Zuordnung der Bestände zum Xerobrometum und nicht zum trockenen Flügel der Mesobrometen (etwa des Mesobrometum sedetosum Oberd. 57 bzw. des Mesobrometum globularietosum) erfolgt mit OBERDORFER (1993a) aufgrund des Reichtums an Sedo-Scleranthetea-Arten, die als Differentialarten gegen den Mesobromion-Verband zu bewerten sind. Dieses Kriterium kann laut GÖRS (1974) „wenigstens in Süddeutschland“ angewendet werden. Allerdings behauptet WITSCHER (1980): „Nördlich von Steinenstadt scheint in der Ebene nirgendwo ein Xerobrometum vorzukommen“.

Unter der Anwendung des oben genannten Kriteriums wurden die aufgenommenen Flächen dem Xerobrometum zugeordnet. Die Standorte in der Oberrheinebene weisen keine so extremen Bedingungen wie die steilen Südhänge und Felsköpfe des Kaiserstuhls oder des Isteiner Klotzes auf. Dennoch zeigt der Boden einen sehr geringen Wassergehalt, der von rund 26 % in den ersten 6 cm bis zu 4 % in 14 cm Tiefe absinkt¹⁵. In Verbindung mit dem hohen Skelettanteil und der Grobkörnigkeit verursacht dies eine schnelle Austrocknung und starke Erhitzung des Substrats.

Die Xerobrometen sind durch Kryptogamen gekennzeichnet, die sehr starke Wasserverluste dank plasmatischer Dürresistenz ertragen, und durch Phanerogamen mit verschiedenen morphologischen Anpassungen an das ungünstige Mikroklima (Wachsüberzüge, Sternhaare, Rollblätter, geringe Blattmasse usw.). Die Ausbildung im Untersuchungsgebiet ist kennartenarm, wenn man sie mit den Angaben von WITSCHER (1980) aus dem Isteiner Klotz bzw. mit denen von v. ROCHOW (1951) und WILMANN & WIMMENAUER (1989) aus dem Kaiserstuhl vergleicht. Sie gehört der Subassoziation mit *Sanguisorba minor* an, die von v. ROCHOW (1951) aus dem Kaiserstuhl und von GÖRS (1974) aus dem Taubergießengebiet beschrieben worden ist.

Den Xerobrometen bei der Linie 2 und bei der Linie 7 (Standort 7) fehlen die Charakterarten völlig. Sie stehen dem Cerastietum pumili näher als denen zum Mesobrometum überleitenden Gesellschaften der Transekten 3 und 7 (Standort 3). Auffällig beim Standort der Linie 2 ist das Vorkommen von *Linum catharticum*, das als Wechselfrischezeiger gilt. Der Bestand ist von der Fütterungsstelle durch einen Weg getrennt. Das Gedeihen dieser Pflanzen könnte auf die stellenweise Verdichtung des Bodens durch Fahrzeuge, deren Spuren beobachtet wurden, zurückzuführen sein.

2.2.2.4.3 Bedrohung und Erhaltung

Das Xerobrometum wird in Deutschland als gefährdet (Gefährdungsgrad 3) eingestuft. Allerdings erscheint es für das Flachland als fehlend in den Angaben vom BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2002).

Die Gesellschaft gehört zum Biotoptyp „Trockenrasen“ und wird nach ILN (1999b) mit der Nummer 2 als „stark gefährdet“ bezeichnet und als „sehr hochwertig“ eingestuft. Sie gehört zu den bei den FFH-Richtlinien aufgelisteten Pflanzengesellschaften und besitzt daher den Schutzstatus in den Ländern der Europäischen Gemeinschaft. Das Xerobrometum gilt als nicht regenerierbar, was den Schutz der bestehenden Flächen noch dringender erfordert.

¹⁵ Die Werte sind in Prozent der trockenen Bodenmasse berechnet worden.

FRISCH (1999) und BOGENRIEDER & FRISCH (2000) berichten dennoch über die Entwicklung von Trockenrasenbeständen nach der Schaffung von Rohbodenstandorten. Sie behaupten, dass Maßnahmen zur Regeneration dieser Pflanzengesellschaften entscheidend zu ihrer Erhaltung sind und möglichst in der unmittelbaren Umgebung von intakten Xerothermkomplexen (Pionierfluren, Kalkmagerrasen und Sanddorngebüsch) stattfinden müssen. Die Autoren beschreiben das Verfahren so: Je nach gewünschter Entwicklung "empfiehlt es sich, den Oberboden nicht bis zum blanken Kies oder Schotter abzuschleifen, sondern eine etwa ein Dezimeter mächtige, feinerdehaltige Schicht zu belassen" (QUINGER et al. 1994 zitiert in BOGENRIEDER & FRISCH 2000). Die Regeneration wird von den im Oberboden verbleibenden Samen und vom Diasporeneintrag aus angrenzenden Flächen eingeleitet. Ihr Erfolg hängt von der Qualität der benachbarten Kalkmagerrasen und dem Eutrophierungsgrad des betrachteten Standorts ab. Für die Entwicklung der Trockenrasen muss der Grundwasserspiegel mindestens 2 m unter Grund liegen.

Die meisten Flächen im Untersuchungsgebiet sind sehr kleinflächig ausgebildet bzw. kommen sogar nur als Trockenrasenfragmente innerhalb der Mesobrometen vor. Dort, wo der Wasserhaushalt der Böden etwas besser ist, entwickeln sie sich zu Halbtrockenrasen. In den größeren Beständen, die ebenfalls in Zusammenhang mit der Beschaffenheit der Böden stehen, wird keine oder eine nur sehr langsam voranschreitende Ersetzung durch Gebüschformationen beobachtet. Durch zoogene Störungen (Kaninchen, Wildschweine) und wiederholte Entstehung offener Stellen wird außerdem die Fortsetzung der Sukzession gebremst und damit die Erhaltung der Trockenrasen begünstigt. Das ILN (1999c) vertritt ebenfalls diese Auffassung. Nämlich, dass die Xerobrometen, sofern sie groß genug sind und nicht vom Rand her beschattet werden, mittelfristig stabil sind und sich höchstens langsam verändern. Nach Beobachtungen von STEINER & BOGENRIEDER (1989) an Wurzelbrut von *Hippophaë rhamnoides* sterben die in die Trockenrasen eingedrungenen Sträucher in ungewöhnlich trocken-heißen Jahren teilweise wieder ab.

WITSCHEL (1980) erwähnt eine mögliche, allerdings sehr langsame Sukzession zu Flaumeichenwald, wie es im benachbarten elsässischen Trockengebiet beobachtet wird. Dennoch unterliegen laut diesem Autor extrem trockene und flachgründige Standorte über Kies möglicherweise überhaupt keiner Sukzession mehr.

Vorkommen in benachbarten Gebieten wurden beim Taubergießegebiet von GÖRS (1974), am Kaiserstuhl von SLEUMER (1933), WILMANN & WIMMENAUER (1989) und KOLLMANN (1994), in der Freiburger Bucht, dem Markgräfler Hügelland, dem Alb-Wutach-Gebiet und am Isteiner Klotz von WITSCHEL (1980), im Oberelsass von SLEUMER (1933) und ISSLER (1942) und in den Vogesen von ISSLER (1942) notiert. Nach WILMANN & WIMMENAUER (1989) gehören die Xerobrometen des Kaiserstuhls „zu den bestentwickelten Beständen dieser Gesellschaft in Mitteleuropa überhaupt“.

Diese Autoren und KOLLMANN (1994) berichten über das Eindringen von Gehölzen aus den Rändern der Trockenrasenbestände. Dies erfolgt, wie im untersuchten Gebiet, überwiegend durch Wurzelsprossbildung, aber auch durch zoochore Ausbreitung der Samen, hauptsächlich durch Vögel. Allerdings konnten BOGENRIEDER & FRISCH (2000) durch Vergleichen der Luftbilder 1974 und 1997 bei Steinstadt nur stellenweise eine Sukzession zu Trockengebüsch feststellen. Die meisten Flächen zeigten keine Unterschiede trotz fehlender Pflegemaßnahmen. Die Autoren bemerken jedoch, dass „Gebietskenner“ der Meinung sind, das Gebüsch ist dichter geworden.

2.2.2.5 **Sisymbrium officinalis Tx. et al. in Tx. 50 (Wegrauken-Gesellschaften, annuelle Ruderalgesellschaften des klimatisch gemäßigten Europas)**

2.2.2.5.1 **Synsystematische Zugehörigkeit**

D Klasse: Chenopodietea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 52 (Gänsefuß-Gesellschaften, annuelle Ruderal-Gesellschaften und Hackfrucht-Unkrautgesellschaften)

Die Gesellschaften besiedeln offene, nitratbeeinflusste Böden. Sie werden im Wesentlichen von Therophyten aufgebaut. Die meisten Arten weisen eine außerordentlich hohe Samenproduktion auf. Ihre Samen bleiben in der Regel über lange Perioden keimfähig und bilden eine persistente Samenbank. Diese Überlebens- und Verbreitungsstrategien gleichen die geringe Konkurrenzkraft der Chenopodietea-Arten aus (OBERDORFER 1993b).

D.1 Ordnung: Sisymbrietalia J. Tx. in Lohm. et al. 62 (Rauken-Gesellschaften, annuelle Ruderalgesellschaften)

Die Ordnung umfasst die vorwiegend aus sommer- und winterannuellen Ruderalfluren, die nährstoff- und nitratreiche offene Böden besiedeln.

D.1.1 Verband: *Sisymbrium officinalis* Tx. et al. in Tx. 50 (Wegrauken-Gesellschaften, annuelle Ruderalgesellschaften des klimatisch gemäßigten Europas), Tabelle 4, Anhang

2.2.2.5.2 **Charakterisierung**

Die Gesellschaften des Verbandes zeichnen sich durch ihre Kurzlebigkeit und daher durch ihren ausgesprochenen Pioniercharakter aus. Die Bestände können sich nur erhalten, wenn sie immer wieder offen gehalten werden, weil sie ansonsten durch mehrjährige oder ausdauernde Pflanzen ersetzt werden.

Die Bestände der Linie 5 (Standort 3 und 5) zeigen die Vorherrschaft der Tauben- und Weichen-Trespe (*Bromus sterilis* bzw. *B. hordeaceus*). Man ordnet sie dem *Sisymbrium*-Verband zu. Weitere Kenn- und Differenzialarten fehlen, somit ist eine Einstufung als Assoziation nicht möglich. Sie können daher als Basalgesellschaften definiert werden.

Der Standort 3 muss also mit den Standorten 4 (Übergang) und 5 vereinigt werden. Als Grenzflächen sind eine Fütterungsstelle und ein Bestand der *Prunetalia*-Gebüsche zu erwähnen. In einer Entfernung von wenigen Metern befindet sich ein Wildacker, der einmal jährlich gemäht wird. Die Mäharbeiten betreffen Teile der *Sisymbrium*-Bestände, was die Erhaltung der Gesellschaft ermöglicht (siehe oben). Von der Seite der Gebüsche dringen hauptsächlich die Ulme (*Ulmus minor*), die Schlehe (*Prunus spinosa*) und der Liguster (*Ligustrum vulgare*) in die Bestände ein. Durch die günstigen Standortbedingungen und die Eutrophierung der Fläche erscheinen außerdem viele Nährstoffzeiger und Arten der Saumgesellschaften im Aufnahmestadium.

An der Fütterungsstelle werden Salz und Futter ausgelegt. Das Futter wird jedoch, im Gegensatz zum Standort der Linie 2 (siehe unten), nicht flächig ausgebreitet, sondern in Holzkästchen eingeschlossen. Daher begrenzt sich die beobachtete Wühltätigkeit der Wildschweine auf kleine Flächen im Standort 3. Die so geschaffenen offenen Stellen werden von *Erodium cicutarium* und *Polygonum aviculare* u.a. besiedelt.

Standort 5 zeigt ein höheres Vorkommen von *Prunetalia*-Arten und das Fehlen von Arten lückiger Standorte, was auf seine Lage im Gelände zurückzuführen ist. Diese Fläche wurde in vorherigen Arbeiten als zur Assoziation *Filagini vulpietum* gehörend beschrieben. In den Vegetationsperioden 2000 und 2001 wurde die Federschwingel (*Vulpia myuros*) nur mit

äußerst geringer Deckung registriert. Das Vorherrschen von *Bromus sterilis* und *B. hordeaceus* sprechen eher für eine Zuordnung zum Verband Sisymbriion.

2.2.2.5.3 Bedrohung und Erhaltung

Die Sysimbrion-Basalgesellschaften gelten als nicht gefährdet laut Einstufung des BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ (2002).

Das einzige Vorkommen am Rand einer als Acker genutzten Fläche ist durch gelegentliches Umpflügen entstanden und zeigt eine weitere Entwicklung zum Trockengebüsch (*Pruno-Ligustretum*). Die Gesellschaft wird als „einfach regenerierbar“ bezeichnet und besitzt keine besondere Bedeutung für den Naturschutz.

2.2.2.6 Polygono-Chenopodietalia (Tx. et Lohm. in Tx. 50) J. Tx. in Lohm. et al. 62 (Knöterich-Gänsefuß-Gesellschaften, Hackfrucht-Unkrautgesellschaften des klimatisch gemäßigten Europas)

2.2.2.6.1 Synsystematische Zugehörigkeit

D Klasse: Chenopodietea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 52 (siehe oben)

D.2 Ordnung: Polygono-Chenopodietalia (Tx. et Lohm. in Tx. 50) J. Tx. in Lohm. et al. 62 (Knöterich-Gänsefuß-Gesellschaften, Hackfrucht-Unkrautgesellschaften des klimatisch gemäßigten Europas), Tabelle 4, Anhang

2.2.2.6.2 Charakterisierung

OBERDORFER (1993b) schreibt: „Bezeichnend für die Standorte der Gesellschaften ist, dass die Böden gehackt werden, d. h. dass sie mehr oder weniger locker und durchlüftet sind, dass sie gut gedüngt werden und dass sie im Gegensatz zu den Wintergetreideäckern erst im späteren Frühjahr bestellt werden. Demzufolge finden wir in den Unkrautgesellschaften der Hackkulturen besonders viel Wärmekeimer und nitrophile Arten“.

Die flächigen „Hackarbeiten“ finden meistens im Winterhalbjahr durch die Wühltätigkeit der Wildschweine statt (Foto 12). Dabei werden die durch das Schwarzwild „bearbeiteten“ Flächen auch gedüngt. Hinzu kommt, dass das Futter, das die Jäger auf die offene Fläche stellen, oft bis in den Herbst hinein unberührt bleibt und anfängt zu gären und zu modern. Auf diese Weise bildet sich auf den kiesigen Böden eine Schicht schwarz-humosen organischen Materials.

Die Fläche der Transekte 2 wird immer wieder offen gehalten und von zahlreichen Sommer- und Winterannuellen besiedelt. Das Vegetationsbild ändert sich jedoch von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen und von der Intensität und dem Zeitpunkt der Störung.

Bei der Beschreibung der oben genannten Gesellschaften wurde auf die Bezeichnungen „s“ und „f“ in den Tabellen hingewiesen und es wurde erklärt, dass sie verschiedene Jahresaspekte der Vegetation darstellen. Bei der vorliegenden Aufnahme trifft dies nicht ganz zu: Die Vegetation auf der Fläche zeigte in der ersten Vegetationsperiode (2000) ein auffallend anderes Bild als in der zweiten (2001), was nicht nur mit dem Zeitpunkt der Aufnahme zusammen hing. Einige Arten waren in nur einem Jahr vorhanden (*Chenopodium album*, *Solanum nigrum*, *Cerastium glomeratum*), andere zeigten große Unterschiede in ihrem Deckungsgrad von einer Vegetationsperiode zur anderen (*Myosotis ramossissima*, *Bromus erectus*).

Die Fläche ist durch Gebüsche der Prunetalia und durch Trockenrasen begrenzt. Die Vegetation setzt sich aus Arten der Umgebung zusammen, die durch Diasporenregen bzw.

sekundäre Ausbreitung die Fläche erreichen können sowie aus Arten, die mit dem Futter ausgebreitet werden. Hinzu kommt die Tätigkeit des Wildes, die die Samenbank einiger Arten aktiviert (TREIBER 1997).

Die Aufnahme ist mit der beschriebenen Sukzessionsfläche in der Arbeit von BOGENRIEDER & FRISCH (2000) vergleichbar. Dennoch wird die Sukzession immer wieder unterbrochen (regressive Sukzession) und fängt nach jeder Störung erneut wieder an (progressive Sukzession). Auffällig ist das Fehlen von *Solidago gigantea* im Bestand.



Foto 12. Wühltätigkeit der Wildschweine beim Standort 6 der Transekte 2. (19.03.2001)

2.2.2.6.3 *Bedrohung und Erhaltung*

Die Gesellschaft konnte nur bis zur Ordnung bestimmt werden. Durch ihr zoogen und anthropogen bedingtes Vorkommen an Fütterungsstellen ist keine Gefährdung anzunehmen.

2.2.2.7 *Pruno-Ligustretum Tx. 52 n. inv. Oberd. 70 (Das Liguster-Gebüsch)*

2.2.2.7.1 *Synsystematische Zugehörigkeit*

E Klasse: Querco-Fagetea Br.-Bl. et Vlieg. 37 em. (Buchen- und sommergrüne Eichenwälder Europas)

Die Gesellschaften der Querco-Fagetea wachsen auf einem vom Klima geprägten Standortbereich, sie können daher als zonale Vegetationskomplexe verstanden werden. Die Böden gehören meistens zum Typ Braunerde reiner oder podsoliger Art bzw. Pseudogley (OBERDORFER 1992).

E.1 Ordnung: Prunetalia spinosae Tx. 52 (Hecken und Gebüsche, Schlehen-Gesellschaften)

Die Ordnung wird durch Licht und Wärme liebende Strauchgesellschaften gebildet. Dieser Vegetationstyp wurde durch menschliche Eingriffe (Niederwaldbetrieb, extreme Absenkung der Grundwasserstände) besonders gefördert und kann als ein Degradationsstadium der Waldgesellschaften erfasst werden. Wenn die Eingriffe des Menschen aufhören, können sich

diese Formationen nicht mehr erhalten und werden in diesen Breiten durch rotbuchenreiche Wälder abgelöst.

E.1.1 Verband: Berberidion Br.-Bl. 50 (Berberitzen-Gebüsche)

Die Standorte sind basenreich und vorwiegend sommerwarm. Die Gesellschaften wachsen auf mehr oder weniger tiefgründigen, trocken bis feuchten, steinigen oder lehmigen, nährstoffarmen wie –reichen Böden.

E.1.1.1 Assoziation: Pruno-Ligustretum Tx. 52 n. inv. Oberd. 70 (Das Liguster-Gebüsch)
Tabelle 5, Anhang

Das Liguster-Gebüsch ist auf den kalkreichen Böden der südlichen Oberrheinebene die am weitesten verbreitete Berberidion-Gesellschaft.

2.2.2.7.2 Charakterisierung

Laut OBERDORFER (1992) kann sie nur im Bereich von Felsen oder auf Steinschutt als Dauergesellschaft betrachtet werden.

MÜLLER (1974b) gibt diese Gesellschaft für das Taubergießegebiet als Waldmantel des Weißseggen-Eichen-Hainbuchenwaldes an. Im untersuchten Gebiet wird das Vorkommen als Waldmantel des in diesem Bereich verbreiteten Weißseggen-Eichen-Linden-Waldes auch beschrieben. Das Pruno-Ligustretum stellt jedoch vielmehr einen Walddegradations- bzw. ein Sukzessionsstadium dar.

Nach der Absenkung des Grundwasserspiegels durch wasserbauliche Maßnahmen am Rhein und in der Aue konnten viele Bäume mit ihren Wurzeln das immer weiter absinkende Wasser nicht mehr erreichen. Ganze Forstbestände brachen zusammen und mussten geschlagen werden, bevor der Verlust an brauchbarem Holz vollständig gewesen wäre. Demgemäß entstanden ausgedehnte offene Flächen, die in der folgenden Zeit eine sich immer weiter entwickelnde Verbuschung zeigten.

Als Folge dieser beachtlichen menschlichen Eingriffe (drastische Änderung des Wasserhaushaltes und flächige Rodung) entstanden ausgedehnte Bestände des Liguster-Busches.

Als Sukzessionsstadium gesehen, gehen die Strauchgesellschaften wiederholt aus Sanddorn-Beständen hervor bzw. bewirken die graduelle Umwandlung der rasenreichen Flächen im Wald. Laut BOGENRIEDER & FRISCH (2000) können mit abnehmender Lebenskraft der Sanddornsträucher in der Altersphase (ab etwa 20 Jahren) auch andere Gehölze in die Flächen eindringen. Die so entstandenen Bestände zeigen einen immer größer werdenden Anteil an Kennarten der Pruno-Ligustretum und ersetzen schließlich den Sanddorn.

Individuen der Pruno-Ligustretum-Arten dringen in alle Trockenrasen des Gebietes ein. Dort, wo der Boden extrem skelettreich ist und einen äußerst ungünstigen Wassergehalt besitzt, gelingt es den Keimlingen und jungen Pflanzen nicht zu überleben. Es ist jedoch zu erwarten, dass mit der Weiterentwicklung der Böden auch in diesen Bereichen ein besserer Wasserhaushalt im Laufe der Zeit vorhanden sein wird. Überdies bilden viele der vorkommenden Sträucher Polykormone, was die Wasserversorgung durch die Verbindung mit der Mutterpflanze sichert und die Eroberung ungünstiger Standorte ermöglicht. Beispiele für im Gebiet vorkommende polykormonbildende Sträucher sind die Schlehe (*Prunus spinosa*), der Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*), die Elsbeere (*Sorbus torminalis*) und der Sanddorn (*Hippophaë rhamnoides*), der aber im nächsten Abschnitt behandelt wird.

Eine Weiterentwicklung zum Wald ist zurzeit, wenn überhaupt, nur sehr langsam zu beobachten. Baumarten wie die Stieleiche (*Quercus robur*) und die Vogelkirsche (*Cerasus avium*) dringen einzeln in die Gebüsche ein, erreichen jedoch nur mittlere Größe und

Deckung, wohingegen ältere Exemplare der Stieleiche und der Esche die Gebüsche in der Höhe überragen. Sie sind jedoch als Relikte der ehemaligen Aue zu erfassen und nicht als das Ergebnis der derzeitigen laufenden Sukzession. Die Feldulme (*Ulmus minor*) zeigt in einigen Beständen einen großen Deckungsgrad, wächst jedoch meistens als Nanophanerophyt.

Wie BOGENRIEDER & FRISCH (2000) erklären, können die Bestände im Gebiet sehr schwer zu den von Oberdorfer (1992) beschriebenen Syntaxa zugeordnet werden. Dieser Autor stellt die Bestände mit *Ulmus minor* zur Subassoziaton mit *Prunus padus*, einer Subassoziaton bodenfeuchter Auenstandorte. Diese Zuordnung ist floristisch und standörtlich für die Bestände in der „Trockenaue“ nicht geeignet. Wie im Aufnahmematerial des Salici-Hippophaetum sind auch hier viele Arten der Festuco-Brometea, Sedo-Scleranthetea und der Trifolio-Geranietea enthalten, die auf eine abweichende Ausbildung der Gesellschaft in unserem Gebiet hinweisen.

Zahlreiche Arten der Festuco-Brometea (auch Orchideen) und der Trifolio-Geranietea kommen in den Aufnahmen vor. Auch das Vorkommen von *Carex alba* in vielen Flächen ist charakteristisch für einige Standorte im untersuchten Gebiet (Ausbildung mit *Carex alba*?).

Wie oben erklärt wurde, ist das Ziel der Arbeit weder eine Kartierung noch eine Diskussion der synsystematischen Stellung der Gesellschaften, was die geringe Zahl derselben ohnehin unmöglich machen würde. Die Aufnahmen dienen nur als eine weitere Möglichkeit der Standortbeschreibung.



Foto 13. Pruno-Ligustretum, Ausbildung mit zahlreichem Vorkommen von Arten der ehemaligen Aue.

Auffällig ist das Auftreten von Arten der ehemaligen Aue neben den Pruno-Ligustretum-Arten in einigen Beständen (siehe z.B. Tabelle 5 Aufnahmenummer 5s, 5f, 2s, 2f in der Linie 1). Hier treten die bezeichnenden Arten des Pruno-Ligustretum zurück und es überwiegen *Salix purpurea*, *Populus* spp. und *Betula pendula* (Foto 13). Die Böden (schwach schluffiger Sand bis lehmig sandiger Schluff) des Liguster-Schlehen-Busches (Foto 14). Bei der Ausbildung mit zahlreichem Vorkommen von Arten der ehemaligen Aue befinden sich auch die größeren aufgenommenen Bestände der Goldrute (*Solidago gigantea*). In die Flächen

dringen jedoch der Liguster (*Ligustrum vulgare*) und der Weißdorn (*Crataegus monogyna*) langsam ein. Sie wurden deshalb zum Pruno-Ligustretum zugeordnet.



Foto 14. Pruno-Ligustretum, typische Ausbildung der südlichen Oberrheinebene.

2.2.2.7.3 Bedrohung und Erhaltung

Nach Angaben des BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ (2002) ist das Pruno-Ligustretum in Deutschland nicht gefährdet, wird jedoch im Flachland mit der Gefährdungskategorie 3 „gefährdet“ eingestuft. Als Ursache der Gefährdung wird die Landwirtschaft angegeben.

Das ILN (1999b) folgt der Klassifikation von RIECKEN et al. (1994) und ordnet das Pruno-Ligustretum zum Biotoptyp „Gebüsch trockenwarmer Standorte“ ein. Sie stufen den Lebensraum in Deutschland als „gefährdet“ und im südwestdeutschen Mittelgebirgs-/Stufenland zwischen „stark gefährdet“ und „gefährdet“ ein.

Das Gebüsch trockenwarmer Standorte gilt als schwer regenerierbar und wird als „hochwertig“ für den Naturschutz bezeichnet.

Nach KÜHN & WENDL (1999) wird sich der größte Teil der Bestände der Oberrheinebene zu Eichen-Linden-Wäldern weiterentwickeln. Ein kleiner Teil jedoch kann als Klimaxstadium angesehen werden. REIF (1996) bezeichnet das Pruno-Ligustretum als äußerst stabil.

Vorkommen in benachbarten Regionen werden von MÜLLER (1974b) im Taubergießengebiet und von WILMANN & WIMMENAUER (1989) am Kaiserstuhl registriert.

2.2.2.8 Salici-Hippophaëtum rhamnoidis Br.-Bl. 28 ex Eckm. 40 n. inv. Wendelb. 67 (Der Sanddorn-Busch)

2.2.2.8.1 Synsystematische Zugehörigkeit

E Klasse: Querco-Fagetea Br.-Bl. et Vlieg. 37 em. (siehe oben)

E.1 Ordnung: Prunetalia spinosae Tx. 52 (siehe oben)

E.1.1 Verband: Berberidion Br.-Bl. 50 (siehe oben)

E.1.1.2 Assoziation: Salici-Hippophaëtum rhamnoidis Br.-Bl. 28 ex Eckm. 40 n. inv. Wendelb. 67 (Der Sanddorn-Busch) Tabelle 6, Anhang

2.2.2.8.2 Charakterisierung

Hauptverbreitungsgebiet des Sanddorns (*Hippophaë rhamnoides*, Foto 15) ist laut BOGENRIEDER & FRISCH (2000) „der Raum Steinenstadt-Grißheim-Harthheim. Nördlich von Breisach verschwindet der Strauch, abgesehen von gepflanzten Vorkommen, sehr rasch. Ein letzter, weit nach Norden vorgeschobener Bestand findet sich in der Höhe des Waldweihers zwischen Breisach und Burkheim“. Dies stimmt mit den Angaben von MÜLLER (1974b) überein, der die Bestände im Gebiet von Taubergießen (Mittelrheingebiet) als „nicht besonders typisch ausgebildet“ bezeichnet und überwiegend fragmentarische Bestände beschreibt, wobei der Namen gebende und Bestand bildende Sanddorn (*Hippophaë rhamnoides*) oft fehlt.



Foto 15. Exemplar von *Hippophaë rhamnoides* mit Früchten.

Der Sanddornbusch wächst primär auf nicht mehr überschwemmten kiesig-sandigen Schotterterrassen und Kiesinseln der Flüsse des Alpenvorlandes. Die Böden sind nährstoffarm und können schnell und oberflächlich stark austrocknen. Die weit in die Tiefe reichenden Wurzeln des Strauches können von bis zu 3 m tiefen Grundwasserständen profitieren. Beigesellt kommen Trockenheit ertragende Gräser und Kräuter vor, die sich mit den offensichtlich wasserbedürftigen Weiden- und Pappel-Arten (*Salix eleagnos*, *S. purpurea*, *Populus nigra* u. a.) vermischen. Unter ähnlichen Bedingungen kann sich die Gesellschaft auch sekundär in alten Kiesgruben entwickeln (OBERDORFER 1992).

Trockenrasen bilden die Kontaktgesellschaften der Assoziation und kommen oft mosaikartig in den lückigen Beständen vor.

Auf den kiesigen Böden der „Trockenaue“ hat der Sanddorn keinen Anschluss an das Grundwasser. Hier ist seine Wasserversorgung ausschließlich von der Beschaffenheit der Deckschicht des Bodens abhängig (Feinerdeanteil und Mächtigkeit), was in Zusammenhang mit seiner begrenzten physiologischen Trockenheitstoleranz das Vorkommen auf extrem

flachgründigen und feinerdearmen Standorten unmöglich macht (BOGENRIEDER & FRISCH 2000).

Eine generative Ausbreitung des Strauches unter den heutigen Bedingungen in der „Trockenaue“ wird von diesen Autoren fast völlig ausgeschlossen. Die Samen weisen jedoch unter geeigneten Bedingungen eine Keimfähigkeit von ca. 100 % auf (REINER 1992 zitiert in BOGENRIEDER & FRISCH 2000). In den eigenen Untersuchungen zum Diasporenniederschlag wurden ebenfalls ausgekeimte Samen in den Fallen gefunden. Die oben genannten Autoren führen die Unfähigkeit des Sanddornes, sich generativ zu vermehren, auf den Fraßdruck der Kleinsäuger (*Apodemus sylvaticus* und *A. flavicolis*) und auf das ungünstige Mikroklima, das die Etablierung der Keimlinge verhindert, zurück.

Insgesamt jedoch erweist sich der Sanddorn durch seine Fähigkeit zur Wurzelsprossbildung (vegetative Ausbreitung), seinen xeromorphen Blattbau (Sternhaaren) und seine Eignung zur Symbiose mit stickstoffbindenden Actinomyceten (Rhyzothamnien) als sehr gut geeignet zur Besiedlung flachgründig-trockener Rohböden. Unter diesen Bedingungen befindet sich das ausgebildete Wurzelsystem hauptsächlich in Oberflächennähe, im Bereich der mehr oder weniger feinerdereichen Deckschicht.

Äußerst interessant ist der Befund der Übereinstimmung der aktuellen Vorkommen von *Hippophaë rhamnoides* mit seinem Vorkommen auf den ehemaligen Rheininseln, auf denen die Art schon von v. ITTNER (1819) angegeben worden ist. BOGENRIEDER & FRISCH (2000) haben die Wanderdistanz der Sträucher mittels Messungen der Ausläuferbildung (Häufigkeit und Länge) bestimmt und konnten durch Vergleich von alten und neuen Karten diese Übereinstimmung feststellen.

Die Gesellschaften des Untersuchungsgebietes zeichnen sich durch eine hohe Anzahl und Deckung der Mesobrometum-Arten und durch das regelmäßige Vorkommen von Arten der Fagetalia (*Ulmus minor*, *Carex alba*) aus.

Mit zunehmendem Alter und abnehmender Vitalität werden die Bestände durch Gesellschaften des Pruno-Ligustretum ersetzt, die eine langsame Sukzession zum Wald einleiten.

2.2.2.8.3 Bedrohung und Erhaltung

Das Salici-Hippophaëtum rhamnoidis gilt als „gefährdet“ in der Bundesrepublik Deutschland und in den Regionen des Berglandes. Für das Flachland wird die Gesellschaft als „fehlend“ angegeben. Bei den Anmerkungen jedoch wird notiert: „Ein Verschwinden der Gesellschaft ist im Moment aber keineswegs zu erkennen, so dass die Gesellschaft hier in Kategorie V (zurückgehend, Gesellschaft der Vorwarnliste) gesetzt wird“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2002).

Wie das Pruno-Ligustretum gehört der Sanddorn-Busch zum Biotoptyp „Gebüsch trockenwarmer Standorte“ und erhält daher dieselbe Einstufung: „gefährdet“ für ganz Deutschland, zwischen „stark gefährdet“ und „gefährdet“ für das südwestdeutsche Mittelgebirgs-/Stufenland. Der Sanddorn-Busch gilt als schwer regenerierbar und wird von Fachleuten für Naturschutz hoch bewertet (RIECKEN et al. 1994; INSTITUT F. LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ BÜHL (ILN) 1999b).

Nach KÜHN & WENDL (1999) und BOGENRIEDER & FRISCH (2000) werden die Bestände in der Alterungsphase durch Arten des Pruno-Ligustretum überwachsen und verdrängt. Eine Weiterentwicklung zum Eichenwald ist ebenfalls zu erwarten und wird an einigen Stellen durch das Eindringen der Stieleiche und der Winterlinde beobachtet (BOGENRIEDER & HÜGIN 1978). Die Sukzession geht aber sehr langsam vonstatten. Es gibt allerdings noch heute Bestände, die, verglichen mit vorherigen Aufnahmen, keine Änderung in der

Artenzusammensetzung aufweisen. Neue Bestände können nach Angaben dieser Autoren in Kiesgruben oder in nicht mehr gepflegten Trockenrasen entstehen.

Allerdings vermerken BOGENRIEDER & FRISCH (2000): „Trotzdem muss man damit rechnen, dass der Sanddorn ohne besondere Eingriffe (z. B. Pflegemaßnahmen) allmählich wieder aus dem Bild der Trockenvegetation am Oberrhein verschwindet. Ob der Strauch in den neu entstehenden Retentionsflächen eine zweite Heimat findet, ist mehr als zweifelhaft, denn bisher hat der Sanddorn sich auf den standörtlich vergleichbaren Kies- und Sandflächen im Restrhein nirgends bleibend etablieren können.“

WITSCHEL (1980) empfiehlt, den Sanddorn kleinflächig alle 10 bis 15 Jahre zu schlagen und die ehemalige Nutzung der Bestände durch Niederwaldbewirtschaftung fortzusetzen. Somit würde die Weiterentwicklung zum Wald erschwert und neue offene Flächen für die Ansiedlung von Trockenrasen würden entstehen.

Vorkommen in benachbarten Regionen werden von MÜLLER (1974b) im Taubergießengebiet und von WILMANN & WIMMENAUER (1989) am Kaiserstuhl registriert.

2.2.2.9 Carici albae-Tilietum cordatae Müller et Görs 58 (Weißseggen-Eichen-Linden-Wald)

2.2.2.9.1 Synsystematische Zugehörigkeit

E Klasse: Quercu-Fagetea Br.-Bl. et Vlieg. 37 em. (siehe oben)

E.2 Ordnung: Fagetalia sylvaticae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski et Wallisch 28 (Mesophytische, buchenwaldartige Laubwälder Europas)

Die Ordnung setzt sich aus mesophytischen, artenreichen Laubmisch- und Buchenwaldgesellschaften Europas auf überwiegend frischen Böden zusammen.

Die Strauchschicht ist kaum ausgebildet, nur einzelne Pflanzen kommen unter der dichten Baumschicht vor. Erst nach einer Auflockerung der Baumschicht durch menschliche Eingriffe bzw. durch Alterung und Zusammenbruch des Bestandes können die Sträucher eindringen und sich ausbreiten. Eine Ausnahme bilden die Eichen-Hainbuchen-Wälder trockener Standorte, die aus Gründen der Trockenheit nicht so dicht schließen. Aber auch diese Wälder weisen keine geschlossene Strauchschicht auf (OBERDORFER 1992).

E.2.1 Verband: Carpinion betuli Issl. 31 em. Oberd. 57 (Eichen-Hainbuchen-Wälder)

Die Eichen-Mischwälder dieses Verbandes sind artenreiche Gesellschaften, die sich durch das Vorkommen von *Carpinus betulus* und *Tilia cordata* auszeichnen.

In einer hauptsächlich von der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) beherrschten mitteleuropäischen Landschaft kommen jedoch in einigen Bereichen mehrerer Faktoren zusammen, die die Konkurrenzkraft dieser Art schwächen. Hier gedeihen Eichen-Hainbuchenwälder, die als extrazonale Formation eingestuft werden müssen. Ein Beispiel dafür ist die örtliche Trockenheit, die das südliche Oberrheingebiet kennzeichnet und die vor allem im Sommer auftritt.

Unterverband: Galio sylvatici-Carpinenion betuli Oberd. 57 (Mitteleuropäisch gemäßigt kontinentale Eichen-Hainbuchen-Wälder)

Der Unterverband umfasst Pflanzengesellschaften, die durch ein Gemisch von subatlantischen, submediterranen und gemäßigtkontinentalen (mitteleuropäischen) Arten charakterisiert sind.

E.2.1.1 Assoziation: Carici albae-Tilietum cordatae Müller et Görs 58 (Weißseggen-Eichen-Linden-Wald) Tabelle 7, Anhang

2.2.2.9.2 Charakterisierung

Der Eichen-Lindenwald ist durch Kennarten nur schwach charakterisiert (s. Foto 10). Die Stieleiche (*Quercus robur*) kommt in allen Aufnahmen vor, die Winterlinde (*Tilia cordata*) wurde nur in wenigen Standorten erfasst. *Carpinus betulus* tritt ziemlich zurück; nur ein Exemplar dieser Art wurde bei der Linie 3 registriert. Die praealpine Art *Carex alba* dagegen tritt in allen aufgenommenen Flächen der Gesellschaft auf.

Beim Eichen-Lindenwald handelt es sich um eine thermophile, Trockenheit ertragende Waldgesellschaft. Sie besiedelt u.a. die trockenwarmen Schotterterrassen im Oberrheingebiet. Nach OBERDORFER (1992) stellt der Weißseggen-Eichen-Lindenwald eine "Relikt-Dauergesellschaft" dar. Die Böden sind Mull-Pararendzinen und -Rendzinen, die eigentlich von der Rotbuche besiedelt werden könnten. Das warmtrockene Klima schwächt jedoch die Konkurrenzkraft dieser Art und begünstigt das Vorkommen der Eiche und der Winterlinde.

Die Bestände des Weißseggen-Eichen-Linden-Waldes zeigen nur mäßige Wuchsleistung und erreichen im untersuchten Gebiet zwischen 10 m und 17 m Höhe. Die Wälder besitzen eine gut bis sehr gut entwickelte Strauchschicht, die durch Arten der Prunetalia-Gebüsche gebildet wird. Charakteristisch sind auch die Begleiter aus den benachbarten Mesobrometen.

2.2.2.9.3 Bedrohung und Erhaltung

Die Weißseggen-Eichen-Linden-Wälder werden in der BDR und in den Regionen Bergland und Flachland als „gefährdet“ eingestuft.

Bei den Angaben von RIECKEN et al. (1994) wird das *Carici albae-Tilietum cordatae* für das südwestdeutsche Mittelgebirgs-/Stufenland als „stark gefährdet“ und für Deutschland als zwischen „von vollständiger Vernichtung bedroht“ und „stark gefährdet“ angegeben. Die Gesellschaft gilt als „kaum regenerierbar“ und wird nach dem ILN (1999b) mit dem Naturschutzwert „hoch“ bezeichnet.



Foto 16. Pflegemaßnahmen (Auslichtung) beim Weißseggen-Eichen-Linden-Wald im Standort 11 der Linie 3.

Die Wälder sind aus Regression oder Sukzession ehemaliger Auenwälder auf flachgründigen Böden entstanden. Sie werden sich wahrscheinlich weiter stabilisieren bis zur Entstehung relativ geschlossener, mittelwüchsiger Bestände. In der Baumschicht werden nach Meinung von KÜHN & WENDL (1999) Stieleiche, Winterlinde und Esche vorherrschen. Beim Standort 11 der Linie 3 wurden Pflegemaßnahmen beobachtet, die im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Freiburg durchgeführt werden. Das Auslichten der Eichenwälder soll die Eichenverjüngung fördern (Foto 16).

Ähnliche Gesellschaften, allerdings mit Dominanz von Traubeneiche und Flaumeiche, kommen am Kaiserstuhl vor (SLEUMER 1933).

2.2.2.10 *Pinus sylvestris*-Forst (Waldkiefernforst)

2.2.2.10.1 Charakterisierung Tabelle 8, Anhang

Reinkulturen der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) zeigen im Gebiet große Ausdehnung. In den Aufnahmen wurden lichte Bestände erfasst, in denen die Waldkiefer eine absolute Dominanz in der oberen Baumschicht zeigt. Die Kiefer kommt als 90-, 100- und mehrjähriger Baum meistens nur einzeln vor (VOGEL 1969). Daraus lässt sich schließen, dass solche Exemplare aus der ehemaligen Aue stammen. Strauch- und Krautschicht sind in den Aufnahmen sehr gut entwickelt.

Der Unterwuchs ist sehr reich an Fagetalia- und Prunetalia-Arten. Hier wurde das einzige Vorkommen von *Fagus sylvatica* beobachtet. Die Strauchschicht wird vorwiegend vom Liguster (*Ligustrum vulgare*) gebildet, aber Feldulme (*Ulmus minor*), Weißdorn (*Crataegus monogyna*), Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*), Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*) und Hartriegel (*Cornus sanguinea*) kommen auch in großer Anzahl vor.

In der Krautschicht zeigen Arten der Mesobrometen die höchste Deckung, dazu kommen einige Vertreter der Trifolio-Geranietae, Molinio-Arrhenatheretea und Stör- und Nährstoffzeiger wie die Goldrute (*Solidago gigantea*), die Gewöhnliche Kratzdistel (*Cirsium vulgare*) und die Kratzbeere (*Rubus caesius*).

2.2.2.10.2 Bedrohung und Erhaltung

Die Kiefernforste sind nach RIEKEN et al. (1994) als „nicht gefährdet“ anzusehen. Sie werden laut Angaben des ILN (1999b) als „geringwertig“ für den Naturschutz bezeichnet.

2.3 Lebensformen-Spektrum

Die Lebensform-Spektren wurden für jede Pflanzengesellschaft und für jeden Standort, in dem die ausgesuchte Pflanzengesellschaft vorkommt, erstellt. In den Abbildungen 5 a) bis h) sind einige der angefertigten Balkendiagramme dargestellt. Als Beispiele werden nur einige ausgewählte Diagramme besprochen.

Diagramm 5 a) zeigt das Lebensform-Spektrum des Epilobio-Scrophularietum (Hundsbraunwurzflur) der Linie 4, Standort 3. Der Pioniercharakter der Gesellschaft zeigt sich hauptsächlich im großen Prozentsatz an Therophyten (rund 24 %). Das Eindringen von Arten der Prunetalia und von Birken und Pappeln in den Bestand spiegelt sich im Anteil an Makro- und Nanophanerophyten wider.

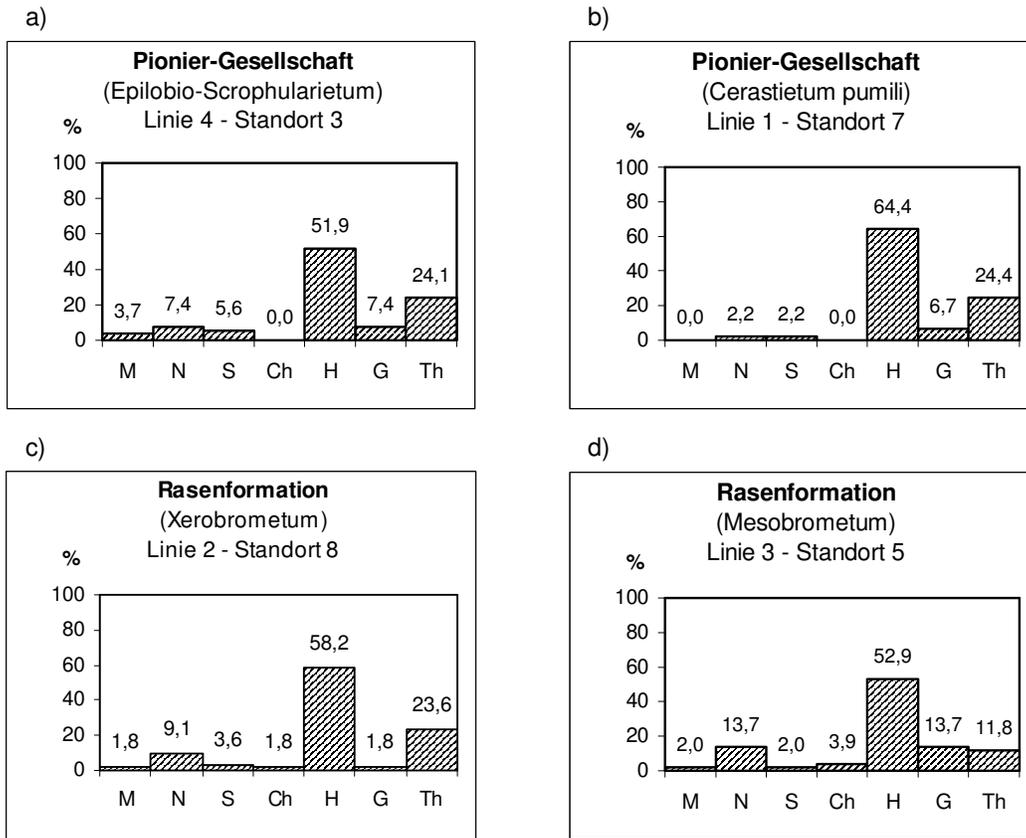


Abbildung 5. Lebensformen-Spektren ausgewählter Beispiele verschiedener Pflanzenformationen. Es bedeutet: M = Makrophanerophyten, N = Nanophanerophyten, S = Hemiphanerophyten, Ch = Chamephyten, H = Hemikryptophyten, G = Geophyten und Th = Therophyten.

Der große Prozentsatz an Hemikryptophyten (H) kennzeichnet alle Gesellschaften des Untersuchungsgebietes und bezieht sich vorwiegend auf die Mesobrometum-Arten, die allgegenwärtig sind und in alle Bestände eindringen. Ein ähnliches Bild zeigen die Prunetalia-Arten, die in mehr (in den Busch und Waldgesellschaften) oder weniger (in den Rasengesellschaften) großem Ausmaß in allen erfassten Pflanzengesellschaften vertreten sind und an dem Prozentsatz an Nanophanerophyten (N) zu erkennen sind.

Diagramm 5 b). Bei der Hornkraut-Gesellschaft (*Cerastietum pumili*) ist auch der Pioniercharakter an dem beachtlichen Prozentsatz an einjährigen Arten (Therophyten) erkennbar. Der Anteil an Nanophanerophyten (Sträuchern) ist in diesem Bestand geringer als bei dem Epilobio-Scrophularietum der Linie 4, was auf ungünstigere Mikroklimabedingungen für die Keimung und Etablierung der Gebüsche in diesem bestimmten Standort zurückzuführen sein kann.

Diagramme 5 c) und d). Im Xerobrometum der Linie 2, Standort 8 treten zum ersten Mal die Chamephyten im Diagramm auf. Sie charakterisieren diese Gesellschaft und das Mesobrometum (Diagramm 5 d)). Der Prozentsatz an annuellen Arten ist weiterhin beträchtlich und erreicht im Xerobrometum über 20 %, im Mesobrometum sinkt er unter 12 %. Das Vorkommen der Orchideen drückt sich im erhöhten Prozent an Geophyten im Mesobrometum aus.

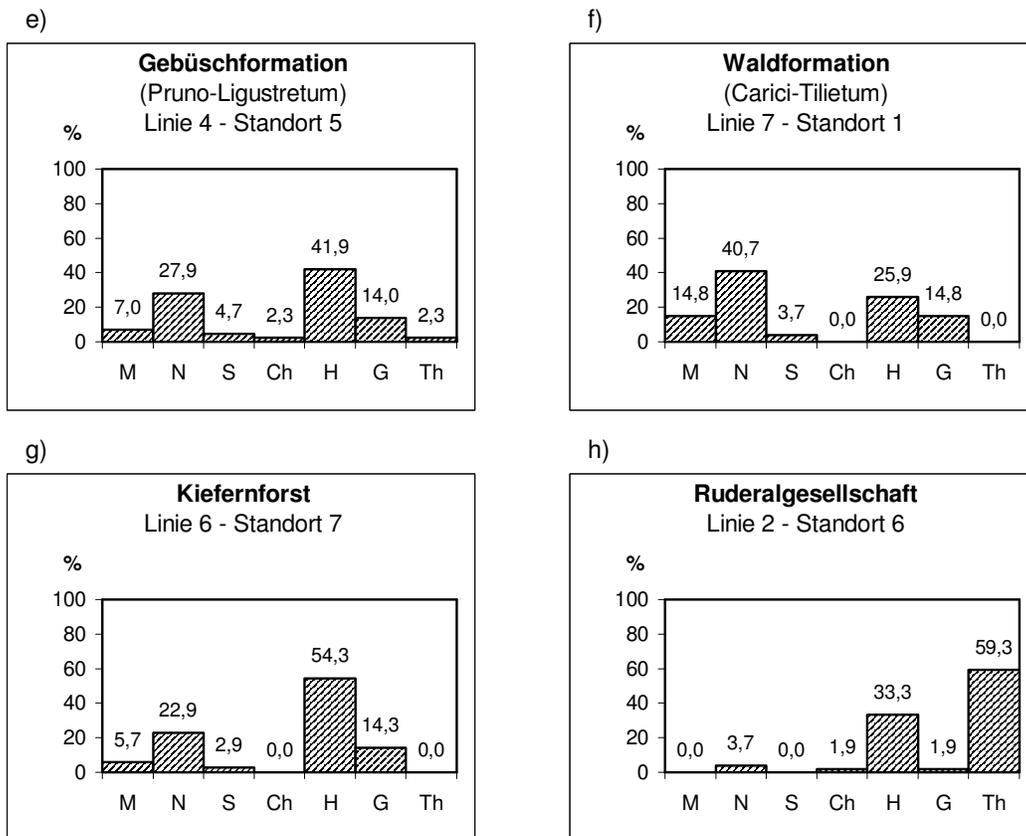


Abbildung 5. (Fortsetzung) Lebensformen-Spektren ausgewählter Beispiele verschiedener Pflanzenformationen. Es bedeutet: M = Makrophanerophyten, N = Nanophanerophyten, S = Hemiphanerophyten, Ch = Chamephyten, H = Hemikryptophyten, G = Geophyten und Th = Therophyten.

Diagramm 5 e) zeigt das Pruno-Ligustretum der Linie 4, Standort 5. Der Prozentsatz an Nanophanerophyten steigt deutlich an, die Vegetation in der Strauchschicht wird dichter und einige Makrophanerophyten leiten die Weiterentwicklung zum Wald ein. Der Anteil an Hemikryptophyten sinkt ab, aber der Mosaikcharakter der Vegetation kommt immer noch zum Ausdruck. Der Prozentsatz an Therophyten nimmt deutlich ab. Einjährige Pflanzen halten sich jedoch in den Lücken der Krautschicht.

Diagramm 5 f) zeigt das Lebensform-Spektrum eines Waldes, in diesem Falle eines Carici-Tilietum. Die Entwicklung, die sich bei der Gebüsch-Formation angedeutet hatte, ist einen Schritt weiter. Die Prozentsätze an Hemikryptophyten und Therophyten sinken weiter ab, der Anteil an Makrophanerophyten nimmt deutlich zu. Der große Anteil an Nanophanerophyten deutet auf eine gut ausgebildete Strauchschicht.

Diagramme 5 g) und h). Anschließend werden zwei weitere Formationen, die im Gebiet vorkommen, besprochen. Es handelt sich einerseits um die Forste (Abb. 5 g): Kiefernforste und andererseits um die Pioniergesellschaften, die die Fütterungsstellen kennzeichnen (Abb. 5 h)). Diese Formationen stehen in direkten Kontakt mit dem Xerothermmosaik gebildet aus Trockenwäldern, -gebüsch und -rasen.

Die Dominanz der Kiefer in der Baumschicht (Monokultur) zeigt sich im geringen Reichtum an Makrophanerophyten im Vergleich zu Linden-Eichen-Wäldern. Die lichten Bestände lassen das Eindringen vom Licht bis in die unteren Schichten zu, was die Ausbildung einer

reichen Krautschicht zur Folge hat (hohe Prozentsätze an Hemikryptophyten und Geophyten). Einige Nanophanerophyten gestalten die lückige Strauchschicht.

Die Pioniergesellschaft der Ruderalstelle entsteht nach jeder Störung (Wühltätigkeit der Wildschweine) neu. Sie zeigt den höchsten Prozentsatz an einjährigen Pflanzen im Vergleich zu allen anderen Formationen. Zu den typischen Therophyten der angrenzenden Trocken- und Halbtrockenrasen gesellen sich Arten der Stellarietea und Chenopodietalia, die als Verunreinigung des Futters in den Bestand gelangen.

3 Diasporenniederschlag

3.1 Grundlagen

3.1.1 Ausbreitungsstrategien

Die Ausbreitung hat im Sinne der Erhaltung einer Art in einem Gebiet bzw. der Neu- oder Wieder-Besiedlung umliegender Landschaften eine große Bedeutung. Überdies sichert sie den Genfluss zwischen räumlich voneinander getrennten Populationen und vermeidet damit Inzuchterscheinungen (BONN & POSCHLOD 1998).

Kenntnisse über die Ausbreitung, Lebensdauer und Keimfähigkeit der Diasporen sowie über die Möglichkeiten der Etablierung der Keimlinge in einem Gebiet sind ausschlaggebend für die Revitalisierung von Ökosystemen und für die Naturschutzplanung.

Obwohl die meisten Diasporen in mehr oder weniger unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze fallen, besteht jedoch die Möglichkeit, dass einzelne Ausbreitungseinheiten durch eine geeignete Wetterlage (im Fall der Meteorochoren) bzw. durch Hydro-, Zoo- oder Hemerochorie große Distanzen zurücklegen und neue Populationen bilden.

Verschiedene Hypothesen zu den Vorteilen der Ausbreitungsstrategien werden in der Fachliteratur diskutiert. Laut HOWE & SMALLWOOD (1982) beruhen diese Vorteile im Ausweichen der großen Sterberate der Samen und Keimlinge in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze, in der Möglichkeit der Kolonisierung neuer Räume und in der Entdeckung geeigneter Mikrohabitate für die Etablierung. Die Autoren stellen drei Hypothesen auf:

- Die „Flucht-Hypothese“ (Escape Hypothesis) besagt, dass Samen, die in eine größere Entfernung von der Mutterpflanze transportiert werden, eine überproportionale Überlebenschance aufweisen, im Vergleich zu denjenigen, die in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze fallen (z.B. durch den dichtebestimmten Fraßdruck). Die Hypothese wurde zum ersten Mal von JANZEN (1970) aufgestellt und erwies sich nur in einigen Fällen als widerspruchsfrei.
- Die „Kolonisierungs-Hypothese“ (Colonization Hypothesis) findet in der Sukzessionstheorie ihre Anwendung. Die räumliche und zeitliche Veränderung der Standorte verursacht, dass die Mutterpflanzen Diasporen erzeugen, die in konkurrenzschwachen Standorten erfolgreich sein können. Kleine Diasporen, die morphologische Anpassungen an die Ausbreitung aufweisen, werden jungen Sukzessionsstadien zugeordnet. Pionierpflanzen haben daher die Fähigkeit, konkurrenzschwache Standorte zu erreichen und zu besiedeln. Die Entwicklung großer, schwerer Diasporen wird dagegen mit älteren Sukzessionsstadien in Verbindung gebracht. Solche Pflanzen sind in reifen Lebensgemeinschaften konkurrenzfähig. Dennoch ist die Größe der Diaspore nicht immer mit der Kolonisierungsfähigkeit verbunden.
- Die „Gerichtete Ausbreitungs-Hypothese“ (Directed Dispersal Hypothesis) setzt die Existenz bestimmter Anpassungen von Pflanzen, die das Erreichen geeigneter Wuchsorte für die Diasporen sichern, voraus. Es wird angenommen, dass die Ausbreitungsagenten die Diasporen in nicht zufällig ausgewählten Standorten ablegen, die für die Keimung der Samen und spätere Etablierung der Pflanzen geeignet sind.

Nach HOWE & SMALLWOOD (1982) kann in der Mehrzahl der Fälle eine Kombination von verschiedenen Ausbreitungsstrategien beobachtet werden.

Gemäß IZHAKI et al. (1991) können die Pflanzen zwischen „Spezialisten“ und „Generalisten“ unterschieden werden. Die Spezialisten ziehen ausgesuchte Agenten (im Fall der Autoren,

Vögel) an, die die Diasporen dort ablegen, wo Diasporenfraß und Konkurrenz mit anderen Keimlingen bzw. reifen Pflanzen niedrig sind. Die Generalisten dagegen ziehen unterschiedliche Agenten an, die die Ausbreitungseinheiten in einer Vielfalt von Standorten absetzen und so das Risiko des Misserfolgs verringern.

VENABLE & BROWN (1993) schlagen das Beachten von vier Strategien vor: Die Verringerung des Risikos des Misserfolgs („risk reduction“ oder „bed hedging“), die Flucht vor den negativen Folgen der Überbesiedlung („Crowding“), die Flucht vor den negativen Folgen der hohen Dichte an Verwandten (high concentration of relatives) und die gerichtete Ausbreitung (directed dispersal).

SCHUPP (1993) verweist auf die Idee, dass die Ausbreitungsstrategie einer Pflanze nicht als die Wahrscheinlichkeit des Auffindens einer geeigneten Stelle für die Keimung und das Wachstum angesehen werden soll, sondern vielmehr als die Entwicklung einer ununterbrochenen Vielfalt von Überlebensmöglichkeiten, die jeder Samen in sich trägt. Diese Überlegung relativiert die Auffassung, die die oben genannten Hypothesen so deutlich prägt, dass die Anpassungen der Pflanzen von einem Ziel her bestimmt sind (Teleologie).

3.1.2 Ausbreitungstypen

Der Ausbreitungstyp bezieht sich auf den für den Prozess verantwortlichen Ausbreitungsvektor (MÜLLER-SCHNEIDER 1977; BONN & POSCHLOD 1998).

Es wird in Anlehnung an MÜLLER-SCHNEIDER (1977) zwischen Autochoren, bei denen die Mutterpflanze aktiv die Ausbreitung der Diasporen durchsetzt oder die Ausbreitungseinheiten selbst fähig sind, Kriechbewegungen auszuführen und Allochoren, bei denen externe Kräfte die Ausbreitung der Diasporen bewirken, unterschieden.

Zu den Autochoren werden die Blastochoren (Selbstableger), die Ballochoren (Selbststreuer) und die Herpochoren (Kriecher) gezählt. Die Autochorie führt zur Ausbreitung in die direkte Umgebung der Mutterpflanze.

Die Allochoren werden in Barochoren, Anemochoren (Windwanderer), Hydrochoren (Wasserwanderer), Zoochoren (Tierwanderer) und Hemerochoren unterteilt. Diese Klassen werden ebenfalls in weiteren Kategorien weiter gegliedert. Tabelle 12 zeigt die verschiedenen Ausbreitungstypen und ihre Ausbreitungsvektoren.

Die Art der Ausbreitung wird in den meisten Klassifikationssystemen von den morphologischen Eigenschaften der Diasporen abgeleitet (MÜLLER-SCHNEIDER 1977, 1986; LUFTENSTEINER 1982; VAN DER PIJL 1982). Einige Autoren wie HUGHES et al. (1994) berücksichtigen dazu die morphologischen und ökologischen Merkmale der Pflanzen (Höhe, Größe der Krone, Wuchsort u.a.), um die möglichen Ausbreitungsmechanismen ableiten zu können. Eine Diaspore kann allerdings durch verschiedene Vektoren ausgebreitet werden (Polychorie), wobei Agenten mitwirken können, die nicht aus den morphologischen Merkmalen der Ausbreitungseinheiten bzw. der Pflanzen abzuleiten sind (vgl. BAKKER et al. 1996; WILKINSON 1997; BONN & POSCHLOD 1998).

Einige Pflanzen bilden verschiedenartige Diasporen aus, die ein unterschiedliches Ausbreitungspotential aufweisen können. Häufig werden z.B. gleichzeitig generative und vegetative Ausbreitungseinheiten geformt. Wenn es sich dabei um verschiedene Früchte handelt, bezeichnet man diese Erscheinung als „Heterokarpie“. Das Entwickeln von kleistogamen und chasmogamen Blüten in einer Pflanze kann z.B. zur Heterokarpie führen. Bei der Kleistogamie handelt es sich um eine Form der Selbstbestäubung. Die Blüten bleiben geschlossen, so dass Fremdbefruchtung verhindert wird. Die chasmogamen Blüten öffnen sich und werden fremdbestäubt. Die so entstandenen Diasporen werden in der Regel in unterschiedlichen Entfernungen von der Mutterpflanze ausgebreitet (BERG 2000).

Tabelle 12. Ausbreitungstypen nach MÜLLER-SCHNEIDER (1977, 1986). Die Kodierung des Ausbreitungstyps, die in der Tabelle 10 verwendet wurde, befindet sich in Klammern.

		Ausbreitungstyp		Ausbreitungsvektor
1.	Autochorie	a)	Ballochorie (Ballo)	Schleudermechanismen durch Spannung des lebenden bzw. toten Gewebes.
		b)	Blastochorie (Blas)	Mutterpflanze durch Wachstum der fruktifikativen oder vegetativ-fruktifikativen Achsen und gelegentlich durch geotrope Wachstumsbewegungen der Fruchstiele.
		c)	Herpochorie (Herpo)	Hygroskopische Haare oder Grannen, die durch Feuchtigkeitsveränderungen kriechende Bewegungen ausführen.
2.	Barochorie		(Baro)	Schwerkraft.
3.	Anemochorie	a)	Boleochorie (Boleo)	Wind mittels ballistischen Mechanismen.
		b)	Cystometeorochorie (Meteo1)	Wind. Die Ausbreitungseinheiten weisen luffüllte Räume auf, die das spezifische Gewicht herabsetzen.
		c)	Pterometeorochorie (Meteo2)	Wind. Die Ausbreitungseinheiten weisen Flügel oder flügelartige Organe auf, die ihre Sinkgeschwindigkeit verringern.
		d)	Trichometeorochorie (Meteo3)	Wind. Die Ausbreitungseinheiten besitzen ein fallschirmähnliches Organ, die ihre Sinkgeschwindigkeit verlangsamt.
		e)	Chamaechorie (Cham)	Wind. Die Ausbreitungseinheiten rollen oder hüpfen auf dem Boden.
4.	Hydrochorie	a)	Nautochorie (Hyd1)	Wasser. Die Diasporen enthalten Lufträume oder eine undurchlässige Haut und sind daher schwimmfähig.
		b)	Ombrochorie (Hyd2)	Wasser durch aufschlagenden Regentropfen.
		c)	Bythisochorie (Hyd3)	Wasser durch die Schleppkraft der Strömung.
5.	Zoochorie	a)	Epichorie (Epi)	Tiere. Die Ausbreitungseinheiten sind mit speziellen Haftvorrichtungen ausgestattet oder werden im Schlamm an den Füßen, Gefieder, etc. transportiert.
		b)	Stomatochorie (Stoma)	Ameisen. Die Diasporen enthalten einen Ölkörper (Elaiosom) und werden zum Nest transportiert.
		c)	Endochorie (Endo1 bzw. Endo2)	Tiere. Die Ausbreitungseinheiten werden nach der Darmassage nicht beschädigt und behalten ihre Keimfähigkeit. Es wird zwischen Diasporen mit (Endo1) bzw. ohne Pulpa (Endo2) unterschieden.
		d)	Dysochorie (Dyso)	Tiere. Die Ausbreitungseinheiten werden zu Nahrungszwecken abtransportiert und entgehen zufällig der Vernichtung.
6.	Hemerochorie	a)	Ethelochorie (Hemero1)	Mensch durch Saat und Handel.
		b)	Speirochorie (Hemero2)	Mensch. Die Diasporen gelangen als Verunreinigung in das Saatgut von Kulturpflanzen.
		c)	Agochorie (Hemero3)	Mensch. Die Ausbreitungseinheiten werden mit anderen Gütern unabsichtlich transportiert.

3.2 Erfasste Diasporen

In den 20 Monaten des Untersuchungszeitraumes fielen 33872 Diasporen von 113 verschiedenen Taxa in die 58 Trichterfallen. So konnten ca. 43 % der in der aktuellen Vegetation vorkommenden Arten auch in den Fallen nachgewiesen werden. Orchideen und Arten, die nicht zur Reproduktion kamen, bleiben unberücksichtigt.

Die meisten Arten, die in der aktuellen Vegetation vorkommen aber den Fallen fehlen, weisen Diasporen auf, die in der Klassifikation nach Müller-Schneider (s. Tabelle 12) den Ausbreitungstypen Anemochor bzw. Zoochor zugeordnet werden. Dennoch ist dieser Befund nicht aussagekräftig, da die meisten erfassten Diasporen auch diese beiden Ausbreitungstypen aufweisen (vgl. Tabelle 10). D.h. die schon im Kapitel II erwähnte Behauptung von JOHNSON & WEST (1988 zitiert in BAKKER et al. 1996), dass die windverbreiteten Diasporen durch Luftbewegungen aus der Falle nochmals herausgesogen werden können, kann hier nicht bestätigt werden.

Die Ausbreitungseinheiten von 90 Taxa konnten bis zur Kategorie Art bestimmt werden. Von den restlichen 23 Taxa wurden fünf bis zur Familie und 16 bis zur Gattung bestimmt. Die Diasporen der Habichtskraut-Arten wurden den zwei Untergattungen *Hieracium* und *Pilosella* zugeordnet. Bis auf zwei Brutzwiebeln der Gattung *Allium* in der Linie 7 waren alle erfassten Ausbreitungseinheiten generative Diasporen.

In der Tabelle 13 werden alle erfassten Diasporen nach ihrer Zugehörigkeit zu den verschiedenen Sippen aufgelistet. Sie sind in absteigender Reihenfolge nach der Anzahl der nachgewiesenen Ausbreitungseinheiten angeordnet.

Der massive Eintrag der Diasporen von *Poa* sp. ist, wie bereits oben erwähnt, auf die Mäharbeiten im Juli 2000 im Wildacker der Linie 5 zurückzuführen. Allerdings ist die Art auch im Jahr 2001 mit reichlich Diasporen in den Fallen vertreten und insgesamt überrepräsentiert im Vergleich zu ihrer Mächtigkeit im Bestand.

Trotz dieses außerordentlichen Eintrages im Jahr 2000 wurden in der zweiten Vegetationsperiode insgesamt 1745 Diasporen mehr als in der ersten Periode registriert. Auch war die Zahl der nachgewiesenen Diasporen, bezogen auf den Zeitraum von Oktober bis November 2001, größer als im Herbst 2000.

Von den 113 nachgewiesenen Taxa konnten 109 in der Umgebung der entsprechenden Fallen erfasst werden. Von den vier nicht erfassten Taxa gehören die Diasporen dreier zum Ausbreitungstyp Meteorochor. Davon beinhalten zwei Taxa Pflanzen, die trichometeorochore Ausbreitungseinheiten aufweisen (Gattungen *Epilobium* und *Sonchus*), das dritte Taxon dagegen pterometeorochore Diasporen (*Acer* sp.). Die verbliebene vierte, nicht in der Umgebung der Falle nachgewiesene Gattung ist *Solanum*, deren Individuen Diasporen aufweisen, die oft endozoochor, aber auch durch Tätigkeiten des Menschen (Hemerochorie) ausgebreitet werden.

Individuen der Gattungen *Epilobium*, *Sonchus*, *Acer* und *Solanum* konnten auf den Bühnenfeldern bzw. auf dem Leinpfad erfasst werden. Einige Arten dieser Gattungen sind ebenfalls Bestandteil der Böschungen der angrenzenden Straßen. Ansonsten konnten Individuen der entsprechenden Arten fast aller nachgewiesenen Diasporen in einem Umkreis von 5 bis 10 Metern erfasst werden. Aufgrund des mosaikartigen Charakters der Vegetation befinden sich Individuen verschiedener Pflanzengesellschaften auf kleinstem Raum. Es ist daher nicht möglich, genauere Angaben über die Entfernungen, die die Diasporen zurückgelegt haben können, zu erläutern.

Die Ausbreitungseinheiten folgender Arten scheinen jedoch einen weiteren Weg zurücklegen zu können. Alle diese Arten wurden im Gebiet registriert, allerdings wurden ihre Diasporen in

der Auswertung von Fallen gefunden, die mehr als 10 m entfernt vom nächsten Individuum lagen. 13 der Arten besitzen Diasporen, die eine morphologische Spezialisierung in Hinblick auf Anemochorie aufweisen. Es sind:

<i>Betula pendula</i>	<i>Populus nigra</i>
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Solidago gigantea</i>
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Erigeron annuus</i>	<i>Taraxacum laevigatum</i> agg.
<i>Picris hieracioides</i>	<i>Taraxacum officinale</i> agg.
<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Tilia cordata</i>
<i>Populus alba</i>	

Die zwei restlichen Sippen *Chenopodium* sp. und *Daucus carota* beinhalten Ausbreitungseinheiten, von denen Nachweis für Endozoochorie vorliegt (BONN et al. 2000 zitiert in TACKENBERG 2001). Die Diasporen von *Daucus carota* weisen außerdem Haftorgane auf.

Tabelle 13. Liste der erfassten Arten mit der entsprechenden nachgewiesenen Gesamtdiasporenzahl für die Dauer der Untersuchungen (20 Monate).

Art/Gattung/Familie	Diasporenzahl	Art/Gattung/Familie	Diasporenzahl
<i>Poa</i> spp.	7080	<i>Urtica dioica</i>	104
<i>Betula pendula</i>	5394	<i>Galium aparine</i>	103
<i>Origanum vulgare</i>	3811	<i>Rhamnus cathartica</i>	96
<i>Hypericum perforatum</i>	2753	<i>Setaria</i> spp.	90
<i>Festuca ovina</i> s.l.	1997	<i>Calamagrostis epigejos</i>	77
<i>Solidago gigantea</i>	1637	<i>Melica nutans</i>	64
<i>Cerastium</i> spp.	1303	<i>Ligustrum vulgare</i>	61
<i>Brachypodium pinnatum</i>	728	<i>Carex flacca</i>	59
<i>Bromus sterilis</i>	716	<i>Pilosella</i>	58
<i>Stellaria media</i>	647	<i>Pinus sylvestris</i>	55
<i>Inula conyzae</i>	597	<i>Tilia cordata</i>	54
<i>Myosotis ramosissima</i>	594	<i>Taraxacum laevigatum</i>	51
<i>Thymus pulegioides</i>	466	<i>Vulpia myuros</i>	50
<i>Veronica arvensis</i>	346	<i>Zea mays</i>	49
<i>Arenaria</i> spp.	342	<i>Lepidium campestre</i>	46
<i>Agrostis stolonifera</i>	317	<i>Arabis hirsuta</i>	33
<i>Chenopodium</i> spp.	275	<i>Datura stramonium</i>	33
<i>Bromus hordeaceus</i>	270	<i>Valeriana officinalis</i> s.l.	30
<i>Amaranthus retroflexus</i>	257	<i>Taraxacum officinale</i>	26
Salicaceae	257	Brassicaceae	23
<i>Sanguisorba minor</i>	243	<i>Cirsium vulgare</i>	22
<i>Helianthemum nummularium</i>	219	<i>Viburnum lantana</i>	21
<i>Clematis vitalba</i>	214	<i>Lonicera xylosteum</i>	20
<i>Bromus erectus</i>	210	<i>Daucus carota</i>	19
<i>Geranium pusillum</i>	189	<i>Conyza canadensis</i>	18
<i>Rumex patientia</i>	173	<i>Rosa</i> spp.	18
<i>Dactylis glomerata</i>	157	<i>Teucrium montanum</i>	18
<i>Crataegus monogyna</i>	149	<i>Carex digitata</i>	17
<i>Hieracium</i>	145	<i>Quercus robur</i>	17
<i>Echium vulgare</i>	141	<i>Veronica persica</i>	17
<i>Euphorbia cyparissias</i>	124	<i>Carlina vulgaris</i>	11
<i>Erigeron annuus</i>	120	<i>Linum catharticum</i>	10
<i>Potentilla</i> spp.	119	<i>Ulmus minor</i>	10
<i>Cornus sanguinea</i>	118	<i>Viola</i> spp.	10
<i>Centaurea jacea</i>	114	<i>Echinochloa crus-galli</i>	9
<i>Coronilla varia</i>	105	<i>Euonymus europaea</i>	9

Tabelle 13. (Fortsetzung) Liste der erfassten Arten mit der entsprechenden nachgewiesenen Gesamtdiasporenzahl für die Dauer der Untersuchungen (20 Monate).

Art/Gattung/Familie	Diasporenzahl	Art/Gattung/Familie	Diasporenzahl
<i>Fallopia convolvulus</i>	9	<i>Alliaria petiolata</i>	2
<i>Lactuca virosa</i>	9	<i>Allium oleraceum</i>	2
<i>Solanum nigrum</i>	9	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	2
Asteraceae	8	<i>Lolium perenne</i>	2
<i>Berberis vulgaris</i>	8	<i>Potentilla argentea</i>	2
<i>Geranium dissectum</i>	7	<i>Teucrium chamaedrys</i>	2
<i>Thlaspi perfoliatum</i>	7	<i>Ajuga reptans</i>	1
<i>Epilobium</i> spp.	6	<i>Arrhenatherum elatius</i>	1
<i>Euphorbia platyphyllos</i>	5	<i>Aster lanceolatus</i>	1
<i>Sonchus asper</i>	5	<i>Carduus</i> sp.	1
<i>Carpinus betulus</i>	4	<i>Carex tomentosa</i>	1
<i>Erodium cicutarium</i>	4	<i>Chenopodium hybridum</i>	1
<i>Euphorbia</i> spp.	4	<i>Oenothera biennis</i>	1
<i>Hippophae rhamnoides</i>	4	Poaceae	1
<i>Picris hieracioides</i>	4	<i>Polygala amarella</i>	1
<i>Plantago lanceolata</i>	4	Polygonaceae	1
<i>Glechoma hederacea</i>	3	<i>Polygonum lapathifolium</i>	1
<i>Rubus caesius</i>	3	<i>Sonchus</i> sp.	1
<i>Solanum</i> spp.	3	<i>Verbascum</i> sp.	1
<i>Tanacetum vulgare</i>	3	<i>Vicia cracca</i>	1
<i>Acer</i> sp.	2		

Tabelle 14 gibt einen Überblick über die Verteilung der Werte für die 1217 beobachteten Fälle in den Kategorien Artmächtigkeit und Anzahl der Samen an (vgl. Kapitel II, Punkt 2.2.2). Die Mittelwerte betragen 6,119 für die Artmächtigkeit und 11,97 für die Anzahl der Samen. Die hohen Werte der Standardabweichungen für beide Größen spiegeln die enorme Streuung der Daten wider. Der Median besagt, dass mindestens 50 % der Beobachtungen einen nicht größeren Wert als der in der Tabelle angegebene besitzen. In unserem Fall bedeutet dies, dass in mindestens 50 % der Beobachtungen eine Mächtigkeit kleiner oder gleich 3,4 % notiert wurde und, dass in mindestens 50 % der gewonnenen Daten die Samenzahl in den Diasporenfallen gleich Null ist. Nur für 10 % der Daten ist die Samenzahl größer als 17 und für 5 % ist sie größer als 40 (nicht abgebildet).

Tabelle 14. Statistische Größen für die Messreihen Artmächtigkeit und Anzahl der Samen.

	Artmächtigkeit (%)	Anzahl der Samen
Anzahl der betrachteten Fälle (N)	1217	1217
Mittelwert	6,119	11,97
Median	3,400	0
Std. Abweichung	10,9454	78,587
Minimum	0	0
Maximum	88,0	2027
Perzentile		
	10	0,000
	25	0,500
	50	3,400
	75	5,000

3.3 Verlauf der Ausbreitungskurven

Die Abbildung 6 zeigt die Verteilung des Diasporenniederschlages bezogen auf den Zeitraum der Untersuchungen. Der Großteil der Diasporen wird im Monat Juli in die Fallen eingetragen. Der extrem hohe Eintrag im Juli 2000 erklärt sich durch die gewaltige Anzahl an Diasporen des Rispengrases (*Poa* sp.). Er wurde durch die unvorsichtigen Mäharbeiten in dem Wildacker der Linie 5 verursacht. Dadurch wurden in diesem Monat 4598 Diasporen des Rispengrases in drei Fallen, die sich in diesem Bereich befanden, gezählt.

Nach einer klaren Verringerung der Anzahl der eingetragenen Diasporen im August steigt im September der Eintrag der erfassten Ausbreitungseinheiten nochmals deutlich an. Dieser zweite Höhepunkt steht mit der Ausbreitung der Birkensamen im Zusammenhang.

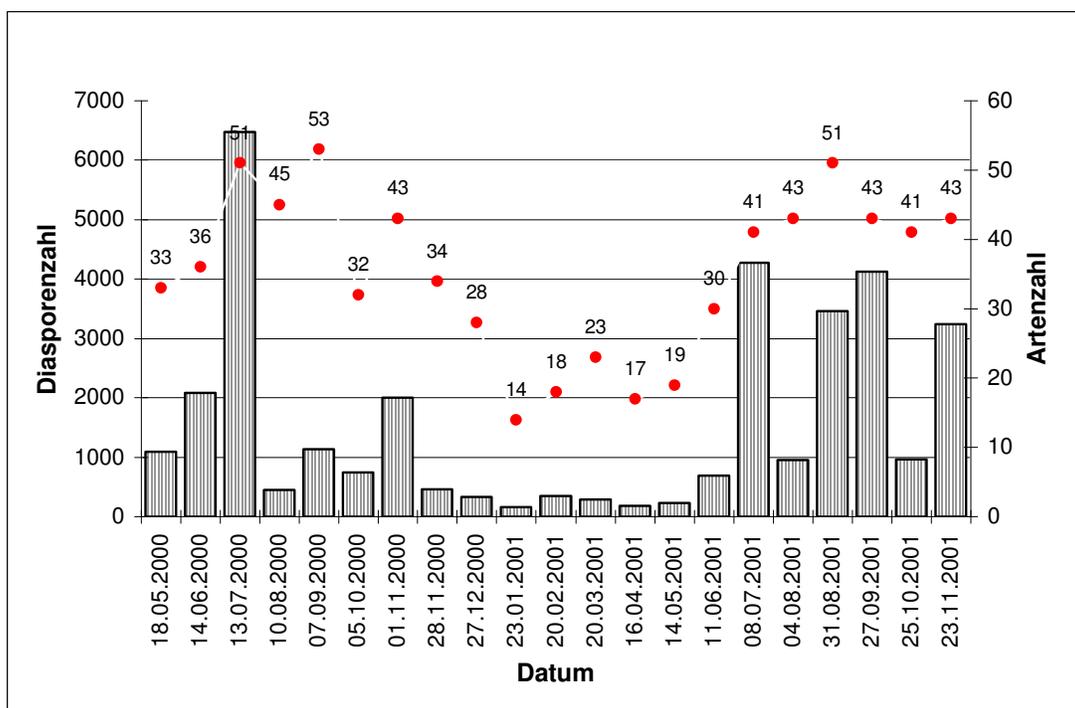


Abbildung 6. Verteilung des Diasporenniederschlages im Zeitraum der Untersuchungen. Diasporenzahl (Balken) und Artenzahl (Punkte).

Die Einträge im Herbst werden hauptsächlich von der Goldrute (*Solidago gigantea*), dem Gewöhnlichen Thymian (*Thymus pulegioides*), dem Gewöhnlichen Dost (*Origanum vulgare*), dem Dürrwurz-Alant (*Inula conyzae*), dem Echten Johanniskraut (*Hypericum perforatum*), der Waldrebe (*Clematis vitalba*) und in geringerer Anzahl von den verschiedenen Strauch-Arten verursacht (Foto 17 und Abbildung 7). Allerdings wurde in den Wald- und Gebüschformationen in der Zeit des Laubabwurfs mehr als 50 % der Fangfläche der Fallen von den abgefallenen Blättern bedeckt (Foto 18). Es ist daher denkbar, dass der Eintrag der Diasporen im Herbst in den Gehölzformationen unterrepräsentiert ist.

Obwohl in den Wintermonaten der Diasporeneintrag erkennbar absinkt, werden auch in diesem Zeitraum Ausbreitungseinheiten in den Fallen nachgewiesen. Unter den Arten, die selbst während des Winters ihre Diasporen ausbreiten, sind *Solidago gigantea*, *Hypericum perforatum*, *Origanum vulgare* und *Thymus pulegioides* zu erwähnen (Abbildung 7). Die

Individuen dieser Sippen zeigen ein Minimum in der Anzahl der ausgebreiteten Diasporen in den Sommermonaten.



Foto 17. Frucht-tragende Individuen der Goldrute (*Solidago gigantea*) im November 2000.

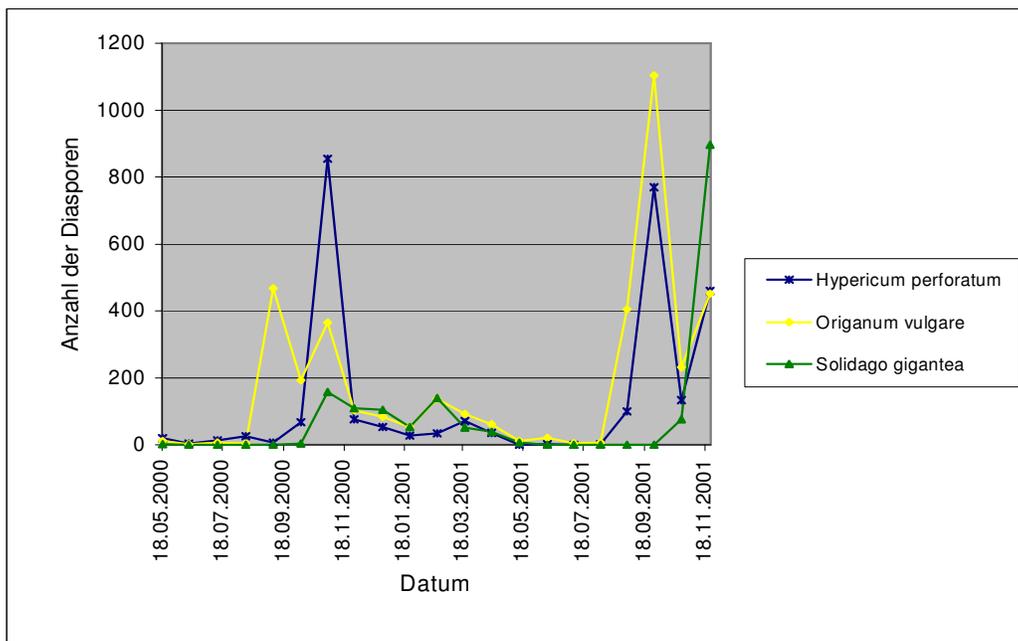


Abbildung 7. Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Arten, die ihre Ausbreitungseinheiten mit einem Höchstpunkt im Herbst und sogar über den Winter ausstreuen.

Die Anzahl der in den Fallen nachgewiesenen Arten zeigt einen leicht unterschiedlichen Verlauf der Kurve gegenüber dem der Diasporenzahl, besitzt aber im Juli ebenfalls einen hohen Wert (Abbildung 6). Dieser wird im September durch das Aufeinandertreffen des Erlangens der Reife der Sommer-ausstreuenden Pflanzen und dem Beginn der Ausbreitung der Herbststreuer noch übertroffen.

Nach einem Rückgang im Oktober steigt im November die Artenzahl wieder an, was auf die Reife und Ausstreuung der im Herbst ausgebreiteten Diasporen hindeutet.

Anfang des Winters sinken Diasporen- und Artenzahl erneut ab und behalten einen niedrigen Wert, bis er im Frühjahr wieder zu steigen beginnt.



Foto 18. Diasporenfalle im Weißseggen-Eichen-Linden-Wald der Linie 3. Das Laub bedeckt mehr als 50 % der Fangfläche. (Oktober 2000)

Nach Überprüfung auf Normalverteilung der Daten wurde mittels einer Clusteranalyse versucht, eine Gliederung zu erreichen, die die verschiedenen Arten bezüglich der Ähnlichkeit in der Ausbreitungszeit und in der Anzahl ihrer Diasporen in Gruppen einteilt.

Die Fragestellung lautet also: Ermöglicht eine Clusteranalyse die Unterteilung der Arten in Frühjahrsstreuer, Sommerstreuer und Herbststreuer?

Das Ergebnis ist bezüglich der Umstände aussagekräftig, denn die Tatsache, dass fast alle Arten ungeachtet ob Frühjahr-, Sommer- oder Herbststreuer, einen enormen Unterschied zwischen der Anzahl der gefundenen Samen im Jahr 2000 und im Jahr 2001 aufweisen, bringt Konfusion in die Durchführung einer solchen Analyse.

Manche Sommerstreuer zeigen einen Höhepunkt in der Ausbreitung im ersten Untersuchungsjahr, andere im zweiten; ferner wird in einem Jahr das Maximum einem Monat früher bzw. später als im nächsten Jahr erreicht. Dies gilt für die Arten anderer Gruppen ebenfalls. Diese Beobachtung ist in dem Sinne auffällig, dass keine Tendenz bzw. Zusammenhang zu erkennen ist. D. h. es ist nur in wenigen Fällen möglich das Maximum der Anzahl der Diasporen mit einem Kriterium wie z.B. Fleckigkeit der Vegetation in Verbindung zu bringen. Es ist jedoch zu erwarten, dass viele von den Abweichungen in der Zahl und der Zeit der Ausbreitung in den untersuchten Jahren von unterschiedlichen Witterungsbedingungen während der Ausbreitungszeit der Diasporen bzw. vom unterschiedlichen Jahresverlauf der Temperatur, der Niederschlagsverteilung und der Hauptwinde, der wiederum einen Einfluss auf die Samenproduktion hat, verursacht wurden.

In der Analyse wurden alle Arten miteinander verglichen, die mit mehr als 19 Diasporen im Laufe des Untersuchungszeitraumes in den Fällen vertreten waren¹⁶. Nach der Anwendung dieses Auswahlkriteriums blieben 58 der ursprünglichen 112 aufgenommenen Arten übrig. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 8 in Form eines Dendrogramms dargestellt. Tabelle 15 zeigt die zugehörigen Agglomerationschritte. Als Grenzwert für die Unterteilung in Gruppen wurde ein Wert des Ähnlichkeitskoeffizienten von 0,430 gewählt. Er ist durch eine rote Linie in der gerade erwähnten Tabelle 15 zu erkennen.

Die Farbe Blau kennzeichnet Arten, die ihre Diasporen im Früh-Sommer mit einem Höhepunkt in Juli, ausstreuen. Die Unterteilung in Gruppe 1 und 2 erfolgt auf Grund des unterschiedlichen Eintretens des Maximums der Diasporenanzahl. Die Anzahl der Diasporen der Arten der Gruppe 1 erreicht ihr Maximum in Juli 2001; bei der Gruppe 2 wurde das Maximum in Juli 2000 notiert (Abbildung 9).

Die Exemplare der Trespen- und Schwingel-Arten und des Gewöhnlichen Knäuelgrases gehören zu dieser Gruppe. Dies begründet die Empfehlungen in den von ihnen dominierten Gesellschaften (Mesobrometen), die Durchführung der Pflegemaßnahmen (Mahd) erst im Spätsommer bzw. am Anfang des Herbsts vorzunehmen.

Mit der Farbe Grün sind die Frühjahrsstreuer charakterisiert. Die Cluster 3 und 4 unterscheiden sich von den Clustern 5 und 6, indem das Maximum der Diasporenanzahl bei den Vertretern der ersten zwei erwähnten Gruppen in Mai-Juni 2000 auffällt, während das Maximum der Anzahl der Samen der Individuen der Gruppen 5 und 6 ein Jahr später eintritt. Bei den Gruppen 3 und 5 zeigt sich ein erhöhter Eintrag im Monat Mai; bei den Clustern 4 und 6 wird die höchste Anzahl an Samen in Juni erreicht.

Im Fall von *Stellaria media* (Abbildung 10) ist der Unterschied zwischen den erreichten Werten in den zwei Untersuchungsjahren auf die deutlich höhere Deckung und Anzahl der Individuen in der Linie 2 im ersten Jahr zurückzuführen (siehe Tabelle 4, Anhang). Dagegen kann man in den anderen Fällen von einer unterschiedlichen Samenproduktion der Pflanzen bzw. von einer Änderung in der Fleckigkeit der Vegetation ausgehen.

Im Fall der Salicaceen (Abbildung 10) ist es jedoch vorstellbar, dass Jahresschwankungen in der (witterungsbedingten?) Samenproduktion verantwortlich für den beobachteten Höhepunkt in der Anzahl der eingetragenen Ausbreitungseinheiten im Mai 2000 sind; da die Pappeln- und Weidenarten nicht von möglichen Änderungen in der Fleckigkeit der Vegetation innerhalb der zwei Untersuchungsjahre betroffen waren¹⁷.

Eine andere denkbare Erklärung könnte ein unterschiedlicher Verlauf der Witterungsbedingungen in der Zeit der Diasporenausbreitung sein. Es ist bekannt, dass sonnige, trockene Wetterlagen mit thermischen Turbulenzen und Aufwinden optimale Bedingungen für die Ausbreitung trichometeorochorer Diasporen bieten¹⁸ (vgl. KOHLERMANN 1950). Gemäß RADEMACHER (2001) wird dagegen in Jahren mit lang anhaltenden Regenperioden der Eintrag anemochorer Arten stark herabgesetzt.

¹⁶ Eine Clusteranalyse mit allen vorkommenden Arten wurde durchgeführt. Arten mit einer geringen Anzahl an Diasporen liefern aber wenig zusätzliche Information und tragen eher an die Unübersichtlichkeit des Diagramms bei. Die wichtigen erkennbaren Gruppen bleiben auch nach Anwendung des erwähnten Auswahlkriteriums erhalten.

¹⁷ Über den Einfluss der klimatischen Faktoren auf die Samenproduktion ausgewählter Pflanzen berichtet u.a. SCHOPP-GUTH (1993).

¹⁸ TACKENBERG (2001) ist der Meinung, dass die Ausbreitungsdistanzen bei stürmischem Wetter normalerweise überschätzt werden, da die herkömmlichen Windausbreitungsmodelle die mit diesem Wetter assoziierten permanenten Abwinde nicht berücksichtigen.

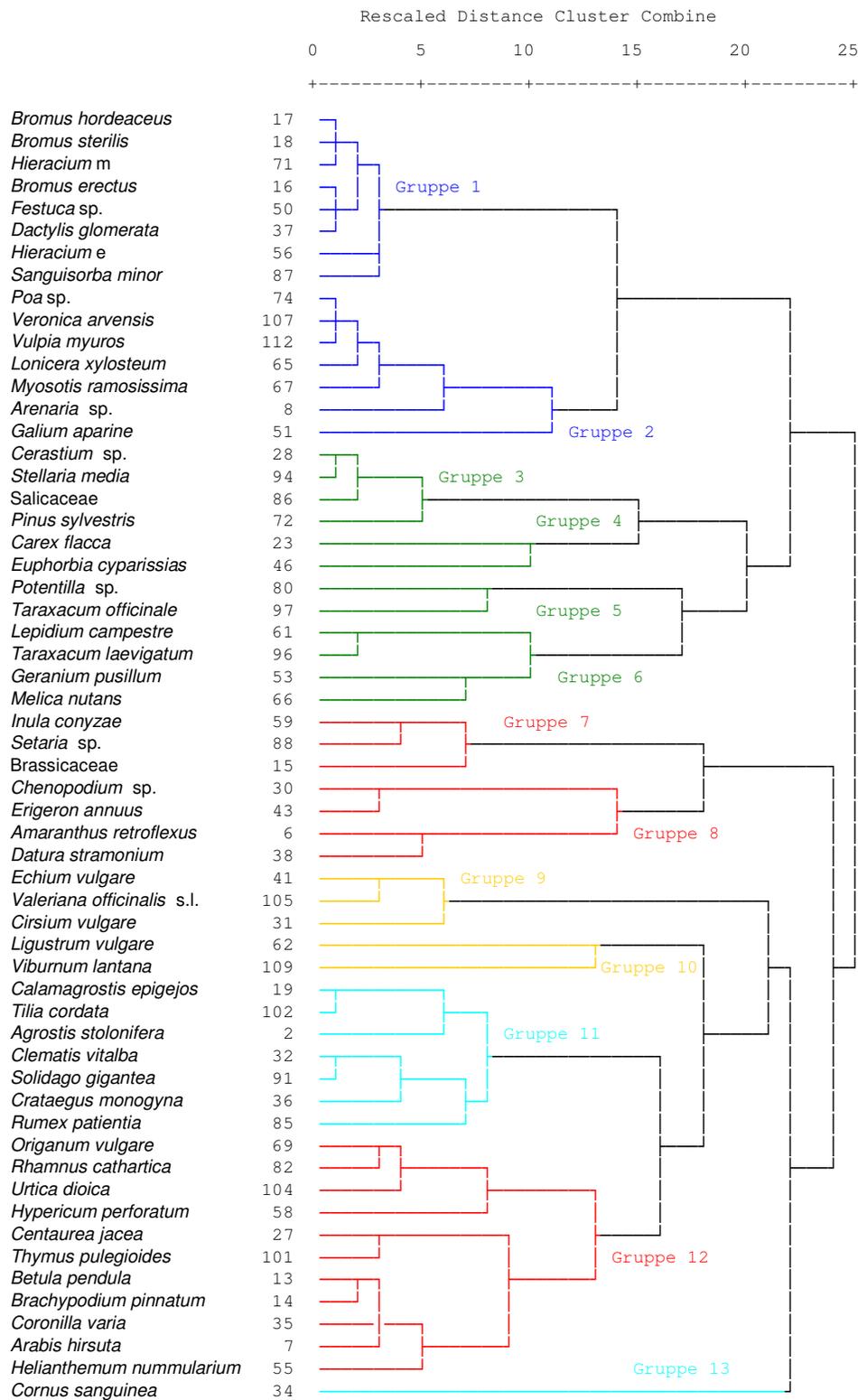


Abbildung 8. Dendrogramm (Linkage zwischen den Gruppen) auf Grund der Anzahl der gefundenen Diasporen in den verschiedenen Monaten des Untersuchungszeitraumes. Grün: Frühjahrsstreuer; Blau: Sommerstreuer; Gelb: Spät-Sommerstreuer; Rot: Früh-Herbststreuer; Hellblau: Herbststreuer.

Tabelle 15. Agglomerationschritte der Clusterbildung auf Grund der Anzahl der in den Trockenfallen gefundenen Diasporen verschiedener Arten während des Zeitraumes der Untersuchung.

Zuordnungsübersicht

Schritt	Zusammengeführte Cluster		Koeffizienten (Pearson)	Erstes Vorkommen des Clusters		Nächster Schritt
	Cluster 1	Cluster 2		Cluster 1	Cluster 2	
1	17	18	0,999	0	0	4
2	16	50	0,991	0	0	7
3	74	107	0,987	0	0	9
4	17	71	0,984	1	0	10
5	32	91	0,983	0	0	24
6	19	102	0,981	0	0	32
7	16	37	0,977	2	0	10
8	28	94	0,975	0	0	12
9	74	112	0,966	3	0	14
10	16	17	0,955	7	4	20
11	13	14	0,953	0	0	17
12	28	86	0,938	8	0	29
13	61	96	0,931	0	0	41
14	65	74	0,928	0	9	16
15	56	87	0,906	0	0	20
16	65	67	0,904	14	0	30
17	13	35	0,894	11	0	22
18	30	43	0,893	0	0	46
19	69	82	0,892	0	0	26
20	16	56	0,888	10	15	45
21	27	101	0,884	0	0	39
22	7	13	0,873	0	17	27
23	41	105	0,871	0	0	31
24	32	36	0,858	5	0	33
25	59	88	0,831	0	0	35
26	69	104	0,829	19	0	37
27	7	55	0,823	22	0	39
28	6	38	0,813	0	0	46
29	28	72	0,794	12	0	47
30	8	65	0,769	0	16	42
31	31	41	0,767	0	23	53
32	2	19	0,765	0	6	36
33	32	85	0,735	24	0	36
34	53	66	0,719	0	0	41
35	15	59	0,717	0	25	51
36	2	32	0,686	32	33	48
37	58	69	0,682	0	26	44
38	80	97	0,663	0	0	49
39	7	27	0,646	27	21	44
40	23	46	0,606	0	0	47
41	53	61	0,578	34	13	49
42	8	51	0,566	30	0	45
43	62	109	0,467	0	0	50
44	7	58	0,465	39	37	48
45	8	16	0,435	42	20	54
46	6	30	0,402	28	18	51
47	23	28	0,357	40	29	52
48	2	7	0,347	36	44	50
49	53	80	0,264	41	38	52
50	2	62	0,242	48	43	53
51	6	15	0,235	46	35	56
52	23	53	0,143	47	49	54
53	2	31	0,127	50	31	55
54	8	23	0,067	45	52	57
55	2	34	0,061	53	0	56
56	2	6	-0,011	55	51	57
57	2	8	-0,083	56	54	0

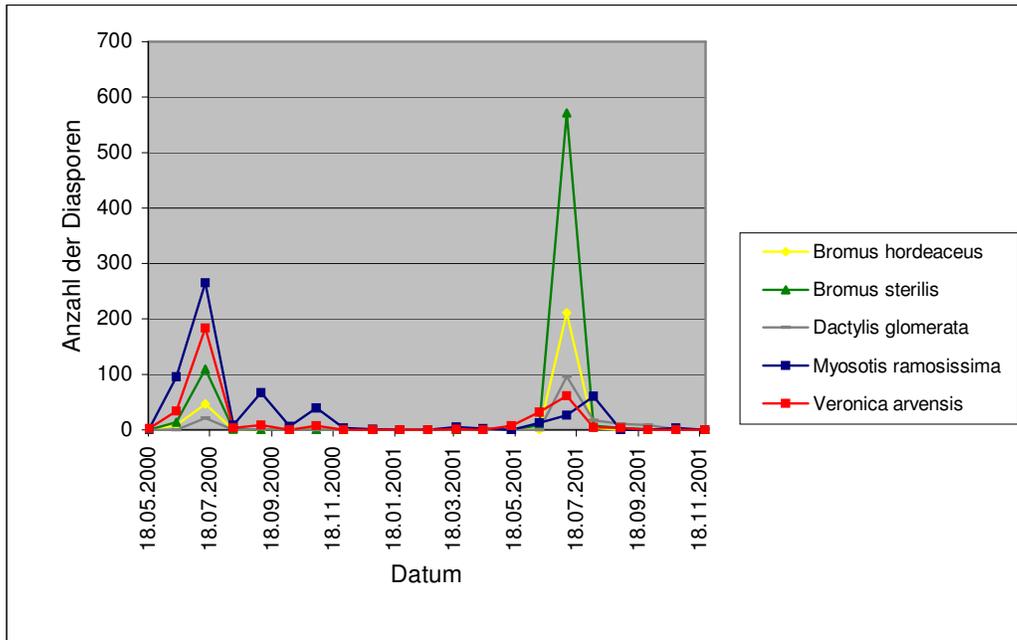


Abbildung 9. Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Vertreter der Früh-Sommerstreuer im Bezug auf den Untersuchungszeitraum.

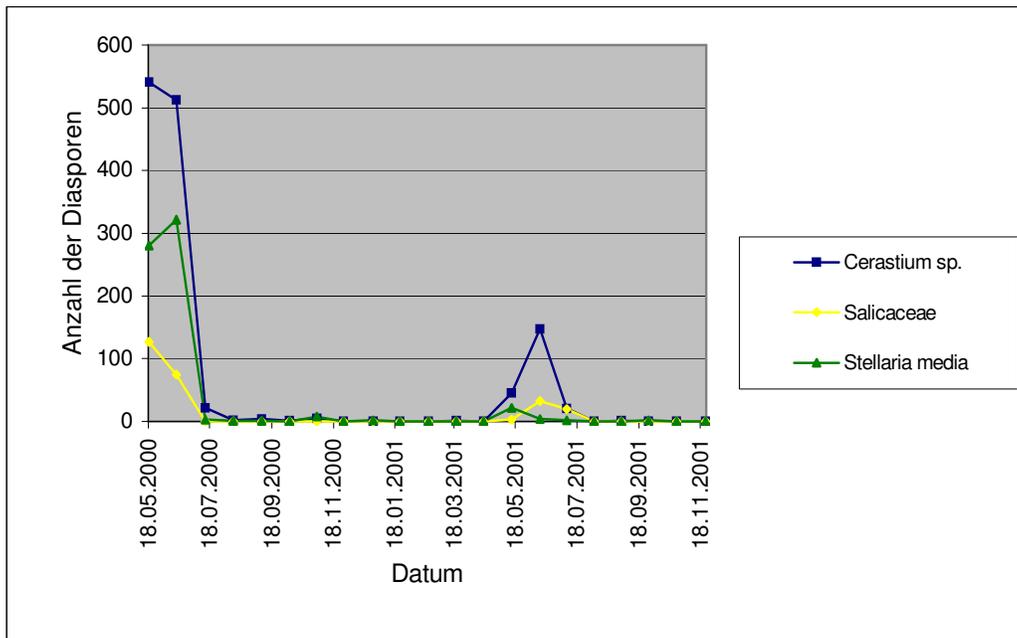


Abbildung 10. Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Pionierarten bzw. Therophyten im Bezug auf die Zeit der Ausbreitung.

Die Farbe Rot kennzeichnet drei Cluster (7, 8 und 12), die Arten erhalten, deren Diasporen in Spätsommer bzw. Anfang Herbst ausgebreitet werden (Abbildung 11). Die Arten dieser Gruppen stellen einen Übergang zwischen Sommerstreuer und Herbststreuer dar. Einige von diesen sind, wenn auch nur im geringeren Maß, in den Früh-Sommermonaten und sogar in den Wintermonaten in den Fallen vertreten (z.B. *Amaranthus retroflexus*, *Centaurea jacea*,

Chenopodium sp., *Hypericum perforatum*, *Inula conyzae*, *Origanum vulgare*, *Thymus pulegioides*). Dass im Dendrogramm die zwei ersten Cluster so weit von der dritten Gruppe auseinander erscheinen, liegt daran, dass das Programm die Einträge einzelner Monate vergleicht und die Zusammenhänge zwischen den Jahren 2000 und 2001 nicht erkennen kann. Alle Arten der Cluster 7 und 8 zeigen ein Maximum in der Diasporenanzahl im ersten Jahr der Untersuchungen. Die Arten der Gruppe 12 dagegen weisen ihr Maximum im Jahr 2001 auf.

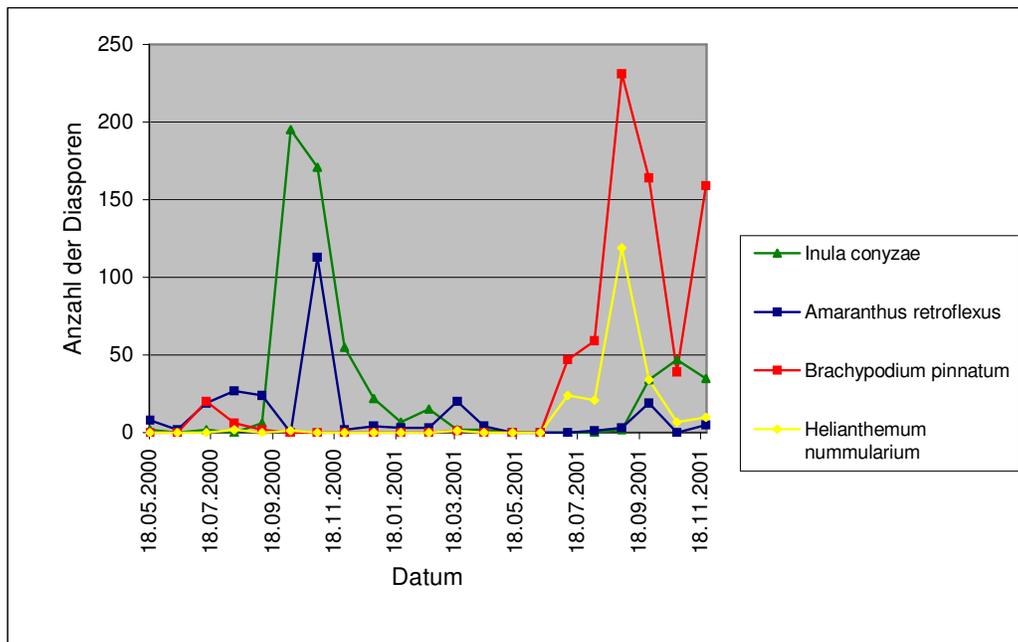


Abbildung 11. Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Vertreter der Spät-Sommer/Herbststreuer im Bezug auf den Untersuchungszeitraum.

Die Gruppe der Sommerstreuer ist mit Gelb gefärbt (Cluster 9 und 10). Die Arten zeigen ein Maximum in ihrer Diasporenzahl im Monat August. In allen drei Fällen der Gruppe 9 ist die erreichte Anzahl an Samen in den Trichterfallen im Jahr 2001 deutlich höher als im ersten Untersuchungsjahr. Für die Arten der Gruppe 10 gilt das Gegenteil. Diasporen von *Viburnum lantana* wurden auch Anfang Herbst und in dem Fall von *Ligustrum vulgare* sogar im Winter in den Fallen nachgewiesen.

Gruppen 11 und 13 umfassen Sippen, die ihre Samen im Herbst ausstreuen (Abbildung 12, Hellblau). Bei der Gruppe 11 handelt es sich um Arten, die mit einem Maximum in November 2001 in den Trockenfallen vertreten sind. Im Jahr 2000 wurde in fast allen Fällen der höchste Eintrag ein Monat früher notiert. Samen von *Agrostis stolonifera*, *Calamagrostis epigejos*, *Crataegus monogyna*, *Rumex* sp. und *Tilia cordata* sind schon Ende des Sommers, in den Fallen nachzuweisen. Die Ausstreuung der Diasporen von *Clematis vitalba* und *Solidago gigantea* dagegen streckt sich weit in die Wintermonate hinein.

Cornus sanguinea ist der einzige Vertreter der Arten, die ihre Diasporen mit einem Höchstwert in Oktober verbreiten. Das Maximum wurde in Oktober 2001 notiert.

Maiskörner wurden in der Fütterungsstelle der Transekte 5 registriert. Sie sind offensichtlich aufgrund der Verteilung durch das Wild in die Falle gelangt. Keimlinge oder Maispflanzen wurden im Gebiet nicht nachgewiesen.

Um eine bessere Veranschaulichung der Ergebnisse zu erreichen, wurden die erfassten Daten in Form von Kurven dargestellt (Abbildung 7 und Abbildungen 9 bis 12). Streng

genommen ist diese Darstellung falsch, denn die Daten entsprechen punktuellen Aufnahmen und keinem stetigen, linearen An- bzw. Abstieg der Anzahl der in den Fallen gefundenen Diasporen zwischen einer Probeentnahme und der nächsten.

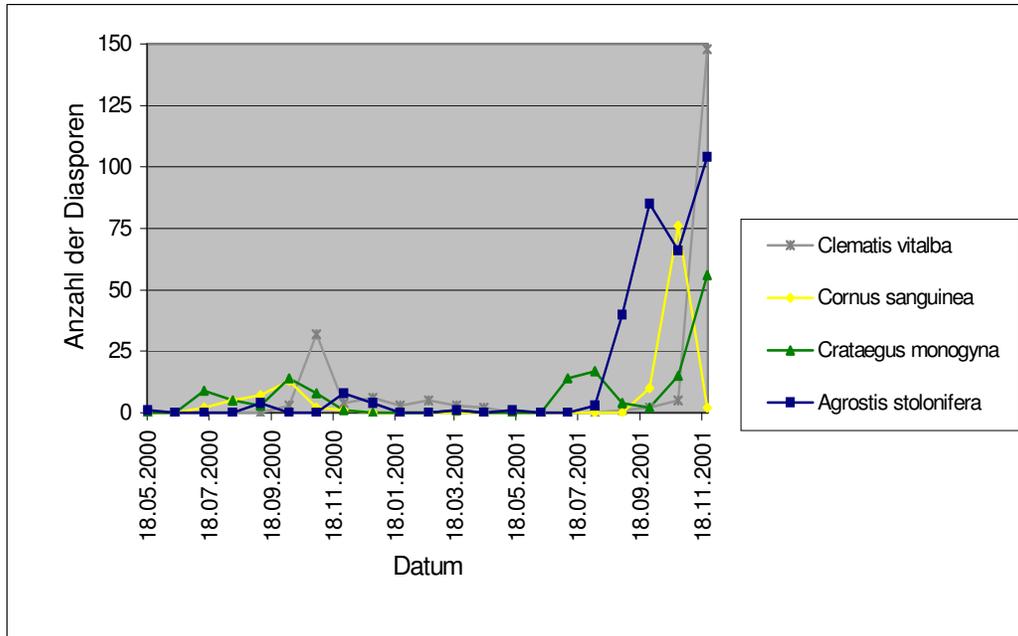


Abbildung 12. Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Herbststreuer im Bezug auf die Zeit der Ausbreitung.

4 Diasporenbank

4.1 Grundlagen

Das Eindringen von Diasporen in den Boden ist die Voraussetzung für die Bildung einer Diasporenbank. Dies kann durch unterschiedliche Mechanismen erfolgen: Einige Diasporen weisen Anhänge wie Haare oder Granne auf, die fähig sind, hygroskopische Bewegungen durchzuführen. Sie besitzen laut PEART & CLIFFORD (1987) gegenüber Diasporen ohne bzw. mit passiven Anhängen einen Vorteil für das Antreffen von Schutzstellen in gut strukturierten, tonigen bis lehmigen Böden. Nach diesen Autoren können die mit aktiven Anhängen ausgestatteten Ausbreitungseinheiten die Schutzstellen, in diesem Fall Unregelmäßigkeiten oder Risse in der Bodenoberfläche, schneller besetzen. Auf sanften Oberflächen dagegen (z.B. Sand), die eine geringe Anzahl an Schutzstellen für die aktiven Diasporen bieten, haben die passiven Diasporen einen Vorteil. Die Drehungen, die diese Diasporen beim Fallen ausführen, ermöglichen ihr Verankern in senkrechter Position im Substrat.

Diese Anpassungen der Ausbreitungseinheiten sichern die Entstehung einer guten Kontaktfläche zwischen dem Substrat und dem Samen. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für die Wasseraufnahme des Samens und für das Eindringen der Wurzel in den Boden, was wiederum den Keimungserfolg und die spätere Etablierung der Keimlinge entscheidend beeinflusst (vgl. SHELDON 1974; PEART 1979, 1981, 1984). Je vollständiger ein Samen in den Boden eindringen kann, desto mehr verringert sich der Wasserverlust durch Evaporation und desto höher ist die Chance, dass die für die Keimung hinreichende Wasseraufnahme die Wasserabgabe überschreitet. In diesem Sinne besitzen kleine Diasporen ein günstigeres Verhältnis zwischen Volumen und Kontaktfläche als große Ausbreitungseinheiten.

Für das Eindringen der Diasporen in den Boden, besonders für die, die keine Anhänge besitzen, spielt die Wirkung des Regenwassers (Tropfen, Abfluss) und die Aktivität von einigen Tierarten eine bedeutende Rolle (POSCHLOD 1991; POSCHLOD & BINDER 1992). Laut PEART (1984) verlaufen die Prozesse, welche die Eingrabung dieser Diasporen bewirken, auf sehr langsame Weise. Der Autor postuliert, dass das Aufweisen von Mechanismen, die die Keimung verzögern, von großer Überlebensbedeutung für diese Pflanzen ist.

Als eine weitere Voraussetzung für die Ausbildung einer Diasporenbank wird eine längere Verweildauer der Samen im Boden erwähnt, was sowohl eine Resistenz gegenüber dem Befall durch Mikroorganismen oder Pilze als auch eine mehr oder weniger ausgeprägte Dormanz (Keimruhe) erfordert.

Die Diasporen im Boden können sich daher laut FISCHER (1987) in einem der folgenden Zustände befinden:

- Die Diasporen können keimbereit sein, jedoch aufgrund externer Faktoren wie Lagerung in größeren Bodentiefen oder schlechter Wasserversorgung an der Keimung gehindert werden (enforced dormancy, nicht-programmierte Keimruhe, erzwungene Dormanz). Unter geeigneten Expositionsbedingungen keimen diese Diasporen jedoch sofort aus.
- Die Diasporen unterliegen einer langfristigen Dormanz aufgrund der Notwendigkeit einer Kälteperiode zur Brechung der Keimruhe. Das Vorhandensein einer undurchlässigen Schale bzw. eines nicht reifen Embryos kann ebenfalls Ursache für eine langfristige Dormanz sein (innate dormancy, natural dormancy, programmierte Keimruhe, angeborene Dormanz).

HARPER (1977) beschreibt eine dritte Art Dormanz, nämlich die induzierte Dormanz (induced dormancy):

- Die Diasporen werden, wie bei der erzwungenen Dormanz, durch ungünstige externe Faktoren an der Keimung gehindert, sind aber nicht fähig, unmittelbar nach der Entstehung geeigneter Bedingungen, zu keimen.

Aufgrund ihrer Untersuchungen in der Region um Sheffield (UK) erstellten THOMPSON & GRIME (1979) eine Klassifikation von Diasporenbanktypen in „vorübergehende Samenbank“ (transient seed bank) und „ausdauernde Samenbank“ (persistent seed bank). Sie unterscheiden mit dieser Klassifikation zwischen Arten, deren keimfähige Diasporen nur während einer kurzen Zeit (Ende Frühling bzw. Anfang Sommer) in großer Anzahl im Boden nachweisbar sind und Arten, die das ganze Jahr über als keimfähige Diasporen im Boden aufgefunden werden können. Für die Überlebensdauer eines Samens bedeutet diese Unterscheidung, dass sie kürzer bzw. länger als ein Jahr ist.

❖ Vorübergehende Diasporenbanktypen:

Die Arten weisen in der Regel große, längliche Diasporen auf, die oft Anhänge (z.B. Granne) besitzen und daher nur schwierig in den Boden verfrachtet werden können.

- Typ I – Arten, deren Diasporen nur während des Sommers im Boden nachzuweisen sind. Die Samen dieser Pflanzen können, stimuliert durch die günstigeren Bedingungen des Herbstes (bessere Wasserversorgung), nach der Ausbreitung am Ende des Frühlings oder am Anfang des Sommers sofort keimen. Sie zeigen weder angeborene noch induzierte bzw. erzwungene Dormanz und vermögen über eine große Amplitude von Temperaturen zu keimen. Beispiele hierfür sind *Arrhenatherum elatius*, *Briza media*, *Bromus erectus*, *B. sterilis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca ovina*, *F. rubra*, *Koeleria pyramidata* und *Lolium perenne* (THOMPSON & GRIME 1979; POSCHLOD 1991).
- Typ II – Arten, deren Samen nur im Winter im Boden nachweisbar sind. Die Diasporen besitzen eine angeborene Dormanz, die durch Stratifikation gebrochen wird. Sie keimen daher zu Frühlingsanfang und können im nachfolgenden Sommer im Boden nicht mehr belegt werden. Die Keimung wird, nach Einwirkung der Kälteperiode, nicht durch Dunkelheit bzw. niedrige Temperatur gehindert. *Pimpinella saxifraga* gehört zu diesem Samenbanktyp.

❖ Ausdauernde Diasporenbanktypen:

Die Arten besitzen meistens kleine Diasporen, deren Keimung in vielen Fällen durch Kälte bzw. Dunkelheit gehindert wird.

- Typ III – Der Großteil der Samen keimt unmittelbar nach der Ausbreitung bis auf einige Diasporen, die Bestandteil der ausdauernden Diasporenbank werden. Arten, die diesem Diasporenbanktyp verkörpern, sind z.B. *Agrostis capillaris*, *Arabidopsis thaliana*, *Arenaria serpyllifolia*, *Poa annua* und *P. Trivialis*.
- Typ IV – Bei Arten, die diesem Diasporenbanktyp angehören, keimt nur ein kleiner Teil der Samen unmittelbar nach der Ausbreitung. Der Großteil der ausgestreuten Diasporen dagegen wird in den Boden verlagert. Eine große Samenbank ist während des ganzen Jahres nachweisbar. Als Beispiele hierfür werden *Carex flacca*, *C. panicea*, *Juncus effusus*, *Origanum vulgare* und *Stellaria media* erwähnt.

Tabelle 16 stellt die Eigenschaften der Diasporen dar, die als Grundlage für ihre Einordnung in einen Diasporenbanktyp dienen. Diese von POSCHLOD (1991) vorgeschlagenen Eigenschaften können mit der weiter oben erwähnten These von PEART (1984), dass vor allem die kleine Diasporen in der Regel eine Dormanz besitzen, in Zusammenhang gebracht

werden. Aufgrund der Langsamkeit der Prozesse des Eindringens in den Boden soll dies für das Überleben der Diasporen von Vorteil sein.

Nach POSCHLOD (1991) ist allerdings die Zuordnung zu einem bestimmten Diasporenbanktyp nicht immer eindeutig: „Übergänge zwischen diesen Typen von Diasporenbanken sind nicht selten und die Klassifizierung hängt oft auch von den während der Untersuchung vorhandenen Standortbedingungen ab“ (POSCHLOD 1991: 22).

Tabelle 16. Eigenschaften der Diasporen verschiedener Samenbanktypen (aus POSCHLOD 1991).

Diasporenbanktyp Diasporenmerkmale	Vorübergehende Diasporenbanktyp		Dauerhafte Diasporenbanktyp	
	Typ I	Typ II	Typ III	Typ IV
Größe (mm)	Meist > 4	Meist > 4	Meist ≤ 4	Meist ≤ 4
Gewicht (mg)	Meist > 1	Meist > 1	Meist ≤ 1	Meist ≤ 1
Loslösen der Diaspore von der Frucht bzw. der Pflanze	Früh-spät	Früh-spät	Früh	Früh
Primäre physische Dormanz vorhanden, lässt sich durch Kälte aufheben	nein	ja	nein	ja
Primäre mechanische Dormanz durch harte Schale vorhanden, lässt sich durch Stratifikation aufheben.	nein	Bei einigen Arten	Bei einigen Arten *	Bei einigen Arten *
Sekundäre Dormanz lässt sich durch externe Faktoren erzwingen bzw. induzieren	nein	nein	ja	ja

* Eine harte, undurchlässige Samenschale kann auch bewirken, dass der Same nicht nur einen einzelnen Winter, sondern sogar mehrere Jahre im Boden überdauern kann.

Autoren wie MAAS und BAKKER (zitiert in POSCHLOD 1991) teilen die dauerhafte Samenbank in eine mittelfristige oder persistente und eine langfristige oder permanente Diasporenbank ein. Hierbei bedeutet „persistent“ eine Lebensdauer der Diasporen von 1 - 5 Jahren, „permanent“ eine Lebensdauer von mehr als 5 Jahren.

4.2 Größe der nachgewiesenen Diasporen

Beim Vergleich von Größe und Gewicht der nachgewiesenen Diasporen mit der weiter oben dargestellten Tabelle 16 wird vermutet, dass viele der erfassten Arten einen ausdauernden Samenbanktyp aufweisen.

80 % aller in der Diasporenbank nachgewiesenen keimfähigen Samen sind kleiner als 4 mm, einige weisen jedoch ein Gewicht von über 1 mg auf. Zur Gruppe der Arten mit schweren Diasporen, die jedoch unter 4 mm groß sind, gehören *Euphorbia cyparissias*, *Echium vulgare*, *Plantago lanceolata* und die erfassten *Polygonum*- und *Rumex*-Arten.

Nachgewiesenen Arten mit größeren und schweren Diasporen sind u.a. *Clematis vitalba*, *Coronilla varia*, *Cirsium vulgare*, *Taraxacum officinale* und *Ranunculus repens*.

4.3 Artenzusammensetzung

Ein effizienter Schutz vor Kontamination der exponierten Proben mit Diasporen aus der Umgebung konnte nicht gewährleistet werden. Aus diesem Grund wurden die Keimlinge von *Betula pendula*, *Sonchus oleraceus* und die nachgewiesenen Moose nicht in der Auswertung

berücksichtigt. Die Moose wurden regelmäßig entfernt, da sie, laut THOMPSON et al. (1997), die Keimung weiterer Samen hindern können.

In den 20 Monaten des Untersuchungszeitraumes liefen 1984 Keimlinge auf, von denen 35 eingingen, bevor sie bestimmt werden konnten. Die restlichen 1949 Pflanzen konnten 83 verschiedenen Taxa zugeordnet werden. 66 Sippen kamen in den Bodenproben aus den Xerothermstandorten vor und 29 konnten in den Bodenproben aus den Bühnenfeldern nachgewiesen werden (zwölf gemeinsame Arten). 80 % aller Keimlinge und 86 % aller erfassten Arten liefen in den aus der Trockenaue gewonnenen Proben im Laufe der ersten Vegetationsperiode auf. In den Proben aus den Bühnenfeldern betragen diese Werte 83 % für die aufgelaufenen Keimlinge und 86 % für die nachgewiesenen Arten.

Auffällig ist der enorme Unterschied in der Anzahl der nachgewiesenen keimfähigen Diasporen in den Standorten am Rhein und im Trockengebiet. Auf den Bühnenfeldern wurden in nur zwölf Liter untersuchtem Bodenmaterial 1039 Keimlinge gezählt, dagegen wurden im Trockengebiet 945 Pflanzen in 75 Liter Boden erfasst. Diese Werte zeigen ein entgegengesetztes Verhältnis zu der Anzahl der nachgewiesenen Arten (große Anzahl an Keimlinge weniger Arten gegen geringere Anzahl an Keimlinge vieler Arten). Diese Wechselbeziehung spiegelt die Unterschiede in der Artendiversität der untersuchten Trockenstandorte im Vergleich zu den ausgewählten Gebieten auf den Bühnenfeldern wider. Die allgemeine Aussage, dass eine niedrigere Artendiversität nicht nur mit einer geringen Anzahl an Arten in einem Gebiet sondern auch oft mit der Dominanz einer Art zusammenhängt, findet sich bestätigt sowohl in der aktuellen Vegetation als auch in der Diasporenbank.

Die pro Vegetationseinheit nachgewiesenen Sippen entsprechen im Mittel ca. 22 % der in der aktuellen Vegetation erfassten Arten (Maximum 37,5 %, Minimum 10,6 %) und ca. 24 % der in den Fällen nachgewiesenen Sippen (Maximum 42 %, Minimum 9,1 %). Lässt man jedoch die Arten mit einem Diasporenbanktyp I (Großteil der Bäume, Sträucher und Gräser) außer Betracht, dann steigen diese Prozentsätze bis auf ca. 45 %.

Tabelle 17 gibt die Anzahl und Artenzusammensetzung der aufgelaufenen Keimlinge im Untersuchungszeitraum an.

Tabelle 18 zeigt einen Überblick über die Verteilung der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge in den untersuchten Gebieten (Trockengebiet bzw. Bühnenfelder) und in den zwei Jahren des Untersuchungszeitraumes.

Die Mittelwerte und die Maxima der aufgelaufenen Keimlinge sind größer im ersten Jahr der Expositionszeit sowohl für die Proben aus dem Trockengebiet als auch für die aus den Bühnenfeldern. Das Maximum für das Jahr 2000 in der Trockenaue wird von *Hypericum perforatum* gebildet (182 Keimlinge), im Jahr 2001 wurden 30 Keimlinge jeweils von *Epilobium ciliatum* und von *Setaria verticillata* gezählt. Einen Eintrag von Samen der beiden zuletzt erwähnten Arten durch Kontamination der Proben während der Expositionszeit lässt sich aber nicht ausschließen (siehe weiter unten). Im Fall der Bühnenfelder bildet *Chenopodium polyspermum* die Maxima in beiden Untersuchungsjahren (513 Keimlinge im Jahr 2000 und 83 Keimlinge im Jahr 2001).

Wie schon erklärt wurde, gibt der Median den Wert an, der von mindestens 50 % der Arten erreicht wird. Am Beispiel der Trockenaue im Jahr 2000 bedeutet dies, dass 50 % der Arten mit 0, 1, 2 oder 3 Keimlinge in den Bodenproben vertreten waren.

Tabelle 17. Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001.

Gattung/Art	Anzahl der Keimlinge (Summe)	Anzahl der Keimlinge (Trockenaue)		Anzahl der Keimlinge (Bühnenfelder)	
		2000	2001	2000	2001
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	20	12	6	1	1
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	42	39	0	3	0
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss.	6	6	0	0	0
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	16	10	6	0	0
<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	9	0	0	9	0
<i>Carex</i> sp.	12	4	8	0	0
<i>Carex digitata</i> L.	2	2	0	0	0
<i>Carex flacca</i> Schreber	13	10	3	0	0
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	2	2	0	0	0
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	2	0	2	0	0
<i>Cerastium holosteoides</i> Fries em. Hyl.	1	1	0	0	0
<i>Cerastium</i> sp.	7	7	0	0	0
<i>Chenopodium</i> sp.	2	0	2	0	0
<i>Chenopodium album</i> L.	35	33	2	0	0
<i>Chenopodium ficifolium</i> Sm.	1	0	0	1	0
<i>Chenopodium hybridum</i> L.	2	1	1	0	0
<i>Chenopodium polyspermum</i> L.	616	19	1	513	83
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	2	2	0	0	0
<i>Clematis vitalba</i> L.	1	0	1	0	0
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	8	5	3	0	0
<i>Coronilla varia</i> L.	11	8	3	0	0
<i>Datura stramonium</i> L.	27	21	6	0	0
<i>Daucus carota</i> L.	2	0	2	0	0
<i>Echium vulgare</i> L.	1	1	0	0	0
<i>Elythrigia</i> sp.	1	0	1	0	0
<i>Epilobium ciliatum</i> Rafin.	42	3	30	0	9
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreber	19	0	4	1	14
<i>Epilobium roseum</i> Schreber	2	0	0	2	0
<i>Eragrostis minor</i> Host	99	95	4	0	0
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	6	2	3	0	1
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	3	3	0	0	0
<i>Festuca guestfalica</i> Boenn. ex Reichenb.	6	5	1	0	0
<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) Blake	1	0	0	1	0
<i>Glechoma hederacea</i> L.	13	13	0	0	0
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	10	0	10	0	0
<i>Hypericum perforatum</i> L.	206	182	24	0	0
<i>Inula conyzae</i> (Griesselich) Meikle	4	4	0	0	0
<i>Juncus effusus</i> L.	21	17	1	3	0
<i>Linum catharticum</i> L.	1	1	0	0	0
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	2	2	0	0	0
<i>Lythrum salicaria</i> L.	11	0	0	8	3
<i>Medicago lupulina</i> L.	1	1	0	0	0
<i>Melica nutans</i> L.	4	4	0	0	0
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel	35	33	2	0	0
<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench	61	0	0	58	3
<i>Oenothera biennis</i> L.	2	2	0	0	0
<i>Origanum vulgare</i> L.	16	11	5	0	0
<i>Plantago intermedia</i> Gilib.	16	1	0	8	7
<i>Plantago lanceolata</i> L.	3	2	1	0	0
<i>Poa angustifolia</i> L.	17	15	2	0	0
<i>Poa annua</i> L.	1	1	0	0	0

Tabelle 17. (Fortsetzung). Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001.

Gattung/Art	Anzahl der Keimlinge (Summe)	Anzahl der Keimlinge (Trockenaue)		Anzahl der Keimlinge (Bühnenfelder)	
		2000	2001	2000	2001
<i>Poa palustris</i> L.	2	0	0	2	0
<i>Polygonum aviculare</i> L.	1	1	0	0	0
<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	50	0	0	42	8
<i>Polygonum minus</i> Huds.	2	0	0	2	0
<i>Polygonum mite</i> Schrank	4	0	0	4	0
<i>Potentilla neumanniana</i> Rchb.	18	16	2	0	0
<i>Potentilla reptans</i> L.	3	3	0	0	0
<i>Ranunculus repens</i> L.	1	0	0	0	1
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	48	0	0	48	0
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	4	0	0	4	0
<i>Sagina procumbens</i> L.	2	0	0	1	1
<i>Salix caprea</i> L.	13	12	0	1	0
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	4	4	0	0	0
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	3	0	0	3	0
<i>Sedum sexangulare</i> L.	7	7	0	0	0
<i>Senecio sylvaticus</i> L.	1	1	0	0	0
<i>Setaria pumila</i> (Poiret) Schult.	2	2	0	0	0
<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. B.	30	0	30	0	0
<i>Solanum nigrum</i> L. em Mill.	3	2	0	1	0
<i>Solidago gigantea</i> Ait.	6	4	1	0	1
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	2	2	0	0	0
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	2	2	0	0	0
<i>Taraxacum officinale</i> Wiggers	6	5	1	0	0
<i>Teucrium montanum</i> L.	9	9	0	0	0
<i>Thymus pulegioides</i> L.	1	1	0	0	0
<i>Urtica dioica</i> L.	72	19	3	50	0
<i>Verbascum</i> sp.	3	3	0	0	0
<i>Verbena officinalis</i> L.	79	71	8	0	0
<i>Veronica arvensis</i> L.	2	2	0	0	0
<i>Veronica beccabunga</i> L.	87	0	0	64	23
<i>Veronica peregrina</i> L.	32	0	0	32	0
<i>Viola hirta</i> L.	7	0	7	0	0
Unbestimmt	35	8	5	4	18
Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge	1984	754	191	866	173
Artenzahl	83	57	34	25	13

Mit Hilfe einer Clusteranalyse wurden die vier Objekte

1. Trockenaue 2000
2. Trockenaue 2001
3. Bühnenfelder 2000
4. Bühnenfelder 2001

aufgrund der Ähnlichkeit ihrer Einträge bezüglich der aufgelaufenen Keimlinge in Gruppen unterteilt. Die zu verwendenden Daten wurden zuerst auf Normalverteilung getestet mit der Folge, dass eine solche Verteilung angenommen werden konnte. Abbildung 13 stellt die Ergebnisse in Form eines Dendrogramms dar. Die Tabelle der Agglomerationsschritte (Tabelle 19) begleitet das Diagramm und enthält die tatsächlichen Ähnlichkeitswerte zwischen den Clustern (siehe Kapitel II „Methoden“, Punkt 2.3.1.2).

Tabelle 18. Statistische Größen für die Messreihe Anzahl der Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001.

	Trockenaue 2000	Trockenaue 2001	Bühnenfeld 2000	Bühnenfeld 2001
Anzahl der betrachteten Fälle (N)	66	66	29	29
Mittelwert	11,30	2,82	29,72	5,34
Median	3,00	1,00	3,00	0,00
Std. Abweichung	26,514	6,046	95,035	15,814
Minimum	0	0	0	0
Maximum	182	30	513	83
Quartile				
25	1,00	0,00	1,00	0,00
50	3,00	1,00	3,00	0,00
75	10,25	3,00	20,50	3,00

In der Berechnung des Ähnlichkeitsmaßes wird die Anzahl der Keimlinge jeder vorkommenden Art berücksichtigt. Um das Dendrogramm interpretieren zu können, wird eine Probe als die Anzahl der in einem Untersuchungsjahr aufgelaufenen Keimlinge pro Art definiert. Bezüglich dieser Anzahl ähneln sich die Proben Bühnenfeld 2000 und Bühnenfeld 2001 am meisten (Pearson-Koeffizient von 0,955). Die zweite Gruppe wird von den Proben Trockengebiet 2000 und Trockengebiet 2001 gebildet. Der niedrigere Wert der Pearson-Koeffizient (0,411) des zweiten Clusters kann u.a. durch die höhere Diversität¹⁹ dieser Proben erklärt werden. Sie beträgt 2,99 und 2,87 für die Proben Trockengebiet 2000 bzw. Trockengebiet 2001 und 1,62 und 1,54 für die Proben Bühnenfeld 2000 bzw. Bühnenfeld 2001. Die Ähnlichkeit zwischen den zwei Clustern ist äußerst gering, was im Wert des Koeffizienten von 0,002 zum Ausdruck kommt.

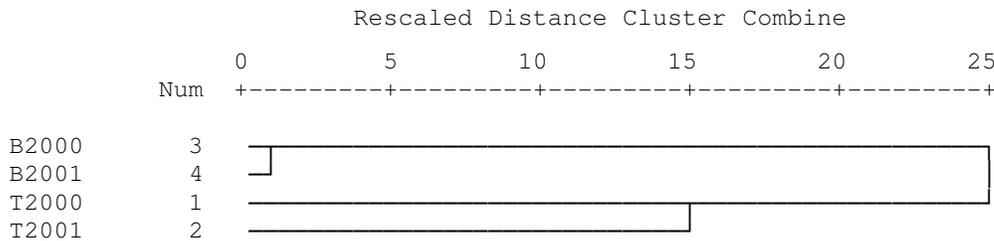


Abbildung 13. Dendrogramm (Linkage zwischen den Gruppen) aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten. Ähnlichkeit unter verschiedenen Standorten. Es bedeutet: B2000, B2001: Bühnenfelder im Jahr 2000 bzw. 2001; T2000, T2001: Trockengebiet im Jahr 2000 bzw. 2001.

Tabelle 19. Agglomerationsschritte der Clusterbildung aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001.

Schritt	Zusammengeführte Cluster		Koeffizienten (Pearson)	Erstes Vorkommen des Clusters		Nächster Schritt
	Cluster 1	Cluster 2		Cluster 1	Cluster 2	
	1	3	4	0,955	0	0
2	1	2	0,411	0	0	3
3	1	3	0,002	2	1	0

¹⁹ Die Diversität wurde mit dem Shannon-Weaver-Index ermittelt.

In der Regel vermindert sich die Anzahl keimfähiger Samen sowohl in der Trockenaue als auch in den Bühnenfeldern mit zunehmender Lagerungstiefe der aufgenommenen Bodenschichten (Tabelle 21). Dieses Verhältnis spiegelt sich in den berechneten Mittelwerten wider (Tabelle 20). Dennoch gibt es in den Proben aus den Bühnenfeldern einige Ausnahmen (z. B. *Barbarea vulgaris*, *Rorippa sylvestris*, *Veronica beccabunga*). Diese Unregelmäßigkeiten finden ihre mögliche Erklärung in der Dynamik des Sedimenttransports und der Sedimentablagerung.

Allgemein kann man daraus folgern, dass die Diasporenbank der Bühnenfelder eine deutlich unterschiedlichere Artenzusammensetzung und –dominanz als die des angrenzenden Trockengebietes aufweist.

Tabelle 20. Statistische Größen für die Messreihe „Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge“ in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den Jahren 2000 und 2001. Tiefen: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm.

	Trockengebiet			Bühnenfelder		
	0-6 cm	7-13 cm	14-20 cm	0-6 cm	7-13 cm	14-20 cm
Anzahl der betrachteten Fälle (N)	66	66	66	29	29	29
Mittelwert	9,94	2,86	1,29	22,41	7,59	5,07
Median	3,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00
Std. Abweichung	20,077	7,656	2,865	87,594	18,361	8,904
Minimum	0	0	0	0	0	0
Maximum	138	50	18	474	95	34
Quartile						
25	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
50	3,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00
75	9,25	2,00	1,00	9,00	3,50	6,00

Im Fall der aus der Trockenaue gewonnenen Bodenproben sinkt die Artenzahl ebenfalls mit zunehmender Tiefe ab. Dieses gilt sogar für die durch die Wühltätigkeit der Wildschweine gestörte Fläche, was die Angaben von TREIBER (1997) unterstützt, wonach die Tiere den Boden bis auf eine Tiefe von durchschnittlich 5 cm umdrehen und zusammenschieben.

In den Proben aus den Bühnenfeldern weist jedoch die mittlere untersuchte Schicht (7 - 13 cm Tiefe) die größte Artenzahl auf. Eine denkbare Erklärung hierfür wäre, dass der Fluss verschiedene Sedimente abgelagert hat, die ebenfalls einen Unterschied in ihrem Diasporengehalt aufweisen. Dies scheint jedoch insofern unwahrscheinlich, da alle erfassten Arten auch in der aktuellen Vegetation der unmittelbaren Umgebung nachgewiesen wurden. Eine weitere Möglichkeit wäre, dass die Samen nicht aus entfernten Gebieten verfrachtet werden, sondern vor Ort bei jedem Hochwasser von neu abgelagertem Sediment bedeckt werden. So würde der Unterschied in der Diasporenzahl auf ungleiche Bedingungen zur Zeit der Hochwasserwelle zurückzuführen sein, wie z.B. eine unterschiedliche Samenproduktion in einem bestimmten Jahr, das Auftreten des Hochwassers zu einem Zeitpunkt, an dem keine Ausbreitung stattfindet bzw. gerade die Samen ausgebreitet werden. Auf diese Weise würden sich die neu abgelagerten Sedimente unterschiedlich mit Diasporen anreichern, um dann erneut beim folgenden Hochwasser überlagert zu werden.

Tabelle 21. Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den verschiedenen Tiefen: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm.

Gattung/Art	Summe	Trockenaue			Bühnenfelder		
		0-6	7-13	14-20	0-6	7-13	14-20
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	20	16	1	1	1	1	0
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	42	34	4	1	3	0	0
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss.	6	5	1	0	0	0	0
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	16	11	2	3	0	0	0
<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	9	0	0	0	1	4	4
<i>Carex</i> sp.	12	7	1	4	0	0	0
<i>Carex digitata</i> L.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Carex flacca</i> Schreber	13	6	4	3	0	0	0
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	2	2	0	0	0	0	0
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Cerastium holosteoides</i> Fries em. Hyl.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Cerastium</i> sp.	7	4	1	2	0	0	0
<i>Chenopodium</i> sp.	2	0	2	0	0	0	0
<i>Chenopodium album</i> L.	35	33	1	1	0	0	0
<i>Chenopodium ficifolium</i> Sm.	1	0	0	0	0	1	0
<i>Chenopodium hybridum</i> L.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Chenopodium polyspermum</i> L.	616	19	0	0	474	95	27
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	2	1	1	0	0	0	0
<i>Clematis vitalba</i> L.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	8	5	2	1	0	0	0
<i>Coronilla varia</i> L.	11	10	1	0	0	0	0
<i>Datura stramonium</i> L.	27	25	2	0	0	0	0
<i>Daucus carota</i> L.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Echium vulgare</i> L.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Elythria</i> sp.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Epilobium ciliatum</i> Rafin.	42	9	14	10	4	2	3
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreber	19	1	3	0	0	2	13
<i>Epilobium roseum</i> Schreber	2	0	0	0	0	1	1
<i>Eragrostis minor</i> Host	99	59	32	8	0	0	0
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	6	3	2	0	0	0	1
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	3	2	0	1	0	0	0
<i>Festuca guesfalica</i> Boenn. ex Reichenb.	6	4	1	1	0	0	0
<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) Blake	1	0	0	0	0	1	0
<i>Glechoma hederacea</i> L.	13	6	4	3	0	0	0
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	10	8	2	0	0	0	0
<i>Hypericum perforatum</i> L.	206	138	50	18	0	0	0
<i>Inula conyzae</i> (Griesselich) Meikle	4	4	0	0	0	0	0
<i>Juncus effusus</i> L.	21	1	9	8	0	2	1
<i>Linum catharticum</i> L.	1	0	0	1	0	0	0
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Lythrum salicaria</i> L.	11	0	0	0	8	3	0
<i>Medicago lupulina</i> L.	1	0	1	0	0	0	0
<i>Melica nutans</i> L.	4	4	0	0	0	0	0
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel	35	28	5	2	0	0	0
<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench	61	0	0	0	31	17	13
<i>Oenothera biennis</i> L.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Origanum vulgare</i> L.	16	13	0	3	0	0	0
<i>Plantago intermedia</i> Gilib.	16	1	0	0	6	1	8
<i>Plantago lanceolata</i> L.	3	3	0	0	0	0	0
<i>Poa angustifolia</i> L.	17	14	2	1	0	0	0
<i>Poa annua</i> L.	1	1	0	0	0	0	0

Tabelle 21. (Fortsetzung). Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den verschiedenen Tiefen: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm.

Gattung/Art	Summe	Trockenaue			Bühnenfelder		
		0-6	7-13	14-20	0-6	7-13	14-20
<i>Poa palustris</i> L.	2	0	0	0	1	1	0
<i>Polygonum aviculare</i> L.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	50	0	0	0	49	1	0
<i>Polygonum minus</i> Huds.	2	0	0	0	2	0	0
<i>Polygonum mite</i> Schrank	4	0	0	0	1	1	2
<i>Potentilla neumanniana</i> Rchb.	18	10	5	3	0	0	0
<i>Potentilla reptans</i> L.	3	2	1	0	0	0	0
<i>Ranunculus repens</i> L.	1	0	0	0	0	1	0
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	48	0	0	0	12	15	21
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	4	0	0	0	0	2	2
<i>Sagina procumbens</i> L.	2	0	0	0	0	0	2
<i>Salix caprea</i> L.	13	6	5	1	1	0	0
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	4	2	2	0	0	0	0
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	3	0	0	0	2	1	0
<i>Sedum sexangulare</i> L.	7	6	0	1	0	0	0
<i>Senecio sylvaticus</i> L.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Setaria pumila</i> (Poiret) Schult.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. B.	30	26	3	1	0	0	0
<i>Solanum nigrum</i> L. em Mill.	3	1	1	0	1	0	0
<i>Solidago gigantea</i> Ait.	6	3	1	1	0	1	0
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	2	2	0	0	0	0	0
<i>Taraxacum officinale</i> Wiggers	6	3	1	2	0	0	0
<i>Teucrium montanum</i> L.	9	7	0	2	0	0	0
<i>Thymus pulegioides</i> L.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Urtica dioica</i> L.	72	21	1	0	16	20	14
<i>Verbascum</i> sp.	3	1	0	1	0	0	0
<i>Verbena officinalis</i> L.	79	59	19	1	0	0	0
<i>Veronica arvensis</i> L.	2	1	1	0	0	0	0
<i>Veronica beccabunga</i> L.	87	0	0	0	27	26	34
<i>Veronica peregrina</i> L.	32	0	0	0	10	21	1
<i>Viola hirta</i> L.	7	6	1	0	0	0	0
Unbestimmt	35	6	6	1	14	8	0
Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge	1984	662	195	86	664	228	147
Artenzahl	83	62	38	28	19	23	16

Neun der 66 (13,6 %) in den Bodenproben der Trockenaue nachgewiesenen Taxa konnten nicht in der Umgebung der Probenentnahmeflächen erfasst werden; Individuen der restlichen 57 Sippen befanden sich in einem Umkreis von 5 bis 10 m. Als Ursache für das Auftreten von Arten ausschließlich in der Samenbank können die Zuwanderung und das Vorhandensein in früheren Vegetationsformen bzw. Sukzessionsstadien berücksichtigt werden. Die neun nicht erfassten Taxa waren: zwei Arten der Gattung *Epilobium*, zwei *Chenopodium*-Arten, *Salix caprea*, *Setaria verticillata*, *Eragrostis minor*, *Plantago intermedia* und *Juncus effusus*.

Gattung *Epilobium*: Die Arten konnten am Rhein (*E. parviflorum*) bzw. an den Straßen und Wegen (*E. ciliatum*) in der Nähe des Untersuchungsgebietes erfasst werden, darüber hinaus berichtet RADEMACHER (2001) über das Vorkommen dieser Arten in Kiesgruben des Gebietes. Samen der Gattung wurden außerdem in den Diasporenfallen nachgewiesen. Es

kann sich jedoch um Kontamination während der Expositionszeit gehandelt haben. In den Kontrollschalen wurden aber keine Pflanzen dieser Arten nachgewiesen.

Gattung *Chenopodium*: Bei den in den Bodenproben erfassten Arten handelt es sich um *Ch. album* und *Ch. polyspermum*. Die zuletzt genannte Art kommt auf den Bühnenfeldern vor und ist dort reichlich in der Samenbank vertreten. Da *Chenopodium*-Arten in der Regel einen ausdauernden Samenbanktyp aufweisen (THOMPSON et al. 1997)²⁰, wäre es denkbar, dass diese Art aus der Diasporenbank der ehemaligen Aue stammt und im Boden überdauern konnte. Möglich ist ebenso eine endozoochore aktuelle Ausbreitung mit anschließender Verlagerung in tiefere Bodenschichten. Letzteres könnte auch für die zweite Art (*Chenopodium album*) zutreffend sein. RADEMACHER (2001) konnte keimfähige Diasporen des Weißen Gänsefußes im Kot von Kaninchen im Gebiet nachweisen. Die Art kommt im Untersuchungsgebiet vor, jedoch ausschließlich an den Ruderalstellen der Linien 2 und 5. Eine Kontamination während des Untersuchungszeitraumes ist unwahrscheinlich.

Salix caprea: Das Auftreten von Keimlingen dieser Art ist äußerst ungewöhnlich, da *Salix*-Arten in der Regel einen ephemeren Diasporenbanktyp aufweisen und die Diasporen in der Regel eine Keimfähigkeit von wenigen Wochen besitzen.

Die Art wurde in den untersuchten Vegetationseinheiten nicht erfasst, wird jedoch für Baden-Württemberg als die häufigste und einzige Weiden-Art mit einer nahezu geschlossenen Verbreitung bezeichnet (SEBALD et al. 1993b). Eine Kontamination durch Samenflug kann nicht ausgeschlossen werden, jedoch sprechen einige Tatsachen dagegen:

- In den Kontrollschalen wurden keine Keimlinge nachgewiesen;
- die Anzahl der keimfähigen Diasporen sinkt mit zunehmender Bodentiefe ab;
- fast alle Keimlinge liefen in den Proben aus dem Xerothermgebiet auf (nur eine Pflanze wurde in den Proben aus den Bühnenfeldern gezählt); und
- alle Diasporen keimten im Laufe des ersten Expositionsjahres auf.

Es scheint ebenfalls unwahrscheinlich, dass die Samen unmittelbar vor der Probenentnahme im Untersuchungsgebiet in den Boden gelangen konnten, da die obersten Millimeter des Bodens bei der Probenentnahme entfernt wurden; außerdem hatte beim ausgewählten Termin der Samenflug noch nicht angefangen.

Setaria verticillata: Diese Art ist im Gebiet vorhanden und kann durch Epizoochorie mehr oder weniger entfernte Standorte erreichen. Jedoch liefen alle nachgewiesenen Keimlinge in der zweiten Vegetationsperiode auf und einige wurden sogar in den Kontrollschalen erfasst, was den Eintrag der Diasporen durch Kontamination nicht ausschließen lässt.

Eragrostis minor: Dieser Neophyt wurde im untersuchten Gebiet nicht nachgewiesen, jedoch hat RADEMACHER (2001) ihr Vorkommen in Kiesgruben der südlichen Oberrheinebene registriert. Die Individuen des Kleinen Liebesgrases breiten sich boleochor bzw. hemerochor aus (MÜLLER-SCHNEIDER 1986). Es ist denkbar, dass die Diasporen durch Hemerochorie ins Gebiet eindringen konnten, da sie sich nur in der Fläche befinden, die als militärisches Übungsgebiet genutzt wird (Linie 1).

Plantago intermedia: Diese Art wurde auf den Bühnenfeldern in der aktuellen und in der potentiellen Vegetation erfasst, jedoch wurde sie mit einem Individuum auch in der Samenbank des Cerastietum pumili-Bestandes der Linie 1 (militärisches Übungsgelände) registriert. Nach MÜLLER-SCHNEIDER (1986) breitet sich der Kleine Wegerich hemerochor aus, was, zusammen mit der Ausbildung einer ausdauernden Diasporenbank, ihr Vorkommen im Samenreservoir der Trockenaue erklären könnte.

²⁰ ODUM (1965 zitiert in POSCHLOD 1991) konnte bei archäologischen Ausgrabungen Samen von *Chenopodium* sp. in 1700 Jahre datierten Bodenproben nachweisen.

Juncus effusus: Vorkommen der Flatter-Binse in den Kiesgruben der Oberrheinebene werden von RADEMACHER (2001) erwähnt. Die Art wurde jedoch im Untersuchungsgebiet nicht registriert. Das Vorhandensein von *Juncus*-Diasporen im Samenreservoir, auch wenn Vertreter der Gattung in der aktuellen Vegetation fehlen, ist aber kein außergewöhnlicher Umstand und wird oft in der Fachliteratur notiert (vgl. SAUTTER 1994; BERNHARDT et al. 1995).

Die untersuchte Sukzessionsfläche wies die höchste Artenzahl auf, gefolgt von den Trockenrasenflächen, den Gebüschern, den Cerastietum pumili-Gesellschaften, dem Kiefernforst und den Linden-Eichen-Wäldern bezogen auf 3 Liter Bodenmaterial (0 bis 20 cm Tiefe) (Tabelle 22).

Tabelle 22. Anzahl der in der Diasporenbank nachgewiesenen Arten und Anzahl aufgelaufener Keimlinge in den unterschiedlichen Vegetationseinheiten des Xerothermgebietes. (Die Arten und keimfähige Diasporen der aus den Übergängen zwischen Vegetationseinheiten genommenen Proben wurden nicht berücksichtigt.)

Standort	Anzahl der untersuchten Flächen	Gesamtzahl der Arten	Wert je 3 Liter Bodenmaterial*	Gesamtzahl der Keimlinge	Wert je 3 Liter Bodenmaterial*
Sukzessionsfläche	1	13	13	135	135
<i>Pinus sylvestris</i> -Forst	1	7	7	12	12
Xero- und Mesobrometum	4	27	6,75	193	48,3
Cerastietum-Pumili	2	11	5,5	120	60
Pruno-Ligustretum und Salici-Hippophaëtum	4	20	5	86	21,5
Carici-Tilietum	2	6	3	12	6

* Die 3 Liter Bodenmaterial bestehen aus je 1 Liter Boden der Schichten: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm.

Die in der potentiellen Vegetation nachgewiesenen Diasporen gehören zu Arten, deren Individuen die Lebensformen Chamaephyt, Hemikryptophyt und Therophyt bzw. in den Bodenproben aus den Bühnenfeldern auch Hydrophyt aufweisen. Nur die Waldrebe (*Clematis vitalba*) konnte als Vertreter der Phanerophyten erfasst werden.

Um die Ähnlichkeit der Proben der verschiedenen Tiefen in den Standorten Trockengebiet und Bühnenfelder zu untersuchen, wurde noch einmal die Methode der Clusteranalyse angewendet. Die betrachteten Objekte sind in diesem Fall folgende:

1. Trockenaue, Proben aus 0-6 cm Tiefe
2. Trockenaue, Proben aus 7-13 cm Tiefe
3. Trockenaue, Proben aus 14-20 cm Tiefe
4. Bühnenfelder, Proben aus 0-6 cm Tiefe
5. Bühnenfelder, Proben aus 7-13 cm Tiefe
6. Bühnenfelder, Proben aus 14-20 cm Tiefe

Der Test auf Normalverteilung der Daten wurde erfolgreich abgeschlossen. Abbildung 14 stellt die Ergebnisse in Form eines Dendrogramms dar. Die Tabelle der Agglomerationsschritte (Tabelle 23) enthält die berechneten Ähnlichkeitswerte (Pearson-Korrelation) zwischen den Clustern (siehe Kapitel II „Methoden“, Punkt 2.3.1.2).

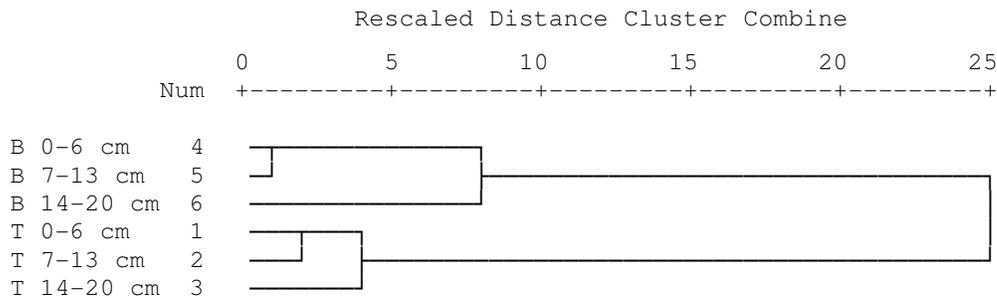


Abbildung 14. Dendrogramm (Linkage zwischen den Gruppen) aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten. Ähnlichkeit unter verschiedenen Tiefen. Mit „B“ sind die Proben der Bühnenfelder gekennzeichnet, „T“ steht für Trockengebiet.

Für die Deutung des Dendrogramms, wird eine Probe als die Anzahl der in einer Tiefe aufgelaufenen Keimlinge pro Art definiert. Als grobe Unterteilung sind zwei Gruppen zu erkennen; die erste Gruppe enthält die Proben aus den Bühnenfeldern, die zweite wird durch die Proben aus dem Trockengebiet gebildet. In beiden Clustern ähneln sich die Proben aus der obersten (0-6 cm Tiefe) und mittleren Bodenschicht (7-13 cm Tiefe) am meisten. Der Pearson-Koeffizient beträgt 0,933 für die zwei erwähnten Proben aus den Bühnenfeldern und 0,894 im Fall der Proben aus der Trockenaue (Tabelle 23). Die aus einer Tiefe zwischen 14 und 20 cm gewonnenen Proben werden zu den entsprechenden Clustern später, d.h. mit einem niedrigeren Wert des Proximitätsmaßes, beigefügt. Viele Arten sind in dieser tieferen Bodenschicht nicht mehr bzw. kaum vertreten.

Tabelle 23. Agglomerationsschritte der Clusterbildung aufgrund der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge verschiedener Arten in den aus der „Trockenaue“ bzw. aus den Bühnenfeldern genommenen Proben in den verschiedenen Tiefen: 0-6 cm, 7-13 cm und 14-20 cm.

Zuordnungsübersicht

Schritt	Zusammengeführte Cluster		Koeffizienten (Pearson)	Erstes Vorkommen des Clusters		Nächster Schritt
	Cluster 1	Cluster 2		Cluster 1	Cluster 2	
1	4	5	0,933	0	0	4
2	1	2	0,894	0	0	3
3	1	3	0,795	2	0	5
4	4	6	0,646	1	0	5
5	1	4	-0,040	3	4	0

4.4 Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge pro Einheit

Die Daten über die Anzahl der nachgewiesenen keimfähigen Diasporen wurden der Tabelle 22 hinzugefügt (pro 3 Liter Bodenmaterial). Aufgrund der geringen Anzahl der untersuchten Bodenproben und der in vielen Arbeiten nachgewiesenen Unregelmäßigkeit der Verteilung der Samen im Boden, kann keine allgemeinen gültige Aussage getroffen werden; d.h. die Zahlen können nicht als die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer bestimmten Anzahl an Keimlingen in einer zufällig entnommenen Bodenprobe verstanden werden. Sie stellen nur die Werte der in dieser Untersuchung gezählten Keimlinge dar.

IV. DISKUSSION

1 Mikroklima

GEIGER (1930) unterscheidet vier Stadien in der Pflanzenklimabildung:

Im 1. Stadium ist die Pflanzendecke sehr dünn. Das Mikroklima ist im Wesentlichen noch das Mikroklima des freien Bodens. Es ist durch starke Temperaturschwankung, große Luftunruhe und Trockenheit gekennzeichnet.

Im 2. Stadium ist die Oberfläche durch seitliche Ausbreitung und Höhenwachstum der Pflanzen bedeckt. Die Temperaturschwankung am Boden und die Austrocknung derselben sind wesentlich herabgesetzt. Das Maximum der Temperatur löst sich von der Bodenoberfläche los.

Im 3. Stadium verlagert sich die Oberfläche, an der der Wärmeumsatz stattfindet, aufgrund der höheren und dichteren Vegetation. Es ist jetzt die Bestandsoberfläche, welche die Sonnenstrahlung während des Tages absorbiert und die Wärme nachtsüber ausstrahlt.

Das 4. Stadium entspricht der Struktur eines Waldes mit deutlich abgesetztem Kronendach. Hier bilden sich drei verschiedene Bereiche: a) der Stammraum; b) der Kronenraum, welcher als „Sperrzone“ wirkt und c) der Freiluftraum oberhalb des Kronendaches. Wenn es sich um einen lichten Wald handelt, dringt stellenweise das Licht bis zur Bodenoberfläche. Demzufolge entstehen zwei wirksame Oberflächen, nämlich der Boden und die Oberfläche des Kronendachs.

Das Verhältnis der mikroklimatischen Parameter im Bestand der Therophyten-reichen Gesellschaft entspricht dem Verhältnis, das von einem freien Boden zu erwarten ist. Die Deckung der Vegetation ist so spärlich, dass sie nicht zur Entstehung eines vegetationsbedingten Mikroklimas reicht. Dieser Bestand befindet sich im 1. Stadium der oben beschriebenen Klassifikation.

Der Bodentemperatur kommt eine wichtige ökologische Bedeutung zu. Sie beeinflusst die Verwitterungsvorgänge und damit die Entwicklung der Böden. Sie ist bestimmend für die Keimungs- und Wachstumsbedingungen der Pflanzen und die Aktivität der Bodenorganismen. Grundsätzlich ist die Wirkung eines Anstiegs der Temperatur als positiv zu betrachten. Diese Überlegung ist zutreffend bis zu einem bestimmten Optimum. Wenn dieser Wert überschritten ist, zeigt ein weiterer Anstieg negative Folgen.

Laut SCHMITT (1989) liegt die Hitzeresistenz der höheren Pflanzen bei 60 °C. SCHMIDT (1996) gibt Werte von 71 °C für die Bodenoberflächentemperatur im Tiefgestade der südlichen Oberrheinebene an. In der vorliegenden Arbeit wurden beim *Cerastietum pumili-*Bestand Temperaturen von 58,8 °C mittels Insolationsthermometer in ca. 5 cm Höhe erfasst. Es ist anzunehmen, dass die Werte an der Bodenoberfläche während der Messperiode höher waren. Die starke Schwankung und die hohen absoluten Werte der Temperatur, die große Evaporation und die niedrige relative Feuchtigkeit in diesem Bestand schaffen extreme Keim- und Wachstumsbedingungen für die Pflanzen und erfordern hohe physiologische Anpassungen.

Es wird weiter postuliert, dass das Mikroklima der Stationen 2, 3 und 4 den Stadien 2, 3 und 4 laut GEIGER (1967) entsprechen. Das Mikroklima wird ansteigend von der Pflanzendecke beeinflusst und bestimmt. Die Bedingungen werden milder und eignen sich für die Keimung und das Wachstum anspruchsvoller Pflanzen.

2 Aktuelle Vegetation

Die Auswirkungen der Flussbaumaßnahmen (Rheinregulierung, Rheinrektifikation, Bau des Rheinseitenkanals) führten zur Entstehung und Ausdehnung eines Trockengebiets entlang des rechten Rheinuferes von Weil am Rhein bis Sasbach am Kaiserstuhl und insbesondere im Untersuchungsgebiet. Auf diesen trockenengefallenen Flächen haben sich in kurzer Zeit hauptsächlich edaphisch bedingte Xerothermgesellschaften etabliert, die ein kleinflächiges Mosaik aus Trockenrasen, -Gebüsch und -Wäldern gestalten. Die aktuellen Lebensgemeinschaften der Trockenaue sind daher nicht älter als 100 bis 150 Jahre.

Abgesehen von den Waldungen und Forsten können viele Gesellschaften als die potentielle natürliche Vegetation unter den heutigen Bedingungen angesehen werden (vgl. MÜLLER & OBERDORFER 1974). Dadurch verschwinden nochmals im Gebiet die Grenzen zwischen potentieller und aktueller Vegetation.

Die potentielle natürliche Vegetation wird von TRAUTMANN (1966) wie folgt definiert: „die Vegetation, die sich einstellen würde, wenn der menschliche Einfluss aufhörte. Auch die potentielle natürliche Vegetation steht im Gleichgewicht mit ihrem Standort, wozu nicht nur die von Natur aus vorhandenen Geländefaktoren gehören, sondern auch solche nicht mehr rückgängig zu machenden Eigenschaften, die auf menschliche Einflüsse zurückgehen. Die potentielle natürliche Vegetation entwickelt sich nicht langsam, etwa im Laufe einer jahrhundertelangen Sukzession, aus der realen Vegetation; sie muss als schlagartig sich einstellend gedacht werden. Jeder Standort hat also eine ganz bestimmte potentielle natürliche Vegetation, die sich im gleichen Augenblick ändert, in dem sich - von Natur aus oder infolge menschlicher Eingriffe - der Standort ändert. Das definitionsgemäß schlagartige Vorhandensein der potentiellen natürlichen Vegetation soll die Wirkung von Klimaänderungen und allen sonstigen Standortänderungen, die im Laufe einer Sukzession eintreten könnten, ausschließen.“

In der heutigen Vegetation sind jedoch, aufgrund des jungen Alters der Bestände, zurzeit zwei entgegengesetzte Prozesse zu beobachten: Einerseits befinden sich viele Flächen in einem regressiven Sukzessionsprozess, der in dem Absterben ehemaliger autotypischer Waldarten noch heute zu erkennen ist. Andererseits führt das Wachstum neuer Rasen- und Gebüschformationen zu Änderungen in den Standortbedingungen und dadurch zu einer progressiven Sukzession. Sie ist in der Verbuschung der Rasengesellschaften bzw. in dem Eindringen von Festuco-Brometea-Arten in den Pioniergesellschaften oder von Waldarten in den Gebüsch-Beständen zu erkennen.

Diese Prozesse führen zu einem weiteren Stadium, das unter Berücksichtigung der Entwicklung ähnlicher Bestände im benachbarten elsässischen Trockengebiet, von einigen Autoren in Form eines Flaumeichenwaldes beschrieben wird (WITSCHERL 1980).

Diese Weiterentwicklung, auch wenn sie sehr langsam zu beobachten ist, kollidiert mit den Interessen des Naturschutzes, indem sie zu einer Homogenisierung der Landschaft führt. Aus diesem Grund finden seit einigen Jahren erneut Eingriffe in den Xerothermstandorten statt (Mahd, gezielte Entfernung von Gebüsch, s. Fotos 11 und 16 im Kapitel III). So wird zur Erhaltung der Arten der Pioniergesellschaften (*Cerastium pumili*) und der Meso- und Xerobrometen beigetragen. Einen großen Anteil daran hat auch die Wühl-tätigkeit des Schwarzwildes und der Kaninchen.

In Anlehnung an REIF (2000) empfiehlt sich die weitere kontrollierte jagdliche Nutzung für die großflächige Erhaltung der Magerrasen, auch wenn die Tätigkeit der Tiere in vielen Fällen ambivalent zu bewerten ist.

Die Durchführung von Pflegemaßnahmen ist jedoch in großem Ausmaß in der Trockenaue nicht finanzierbar. Die Jägerschaft leistet ebenfalls einen positiven Beitrag für den Naturschutz, indem sie durch Mahd und Mulchen im Umfeld von Hochsitzen für die Erhaltung offener Flächen sorgt.

So werden die Weiterentwicklung der Vegetation und die Änderung der Standortbedingungen (Mikroklima, Beschaffenheit des Bodens) verhindert und die Konservierung der für den Naturschutz hochwertigen Trockengesellschaften gewährleistet.

3 Diasporenniederschlag

3.1 Anmerkungen

RADEMACHER (2001) erwähnt in seinen Untersuchungen in Kiesgruben, dass die Plastiktrichter im Laufe der Zeit brüchig wurden und mehrmals ausgetauscht werden mussten. Überdies weist der Autor auf das Eindringen von Grundwasser in die PVC-Röhren, die eine ausreichende Dränage gewährleisten sollten, bei sehr hohen Grundwasserständen hin, was das Verschließen der Eintrittsöffnung und das Fortschwemmen bereits eingetragener Diasporen verursachte.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Trichter nicht brüchig, was eventuell auf anderen mikroklimatischen Bedingungen der Untersuchungsstandorte und auf die bodennahe Aufstellung der Fallen zurückzuführen ist. Dazu war das Problem des Eindringens von Grundwasser bei hohem Grundwasserstand in den untersuchten Gebieten der „Trockenaue“ nicht gegeben.

Das Hineinfallen von zahlreichen Insekten, Nacktschnecken, Regenwürmern, Blindschleichen und sporadisch sogar Eidechsen, Schlangen und kleinen Mäusen konnte, trotz des Aufstellens der Fallen in 3 cm Höhe und des Abdeckens mit einem Drahtgitter, nicht vermieden werden. Untersuchungen über mögliche Fraßverluste oder Schädigung der Diasporen wurden nicht durchgeführt. Allerdings wurden gelegentlich die Gazesäckchen, die als Reservoir der Diasporen dienten, von Mäusen vollständig zerstört.

Die Konstruktion der Fallen erwies sich als sehr resistent gegen mechanische Einwirkungen durch Wildschweine und sogar Fahrzeuge. Nur ein Trichter musste innerhalb der 20 Monate der Dauer der Untersuchungen ausgetauscht werden. Er wurde bei den Mäharbeiten in der Linie 5 im Juli 2000 wahrscheinlich mit der Maschine zerstört. Daten des Diasporenniederschlages in diesem Monat für den entsprechenden Trichter fehlen.

In der Fütterungsstelle der Linie 2 wurde im Oktober 2000 Futter für das Wild verteilt, ohne das Vorhandensein der mit Absperrband gekennzeichneten Lage der Falle zu berücksichtigen. Der Trichter wurde vollständig von Futter bedeckt und musste ab diesem Monat ca. 1,5 m von der ursprünglichen Position entfernt verlegt werden. Im gleichen Bereich, jedoch fünf Monate später (März 2001), wurde die Fläche komplett durch Wildschweine umgewühlt. So gelangte Erde in den Trichtern, was einen Anstieg der Anzahl der nachgewiesenen Diasporen einiger Arten in diesem Monat verursachte.

Die Linie 3 durchquerte eine Fläche, in der Pflegemaßnahmen (Mahd, Entbuschung) unter der Aufsicht der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg (BNL) stattfinden. Im September 2000 erfolgten Mäharbeiten in der Fläche des Mesobrometum und im November gleichen Jahres wurde die Strauchschicht des sich im Standort 11 befindenden Carici-Tilietum fast vollständig entfernt. Die Jungpflanzen einiger Arten (z.B. *Quercus robur* und *Carpinus betulus*) blieben geschont. Die Mahd und die Entfernung einer großen Anzahl von Sträuchern in diesen Gebieten machten sich in der Anzahl der eingetragenen Diasporen bemerkbar. Allerdings kann der Einfluss der Mahd als gering eingestuft werden, denn zum Zeitpunkt der Mäharbeiten hatte der Großteil der Pflanzen ihre gereiften Samen ausgestreut. Die Entfernung der Strauchschicht beim Weißseggen-Linden-Eichen-Wald wurde jedoch zu einem Termin durchgeführt, in dem noch viele Sträucher ihre Diasporen liefern. Dies entspricht den Zielen des Naturschutzes, verursachte aber die Verringerung des erwarteten Eintrages von Diasporen in den Fallen dieser Fläche.

3.2 Allgemeine Behauptungen

Die Untersuchungen der Xerothermgemeinschaften der südlichen Oberrheinebene unterstützen einige allgemeine Feststellungen über die Ausbreitung der Diasporen:

- Die Diasporendichte sinkt mit zunehmender Entfernung von der Mutterpflanze ab (BULLOCK & PRIMACK 1977; GREEN 1983; HOPPES 1988; GREENE & JOHNSON 1989; OKUBO & LEVIN 1989; BONN & POSCHLOD 1998; CLARK et al. 1999).
- Der Eintrag der Diasporen in die Fallen hängt sehr stark von der umgebenden Vegetation ab. Daher wird der Diasporenniederschlag in erster Linie von Ausbreitungseinheiten gebildet, die von Individuen des Pflanzenbestandes selbst produziert werden (FISCHER 1987; PEART 1989b; POSCHLOD & JACKEL 1993). Als Ausnahme können Diasporen von Individuen der Gattung *Epilobium* genannt werden.
- In nahezu allen Fällen fand sich mindestens ein fruchtendes Individuum im Umkreis von 5 bis 10 Metern um die Diasporenfalle (RADEMACHER 2001).
- Anemochore Arten in geschlossenen Waldbeständen gehören hauptsächlich zur Lebensform der Makrophanerophyten (*Betula pendula*, *Populus alba*, *P. nigra*, *Tilia cordata*) bzw. der Lianen (*Clematis vitalba*) (HOWE & SMALLWOOD 1982, HUGHES et al. 1994).
- Im Frühjahr blühende und fruchtende Kräuter werden oft durch Ameisen verbreitet (Stomatochor). Nachgewiesene Diasporen myrmeckochorer Arten im Untersuchungsgebiet gehörten zu den Sippen *Carex digitata*, *Euphorbia cyparissias*, *Melica nutans* und *Viola* sp.

Auf Grund der Ergebnisse der Clusteranalyse von Kapitel II „Ergebnisse“, Punkt 3.3 ist es möglich, die so entstandene fünf Gruppen mit den sieben Gruppen, die POSCHLOD & JACKEL (1993) in ihrer Arbeit unterscheiden, zu vergleichen (Tabelle 24). Da die verwendeten Methoden für die Klassifikation unterschiedlich sind, ist eine vollständige Übereinstimmung nicht zu erwarten. Überdies fanden die Untersuchungen der genannten Autoren in einem anderen Jahr und Gebiet statt, nämlich 1990 in Kalkmagerrasen am Albtrauf der Schwäbischen Alb auf der Gemarkung Gruibingen. Dennoch gibt es einige Kongruenzen, die die Tabelle 24 darstellt. Die Übereinstimmungen einzelner Arten sind in der Tabelle mit fatter Schrift hervorgehoben. Arten, die bei den erwähnten Autoren anders als bei vorliegender Untersuchung eingestuft worden sind, wurden mit einem Stern „*“ markiert.

Die Gruppen 1 und 6 laut POSCHLOD & JACKEL (1993) entsprechen keiner Gruppe der Klassifikation durch Clusteranalyse. Als Vertreter der Gruppe 1 nennen die Autoren die Art *Carex flacca*. Dagegen wird sie laut Unterteilung der Clusteranalyse der Gruppe der Frühjahrsstreuer zugeordnet.

Bromus erectus und *Brachypodium pinnatum* gehören gemäß POSCHLOD & JACKEL (1993) zur Gruppe 5: Arten, deren Individuen im Sommer mit der Ausbreitung der Diasporen beginnen und sie erst im Winter beenden. Laut eigenen Beobachtungen verläuft die Ausbreitung der Diasporen der Aufrechten Trespe und der Fieder-Zwenke in verschiedenen Jahren keinesfalls einheitlich. Im Untersuchungsjaar 2000 wurden Samen beider Arten lediglich zwischen Juli und August in den Fallen gefunden. Ein Jahr später begann die Ausbreitung ebenfalls in Juli mit einem Maximum im gleichen Monat im Fall von *Bromus erectus* und Ende August im Fall von *Brachypodium pinnatum*. Die Ausbreitung der Diasporen streckte sich aber bis November aus. *Bromus erectus* wird bei den Früh-Sommerstreuern eingeordnet, *Brachypodium pinnatum* bei den Spät-Sommer/Herbst-Streuern.

Festuca ovina wird der 4. Gruppe zugeordnet. Arten, deren Individuen ihre Diasporen vom Sommer bis Herbst streuen. Der Verlauf der Ausbreitungskurve des Schaf-Schwingels in den zwei Jahren der Untersuchung ist dem oben geschilderten Verlauf der Kurve von *Bromus erectus* sehr ähnlich. Nach dieser Aussage stimmen die Beobachtungen im Jahr 2001 mit der Klassifikation von POSCHLOD & JACKEL (1993) überein, nicht aber die Ergebnisse im Jahr 2000. Die Art wird durch die Clusteranalyse zusammen mit *Bromus erectus* den Früh-Sommerstreuern zugeordnet.

Tabelle 24. Klassifikation verschiedener Arten auf Grund des Verlaufs der Ausbreitungskurve. Vergleich zwischen den Ergebnissen von POSCHLOD & JACKEL (1993) und denen vorliegender Arbeit. Die Übereinstimmungen einzelner Arten sind mit fester Schrift hervorgehoben. Arten, die bei den erwähnten Autoren anders als bei vorliegender Untersuchung eingestuft worden sind, wurden mit einem Stern „*“ markiert.

Gruppen nach POSCHLOD & JACKEL (1993)	Gruppen nach der Clusteranalyse vorliegender Arbeit
Gruppe 1: Arten, deren Individuen das ganze Jahr über Diasporen austreuen. Das Maximum liegt im Herbst und Winter.	
Gruppe 2: Arten, deren Individuen mit der Ausstreuung im späten Frühjahr beginnen und im Sommer abschließen.	Grüne Gruppe: Frühjahrsstreuer. Vertreter: <i>Carex flacca</i> *, <i>Cerastium</i> sp., <i>Euphorbia cyparissias</i> , <i>Geranium pusillum</i> , <i>Lepidium campestre</i> , <i>Melica nutans</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Potentilla neumanniana</i> , <i>Salicaceae</i> , <i>Stellaria media</i> , <i>Taraxacum laevigatum</i> , <i>T. officinale</i> .
Gruppe 3: Die Individuen der Arten dieser Gruppe beginnen und beenden die Ausstreuung ihrer Diasporen im Sommer.	Blaue Gruppe: Früh-Sommerstreuer Teil der gelben Gruppe: Sommerstreuer Vertreter: <i>Arenaria</i> sp., <i>Bromus erectus</i> *, <i>B. hordeaceus</i> , <i>B. sterilis</i> , <i>Cirsium vulgare</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Festuca ovina</i> s.l.*, <i>Galium aparine</i> , <i>Hieracium</i> sp., <i>Lonicera xylosteum</i> , <i>Myosotis ramosissima</i> , <i>Poa</i> sp., <i>Sanguisorba minor</i> , <i>Valeriana officinalis</i> s.l., <i>Veronica arvensis</i> , <i>Viburnum lantana</i> , <i>Vulpia myuros</i> .
Gruppe 4: Die Individuen streuen ihre Diasporen vom Sommer bis Herbst.	Rote Gruppe: Spät-Sommer/Herbst-Streuer Teil der gelben Gruppe: Sommerstreuer Vertreter: <i>Amaranthus retroflexus</i> , <i>Arabis hirsuta</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> *, <i>Centaurea jacea</i> , <i>Chenopodium</i> sp., <i>Coronilla varia</i> , <i>Datura stramonium</i> , <i>Echium vulgare</i> , <i>Erigeron annuus</i> , <i>Helianthemum nummularium</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Inula conyzae</i> , <i>Origanum vulgare</i> , <i>Rhamnus cathartica</i> , <i>Setaria</i> sp., <i>Thymus pulegioides</i> , <i>Urtica dioica</i> .
Gruppe 5: Arten, deren Individuen im Sommer mit der Ausstreuung der Diasporen beginnen und sie erst im Winter beenden.	Teil der gelben Gruppe: Sommerstreuer. Vertreter: <i>Ligustrum vulgare</i> .
Gruppe 6: Arten, deren Individuen nur über eine kurze Zeit im Herbst ihre Diasporen ausbreiten.	
Gruppe 7: Die Individuen dieser Arten streuen ihre Diasporen vom Herbst bis in den Winter aus.	Teil der hellblauen Gruppe: Herbststreuer. Vertreter: <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Clematis vitalba</i> , <i>Solidago gigantea</i> .

Als Vertreter der 6. Gruppe (Arten, deren Individuen nur über eine kurze Zeit im Herbst ihre Diasporen ausbreiten) erwähnen POSCHLOD & JACKEL (1993) *Asperula cynanchica*. Obwohl die Art im Untersuchungsgebiet vorkommt, wurden keine Diasporen in den Fallen vermerkt, so dass der Vergleich ihrer Einteilung unmöglich wird.

4 Diasporenbank

4.1 Nachgewiesene Arten

BOGENRIEDER & FRISCH (2000) konnten in ihren Untersuchungen zur Diasporenbank mittels 44 im Juli gewonnenen Bodenproben von jeweils 7 Liter aus Halbtrockenrasen, Sanddorn-Gebüsche und einem *Pinus sylvestris*-Forst der Trockenaue 4421 Keimlinge zu 85 Arten zuordnen. Der Vergleich der Untersuchungen bestätigt die Annahme, dass die in dieser Arbeit untersuchten Proben einen Überblick über die Artenzusammensetzung ermöglichen, jedoch nicht für die Berechnung der Anzahl der Diasporen pro m² ausreichend sind. Die in der vorliegenden Untersuchung nicht nachgewiesenen Arten gehören dem Diasporenbanktyp I an (z.B. *Bromus erectus*), welcher aufgrund des Probenentnahmetermins nicht erfasst wurde, bzw. wurden von BOGENRIEDER & FRISCH (2000) mit einer sehr geringen Individuenzahl belegt. Ausnahmen stellen *Thlaspi perfoliatum* und *Anagallis foemina* dar, die von den genannten Autoren reichlich in den Proben nachgewiesen wurden, jedoch in der eigenen Untersuchung nicht erfasst werden konnten (*Anagallis foemina* wurde auch nicht in der aktuellen Vegetation gefunden).

Die geringe Artenzahl der Diasporenbank in den Waldformationen ist einerseits sicherlich auf die kleine untersuchte Menge an Bodenmaterial zurückzuführen, andererseits ist es charakteristisch für schattenresistente Waldarten und Bäume, einen ephemeren Diasporenbanktyp auszubilden (ROBERTS 1981; FISCHER 1987). Die höhere Anzahl der Arten im Kiefernforst und in den Gebüschformationen wird durch die größere Mächtigkeit der Krautschicht im Vergleich zu den Wäldern erklärt, da die meisten Straucharten selbst keinen ausdauernden Samenbanktyp ausbilden.

In ihren Untersuchungen zur Diasporenbank der Bühnenfelder erfassten BEISMANN et al. (1996) in Standorten zwischen Istein und Weinstetten zwischen 25 und 26 Arten. Die Artenzahl (29) und die nachgewiesenen Arten stimmen größtenteils mit den eigenen Untersuchungen überein.

Der Austausch zwischen den Diasporen aus den Bühnenfeldern und den Diasporen aus dem Trockengebiet kann nahezu ausgeschlossen werden hinsichtlich der Ergebnisse der potentiellen Flora. Trichterfallen wurden auf den Bühnenfeldern nicht aufgestellt, was einen Vergleich der durch die Luft eingetragenen Diasporen nicht ermöglicht.

Die wenigen Arten, die in den Diasporenbanken beider Gebieten auftreten, kommen auch in der aktuellen Vegetation der beiden Gebiete vor (*Agrostis stolonifera*, *Amaranthus retroflexus*, *Chenopodium polyspermum*, *Erigeron annuus* und *Urtica dioica*). Nur *Plantago intermedia* wurde mit einigen Exemplaren in der Vegetation der Bühnenfelder erfasst und in der Diasporenbank eines Standortes des Trockengebietes nachgewiesen. Die Art kommt jedoch auch auf Wegen und Straßen vor, was ihr Eindringen im Gebiet auf diese Weise nicht ausschließen lässt. Eine weitere Möglichkeit, die schon erwähnt wurde, ist die Verschleppung der Art durch Hemerochorie, da sie ausschließlich in der Diasporenbank eines Standortes im militärischen Übungsgelände aufgefunden wurde.

4.2 Anzahl der keimfähigen Diasporen

Die Diasporen können durch verschiedene Mechanismen in den Boden gelangen. Wichtig im Untersuchungsgebiet scheint die Aktivität der Fauna (Wühltätigkeit der Wildschweine, Störungen durch Kaninchen, Mäuse) bzw. Bodenfauna (Regenwürmer, Insekten, etc.) zu sein. Außerdem kann die Beschaffenheit des Bodens die Verlagerung der Diasporen

beeinflussen. CHAMBERS et al. (1991) berichten über das Verhältnis zwischen den vertikalen Bewegungen unterschiedlicher Diasporen (Größe, Form, Vorhandensein einer verschleimenden Samenepidermis) und der Korngröße des Bodens.

Unter der Annahme, dass sandige Böden das Eindringen einer größeren Vielfalt an Samen (bezüglich Größe und Form) als lehmige Böden ermöglichen, wurde der Zusammenhang zwischen der Anzahl der nachgewiesenen Keimlinge und der Bodenart geprüft. In der vorliegenden Untersuchung konnte keine signifikante Korrelation zwischen diesen beiden Parametern gefunden werden (vgl. aber BORCHERS et al. 1998). Dies ist jedoch mit Sicherheit auf andere Standortbedingungen in den einzelnen Flächen zurückzuführen. Außerdem wurden in dieser Arbeit nur keimfähige Diasporen gezählt, die nach KROPÁČ (1966) nur ca. 20 % der Gesamtzahl der im Boden anzutreffenden Diasporen ausmachen.

Die Behauptung, dass große Diasporen die höchste Wahrscheinlichkeit besitzen, in grobkörnigen Boden einzudringen, könnte jedoch das Auftreten von keimfähigen Samen von Arten wie *Taraxacum officinale* oder *Festuca guestfalica* in Bodentiefen von 14 bis zu 20 cm erklären. Eine weitere Möglichkeit für die Erklärung des Vorkommens großer Diasporen in den tieferen Bodenschichten ist die Aktivität der Bodenfauna (u.a. Regenwürmer) wie BOGENRIEDER & FRISCH (2000) für den Fall von *Bromus erectus* vorgeschlagen haben. Weiterhin kann auch die wiederholte Wühltätigkeit von Wildschweinen und Kaninchen berücksichtigt werden.

Verschiedene Autoren weisen auf einen höheren Gehalt an Diasporen in nassen als in trockenen Böden hin (ROBERTS 1981; FISCHER 1987) und erklären, dass die Bedingungen während der Lagerung der Diasporen im Boden ihre Haltbarkeit beeinflussen können. Eine Verfrachtung der Diasporen in tiefere Bodenschichten kann z.B. eine Keimruhe induzieren. Häufigeres Austrocknen der oberen Bodenschichten fördert die Keimung und verhindert den Aufbau einer persistenten Samenbank (CAVERS & BENOIT 1985 zitiert in SCHOPP-GUTH 1993).

FISCHER (1987) schreibt: „Wesentliche Voraussetzung für ein langfristiges Überleben von Diasporen im Boden scheint es zu sein, dass die Diasporen wasserdurchtränkt sind“ und fährt fort „Zum einen wird damit der Sauerstoffeintritt in das Diasporengewebe verlangsamt und damit die Gefahr einer Membranzerstörung über Bildung freier Radikale vermindert, zum zweiten scheinen Reparaturenzyme aktiv zu bleiben, die Schäden, welche dennoch auftreten (...) beheben können (FISCHER 1987: 33).

Aufgrund der Standortbedingungen im Gebiet der Trockenaue ist anzunehmen, dass das Diasporenreservoir der Böden im Allgemeinen relativ arm sein muss. BOGENRIEDER & FRISCH (2000) geben eine durchschnittliche Anzahl an keimfähigen Diasporen von 3.500 pro m² für die aus der Deckschicht von Halbtrockenrasen gewonnenen Bodenproben an. Bei den Bodenproben der Deckschicht von Gebüschformationen konnten die Autoren rund 1.500 Keimlinge/m² feststellen und bei den Kiefernforsten knapp 900 Keimlinge/m². In der tieferen Kiesschicht dagegen sinken diese Werte deutlich ab.

Die Ergebnisse der Bodenproben von BOGENRIEDER & FRISCH (2000) geben ein Bild von der Zusammensetzung der Diasporenbank im Monat Juli. Zum Zwecke des Vergleiches geben sie die Ergebnisse von Untersuchungen anderer Autoren an, die die Proben zwar im gleichen Gebiet, aber in den Monaten April bzw. Januar genommen haben (UNRUH 1990 und REINER 1992 zitiert in BOGENRIEDER & FRISCH 2000):

Mesobrometum: 5.100 und 11.224 Keimlinge/m² (Bodenproben im Januar)

Salici-Hippophaëtum rhamnoidis: 4.625 – 10.775 Keimlinge/m² (Bodenproben im April)

Stieleichenwald: 3.400 und 6.327 Keimlinge/m² (Bodenproben im Januar)

Beim Vergleich dieser Werte mit denen aus Untersuchungen in einem Molinietalia-Bestand (70000 keimfähige Diasporen/m² bei FISCHER 1987) wird deutlich, dass die zu erwartende Anzahl an Keimlinge/m² relativ niedrig ist.

4.3 Diasporenbanktyp

Aufgrund der einmaligen Probenentnahme Ende März 2000 konnten nur Arten aufgenommen werden, die einen ausdauernden Diasporenbanktyp (III bzw. IV der Klassifikation von THOMPSON & GRIME 1979, siehe Kapitel II „Ergebnisse“, Punkt 4.1) ausbilden und vereinzelt einige Arten mit einem vorübergehenden Diasporenbanktyp II, bei denen zu diesem frühen Termin die Keimung noch nicht eingesetzt hatte.

Gemäß POSCHLOD und BINDER „ermöglicht eine einmalige Probeentnahme im Jahr eine Aussage, ob eine bestimmte Art eine dauerhafte Diasporenbank besitzt, jedoch erlaubt sie nicht, die Entscheidung zu treffen, ob die Diasporenbank einer Art vorübergehend ist“ (POSCHLOD & BINDER 1992: 184). Da außerdem die Anzahl der Bodenproben der eigenen Untersuchung gering war, werden keine Aussagen über nicht nachgewiesene Arten gemacht, d.h. das Fehlen der Arten kann methodisch bedingt gewesen sein und nicht die Zugehörigkeit der entsprechenden Sippen zu einem ephemeren Diasporenbanktyp widerspiegeln.

Laut BAKKER (1989) ist das Verhältnis zwischen der Anzahl keimfähiger Diasporen einer Art in oberflächennahen und ihrer Anzahl in tiefen Bodenschichten ein Maß der Dauerhaftigkeit. POSCHLOD (1993) kritisiert jedoch diese Methode zur Abschätzung der Überlebensdauer der Diasporen im Boden. Die Verlagerung der Diasporen in die Tiefe ist nicht nur von der Zeit abhängig, sondern wird auch von der Beschaffenheit des Bodens, der Aktivität der Bodenfauna, der Größe, der Form und dem Gewicht der Diaspore beeinflusst. Überdies spielen auch andere Prozesse wie die Dynamik des Standortes (z.B. im Fall von regelmäßig überfluteten Gebieten) eine bedeutende Rolle für die Verteilung der Diasporen in den verschiedenen Bodenschichten.

BIGWOOD & INOUE (1988) konnten außerdem keine positive Beziehung zwischen den Verbreitungsmustern der verschiedenen Bodenschichten nachweisen, d.h. ein Vergleich der Schichten miteinander wäre wenig sinnvoll, es sei denn die Anzahl der entnommenen Proben ist so groß, dass die Varianz gering gehalten werden kann.

Für die Diskussion der Ergebnisse wurde auf die eigenen Untersuchungen über den Diasporenniederschlag und auf Informationen zur Diasporenmorphologie und zum Diasporenbanktyp der Arten aus den Arbeiten von BEIJERINCK (1947); BROUWER & STÄHLIN (1975); THOMPSON & GRIME (1979); MÜLLER-SCHNEIDER (1986); POSCHLOD (1991); POSCHLOD et al. (1991); POSCHLOD (1993); POSCHLOD & JACKEL (1993); SAUTTER (1994); THOMPSON et al. (1997)²¹; BONN & POSCHLOD (1998) und HANF (1999) zurückgegriffen.

Laut THOMPSON & GRIME (1979) ist die Mehrzahl der im Diasporenreservoir eingetragenen Samen und Früchte Bestand des ausdauernden Samenbanktyps. Es ist daher zu erwarten, dass nahezu alle nachgewiesenen Diasporen, unabhängig vom Verhältnis zwischen ihrer Anzahl in oberflächennahen und oberflächenfernen Bodenschichten (BAKKER 1989), eine ausdauernde Samenbank bilden. Aufgrund des Probenentnahmeterrains im März war es aber auch möglich, Diasporen von Arten, die laut THOMPSON & GRIME (1979) einen Samenbanktyp II aufweisen, zu erfassen. Dies kann jedoch nur angenommen werden, denn, wie bereits oben geschildert, ermöglichen die einmalige Probenentnahme und die geringe

²¹ Bei den Angaben in THOMPSON et al. (1997) wurde den am meisten erwähnten Samenbanktyp genommen.

Anzahl der untersuchten Bodenproben nicht die sichere Zuordnung der Arten zu einem vorübergehenden Samenbanktyp.

- ❖ Arten, die nach den eigenen Untersuchungen einen dauerhaften Diasporenbanktyp zugehören, sind:

<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Lythrum salicaria</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Myosotis ramosissima</i>
<i>Carex flacca</i>	<i>Myosoton aquaticum</i>
<i>Cerastium glomeratum</i>	<i>Origanum vulgare</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Plantago intermedia</i>
<i>Chenopodium hybridum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Chenopodium polyspermum</i>	<i>Poa angustifolia</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Polygonum lapathifolium</i>
<i>Coronilla varia</i>	<i>Potentilla neumanniana</i>
<i>Datura stramonium</i>	<i>Sagina procumbens</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Solidago gigantea</i>
<i>Eragrostis minor</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Erigeron annuus</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Festuca guestfalica</i>	<i>Veronica beccabunga</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Verbena officinalis</i>
<i>Juncus effusus</i>	

(Arten, die mit weniger als 4 keimfähigen Diasporen nachgewiesen wurden, von denen jedoch einige im zweiten Expositionsjahr auskeimten, wurden in die Liste einbezogen.)

Ein Teil der Diasporen dieser Arten keimte erst im zweiten Untersuchungsjahr aus, was auf eine Überlebensfähigkeit der Diasporen im Boden von mindestens 18 Monaten hinweist. Für die Arten, die schon im Frühjahr ihre Diasporen ausstreuen (z.B. *Arenaria serpyllifolia*), kann die Dauerhaftigkeit im Boden mindestens zwei Jahre betragen.

Auffällig ist die Keimung von einer *Festuca guestfalica*-Diaspore im Jahr 2001, denn diese Art gehört zum *Festuca ovina* agg. und wird in der Literatur dem vorübergehenden Diasporenbanktyp zugeordnet (POSCHLOD 1993).

Ebenfalls auffällig ist das Vorkommen von Keimlingen von Asteraceae-Arten, deren Diasporen trichometeorochore Ausbreitung aufweisen, im zweiten Untersuchungsjahr: *Conyza canadensis*, *Erigeron annuus*, *Solidago gigantea* und *Taraxacum officinale*. In der Regel bilden Pappusflieger keine ausdauernde Samenbank, denn ihre Anpassung besteht in dem Überwinden der räumlichen und nicht der zeitlichen Isolation (POSCHLOD 1993). Eine Kontamination aus der Umgebung des Gewächshauses ist jedoch unwahrscheinlich, da die Keimlinge dort aufgelaufen sind, wo auch die entsprechenden Arten in der aktuellen Vegetation vorkommen. Außerdem wurden in den Kontrollschalen keine Keimlinge von diesen Arten nachgewiesen.

Fast alle Arten, die hier zu einem dauerhaften Diasporenbanktyp zugeordnet werden, dringen bis in die tiefste untersuchte Bodenschicht (7 - 20 cm Tiefe) ein und sind kleiner als 4 mm und leichter als 1 mg. Dies weist auf einen Zusammenhang zwischen der Dauerhaftigkeit im Boden und der erreichten Tiefe hin und unterstützt die in Tabelle 16 (Kapitel II „Ergebnisse“, Punkt 4.1) vorgeschlagene Einordnung der Diasporen zu einem bestimmten Samenbanktyp aufgrund ihrer Größe und Gewicht (POSCHLOD 1991). Einige Ausnahmen wurden jedoch beobachtet:

Das Vorkommen von *Festuca guestfalica* und *Taraxacum officinale* bis in die untere Schicht (14 - 20 cm Tiefe) ist aufgrund der Größe der Diasporen dieser Arten bemerkenswert (3 mm, bzw. 3 - 4 mm ohne, 13 - 15 mm mit Schnabel), unterstützt aber die Behauptung, dass einige Diasporen dieser Arten Bestandteil einer dauerhaften Diasporenbanktyp sein können.

Coronilla varia, *Datura stramonium* und *Plantago lanceolata* wurden bis in die mittlere untersuchte Bodenschicht (7 - 13 cm Tiefe) nachgewiesen. Die Diasporen dieser Arten sind ebenfalls größer als 4 mm bzw. schwerer als 1 mg. Aufgrund des Vergleiches mit Tabelle 16 sollte ihre Einordnung in einen ephemeren Diasporenbanktyp erfolgen. In der nachgeschlagenen Literatur werden diese Arten, wie in der vorliegenden Arbeit, ebenfalls einem dauerhaften Diasporenbanktyp zugeordnet.

Nach STANFORTH & CAVERS (1976 zitiert in BONN & POSCHLOD 1998) sind die Diasporen von *Polygonum lapathifolium*, so lange sie untergetaucht bleiben, dormant, keimen aber rasch unter Laborbedingungen bzw. wenn sie an die Wasseroberfläche gelangen aus. Das Auflaufen von acht Keimlingen im zweiten Expositionsjahr liefert jedoch einen Nachweis, dass einige Samen des Ampfer-Knöterichs nicht unmittelbar nach dem Auftreten der für ihre Keimung günstigen Bedingungen auskeimen, sondern eine Keimruhe über einen längeren Zeitraum aufweisen können.

- ❖ Arten, die nach den eigenen Untersuchungen einem ausdauernden Diasporenbanktyp zugehören und deren Diasporen eine angegeborene Dormanz aufweisen, sind:

Helianthemum nummularium
Viola hirta

Setaria verticillata

Diese Arten streuen ihre Diasporen im Sommer aus (*Helianthemum nummularium* bis in den Herbst). Sie keimten ausschließlich im zweiten Untersuchungsjahr aus, was auf die Existenz einer angeborenen Dormanz, die nicht unmittelbar nach dem Auftreten günstiger Bedingungen abgebrochen werden kann, hinweist. Eine Bestätigung dieser Vermutung wurde in der Literatur für *H. nummularium* gefunden. Die Diasporen dieser Art besitzen nach POSCHLOD et al. (1991) eine angeborene Dormanz aufgrund ihrer dicken Samenschale.

Daten über *Setaria verticillata* bzw. über *Viola hirta* wurden in der Literatur nicht gefunden, jedoch wurde für andere *Viola*-Arten (z.B. *Viola riviniana*) die Notwendigkeit einer Kälteperiode für die Brechung der angeborenen Dormanz der Diasporen bestätigt (THOMPSON & GRIME 1979). Ob dies für *Viola hirta* ebenfalls Gültigkeit besitzt, kann nicht entschieden werden. Dies erklärt aber nicht die Keimung von den Diasporen dieser Art ausschließlich im zweiten Expositionsjahr, denn die Proben wurden nach dem Winter entnommen, wodurch die Samen schon eine Kälteperiode im Gelände überstehen mussten.

Die Ausstreuung der Diasporen im Sommer in Verbindung mit ihrer Keimung im zweiten Expositionsjahr lässt eine Überlebensdauer der Diasporen von mindestens 18 Monaten erwarten.

Die Diasporen von *Epilobium ciliatum* und *Epilobium parviflorum* keimten ebenfalls im zweiten Untersuchungsjahr aus. Es wird dennoch vermutet, dass es sich dabei um eine Kontamination von Samen aus der Umgebung des Gewächshauses handelte.

- ❖ Arten, die möglicherweise einen vorübergehenden Diasporenbanktyp (Typ II nach THOMPSON & GRIME 1979) zugeordnet werden können, sind:

Amaranthus retroflexus
Arenaria leptocladus
Barbarea vulgaris
Centaureum erythraea
Cirsium vulgare
Glechoma hederacea
Inula conyzae
Melica nutans

Polygonum mite
Rorippa sylvestris
Rumex obtusifolius
Salix caprea
Sanguisorba minor
Sedum sexangulare
Teucrium montanum
Veronica peregrina

(Arten mit weniger als 4 nachgewiesenen keimfähigen Diasporen wurden nicht berücksichtigt.)

Die Keimlinge dieser Arten liefen alle ausschließlich im ersten Expositionsjahr auf und der Großteil davon wurde nur in der oberen Bodenschicht (0 - 6 cm Tiefe) erfasst. Ausnahmen sind *Sedum sexangulare* und *Teucrium montanum* beim Cerastietum pumili-Bestand der Linie 3. Von diesen Arten wurden ein bzw. zwei keimfähige Diasporen in einer Tiefe von 14 - 20 cm nachgewiesen. Vorausgesetzt, die Korngrößenzusammensetzung beeinflusst die Prozesse der Haftung und der Verlagerung der Diasporen in tieferen Bodenschichten (CHAMBERS et al. 1991), so kann das Auftreten der Diasporen von *S. sexangulare* und *T. montanum* in der unteren untersuchten Bodenschicht allein auf die Beschaffenheit des Bodens in diesem Standort zurückgeführt werden und muss nicht unbedingt auf die Dauerhaftigkeit der Diasporen hindeuten (Tabelle 25). Im Bereich der Gesellschaft des Hornkrautes wurden auch Anzeichen der Aktivität von Wildschweinen beobachtet, die kleinflächig, aber regelmäßig den Boden umwühlten. Dies kann ebenfalls zu einer Verlagerung der Diasporen in die tieferen Bodenschichten führen bzw. im Zusammenhang mit der Beschaffenheit des Bodens diesen Prozess fördern.

POSCHLOD et al. (1991) ordnen *Teucrium montanum* zum persistenten Diasporenbanktyp ein und *Sanguisorba minor* wird ebenfalls gemäß POSCHLOD & JACKEL (1992) dem ausdauernden Diasporenbanktyp zugeordnet. Dies unterstützt die oben gemachte Anmerkung, dass durch eine einmalige Probeentnahme die Zugehörigkeit einer Art zu einem vorübergehenden Diasporenbanktyp nur angenommen werden kann, aber nicht sicher festzustellen ist.

Anderen Arten, deren Diasporen in tieferen Bodenschichten aufgefunden wurden, gehören alle zur Flora der Bühnenfelder. Es wurde in diesem Kapitel bereits darauf hingewiesen, dass das Vorkommen der Samen in diesen Gebieten eher als ein Ergebnis der Auendynamik anzusehen ist, als ein Beweis für das lange Überleben der Diasporen im Boden ist.

Tabelle 25. Korngrößenanalyse²² des Bodens beim Cerastietum pumili-Bestand der Linie 3. (Kiesanteil: ab 5 cm Tiefe extrem skelettreich.)

Tiefe	gS %	mS %	fS %	Sand %	gU %	mU %	fU %	Schluff %	Ton %	Summe %	Bodenart
0-6	5,61	23,62	27,25	56,48	11,03	13,30	6,65	30,98	8,56	96,02	mittel lehmiger Schluff
7-13	20,89	29,98	16,43	67,30	7,78	8,87	5,36	22,01	9,54	98,85	mittel lehmiger Schluff
14-20	9,70	49,87	22,42	91,99	1,7	1,7	0,98	4,38	2,68	99,05	Sand

- ❖ Arten, deren Diasporen ausschließlich im ersten Untersuchungsjahr auskeimten, jedoch aufgrund ihrer geringen Anzahl keinem Diasporenbanktyp zugeordnet werden konnten, sind:

Carex digitata
Centaureum erythraea
Cerastium holosteoides
Chenopodium ficifolium
Cirsium vulgare
Euphorbia cyparissias
Galinsoga ciliata
Linum catharticum
Lysimachia vulgaris

Medicago lupulina
Oenothera biennis
Poa annua
Poa palustris
Polygonum aviculare
Polygonum minus
Potentilla reptans
Scrophularia nodosa

Senecio sylvaticus
Setaria pumila
Solanum nigrum
Stellaria media
Tanacetum vulgare
Thymus pulegioides
Verbascum sp.
Veronica arvensis

²² Bestimmung des Sandanteils durch Nasssiebung kombiniert mit der Pipettanalyse nach Köhn für die Bestimmung des Anteils der Feinfraktion (SCHLICHTING et al. 1995).

Viele der hier aufgelisteten Arten werden in der Literatur bestimmten Samenbanktypen zugeordnet:

- *Carex digitata*, *Cirsium vulgare*, *Lysimachia vulgaris* und *Tanacetum vulgare* bilden nach THOMPSON et al. (1997), *Veronica arvensis* nach GRIME et al. (1988) eine vorübergehende Diasporenbank.
- Folgende Arten bilden eine dauerhafte Diasporenbank: *Poa annua* (THOMPSON & GRIME 1979), *Stellaria media* (POSCHLOD 1991), *Euphorbia cyparissias*, *Linum catharticum*, *Medicago lupulina* und *Thymus pulegioides* (POSCHLOD & JACKEL 1992), *Centaureum erythraea*, *Chenopodium ficifolium*, *Oenothera biennis*, *Scrophularia nodosa*, *Senecio sylvaticus* und *Setaria pumila* (THOMPSON et al. 1997)

Das Fehlen der Bestand-bildenden Bäume und Sträucher des Carici-Tilietum, Pruno-Ligustretum und Salici-Hippophaëtum in der potentiellen Flora wird durch die Angehörigkeit ihrer Diasporen zum vorübergehenden Samenbanktyp erklärt. Die Individuen des Großteils dieser Arten besitzen Diasporen, die Anpassungen an die Endozoochorie und damit an die Fernverbreitung aufweisen. Wie weiter oben im Fall der windverbreiteten Diasporen der Asteraceae bemerkt wurde, gibt es bei den an die Fernverbreitung angepassten Samen eine Tendenz, keine dauerhafte Samenbank auszubilden (POSCHLOD 1991). Laut KOLLMANN (1997) jedoch steht das Fehlen der Anpassungen an die zeitliche Isolation vieler Sträucher, die als Waldmantel wachsen, im Zusammenhang mit ihrer räumlichen Kontinuität.

Auch konnten die das Vegetationsbild prägenden Gräser der Festuco-Brometea nicht in den Bodenproben nachgewiesen werden. Gemäß ROBERTS (1981) sind viele Arten der Poaceae in Gebieten mit einer trockenen Sommerperiode nur während der Trockenzeit in der Samenbank nachweisbar. Sie zeigen keine Dormanz und keimen im Herbst aufgrund der günstigeren Wasserversorgung aus, wodurch sie der Samenbank verloren gehen. Zu diesen Arten gehören u.a. *Arrhenatherum elatius*, *Brachypodium pinnatum*, *Briza media*, *Bromus erectus*, *B. sterilis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca ovina*, *F. rubra* und *Lolium perenne*.

Aber auch viele Kräuter weisen dieses Verhaltens auf und gehen somit ebenfalls der Samenbank im Herbst verloren. Beispiele von im Untersuchungsgebiet erfassten Arten sind u.a. *Carlina vulgaris*, *Centaurea jacea*, *Hieracium* sp. und *Polygalla amarella*. Individuen von diesen Arten wurden in der aktuellen Flora aufgefunden und ihre Diasporen konnten in den Trichterfallen nachgewiesen werden.

5 Zusammenhänge

Stellt man sich den Prozess der Samenbankbildung vor, könnte man erwarten, dass eine hohe Vertretung einer Art in der Diasporenbank mit einer großen Artmächtigkeit im Gebiet und mit einer entsprechenden Samenproduktion und/oder einem ebenfalls großen Diasporenniederschlag in Zusammenhang steht. Selbstverständlich dürfte man andere wichtigen Parameter wie z.B. die Mechanismen für das Eindringen in den Boden nicht außer acht lassen, aber erstmal wird diese einfache Formulierung angenommen, um die Überprüfung der Zusammenhänge durchzuführen.

5.1 Artmächtigkeit und Diasporenniederschlag

Es stellt sich unter anderem die Frage, ob ein positiver Zusammenhang zwischen der Mächtigkeit einer Art und der Anzahl der erfassten Diasporen in einem bestimmten Gebiet besteht.

Aufgrund des Streuungsdiagramms der Abbildung 15 leitet man ab, dass ein solcher Zusammenhang nicht existiert. Die Rangkorrelationskoeffizienten von Kendall und Spearman zeigen jedoch positive Werte, die bei einem 1%-Niveau signifikant sind. Der absolute Betrag dieser Werte ist aber so gering, dass die oben erwähnte Aussage bestätigt ist (Tabelle 26). STOYAN et al. (1997) warnen vor dem Missbrauch des Tests zum Nachweis von Korrelationen. Bei großer Anzahl der Fälle ($N = 1217$) werden auch kleine empirische Korrelationskoeffizienten als signifikant von Null verschieden charakterisiert.

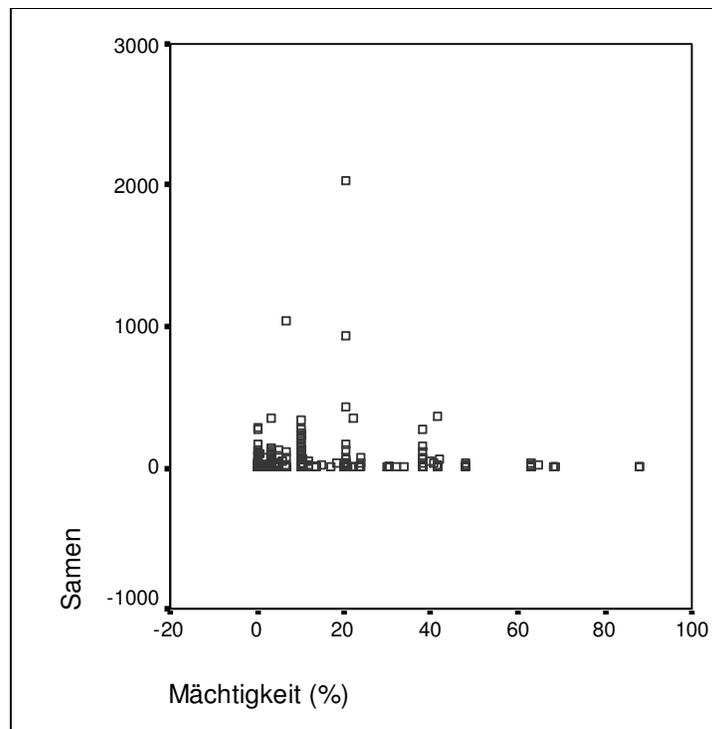


Abbildung 15. Streuungsdiagramm aller erfassten Wertepaare (x_i, y_i) . x_i := Artmächtigkeit; y_i := Anzahl der Samen in den Diasporenfällen; $N = 1217$.

Tabelle 26. Rangkorrelationskoeffizienten von Kendall und Spearman für alle gewonnenen Daten.

	Mächtigkeit		Mächtigkeit	Samen
Kendalls tau-b	Mächtigkeit	Korrelationskoeffizient	1,000	0,057(**)
		Sig. (einseitig)		0,007
		N	1217	1217
Spearman's rho	Mächtigkeit	Korrelationskoeffizient	1,000	0,080(**)
		Sig. (einseitig)		0,003
		N	1217	1217

** Korrelation ist bei einem 0,01-Niveau (einseitig) signifikant.

Sowohl das Diagramm der Abbildung 15 als auch die Korrelationskoeffizienten der Tabelle 26 wurden mit den gesamten vorhandenen Daten aufgestellt bzw. berechnet. D. h. es werden Daten verglichen, die von Pflanzen mit den unterschiedlichsten Lebensformen und Verhaltensweisen stammen. Es bleibt also zu untersuchen, ob eventuell in einzelnen Fällen eine Korrelation zwischen Artmächtigkeit und Anzahl der Samen in den Fällen nachweisbar ist. 17 Sippen wurden aufgrund ihrer Stetigkeit ausgewählt, um diesen Test durchzuführen:

Betula pendula

Brachypodium pinnatum

Bromus erectus

Carex spp.

Cerastium spp.

Crataegus monogyna

Euphorbia cyparissias

Galium album

Hypericum perforatum

Ligustrum vulgare

Melica nutans

Origanum vulgare

Poa angustifolia

Populus spp.

Potentilla neumanniana

Solidago gigantea

Thymus pulegioides

Abbildung 16 und Tabelle 27 und 28 zeigen am Beispiel von *Euphorbia cyparissias*, dass für einzelne Arten ein starker, positiver, linearer Zusammenhang zwischen beiden Parametern besteht. Da untersucht werden soll, ob der Zusammenhang positiv ist, wurde wie oben ein einseitiger Test verwendet. Der Korrelationskoeffizient von Spearman beträgt 0,625, der von Kendall 0,678. Beide Werte sind bei einem 1%-Signifikanzniveau von Null verschieden. Der Signifikanzwert (Irrtumswahrscheinlichkeit) beträgt bei beiden Koeffizienten 0,000 bzw. 0,0 %. Die Hypothese, in der Grundgesamtheit bestehe kein Zusammenhang zwischen Artmächtigkeit und Samenzahl kann daher zurückgewiesen werden. Das Zurückweisen dieser Hypothese ist nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,0 % falsch.

Zu den Sippen, die positive Korrelationskoeffizienten mit Betrag größer oder gleich 0,500 aufweisen, können noch *Crataegus monogyna*, *Origanum vulgare*, *Poa angustifolia*, *Potentilla neumanniana* und *Solidago gigantea* gezählt werden. Dennoch weisen alle anderen Arten keinen bzw. einen geringeren Zusammenhang zwischen ihrer Mächtigkeit und ihrer Samenzahl auf. Es kann also nicht davon ausgegangen werden, dass ein höherer Deckungsgrad oder eine höhere Anzahl von Individuen immer eine erhöhte Samenproduktion bedeutet bzw. umgekehrt. Es gibt Fälle, in denen trotz Abwesenheit von Individuen einer Art, eine große Anzahl an Diasporen in den Fallen gezählt wurde. Es handelt sich hierbei um anemochore Arten, die ihre Diasporen über größere Entfernung ausbreiten (z.B. *Betula pendula*, *Populus* spp.). Darüber hinaus kann die gleiche Anzahl an Individuen in einem Gebiet über verschiedene Jahre eine unterschiedliche Samenproduktion aufweisen (Witterungsbedingungen, Fraß durch Wild, u.a.).

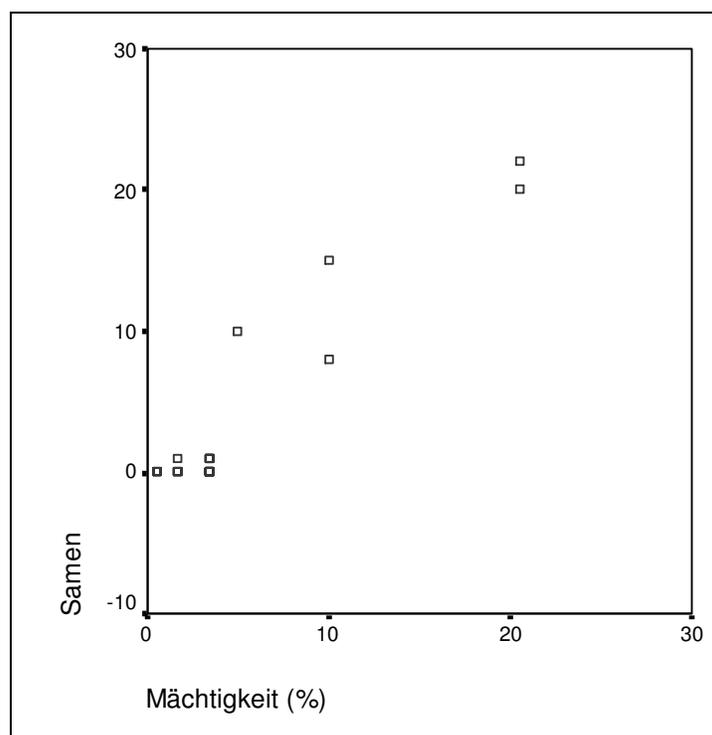


Abbildung 16. Streuungsdiagramm der 27 Wertepaare der Art *Euphorbia cyparissias*.

Tabelle 27. Kontingenztafel für die absoluten Häufigkeiten (Anzahl der Samen vs. Artmächtigkeit) von *Euphorbia cyparissias*.

		Mächtigkeit (%)						Summe
		0,5	1,7	3,4	5,0	10,0	20,5	
Samen	0	4	4	9	0	0	0	17
	1	0	1	4	0	0	0	5
	8	0	0	0	0	1	0	1
	10	0	0	0	1	0	0	1
	15	0	0	0	0	1	0	1
	20	0	0	0	0	0	1	1
	22	0	0	0	0	0	1	1
Summe		4	5	13	1	2	2	27

Tabelle 28. Rangkorrelationskoeffizienten von Kendall und Spearman für die gewonnenen Daten der Art *Euphorbia cyparissias*.

			Mächtigkeit	Samen
Kendalls tau-b	Mächtigkeit	Korrelationskoeffizient	1,000	0,625(**)
		Sig. (einseitig)		0,000
		N	27	27
Spearman's rho	Mächtigkeit	Korrelationskoeffizient	1,000	0,678(**)
		Sig. (einseitig)		0,000
		N	27	27

** Korrelation ist signifikant bei einem 0,01-Niveau (einseitig).

5.2 Artmächtigkeit, Diasporenniederschlag und Diasporenbank

Die Mächtigkeit der Arten in der aktuellen Vegetation und die Beteiligung an der Diasporenbank (potentielle Flora) stimmten nur wenig miteinander überein, was die Feststellung mehrerer Autoren unterstützt (vgl. THOMPSON & GRIME 1979; ROBERTS 1981; THOMPSON 1986; FISCHER 1987; BEISMANN et al. 1996 u.a.).

Das Vorhandensein einer positiven Korrelation zwischen Artmächtigkeit und Anzahl der Keimlinge und zwischen Anzahl der in den Trichterfallen eingetragenen Diasporen und Anzahl der Keimlinge wurde nur für *Hypericum perforatum* untersucht. Diese ist die einzige Art, bei der die Daten ausreichend für einen solchen Test sind: Das Tüpfel-Johanniskraut kommt in der Diasporenbank von 10 verschiedenen Vegetationseinheiten vor. Sowohl der Wert des Korrelationskoeffizienten von Spearman als auch der des Koeffizienten von Kendall sind in beiden Fällen so gering, dass einer solche Zusammenhang nicht angenommen werden kann.

Für die restlichen aufgenommenen Arten der Diasporenbank wurde keine solche statistische Methode verwendet, da die Daten für einen solchen Test nicht geeignet sind. Dennoch kann man einige allgemeine Aussagen machen, vergleicht man die Angaben der Artmächtigkeit in den mit der Braun-Blanquet-Methode untersuchten Flächen bzw. der in den Trichterfallen eingetragenen Diasporen und der in den Bodenproben nachgewiesenen Keimlingen.

Einige Arten wie *Verbena officinalis* sind im Diasporenreservoir überrepräsentiert, andere dagegen weisen eine hohe Deckung in der aktuellen Vegetation auf und wurden reichlich in den Diasporenfallen erfasst, sind jedoch in der Diasporenbank nicht oder nur während einer kurzen Zeit, die abhängig vom Termin der Probenentnahme ist, nachweisbar (Arten mit Diasporenbanktyp I bzw. II). *Origanum vulgare* z.B. kommt mit hoher Stetigkeit in der aktuellen Vegetation vor und ist auch in den Fallen mit einer hohen Anzahl an Diasporen vertreten, ist aber im Diasporenreservoir unterrepräsentiert.

Ursache für die geringe Übereinstimmung zwischen Pflanzenbestand und Diasporenbanken sind genetisch bedingte und phänologische Merkmale einzelner Arten, die deren Diasporenbanktyp und Diasporenproduktion bestimmen. Zu den genetisch bestimmten Eigenschaften gehören z.B. die Fähigkeit zu vegetativer Ausbreitung und das Aufweisen von einer angeborenen Dormanz; die Anzahl gebildeter und keimfähiger Samen oder Früchte pro Individuum und das Eintreten einer induzierten Keimruhe sind im Wesentlichen ebenfalls genetisch bedingt, werden jedoch vom Witterungsverlauf stark beeinflusst (vgl. SIMEON 1928; SWEDAN 1970; SCHOPP-GUTH 1993).

In der Fachliteratur wird erwähnt, dass die Übereinstimmung zwischen der aktuellen Vegetation und der Diasporenbank am größten in therophytenreichen Gesellschaften ist, da die meisten Arten in den Beständen einen ausdauernden Samenbanktyp aufweisen (BEISMANN et al. 1996). In der vorliegenden Arbeit konnte dies für die durch Wildschweine gestörte Sukzessionsfläche bestätigt werden, jedoch nicht für die Bestände des *Cerastietum pumili*. Eine Erklärung dafür kann der hohe Anteil der zuletzt genannten Gesellschaft an Festuco-Brometea-Arten darstellen, denn viele dieser Arten zeichnen sich durch einen ephemeren Diasporenbanktyp aus.

6 Kurze Verweis auf die Systemtheorie²³

Ein System wird als eine Einheit definiert, die zwar bestimmte Elemente als Voraussetzung hat, nicht aber als bloße Summe dieser Elemente zu verstehen ist. Durch die Beziehungen der Elemente untereinander und die daraus entstehenden Wechselwirkungen (Zusammenhänge) ergibt sich eine neue komplexe Einheit, ein System, dessen Eigenschaften nicht ausschließlich auf die Eigenschaften der Elemente zurückzuführen sind. Selbstverständlich kann man Systeme in verschiedene Komplexitätsebenen definieren.

Das System unterscheidet sich von seiner Umwelt, die notwendigerweise komplexer ist als es selbst. Das System ist jedoch nicht von seiner Umwelt unabhängig, sondern interagiert mit ihr in Form von einem Austausch an Information, was z.B. als Stoff- und Energiewechsel verstanden werden kann. Diese Information verändert den inneren Kontext der Selbstregulierung, ohne die Strukturgesetzlichkeit (Zusammenhänge, Wechselwirkungen) aufzuheben. Die Fähigkeit Information aufzunehmen ohne die bestimmenden Eigenschaften zu verlieren ist entscheidend für die Erhaltung des Systems. Dieser Zustand ist aber nie ewig: Wenn die Zusammenhänge durch die Bedingungsänderung nicht mehr realisierbar sind, müssen die beteiligten Strukturen sich neu ordnen und neu strukturieren (dissipative Strukturen im Sinne von PRIGOGINE 1988). Dies beinhaltet auch ihre innere Umgestaltung. Das „alte“ System stirbt ab und eine Neugestaltung erfolgt. Das Durchsetzen des neuen Systems wird durch den Energieaustausch mit der Außenwelt ermöglicht. So erhalten sich die Systeme weit entfernt vom thermodynamischen Gleichgewicht durch Selbstbestimmung.

Voraussetzung für die Entstehung eines so definierten Systems ist das Vorhandensein von unterschiedlichen Elementen zwischen denen (und mit der Umwelt) Wechselwirkungen stattfinden können (siehe auch weiter unten, „Übergänge“). Andernfalls würde das System sich im Gleichgewicht befinden, also „tot“ sein.

Als erstes Beispiel eines Systems kann man die südliche Oberrheinebene (Fauna, Flora, Mensch) mit ihren Klima- und Bodenbedingungen als Umwelt definieren. Die verschiedenen Pflanzengesellschaften und die entsprechenden Diasporenbanken könnten die Elemente darstellen zwischen denen in Form von Prozessen der Mikroklimabildung und des Diasporenniederschlags Wechselwirkungen (Zusammenhänge) bestehen. Die Beziehungen mit der Umwelt können sich folgendermaßen gestalten:

- Als Energiewechsel:

in Form von klimatischen Ereignissen wie Niederschlag oder Wind,

dem Wirken von Tieren und Witterung als Ausbreitungsagenten der Diasporen.

- Als Stoffwechsel:

in Form von Eingriffen des Menschen wie z.B. die Durchführung von Untersuchungen oder Mahd,

dem Eintragen bzw. Austragen von Diasporen aus der bzw. in die Umgebung („Umwelt“),

der Entfernung von Pflanzen und Diasporen als Nahrung für Tiere,

der Anreicherung an für die Pflanzen verfügbaren Nährstoffen durch die Abgabe von Kot.

²³ Für die Diskussion wurde auf die Arbeiten von v. BERTALANFFY (1972), MATURANA & VARELA (1984), MORIN (1986), PRIGOGINE (1988), VARELA (1990), v. FOERSTER (1991) und WAGENSBERG (1992) zurückgegriffen.

Als zweites Beispiel kann man als System mit niedrigerer Komplexität als das obige eine Einheit aus jeder einzelnen Pflanzengesellschaft und ihrer Diasporenbank definieren. Die Umwelt würde dann aus den angrenzenden Assoziationen, den dort vorkommenden Tieren und dem Menschen bestehen, wobei Klima und Boden weiterhin ihren Einfluss bewirken würden. Die Zusammenhänge würden immer noch durch den Diasporenniederschlag und die Mikroklimabildung darstellbar sein und genauso könnten die Wechselwirkungen zwischen System und Umwelt wie oben beschrieben werden.

Die so gebildeten Systeme sind sicherlich reduktionistisch dargestellt, dennoch scheint in der Ökologie eine Betrachtung aus der Systemtheorie heraus als angebracht und als nützlich in Hinblick auf die weitere Diskussion.

Die hier definierten Systeme erzeugen zwar ihre eigenen Elemente, bestimmen jedoch nicht ihre eigenen Grenzen (vgl. Konzept von Autopoiese, Maturana & Varela 1984). Diese sind im ersten System hauptsächlich durch die Aktivität des Menschen bestimmt, der durch Forste und Pflanzungen, den Bau von Straßen und Gebäuden oder die Ackernutzung die Trockenaue begrenzt. Weitere Grenzen sind die Bühnenfelder und der Rhein.

In der zweiten definierten Einheit bedingen die benachbarten Pflanzengesellschaften und in vielen Gebieten auch die Aktivität des Menschen (Mahd, gezielte Entfernung von Gehölze) die Grenzen des Systems. Es handelt sich in allen Fällen um externe Bedingungen, die aus der Umwelt unserer Systeme stammen.

Der Unterschied in der Komplexität der beiden beschriebenen Systeme impliziert unterschiedliche Fähigkeiten für die Selbstregulierung und dadurch für die Erhaltung des Systems. In diesem Sinne ist die Xerothermvegetation der Trockenaue als Ganzes (Forste und Pflanzungen ausgeschlossen) als sehr stabil zu bezeichnen. Die einzelnen Pflanzengesellschaften jedoch, insbesondere die weniger komplexen Pioniergesellschaften und Volltrockenrasen, können nur begrenzte qualitative Änderungen vertragen ohne sich neu strukturieren zu müssen (Neugestaltung). Aber auch komplexere Assoziationen wie Wälder, Gebüsche und Halbtrockenrasen können manchmal bestimmte Information nicht aufnehmen ohne ihre Struktur ändern zu müssen.

Im Allgemeinen bewirkt also der Austausch von Information (Stoff- und Energiewechsel mit der Umwelt) die Erhaltung des Systems, jedoch gibt es bestimmte Grenzen, die, wenn überschritten, zu einer Umgestaltung führen, welche wiederum durch den Austausch von Information mit der Umwelt stabilisiert wird.

Beispiele aus der eigenen Untersuchung:

Die durchgeführten Pflegemaßnahmen in Form von Mäharbeiten bewirken die Erhaltung der Halbtrockenrasen im Gebiet.

Die progressive Sukzession durch Diasporeneintrag und Keimung, Auflaufen von Keimlingen aus der Diasporenbank bzw. Eindringen von Pflanzen durch vegetatives Wachstum (Polykormonbildung) in einen Bestand bewirkt die Entstehung eines komplexeren Systems: Gebüsch aus Trockenrasen, Wald aus Gebüsch.

Die regressive Sukzession durch die Wühlätigkeit der Wildschweine oder die Offenhaltung von Störstellen durch Kaninchen bzw. durch Eingriffe des Menschen bewirkt die Entstehung eines Systems niedriger Komplexität: Pioniergesellschaft (*Cerastietum pumili*) aus Halbtrockenrasen, Rasen aus Gebüsch.

Der sporadische Eintrag von Diasporen aus der Umgebung, die den Vegetationseinheiten selbst fehlen, stellt ein Beispiel für den Stoffwechsel dar, welcher die Struktur des Systems nicht ändert. Gleiches kann über das Vorhandensein von Diasporen im Boden, die aus früheren Zeiten stammen bzw. derzeit eingetragen werden, dennoch der Vegetation fehlen (*Plantago intermedia*, *Juncus effusus*) behauptet werden.

6.1 Einheiten und Übergänge

Die Wichtigkeit der Existenz von verschiedenen Elementen in einem System wurde bereits besprochen, denn zwischen diesen Elementen finden die Wechselwirkungen statt. Als erstes System wurde weiter oben die Xerothermvegetation der südlichen Oberrheinebene definiert. In diesem Fall stellen die Übergangszonen sowohl zwischen den verschiedenen Pflanzengesellschaften als auch zwischen den dazugehörigen Diasporenbanken die räumlichen Instanzen dar, in denen einen Austausch von Stoff und Energie erfolgt.

Eine Beschreibung der Vegetationseinheiten und der zugehörigen Pflanzengesellschaften befindet sich im Kapitel III „Ergebnisse“, unter Punkt 2.2. Es wird weiterhin auf die Abbildung 2 (Anhang) hingewiesen. Charakteristisch für die Vegetationseinheiten und notwendig für ihre Definition ist das Voraussetzen einer gewissen Homogenität des Bestandes. D.h. es muss möglich sein diese Einheiten als System von der angrenzenden Umgebung unterscheiden zu können. Am Rand dieser Einheiten jedoch mischen sich die Vertreter zweier Pflanzengesellschaften. Diese Übergänge können in ihrer Ausdehnung variieren. In diesen Bereichen bilden sich außergewöhnliche Standorte, die durch eine hohe Artendiversität gekennzeichnet sind. Im Untersuchungsgebiet sind viele dieser Grenzbereiche durch menschliche Eingriffe entstanden (z.B. Übergang Wald/Rasen oder Acker/Gebüsch).

Übergänge können laut MARGALEF (1986) in zwei Typen unterschieden werden:

- Grenzbereiche zwischen Lebensgemeinschaften gleichen Organisationsniveaus (Komplexität), die sich in ihrer Artenzusammensetzung und Standortbedingungen unterscheiden. Diese Art Übergänge wird normalerweise Ökoton genannt.
- Grenzbereiche zwischen Lebensgemeinschaften, die verschiedene Stadien einer gleichen Sukzessionsreihe darstellen.

Im Fall der untersuchten Vegetationseinheiten handelt es sich, abgesehen von den Kiefernforsten, um Stadien einer Sukzession. Weiterhin ist es möglich, die Übergänge wie folgt zu klassifizieren:

- Fließende, uneinheitliche Übergänge im Inneren hoch komplexer Systeme, z.B. das Kleinmosaik xerothermer Gebüsche, Halb- und Volltrockenrasen.
- Sprunghafte, oft geradeförmige Übergänge unter instabilen Bedingungen, die häufig anthropogen bedingt sind (Übergang Forst/Rasen), jedoch auch ohne Eingriff des Menschen vorkommen können (z.B. Lichtung im Wald).

Mit der Art des Grenzbereiches ist auch die Intensität der Prozesse des Stoff- und Energieflusses verknüpft. In den fließenden Übergängen ist die Komplexität beider angrenzenden Systeme ähnlich. Der Stoff- und der Energiefluss sind entsprechend gering, was ihre Bezeichnung als „passive“ Übergänge erklärt.

Im Fall der sprunghaften Grenzbereiche dagegen treten zwei Systeme unterschiedlichen Organisationsniveaus und damit ungleicher Komplexität miteinander in Kontakt. Derartige Übergänge werden als „aktiv“ bezeichnet, da sie durch hohe Stoff- und Energieflüsse gekennzeichnet sind.

Der Diasporeneintrag und der Diasporenniederschlag in und zwischen Pflanzengesellschaften stellen in diesem Zusammenhang ein Beispiel für diese Flüsse von Energie und Stoff dar.

Den folgenden Überlegungen liegt die Annahme zugrunde, dass die Artenzahl der nachgewiesenen Diasporen in den Trichterfallen (als Parameter der Artendiversität) als ein möglicher Zeiger für das Ausmaß dieses Flusses benutzt werden kann.

Tabelle 29 stellt die durchschnittliche Anzahl der erfassten Arten, deren Diasporen mittels Trichterfallen nachgewiesen wurden, pro Vegetationseinheit bzw. Übergang dar. Die Übergänge zwischen Vegetationseinheiten annähernd gleichen Organisationsniveaus weisen in der Regel niedrigere Werte der Artenzahl auf als die der entsprechenden Einheiten unterschiedlichen Niveaus. Im Gegensatz dazu ist die durchschnittliche Artenzahl in den Übergängen zwischen Vegetationseinheiten unterschiedlichen Komplexitätsgrades mindestens so hoch wie die höchste mittlere Anzahl der Arten der angrenzenden Pflanzengesellschaften.

Tabelle 29

a) Übergänge zwischen Vegetationseinheiten ähnlichen Komplexitätsgrades (Durchschnitt der Artenzahl)

Einheit 1	Übergang	Einheit 2
Wald = 10 Rasen = 16	Wald / Busch = 11 Rasen / Pionierrasen = 18	Busch = 13 Pionierrasen = 19

b) Übergänge zwischen Vegetationseinheiten unterschiedlicher Komplexitätsgrades (Durchschnitt der Artenzahl)

Einheit 1	Übergang	Einheit 2
Wald = 10 Busch = 13 Busch = 13	Wald / Rasen = 16 Busch / Rasen = 17 Busch / Ruderalgesellschaft = 28	Rasen = 16 Rasen = 16 Ruderalgesellschaft = 23

Unter Berücksichtigung der Zugehörigkeit der nachgewiesenen Arten der Übergänge erkennt man, dass der Großteil davon aus der komplexeren Vegetationseinheit niedergegangen ist. Dies ist aus thermodynamischen Gründen nachvollziehbar und erklärt die Weiterentwicklung der Sukzession durch das Eindringen der Halbtrockenrasen-Arten in die Pionierbestände, der Gebüsch-Arten in die Trockenrasen bzw. der Wald-Arten in die Gebüschformationen, also der komplexeren Gesellschaften in die Assoziationen niedriger Komplexität.

Die Grenzbereiche im Untersuchungsgebiet sind sehr kleinflächig entwickelt und ausgebildete Saumgesellschaften fehlen fast völlig. Bei den Übergängen zwischen Gebüsch- und Ruderalgesellschaften formt sich jedoch durch die Eutrophierung der Flächen ein Saum, der sich, trotz seiner armen Entwicklung, in der mittleren Anzahl der nachgewiesenen Arten deutlich bemerkbar macht.

Die vorliegende Diskussion wurde nur exemplarisch geführt als Anregung für weitere Untersuchungen im Bereich der Übergänge. Grenzbereiche sind wichtige Kontaktflächen, in denen sich die Prozesse des Stoff- und des Energieflusses abspielen, wobei bedeutende Entscheidungen über die Weiterentwicklung der Lebensgemeinschaften stattfinden können. Bessere Kenntnisse dieser Übergänge würden den Zwecken des Naturschutzes und der Landschaftspflege dienen.

7 Naturschutz

Anschließend werden eine Beschreibung und Begründung des Naturschutzwertes des untersuchten Gebietes dargestellt. Es wird nicht versucht, die Flächen in einer Skala von hochwertig bis wenig wertvoll einzuordnen: Die untersuchten Flächen sind für den Naturschutz als wertvoll anzusehen.

7.1 Seltenheit und Gefährdungsgrad

Die Trockengesellschaften des Untersuchungsgebietes weisen, sowohl in der nationalen wie in der regionalen Ebene, einen hohen Stellenwert im Bezug auf ihre Seltenheit auf. Sie unterscheiden sich von anderen Xerothermstandorten der Bundesrepublik Deutschland und der umliegenden Regionen wie den Trockengesellschaften im Elsass oder am Kaiserstuhl (z.B. aus florensgeschichtlichen Gründen bzw. aufgrund unterschiedlicher Standortbedingungen, siehe SLEUMER 1933 und ISSLER 1942). Alle aufgenommenen Assoziationen (außer den Ruderalgesellschaften und dem Epilobio-Scrophularietum) sind in die Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet) bzw. 3 (gefährdet) für die Bundesrepublik Deutschland eingeordnet (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2002). Das Cerastietum pumili, das Xerobrometum und das Mesobrometum gehören zur Liste der prioritären natürlichen Lebensraumtypen laut Einstufung in den FFH-Richtlinien der EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1992). Im Kapitel III („Ergebnisse“, Punkt 2.2) wurde auf den Gefährdungsgrad der einzelnen aufgenommenen Assoziationen verwiesen.

Die Kriterien der Seltenheit und des Gefährdungsgrades finden auch auf Artenniveau Verwendbarkeit. Die Einstufung der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten in den Roten Listen kann der Tabelle 11 (Kapitel III, „Ergebnisse“, Punkt 2.1) entnommen werden. Wie im Kapitel III schon erwähnt sind 8,6 % der aufgenommenen Sippen in den Roten Listen Baden-Württembergs (SEBALD et al. 1990-1998; BREUNIG & DEMUTH 1999) und 5,2 % in der Roten Liste für die Bundesrepublik Deutschland (LUDWIG & SCHNITTLER 1996) eingetragen.

Fast alle gefährdeten Arten sind in ihrem Vorkommen mehr oder weniger an xerotherme Bedingungen gebunden, was die Bedeutung des Gebietes für den Schutz xerothermer Biotope bestätigt. Ausnahme stellen nur *Populus nigra* und *Salix eleagnos*, die ihr Hauptvorkommen auf den Bühnenfeldern besitzen. *P. nigra* wächst jedoch auch in der Trockenaue.

Es wird hier auf eine Unterteilung der Gesellschaften aufgrund der Anzahl an gefährdeten Arten, die sie besitzen, verzichtet, denn dieses Kriterium mindert die Wichtigkeit des Konzeptes von einer Mindestpopulation für die Erhaltung der Arten. In diesem Sinne können Flächen mit einer geringen Anzahl an gefährdeten Arten genau so wichtig für ihre Konservierung sein, als Flächen, die sich reich an unter Naturschutz stehenden Arten erweisen.

7.2 Strukturvielfalt

Die Strukturvielfalt ist hauptsächlich mit dem Reichtum an Tierarten verbunden. Sie wird hier nicht nur als die Anzahl der Schichten in einer Waldformation betrachtet (vgl. GÖHRINGER 1988), sondern auch als der Grad der Vernetzung von kleinflächigen Assoziationen unterschiedlicher Artenzusammensetzung und Physiognomie.

Das Untersuchungsgebiet ist ebenfalls unter diesem Kriterium als hochwertig einzustufen. Die Xerothermgesellschaften wechseln sich in einem kleinräumigen Mosaik von Wäldern,

Gebüsch und Rasen ab, das verschiedensten Arten von Tiere eine Vielfalt an Lebensräumen bietet. Die einzelnen Tierarten, die im Gebiet vorkommen werden in dieser Arbeit nicht behandelt, dennoch können sie den Untersuchungen von ALLGÖWER (Säugetiere), KRETZSCHMAR (Fledermausfauna), NIPKOW (Vögel), SOWIG et al. (Amphibien und Reptilien), MIKSCH (Raubfliegen), TSCHORSNIG & HERTING (Raupenfliegen), STUKE (Schwebfliegen), RIEGER (Wanzen), SCHMID-EGGER (Wildbienen und Wespen), CORAY (Heuschrecken und Fangschrecken), BENSE et al. (Käfer), HERRMANN et al. (Großschmetterlinge) entnommen werden, die sich in Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU 2000) befinden.

7.3 Hemerobiegrad

Üblicherweise wird ein geringer Hemerobiegrad mit einem höheren Naturschutzwert verbunden. Die Gesellschaften der Trockenau sind jedoch aufgrund ihrer Entstehung und Erhaltung als mesohemerob bis euhemerob, aber auf keinen Fall als geringwertig, einzustufen. WITSCHEL (1980) bemerkt: „Im Prinzip kann der Natürlichkeitsgrad nicht als wertbestimmendes Kriterium in Vegetationskomplexe eingehen, die anthropogen sind.“

7.4 Regenerierbarkeit

Der Begriff der Regenerierbarkeit ist nicht nur als die Möglichkeit der Vegetation sich nach einer Störung im Bestand neu zu etablieren (auch Stabilität genannt) anzusehen, sondern auch als der Erfolg von Versuchen, die sich mit der Neuentstehung der betroffenen Pflanzengesellschaften beschäftigen.

Nach geländemorphologischen und bodenkundlichen Untersuchungen konnte COCH (2000) auf die Existenz von mittelfristig stabilen Trockenstandorten in der Wildstromau im südlichen Oberrheingraben schließen.

In älteren Arbeiten über die Vegetation der Rheininseln (z.B. v. ITTNER 1819) werden ebenfalls Vorkommen von xerothermen Arten notiert, dennoch bilden diese Arten eher Gesellschaften von Trockengebüsch als ausgedehnte Trockenrasen aus.

Gemäß MEINEKE et al. (2000) muss „der Verlust der Standortdynamik in der südlichen Oberrheinebene z.T. durch «anthropogene Dynamik» ersetzt werden.“ Wichtig ist hierbei nicht nur für die Entstehung des neuen Systems der Aue zu sorgen, sondern auch für die Erhaltung des Systems des Trockengebietes. Dafür und in Hinblick auf eine mögliche Kolonisierung der neu gebildeten „Köpfe“ durch Arten der Trockenstandorte ist die Vernetzung der verbliebenen Lebensräume ausschlaggebend (Aufbau von Wanderkorridoren).

Dennoch bedeutet diese Vernetzung keineswegs die Sicherheit, dass die Individuen der einzelnen Arten diese Wanderwege verwenden werden. Auf jeden Fall sollten die Wanderwege der Arten nicht den Wegen des Verkehrs entsprechen, denn die Erfahrung über Untersuchungen an Straßenrändern als mögliche Ersatzbiotope für Trockenrasen zeigen, dass die durch den Verkehr verursachte Eutrophierung, die Entstehung artenreicher Trockenrasen verhindert (siehe HERINGER 1984; ULLMANN & HEINDL 1986 u.a.).

Aufgrund des niedrigen Ausbreitungspotentials der Diasporen der Arten der Xerothermgemeinschaften ist es schwierig eine Aussage zu treffen, über ihre Möglichkeit, die neu entstandenen, hoch liegenden Bereiche in der Aue zu erreichen. Die Chancen auf diese Flächen zu gelangen werden sicherlich größer sein für Arten, die eine endozoochore Ausbreitung durch Vögel aufweisen bzw. sich trichometeorochor ausbreiten, als für Arten, die eher an die zeitliche Isolation angepasst sind. Unter den zuletzt genannten Arten

befinden sich zahlreiche Therophyten, die charakteristisch für die Trockenrasen des Gebietes sind. Diese Arten bilden in der Regel eine dauerhafte Diasporenbank aus, zeigen aber keine Anpassungen, die auf eine Fernausbreitung hindeuten.

Außerdem wird in Untersuchungen über die Regeneration von Trockenrasen immer wieder auf die Wichtigkeit des Vorkommens von gut gebildeten ähnlichen Gesellschaften in unmittelbarer Nähe der zur Regeneration ausgewählten Flächen hingewiesen, was im Fall der höheren Lage der neu gebildeten Aue nicht gewährleistet werden kann.

Studien über die Rolle die die Hydrochorie in dem Prozess der Kolonisierung spielen könnte bzw. Daten der Schwimmfähigkeit unterschiedlicher Diasporen liegen für die nachgewiesenen Arten nur vereinzelt vor. (Z.B. für die Orchideen gibt MÜLLER-SCHNEIDER (1986) eine lange Schwimmfähigkeit aufgrund der Unbenetzbarkeit der Samen an.) Es scheint jedoch möglich, dass dieser Art der Ausbreitung eine große Bedeutung zukommen kann.

Trotz der Armut des Samenreservoirs kann der Oberboden von Trockenrasen und -gebüsch für Regenerierungsmaßnahmen verwendet werden. Die in den Bodenschichten vorhandenen, keimfähigen Diasporen bilden einen Grundstock für die Besiedlung neu entstandener Flächen. Wie bei POSCHLOD (1991) und POSCHLOD & BINDER (1992) empfiehlt es sich daher die vegetationstragende und diasporenhaltige Bodenschicht der oben genannten Gesellschaften nach der Abgrabungen zu erhalten und sie für die Regenerierung der Trockenrasen und -gebüsche in neu entstandenen Gebieten sinnvoll aufzubringen.

V. ZUSAMMENFASSUNG

Auf den meist sehr grobkörnigen Substraten der morphologischen Aue verschiedener Flüsse, die weder von Oberflächenwasser überflutet noch von (tief liegenden) Grundwasserständen beeinflusst werden sind Xerotherm-Biotope entstanden, die von entsprechenden Lebensgemeinschaften besiedelt werden.

Als „Trockengebiet Oberrhein“ wird die aufgrund der Grundwasserabsenkung entstandene rechtsrheinische Ebene zwischen Isteiner Klotz und Sasbach a. Rh. bezeichnet. Die Konservierung der Lebensräume und ihrer Biozönosen wirft nicht nur naturschutzfachliche und technische Probleme auf, sie kollidiert auch ganz entschieden mit den Bestrebungen des dynamischen Naturschutzes zur Renaturierung der Aue, insbesondere mit der Wiederherstellung der hydrologischen und flussmorphologischen Prozesse (s. BRECHTEL et al. 1995; COCH 1996; GERKEN 1996; NEUMANN et al. 1996; SCHENKER 1996; REIF 1997).

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war die Erfassung der ökologischen Bedeutung von diesen Trockenpflanzengesellschaften im Raum Hartheim (südliches Oberrheingebiet) mit Schwerpunkt im Käfigeckgrund bei Grißheim als Grundlage für eine Bewertung des Raumes im Hinblick auf seine Bedeutung und seinen Wert für den Naturschutz.

Die Untersuchungen über aktuelle und potentielle Flora und Vegetation, Diasporenniederschlag, Mikroklima und Boden erfolgten auf den Trockenrasen, Trockengebüschen und den xerothermophilen Wäldern. Die berücksichtigten Flächen konnten folgenden Pflanzenassoziationen zugeordnet werden: Carici-Tilietum (Linden-Eichen-Wald), Pruno-Ligustretum (Liguster-Schlehen-Busch), Salici-Hippophaëtum (Sanddorn-Busch), Mesobrometum (Trespen-Halbtrockenrasen), Xerobrometum (Volltrockenrasen), Cerastietum pumili (Hornkraut-Gesellschaft), Epilobio-Scrophularietum (Hundsbraunwurzflur), *Pinus sylvestris*-Bestand (Kiefernforst) und je eine Basalgesellschaft der Ordnung Polygono-Chenopodietalia und des Verbandes Sisymbrium officinalis.

Auf den untersuchten Flächen wurden 290 Pflanzensippen erfasst. 274 zählten zu den einheimischen und archäophytischen Arten, bei 16 handelte es sich um Neophyten. Submediterrane und eurasiatische Florenelemente charakterisieren die Vegetation.

Der Großteil der Pflanzen weist Anpassungen an die Trockenheit auf, die durch die hohen Temperaturen, die geringen Niederschläge, das Fehlen des Anschlusses an das Grundwasser und dem beschränkten Wasserhaushaltvermögen der Böden bedingt sind. Unter den vielfältigen Anpassungen der Pflanzen an die Trockenheit sind folgende Strategien zu erwähnen (SCHMITT 1989):

- Pflanzen, die ihren Entwicklungszyklus vor der sommerlichen Trockenperiode abgeschlossen haben. Diese Pflanzen gehören den Lebensformen Therophyt bzw. Geophyt an (s. Tabelle 10).
- Entwicklung eines weitläufigen und bis in die tiefen Bodenschichten reichenden Wurzelsystems, das eine größere Effektivität der Wasseraufnahme bewirkt. Es kann zu einer Verschiebung des Verhältnisses von Sproß- und Wurzelmasse zugunsten der Wurzeln kommen. (Z.B. *Echium vulgare*: bis 2,50 m Tief wurzelnd; *Euphorbia seguieriana*, *Erodium cicutarium*, *Teucrium montanum*: bis 1,50 m; *Globularia bisnagarica*, *Hippophaë rhamnoides*, *Lotus corniculatus*, *Thymus pulegioides*: bis 1 m Tief wurzelnd; *Bromus erectus*, *Euphorbia cyparissias*: bis 0,60 m; *Festuca guestfalica*, *Hypericum perforatum*: bis 0,50 m (Daten aus BOGENRIEDER & FRISCH 2000 und OBERDORFER 1994.)
- Einschränkung der Transpiration durch unterschiedliche Mechanismen:
 - dicke Cuticularschicht in Verbindung mit Sklerenchymreichtum bewirken einen Hartlaubcharakter (z.B. bei *Helianthemum nummularium* und *Teucrium chamaedrys*).
 - eingerollte oder borstliche Blätter (*Melica ciliata*)

- geschützte Lage der Spaltapparate auf der Blattunterseite, Bedeckung durch Haare (*Hieracium pilosella*, *Viburnum lantana*), Wachsüberzug (*Sedum album*)
- o Kleinblättrigkeit (*Thymus pulegioides*)
- o Sukkulenz durch spezielles Gewebe in den Wurzeln bzw. in den Blättern (*Sedum*-Arten).

Im Kapitel I „Einleitung“ erfolgt eine Beschreibung der Entstehung der Trockenpflanzengesellschaften im Raum Hartheim. Dies und auch die Erfassung der Wechselbeziehungen zwischen den Vegetationseinheiten und ihrer Umwelt (Kapitel III „Ergebnisse“ und IV „Diskussion“) erwiesen sich als notwendig, um die ökologische Bedeutung und die Dynamik der Trockenpflanzengesellschaften aufzeigen zu können (holistischer Ansatzpunkt). Aus diesem Grund basieren die ökologischen Untersuchungen auf historischen und verschiedenen biotischen und abiotischen Parametern bezüglich Klima, Boden und Vegetation.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen mehr oder weniger enge Beziehungen zwischen der Zusammensetzung der aktuellen Vegetation, den Prozessen des Diasporenniederschlages und des Diasporenreservoirs, dem Klima, dem Mikroklima und dem Boden. Abbildung 17 veranschaulicht die Wechselwirkung zwischen den untersuchten biotischen und abiotischen Faktoren.

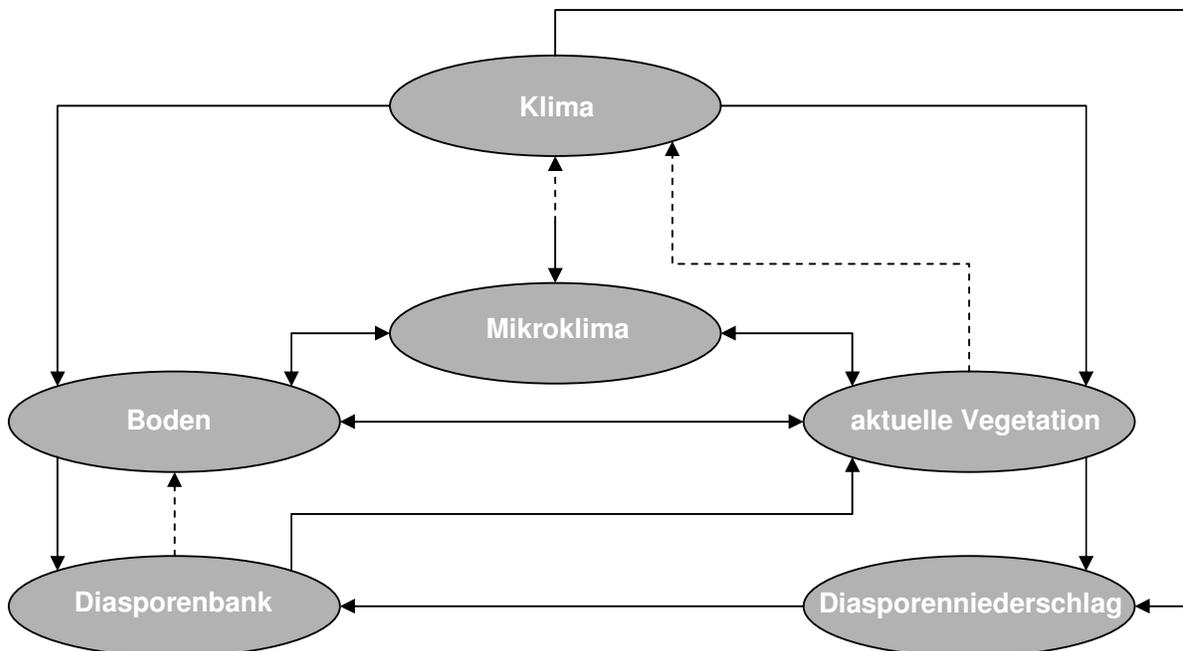


Abb. 17. Darstellung der Wechselwirkungen zwischen den biotischen und abiotischen Faktoren.

Das Großklima und der Boden als geologisches Substrat stellen die Rahmenbedingungen dar, in denen die Prozesse wie Bodenbildung und Bodenentwicklung, Ausbreitung, Etablierung und Wachstum der Pflanzen, Ausbildung der Vegetation und der Fauna stattfinden.

Zusammensetzung und Schichtung der verschiedenen Pflanzengesellschaften spiegeln die vielfältigen Wirkungen aller Standortfaktoren wider und bilden die Grundlagen für die Ansiedlung der Fauna, was im Kapitel III „Ergebnisse“ unter der Beschreibung der verschiedenen Assoziationen erläutert wird.

Grundsätzlich wird also die Vegetation durch das Klima und die Beschaffenheit des Bodens bestimmt. Die Vegetationsdecke kann aber wiederum, z.B. durch die Prozesse der Evapotranspiration, das Regionalklima (vgl. FIEDLER 1995) und die Entwicklung der Böden durch die Anreicherung an organischem Material und die Änderung der Albedo und der Feuchtigkeitsverhältnisse beeinflussen.

In einem kleineren Maßstab spielen Mikroklima und kleinräumige Eigenschaften der Böden wie etwa die Rauhgigkeit der Oberfläche, die entscheidende Rolle über das Wachstum und die Verbreitung der Pflanzen im Gebiet, indem sie die Existenz und die Anzahl der Schutzstellen („safe sites“) bestimmen. Anzahl und Existenz hängen aber auch von den Bedingungen ab, die die unterschiedlichen Pflanzen zur Keimung und Etablierung benötigen (PEART & CLIFFORD 1987; SHELDON 1974; PEART 1979, 1981, 1984).

Im Kapitel III „Ergebnisse“ unter Punkt 1 und im Kapitel IV „Diskussion“ ebenfalls unter Punkt 1 wird aufgezeigt in welcher Weise die vorhandenen Pflanzen jedoch wiederum das Mikroklima und die kleinflächigen Bodeneigenschaften verändern, indem sie die Licht-, Wind- und Temperaturverhältnisse in den bodennahen Luftschichten beeinflussen. Ebenso wirken sie auf die Verteilung der Nährstoffe, die Verfügbarkeit des Wassers und die Anzahl der Schutzstellen im Boden ein.

Die Beschaffenheit des Bodens beeinflusst, im Zusammenhang mit dem Mikroklima und der aktuellen Vegetation, den Prozess des Eindringens der Diasporen in den Boden und ihre Dauerhaftigkeit in der Samenbank (Kapitel III „Ergebnisse“, Punkt 4.1 und Kapitel IV „Diskussion“, Punkt 4.3).

Hohe Rauhgigkeit, das Vorhandensein von Rissen und einem vielgestaltigen Mikrorelief in der Bodenoberfläche begünstigen die Anhaftung der Samen und vergrößern die Möglichkeit der Diasporen durch Wirkung des Regenwassers (Tropfen, Abfluss) oder durch die Aktivität von einigen Tierarten, in den Boden integriert zu werden (POSCHLOD 1991; POSCHLOD & BINDER 1992). Danach spielen Bodenfeuchtigkeit, Temperatur, Tiefe der Ablagerung, Deckung der vorhandenen Vegetation und Eigenschaften der einzelnen Diasporen eine wichtige Rolle in der möglichen Überlebensdauer der Ausbreitungseinheiten im Boden.

Die Zusammensetzung, Dichte und Verbreitungsmuster der Diasporen im Boden werden jedoch nicht nur von den Eigenschaften der Böden oder des Mikroklimas beeinflusst, sondern auch vom Eintrag der Diasporen durch die Luft (primäre Ausbreitung, Kapitel III „Ergebnisse“, Punkt 3 und Kapitel IV „Diskussion“, ebenfalls Punkt 3) und weiterhin durch die Aktivität von anderen Ausbreitungsagenten wie Wasser, Tiere und Menschen (sekundäre bzw. tertiäre Ausbreitung) mitbestimmt.

Die Verteilung der Samen im Boden bzw. an der Bodenoberfläche dient als Basis für die Keimung weiterer Pflanzen, die, so bald sie sich etablieren können, Bestandteil der aktuellen Vegetation werden.

Die Übereinstimmung zwischen der Zusammensetzung der aktuellen Vegetation und der Diasporenbank bzw. zwischen der Zusammensetzung der aktuellen Vegetation und des Diasporenniederschlags ist jedoch in vielen Fällen gering. Der Samenregen bzw. das Samenreservoir im Boden stellen nur einen Teil des Reichtums der aktuellen Vegetation dar (zwischen 25 und 40 % in den vorliegenden Untersuchungen). Die Diskrepanzen beziehen sich hauptsächlich auf folgenden Faktoren:

- Im Fall des Vergleichs zwischen Zusammensetzung der aktuellen Vegetation und der Diasporenbank:

Abgesehen von methodisch bedingten Mängeln in der Genauigkeit der gewonnenen Daten, fehlen der dauerhaften Diasporenbank alle Arten, die einem ephemeren Samenbanktyp zugehören bzw. die sich ausschließlich durch vegetative Wege ausbreiten (ROBERTS 1981).

Außerdem ist das Vorhandensein vieler Arten in der Diasporenbank vom Termin der Probenentnahme abhängig. Andere Gründe für die geringe Übereinstimmung zwischen der Zusammensetzung der Pflanzenbestand und der Diasporenbank sind genetisch bedingte und phänologische Merkmale einzelner Arten (vgl. Kapitel IV „Diskussion“, Punkt 5.2).

Die Samenbank der Xerothermgesellschaften ist auch im Sinne der Diasporenzahl arm, was auf die mikroklimatischen Bedingungen und auf die Eigenschaften der Böden zurückzuführen ist. Die geringe Bodenfeuchte und die oft uneinheitlichen Bedingungen (Wechsel von trocken/feucht oder heiß/kalt) der Bodenoberfläche stellen keine optimalen Voraussetzungen für die Langlebigkeit der Diasporen dar (ROBERTS 1981; FISCHER 1987).

- Im Fall des Vergleichs zwischen der aktuellen Vegetation und des Diasporenniederschlags:

Da die Dichte der ausgebreiteten Diasporen in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze am höchsten ist, sind die in den Trockenfallen aufgefassten Sippen äußerst von der Fleckigkeit der in der aktuellen Vegetation vorhandenen Individuen abhängig. 86 % der in der Diasporenbank erfassten Arten und 96 % der in den Untersuchungen des Diasporenniederschlags nachgewiesenen Arten wurden ebenfalls in einem Umkreis von weniger als 10 m in der aktuellen Vegetation aufgenommen. Ebenfalls sind Arten, die den Myrmekochoren zugehören eher zufällig in den Fallen anzutreffen.

Selbstverständlich werden die Diasporen von Individuen, die im Gebiet nicht fruchten bzw. sich im Gebiet vegetativ ausbreiten nicht erfasst (außer sie dringen, aus umliegenden Gebieten kommend, in die Flächen ein). In manchen Fällen ist es sogar die Konstruktion der Fallen selbst, welche das Hineinfallen der Diasporen verhindert. Z. B. bei *Tragopogon pratensis*, eine trichometeorochore Art, deren Diasporen zu groß sind, um durch das Schutzgitter der Fallen durchdringen zu können.

Eine positive Korrelation zwischen der Artmächtigkeit einer Art in der aktuellen Vegetation und der Anzahl der in den Trockenfallen erfassten Diasporen wurde in Kapitel IV „Diskussion“ (Punkt 5.1) untersucht und konnte nur in einzelnen Fällen nachgewiesen werden. *Crataegus monogyna*, *Euphorbia cyparissias*, *Origanum vulgare*, *Poa angustifolia*, *Potentilla neumanniana* und *Solidago gigantea* zählen zu den Arten, die eine solche positive Korrelation aufzeigen.

Einen Zusammenhang zwischen der Artmächtigkeit einer Art in der aktuellen Vegetation und der Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge konnte nicht bewiesen werden. Jedoch erlaubten die gewonnenen Daten nur in dem Fall von *Hypericum perforatum* die Durchführung einer solchen Korrelationsanalyse (Kapitel IV „Diskussion“, Punkt 5.2).

Aufgrund des niedrigen Ausbreitungspotentials der Diasporen der vorkommenden Arten ist es schwierig, eine Aussage zu treffen über ihre Möglichkeit, neu entstandene, hoch liegende Bereiche in der Aue zu erreichen. Die Chancen auf diese Flächen zu gelangen werden sicherlich größer sein für Arten, die eine endozochore Ausbreitung durch Vögel aufweisen bzw. sich meteorochor ausbreiten, als für Arten, die eher an die zeitliche Isolation angepasst sind. Unter den zuletzt genannten Arten befinden sich zahlreiche Therophyten, die charakteristisch für die Trockenrasen des Gebietes sind. Diese Arten bilden in der Regel eine dauerhafte Diasporenbank aus, zeigen aber keine Anpassungen, die auf eine Fernausbreitung hindeuten.

Viele aufgenommene Arten sind in den Roten Listen für das Land Baden-Württemberg bzw. für die Bundesrepublik Deutschland eingetragen. Auch alle erfassten Trockenrasen, -gebüsche, und -wälder werden vom Bundesamt für Naturschutz als gefährdet eingestuft (Kapitel III „Ergebnisse“, Punkt 2.1 und Punkt 2.2.2).

Aufgrund der Seltenheit, Strukturvielfalt und der komplexen Wechselwirkungen, die eine Regenerierung der Lebensräume erschweren, sind alle untersuchten Flächen für den Naturschutz als wertvoll anzusehen.

Die Trockengesellschaften des Untersuchungsgebietes unterscheiden sich von anderen Xerothermstandorten der Bundesrepublik Deutschlands und der umliegenden Regionen wie den Trockengesellschaften im Elsass oder am Kaiserstuhl. Sie sind, sowohl in der nationalen als auch in der regionalen Ebene, einmalig.

VI. RESUMEN

En las planicies aluviales de diferentes ríos se han formado biotopos xerotérmicos que son poblados por los ecosistemas correspondientes. La presencia de suelos de textura gruesa, además de la falta de inundaciones y de la influencia de la napa freática, caracteriza a estos lugares.

La planicie sobre la margen derecha del Rin entre Isteiner Klotz y Sasbach am Rhein se denomina "Zona seca del Rin superior". Su origen se debe al hundimiento de la napa freática. La conservación de los ecosistemas en esta zona representa un problema en el sentido técnico y naturalista y también confronta con los esfuerzos de la conservación dinámica de la naturaleza y de la renaturalización de las planicies aluviales. La reinstalación de los procesos hidrológicos y morfológicos son el punto principal de esta problemática. (BRECHTEL et al. 1995; COCH 1996; GERKEN 1996; NEUMANN et al. 1996; SCHENKER 1996; REIF 1997)

El objetivo de este trabajo fue comprender el significado ecológico de estas asociaciones vegetales xeromórficas con el fin de poder emitir un juicio en cuanto al valor y significado de las áreas, en vista de los fines de protección de la naturaleza. El área de estudio se encuentra en las cercanías de la ciudad de Hartheim en la región sur del Rin superior con su foco en la zona de Käfigeckengrund cerca de la ciudad de Grißheim.

Los estudios acerca de la flora y vegetación actual y potencial, lluvia y banco de semillas, microclima y suelos se llevaron a cabo en los pastizales, formaciones arbustivas y bosques xeromórficos de la zona de estudio. Las áreas consideradas presentan las siguientes fitocenosis según la clasificación de la escuela de Zürich-Montpellier: Carici-Tilietum, Pruno-Ligustretum, Sailci-Hippophaëtum, Mesobrometum, Xerobrometum, Cerastietum pumili, Epilobio-Scrophularietum, Bosque de *Pinus sylvestris* y dos comunidades basales del orden Polygono-Chenopodietalia y de la alianza Sisymbrium officinalis respectivamente.

En las áreas relevadas se identificaron individuos de 290 taxones diferentes. Entre ellos 274 indígenas y arqueofíticos y 16 neófitos. Elementos florísticos de origen submediterráneo y eurasiático caracterizan la vegetación.

La mayoría de las plantas presentan adaptaciones a la sequía que en esta región es debida a las altas temperaturas, bajas precipitaciones, la presencia de una napa freática tan profunda que no tiene influencia sobre la vegetación y la poca capacidad de retener agua de los suelos.

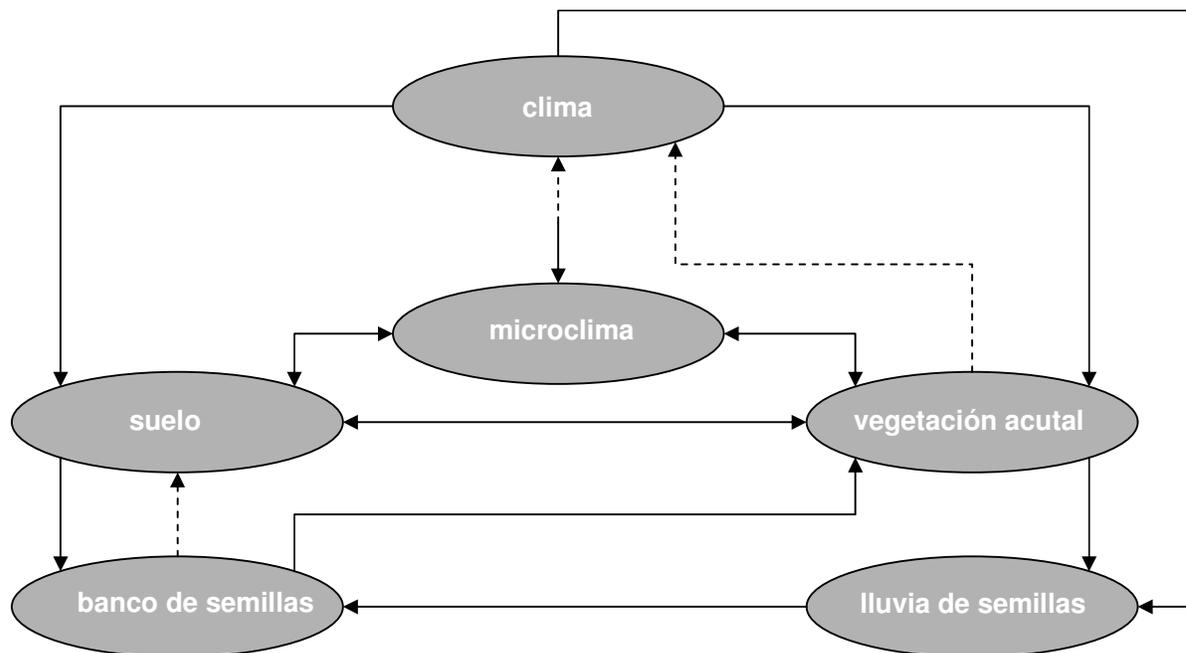
Entre las adaptaciones de las plantas a la sequía se pueden nombrar las siguientes (SCHMITT 1989):

- Plantas que evaden la sequía, es decir aquellas plantas que culminan su ciclo de vida antes de que se presente el período estival seco. Estas plantas pertenecen a las formas de vida terófito o geófito. (Ver la tabla 10 bajo la columna L (Lebensform = forma de vida), la abreviatura Th significa terófito, y G significa geófito).
- Desarrollo de un sistema radicular que se esparce en todas direcciones y que alcanza hasta los horizontes profundos del suelo, provocando así una captación eficaz de agua. El enorme desarrollo radicular puede llevar a que se invierta la relación tallo:raíz a favor de la raíz. Como ejemplo se pueden citar *Echium vulgare*: con raíces que alcanzan hasta los 2,50 m de profundidad; *Euphorbia seguieriana*, *Erodium cicutarium*, *Teucrium montanum*: hasta 1,50 m; *Globularia bisnagarica*, *Hippophaë rhamnoides*, *Lotus corniculatus*, *Thymus pulegioides*: hasta 1 m de profundidad; *Bromus erectus*, *Euphorbia cyparissias*: hasta 0,60 m; *Festuca guestfalica*, *Hypericum perforatum*: hasta 0,50 m (Los datos fueron extraídos de BOGENRIEDER & FRISCH 2000 y OBERDORFER 1994.)
- Disminución de la transpiración a través de diferentes mecanismos:

- una cutícula gruesa y abundante tejido de sostén (esclerénquima) dan a las hojas un carácter esclerófilo. Presente por ejemplo en *Helianthemum nummularium* y *Teucrium chamaedrys*.
- hojas enrolladas (*Melica ciliata*)
- los estomas se encuentran protegidos en la cara inferior de las hojas, pubescencia bien desarrollada (*Hieracium pilosella*, *Viburnum lantana*), cubierta de cera (*Sedum album*)
- o hojas reducidas (*Thymus pulegioides*)
- o succulencia a través de tejidos especiales en las raíces o en las hojas (plantas del género *Sedum*).

En el primer capítulo "Introducción" se describe la historia de formación de las comunidades vegetales xeromórficas de la región de Hartheim. Esta descripción y la comprensión de las interacciones entre las unidades vegetales y su entorno se consideraron indispensables para comprender el significado y la dinámica de dichas comunidades (punto de vista holístico). Las investigaciones ecológicas se basaron por esta razón, en el estudio de parámetros históricos, bióticos y abióticos con respecto al clima, el suelo y la vegetación.

Los resultados dan cuenta de relaciones de mayor o menor grado de intensidad entre la composición de la vegetación actual, la lluvia y el banco de semillas, las características del clima, el microclima y los suelos. La figura siguiente presenta un modelo de las interacciones entre los factores bióticos y abióticos:



Las características del clima y el suelo, entendido como substrato geológico, presentan el marco de condiciones en el cual se llevan a cabo los procesos de formación y desarrollo del suelo, dispersión, establecimiento y crecimiento de individuos vegetales y formación de la vegetación.

La composición y estratificación de las diferentes comunidades vegetales son el resultado de la acción de numerosos factores abióticos y representan la base para el establecimiento de la fauna correspondiente. A estos temas se hace referencia en el tercer capítulo "Resultados" bajo la descripción de las características de las diferentes asociaciones vegetales.

En principio entonces, se considera que la vegetación está condicionada por el clima y las características del suelo. Pero la vegetación, a su vez, puede influenciar el clima regional, por ejemplo a través de los procesos de evapotranspiración (FIEDLER 1995) y también el desarrollo del suelo, a través del enriquecimiento con materia orgánica, el cambio en las condiciones de albedo y de humedad.

Reduciendo la escala de observación, se reconoce el papel primordial del microclima y del microrelieve en el crecimiento y distribución de los organismos vegetales. Estos dos factores determinan la existencia y el número de los „sitios seguros“ (safe sites) en un área determinada. Por otro lado el número y la existencia de dichos sitios dependen también de las diferentes condiciones que cada tipo de planta necesita para su germinación y crecimiento (PEART & CLIFFORD 1987; SHELDON 1974; PEART 1979, 1981, 1984).

Bajo el punto 1 de los capítulos tercero "Resultados" y cuarto "Discusión" se trata cómo, por otro lado, los organismos vegetales presentes modifican el microclima y el microrelieve del suelo al actuar sobre las condiciones de luz, viento y temperatura en la cercanía del suelo. Además actúan regulando la distribución de nutrientes, la disponibilidad de agua y el número de sitios seguros.

Las características del suelo junto con el microclima y la vegetación actual influyen el proceso de formación del banco de semillas y la posibilidad de persistir en él (Capítulo III "Resultados", punto 4.1 y capítulo IV "Discusión", punto 4.3).

Alta rugosidad, la presencia de aberturas en el suelo y un microrelieve multiforme promueven la adhesión de las semillas y aumentan su posibilidad de ser transportadas al interior del suelo por el agua de lluvia o la actividad animal (POSCHLOD 1991; POSCHLOD & BINDER 1992). La humedad del suelo, la temperatura, profundidad de estratificación, cobertura de la vegetación y las características propias de los diferentes diseminulos son, a partir de ese momento, de extrema importancia para la sobrevivencia de las semillas en el suelo.

Pero la composición, densidad y patrón de distribución de las semillas en el suelo no sólo son influenciados por las características de los suelos o del microclima, sino también por la lluvia de semillas (propagación primaria, capítulos tercero "Resultados" y cuarto "Discusión", en ambos casos punto 3) y la actividad de otros agentes de propagación como el agua, los animales o el hombre (propagación secundaria o terciaria).

La distribución de las semillas ya sea en el suelo o en la superficie del mismo es entonces la base para la germinación de las plantas que, ni bien se pueden establecer, pasan a formar parte de la vegetación actual.

La composición de la vegetación actual y la del banco de semillas o bien, la composición de la vegetación actual y la de la lluvia de semillas presentan en muchos casos una concordancia baja. La lluvia o el banco de semillas constituyen sólo una parte de la riqueza de la vegetación actual (entre 25 y 40 % en este estudio). La discrepancia se debe principalmente a los siguientes factores:

- En el caso de la comparación entre la composición de la vegetación actual y la del banco de semillas:

Dejando de lado deficiencias en la exactitud de los datos debidas a dificultades técnicas, se puede afirmar que en el banco persistente de diásporas, todas las especies que forman un

tipo de banco efímero y aquellas que se reproducen sólo por vías vegetativas, están ausentes (ROBERTS 1981). Además, la presencia de muchas especies en el banco de semillas depende de la fecha del muestreo. Entre otras razones que justifican la baja concordancia entre la composición de la vegetación y la del banco de semillas se pueden nombrar características genéticas y fenológicas propias de las diferentes especies (capítulo IV “Discusión”, punto 5.2).

El banco de semillas de las comunidades xerotérmicas es pobre en cuanto a la cantidad de diásporas, lo que se debe a condiciones microclimáticas y pedológicas. La escasa humedad del suelo y las condiciones irregulares en la superficie del mismo (cambios seco/húmedo o frío/calor) no presentan requisitos ideales para una larga vida de los disemínulos (ROBERTS 1981; FISCHER 1987).

- En el caso de la comparación entre la composición de la vegetación actual y la de la lluvia de semillas:

Tomando en cuenta que la mayor densidad de semillas dispersadas se encuentra en la cercanía inmediata de la planta madre, se reconoce la dependencia entre las especies encontradas en las trampas secas y el patrón de distribución de los organismos vegetales en el área de estudio. 86 % de las especies del banco de semillas y 96 % de las especies provenientes de la lluvia de semillas se observaron en la vegetación actual en un radio menor a los 10 m. Asimismo, la presencia de especies en las trampas, cuya propagación transcurre a través de la mirmecocoria, se puede considerar más bien casual.

Por supuesto, es imposible encontrar disemínulos de individuos que no producen frutos o que se propagan exclusivamente por medios vegetativos en el área (a no ser que se introduzcan en el área de estudio, proveniente de zonas aledañas). En algunos casos es la misma construcción de las trampas, la que imposibilita la entrada de las semillas en ella. Este fenómeno se puede ejemplificar a base de *Tragopogon pratensis*, una especie de propagación tricometeorocora, cuyos disemínulos son demasiado grandes como para poder introducirse a través del alambre tejido que sirve de protección.

La correlación entre la abundancia de una especie en la vegetación actual y el número de los disemínulos encontrados en las trampas se discute en el capítulo IV “Discusión” (punto 5.1). Sólo en casos aislados se pudo demostrar una correlación positiva entre estos dos parámetros. Especies que presentan este tipo de correlación son *Crataegus monogyna*, *Euphorbia cyparissias*, *Origanum vulgare*, *Poa angustifolia*, *Potentilla neumanniana* y *Solidago gigantea*.

El test de correlación entre la abundancia de una especie en la vegetación actual y el número de semillas germinadas dio resultados negativos. Se debe aclarar, sin embargo, que los datos obtenidos sólo permitieron llevar a cabo el test en el caso de la especie *Hypericum perforatum*, lo que se discute en el capítulo IV “Discusión” (punto 5.2).

Dado el bajo potencial de propagación de los disemínulos hallados es muy difícil emitir un juicio acerca de su posibilidad de alcanzar zonas de origen reciente en lugares altos de la planicie aluvial. Es de suponer, que a individuos que se propagan por endozoocoria a través de pájaros o a aquellos que presentan una propagación meteorocora les será más fácil alcanzar dichas zonas que a especies que están adaptadas a un aislamiento temporal. Dentro de estas últimas se encuentran numerosas terófitas típicas de los pastizales secos del área de estudio. Estas especies forman un banco de semillas persistente pero no presentan características que den cuenta de su capacidad de propagarse a grandes distancias.

Numerosas especies encontradas forman parte de las listas rojas del estado de Baden-Wurtemberg o incluso de la República Federal de Alemania. Todos los pastizales, formaciones arbustivas y bosques relevados se consideran en la categoría de “en peligro”

según la Secretaría de Protección de la Naturaleza (ver capítulo III “Resultados”, puntos 2.1 y 2.2.2).

Debido a la rareza, la riqueza estructural y las complejas interacciones que dificultan una regeneración de los ecosistemas, se considera que todas las áreas estudiadas son de gran valor en cuanto a los fines de protección de la naturaleza.

Las asociaciones xeromtérmicas del área de estudio se diferencian de otras formaciones secas de la República Alemana y también de otras formaciones xerotérmicas vecinas como las de Alsacia o del Kaiserstuhl. Tanto en el plano nacional como regional deben ser consideradas como únicas.

VII. LITERATUR

- BAKKER, J. P. 1989. Nature management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. *Geobotany* **14**: 400 S.
- BAKKER, J. P.; POSCHLOD, P.; STRYKSTRA, R. J.; BEKKER, R. M. & THOMPSON, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: Important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* **45** (4):461-490
- BARTHEL, P. 1988. *Natur aus zweiter Hand: neues Leben an Bahndamm und Kiesgrube*. Westermann, Braunschweig. 120 S.
- BAUM, F.; MEINEKE, J. U.; NEUMANN, C. & SCHMID-EGGER, C. 2000. Das "Trockenaueprojekt" - Vorgeschichte und Zielsetzung. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) (Hrsg.). *Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein*. Regionalkultur, Ubstadt-Weiher. S. 11-13
- BEEGER, H. 1990. Staustufen, Polder und kein Ende. Die Ausbaumaßnahmen am Oberrhein von Tulla bis heute. *Mitt. Pollichia* **77**: 55-72
- BEIJERINCK, W. 1947. *Zadenatlas der Nederlandsche Flora*. H. Veenman & Zonen, Wageningen. 316 S.
- BEISMANN, H.; KOLLMANN, J.; BOGENRIEDER, A. & SPECK, T. 1996. Reconstruction of local vegetation patterns by seed bank analysis – results from three case studies in the Upper Rhine region, Germany. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.* **202** (2): 169-181
- BERÉNYI, D. 1967. *Mikroklimatologie. Mikroklima der bodennahen Atmosphäre*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 328 S.
- BERG, H. 2000. Differential seed dispersal in *Oxalis acetosella*, a cleistogamous perennial herb. *Acta Oecologica* **21** (2): 109-118
- BERNHARDT, C. 2000. Ein Natureingriff ungewöhnlichen Ausmaßes: Die Rheinkorrektion. Die Umgestaltung einer Kulturlandschaft im Übergang zum Industriezeitalter. *Der Bürger im Staat* **2**: 76-81
- BERNHARDT, K. G.; BROCKMANN, I. & SPITZER, M. 1995. Vergleich der Entwicklung der sichtbaren Vegetation und des Diasporenvorrates im Boden von Dauerquadraten mit Hilfe feinanalytischer Methoden. *Tuexenia* **15**: 347-366
- BERTSCH, K.. 1941. *Früchte und Samen. Ein Bestimmungsbuch zur Pflanzenkunde der vorgeschichtlichen Zeit. Handbücher der praktischen Vorgeschichtsforschung. Band I*. Ferdinand Enke, Stuttgart. 247 S.
- BEST, E. P. H. 1988. The phytosociological approach to the description and classification of aquatic macrophytic vegetation. In: Symoens, J. J. (ed.) *Handbook of vegetation science* **15** (1): 155-182. Vegetations of inland waters. Dr. W. Junk.
- BIGWOOD, D. W. & INOUE, D. W. 1988. Spatial pattern analysis of seed banks: An improved method and optimized sampling. *Ecology* **69** (2): 497-507
- BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. 1978. *Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland*. Kilda Verlag, 2. unveränderte Auflage, Greven. 67 S.

- BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. 1984. *Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland*. Naturschutz Aktuell 1, Kilda Verlag, 4. erweiterte Auflage, Greven. 270 S.
- BOGENRIEDER, A. & FRISCH, A. 2000. Gebüsche, Pioniergesellschaften, Trockenrasen und Staudenfluren der „Trockenaue Südlicher Oberrhein“. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.). *Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein*. Regionalkultur, Ubstadt-Weiher. 51-116
- BOGENRIEDER, A. & HÜGIN, G. 1978. Zustand des Waldes in der Rheinniederung zwischen Grißheim und Sasbach. Region südlicher Oberrhein. Beispiel einer Zustandserfassung (Maßstab 1:5000) *Beih. Veröff. Natursch. u. Landschaftspf. Bad.-Württ.* 11.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. 1998. *Ausbreitungsökologie der Pflanzen Mitteleuropas - Grundlage und kulturhistorische Aspekte*. Quelle & Meyer Verlag, UTB für Wissenschaft, Wiesbaden. 404 S.
- BORCHERS, U.; MÖSELER, B. M. & WOLF, G. 1998. Diasporenreservoir in Fichtenforsten und Eichen-Hainbuchenwäldern. Einsatzmöglichkeiten für forstliche Rekultivierungsflächen. *Naturschutz u. Landschaftspf.* **30** (1): 10-16
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964. *Pflanzensoziologie; Grundzüge der Vegetationskunde*. 3. Auflage, Wien, New York.
- BRECHTEL, F.; SCHMID-EGGER, CH.; NEUMANN, CH. & BAUM, F. 1995. Die Trockenauen am südlichen Oberrhein. Ein Naturraum bundesweiter Bedeutung ist von Zerstörung bedroht. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **27** (6): 227-236
- BREUNIG, T. & DEMUTH, S. 1999. *Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Baden Württemberg*. Landesanstalt für Umweltschutz (LfU), 3. neu bearbeitete Fassung. Karlsruhe. 161 S.
- BROCK, T. C. M.; VAN DER VELDE, G & VAN DE STEEG, H. M. 1987. The effects of extreme water level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands. *Archiv Hydrobiol.* **27**: 57-73
- BROUWER, W. & STÄHLIN, A.. 1975. *Handbuch der Samenkunde*. 2. Auflage, DLG-Verlag, Frankfurt/Main. 655 S.
- BULLOCK, S. H. & PRIMACK, R. B. 1977. Comparative experimental study of seed dispersal on animals. *Ecology* **58**: 681-686
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ. 2002. Informationen zu Pflanzengesellschaften. In: www.floraweb.de
- BURKHARD, H. P. & BACHMANN, R. 1976. Kiesgruben – Ersatz für zerstörte Biotope. *Schweizer Naturschutz* **42**: 10-11
- CHAMBERS, J. C. & MACMAHON, J. A. 1994. A day in the life of a seed: Movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **25**: 263-292
- CHAMBERS, J. C.; MACMAHON, J. A. & HAEFNER, J. H. 1991. Seed entrapment in alpine ecosystems: Effects of soil particle size and diaspore morphology. *Ecology* **72** (5): 1668-1677
- CHRISTIANSEN, W. 1954. Verbreitung – Ausbreitung. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* **67**: 344-345

- CLARK, J. S.; SILMAN, M.; KERN, R.; MACKLIN, E. & HILLERISLAMBERS, J. 1999. Seed dispersal near and far: Patterns across temperate and tropical forests. *Ecology* **80** (5): 1475-1494
- COCH, T. 1996. Streitpunkt Auenschutz am Oberrhein. Wer kennt die "gesunde Aue"? *Naturschutz und Landschaftsplanung* **28** (7): 217-218
- COCH, T. 2000. Einführung in den Naturraum – Zur Frage primärer Trockenstandorte in der Wildstromaue des südlichen Oberrheingebietes. In: Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) (Hrsg.). *Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein*. Regionalkultur, Ubstadt-Weiher. 15-34
- CSAPODY, V. 1968. *Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 286 S.
- DIERBEN, K. 1990. *Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde)*. Darmstadt. Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- DISTER, E. 1985. Taschenpolder als Hochwasserschutzmaßnahmen am Oberrhein. *Geographische Rundschau* **37** (5): 241-247
- DISTER, E. 1986. Hochwasserschutzmaßnahmen am Oberrhein. Ökologische Probleme und Lösungsmöglichkeiten. *Geowissenschaften in unserer Zeit* **4** (6): 194-203
- DISTER, E. 1991. Folgen des Oberrheinausbaus und Möglichkeiten der Auen-Renaturierung. *Laufener Seminarbeiträge* **4**: 115-123
- DISTER, E. 1992. Ökologische Forderungen an den Hochwasserschutz. *Wasserwirtschaft* **82** (7/8): 372-375
- DONGUS, H. 2000. *Die Oberflächenformen Südwestdeutschlands*. Gebrüder Borntraeger, Berlin - Stuttgart. 189 S.
- ELLENBERG, H. 1956. *Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde*. Ulmer Verlag, Stuttgart. 136 S.
- ESCHWEILER, W. 1966. Der gewässerkundliche Lebensrhythmus des Rheins. *Beitr. z. Rheinkunde* **18**: 3-12
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT. 1997. Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997 zur Anpassung der Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt. In: <http://europa.eu.int/>
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT. 1992. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. In: <http://europa.eu.int/>
- FIEDLER, F. 1995. *Klimaatlas Oberrhein Mitte-Süd. - Atlas climatique du Fossé Rhénan Méridional. Trinationale Arbeitsgemeinschaft Regio-Klima-Projekt REKLIP*. vdf Hochschulverlag, ETH, Zürich.
- FISCHER, A. 1987. Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. *Diss. Botanicae* **110**: 234 S.
- FRISCH, A. 1999. *Erstellung und Umsetzung einer Pflegekonzeption im Rahmen des Naturschutzfondsprojektes „Trockenaue Südlicher Oberrhein“ zwischen Hartheim im Norden*

- und Kleinkems im Süden. Bezirkstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg. 51 S. Unveröffentlicht.
- GEIGER, R. 1972. *Handbuch der Klimatologie. Bd. 1, Teil D. Mikroklima und Pflanzenklima.* Kraus Reprint, Nendeln. 46 S.
- GERKEN, B. 1996. Auen ohne Wasser? Zielkonflikte des Naturschutzes in der "Trockenaue" des Oberrheins. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **28** (5): 153-154
- GILCHER, S. & BRUNS, D. 1999. *Renaturierung von Abbaustellen.* Stuttgart. 355 S.
- GLAVAC, V. 1996. *Vegetationsökologie: Grundfragen, Aufgaben, Methoden.* Gustav Fischer Verlag, Jena. 358 S.
- GÖRINGER, S. 1988. Waldbiotopkartierung Bühl. Biotopbewertung in Wäldern der Rheinaue. *Mitt. d. forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Bad.-Württ.* **140**. 119 S.
- GÖRS, S. 1974. Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergießen. In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (Hrsg.): *Das Taubergießengebiet, eine Rheinauenlandschaft.* Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs, Band 7: 355-399
- GOYEAU, H. & FABLET, G. 1982. Etude du stock de semences de mauvaises herbes dans le sol: le problème de l'échatillonnage. *Agronomie* **2** (6): 545-552
- GREEN, D. S. 1983. The efficacy of dispersal in relation to safe site density. *Oecologia* **56**: 356-358
- GREENE, D. F. & JOHNSON, E. A. 1989. A model of wind dispersal of winged or plumed seeds. *Ecology* **70** (2): 339-347
- GRIME, J. P.; HODGSON, J. G. & HUNT, R. 1988. *Comparative plant ecology: A functional approach to common British species.* Unwin Hyman, London. 742 S.
- HANF, M. 1999. *Ackerunkräuter Europas mit ihren Keimlingen und Samen.* 4. Auflage, BLV Verlagsgesellschaft, München. 496 S.
- HARMS, H.; PHILIPPI, G. & SEYBOLD, S. 1983. Verschollene und gefährdete Pflanzen in Baden-Württemberg. Rote Liste der Farne und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) 2. neu bearbeitete Fassung, Stand 01.05.1983. *Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* **32**: 157 S.
- HASSEL, F. J. 1965. Der Rhein in römischer Zeit. *Beitr. z. Rheinkunde* **17**: 12-15
- HERINGER, J. (Hrsg.) 1984. Schutz von Trockenbiotopen – Trockenstandorte aus zweiter Hand: Fachseminar 5.-6. Juni 1984. *Laufener Seminarbeiträge* **5**: 55 S.
- HONSELL, M. 1885. Die Korrektion des Oberrheines von der Schweizer Grenze unterhalb Basel bis zur Grossherzoglich Hessischen Grenze unterhalb Mannheim, insbesondere der Badische Antheil an dem Unternehmen. *Beitr. z. Hydrographie d. Großherzogthums Baden* **3** Mit einem Atlas
- HOPPES, W. G. 1988. Seedfall pattern of several species of bird-dispersed plants in an Illinois woodland. *Ecology* **69** (2): 320-329
- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **13**: 201-228

- HÜGIN, G. & HENRICHFREISE, A. 1992. Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue. Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 24. 48 S.
- HUGHES, L.; DUNLOP, M.; FRENCH, C.; LEISHMAN, M. R.; RICE, B.; RODGERSON, L. & WESTOBY, M. 1994. Predicting dispersal spectra: A minimal set of hypotheses based on plant attributes. *J. Ecol.* **82**: 933-950
- HUPPMANN, O.; PFARR, U. & STAEBER, H. M. 2000. Die Planung eines Hochwasserrückhalteraumes am südlichen Oberrhein zwischen Basel und Breisach - Hochwasserschutz und Naturschutz Hand in Hand. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.). *Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein*. Regionalkultur, Ubstadt-Weiher. 35-50 S.
- HYATT, L. A. & CASPER, B. B. 2000. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *J. Ecol.* **88**: 516-527
- INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ BÜHL (ILN). 1999a. *Rückhalteraum südlich Kulturwehr Breisach. Karte: Vegetations- und Biotoptypenkartierung. 1:5000*. Unveröffentlicht.
- INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ BÜHL (ILN). 1999b. *Rückhalteraum südlich des Kulturwehres Breisach. Tieferlegung des 90-Meter-Streifens. Sondergutachten zur UVS. Biotoptypenkartierung*. Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein – Projektgruppe Breisach. 33 S. Unveröffentlicht.
- INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ BÜHL (ILN). 1999c. *Rückhalteraum südlich Kulturwehr Breisach. Tieferlegung des 90-Meter-Streifens. Sondergutachten zur UVS. Raumbedeutsame Pflanzenarten*. Unveröffentlicht.
- ISSLER, E. 1942. Vegetationskunde der Vogesen. *Pflanzensoziologie* **5**: 192 S.
- IZHAKI, I.; WALTON, P. B. & SAFRIEL, U. N. 1991. Seed shadows generated by frugivorous birds in an eastern Mediterranean scrub. *J. Ecol.* **79**: 575-590
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *Am. Nat.* **104**: 501-528
- JENSEN, T. S. 1985. Seed-seed predator interactions of European beech, *Fagus sylvatica* and forest rodents, *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Oikos* **44**: 149-156
- JENSEN, T. S. & NIELSEN, O. F. 1986. Rodents as seed dispersers in a heath-oak wood succession. *Oecologia* **70**: 214-221
- JÜRGING, P. & GRÖBMAIER, W. 1984. Neuschaffung und Sicherung von Trockenbiotopen bei wasserbaulichen Maßnahmen. *Laufener Seminarbeiträge* **5**: 35-43
- KLAIBER, G.; PFARR, U. & KUHN, S. 1997. *Der Oberrhein im Wandel*. 1. Auflage, Lahr. Heft 16.
- KÖPPEN, W. 1972. *Das geographische System der Klimate. Handbuch der Klimatologie, Bd. 1, Teil C*. Kraus, Nendeln. 44 S.
- KOHLERMANN, L. 1950. Untersuchungen über die Windverbreitung der Früchte und Samen mitteleuropäischer Waldbäume. *Forstwiss. Zentralbl.* **69** (11): 606-624
- KOLLMANN, J. 1994. Ausbreitungsökologie endozoochorer Gehölzarten. Naturschutzorientierte Untersuchungen über die Rolle von Gehölzen bei der Erhaltung, Entwicklung und Vernetzung von Ökosystemen. *Veröff. PAÖ*. 212 S.

- KOLLMANN, J. 1997. Hypotheses on the regeneration niche of fleshy-fruited species in natural forest gaps and edges in Central Europe. *Verh. GfÖ* **27**: 85-91
- KOLLMANN, J. & GOETZE, D. 1998. Notes on seed traps in terrestrial plant communities. *Flora* **193**: 31-40
- KOLLMANN, J. & PIRL, M. 1995. Spatial pattern of seed rain of fleshy-fruited plants in a scrubland-grassland transition. *Acta Oecologica* **16**: 313-329
- KORNECK, D. 1974. Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. *Schr.-R. f. Vegetationskde.* **7**: 196 S.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H. 1988. Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. *Schr.-R. f. Vegetationskde.* **19**: 210 S.
- KRAUSE, W.; HÜGIN, G. & BNL (BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE). 1987. Ökologische Auswirkungen von Altarmverbundsystemen am Beispiel des Altrheinausbaus. *Natur und Landschaft* **62** (1): 9
- KROPÁČ, Z. 1966. Estimation of weed seeds in arable soil. *Pedobiologia* **6**: 105-128
- KÜHN, A. & WENDL, P. 1999. *Rückhalteraum südlich des Kulturwehres Breisach. Tieferlegung des 90-Meter-Streifens. Sondergutachten zur UVS - Vegetationskartierung.* Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) - Arbeitsgruppe Landschafts- und Umweltplanung (AGL), Ötigheim. 52 S. Unveröffentlicht.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.). 2000. *Vom Wildstrom zur Trockenau. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein.* Regionalkultur, Ubstadt-Weiher. 496 S.
- LAUTERBORN, R. 1917. Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms. *Sitzungsber. der Heidelberger Akademie der Wissenschaften, Math.-Naturwiss. Klasse, Abt. B* **5**: 1-70
- LESER, H. 1976. *Landschaftsökologie.* Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 432 S.
- LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. 1996. Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskde.* **28**: 744 S.
- LUFTENSTEINER, H. W. 1982. Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. *Bibl. Bot.* **125**: 1-68
- MARGALEF, R. 1986. *Ecología.* Omega Verlag, Barcelona.
- MATTEUCCI, S. & COLMA, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación.* OEA, Monografía 22, Serie Biología. 168 S.
- MATURANA, H. & VARELA, F. 1984. *El árbol del conocimiento.* Universitaria/OEA, Santiago de Chile.
- MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J. H. 1962. *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands.* Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg. 608 S.
- MICHELS, F. X. 1973. Die Entstehungsgeschichte des Rheins. *Beitr. z. Rheinkunde* **25**: 3-24

- MILTON, S. J.; DEAN, W. R. J. & KLOTZ, S. 1997. Effects of small-scale animal disturbances on plant assemblages of set-aside land in Central Germany. *J. Veg. Science* **8**: 45-54
- MORIN, E. 1986. *El método I. La naturaleza de la Naturaleza*. 2. Auflage, Cátedra-Verlag, Madrid. 448 S.
- MÜHLENBERG, M. 1993. *Freilandökologie*. 3. Auflage, Quelle & Meyer, Heidelberg-Wiesbaden.
- MÜLLER, T. 1974a. Zur Kenntnis einiger Pioniergesellschaften im Taubergießengebiet. In: LANDESSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): *Das Taubergießengebiet, eine Rheinauenlandschaft*. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs, Band 7: 284-305
- MÜLLER, T. 1974b. Gebüschgesellschaften im Taubergießengebiet. In: LANDESSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): *Das Taubergießengebiet, eine Rheinauenlandschaft*. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs, Band 7: 400-421
- MÜLLER, T. & OBERDORFER, E. 1974. Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. d. Landesstelle f. Naturschutz u. Landschaftspf. Bad.-Württ.* **6**. 46 S.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. 1977. Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. *Veröff. des Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel*, **61**. 226 S.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. 1986. Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel* **85**: 263 S.
- NEUMANN, CH.; BRECHTEL, F.; BAUM, F. & SCHMID-EGGER, CH. 1996. Auen ohne Wasser? Kein Zielkonflikt "Auenarten versus Trockenau". *Naturschutz und Landschaftsplanung* **28** (8): 249-250
- OBERDORFER, E. 1957. Süddeutsche Pflanzengesellschaften. *Pflanzensoziologie* **10**: 164 S.
- OBERDORFER, E. 1992. *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV. Wälder und Gebüsche*. Gustav Fischer Verlag, Jena/Stuttgart/New York. 580 S.
- OBERDORFER, E. 1993a. *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II. Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren*. 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena/Stuttgart/New York. 355 S.
- OBERDORFER, E. 1993b. *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften*. 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena/Stuttgart/New York. 455 S.
- OBERDORFER, E. 1994. *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. 7. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1050 S.
- OBERDORFER, E. 1998. *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I. Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften*. 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena/Stuttgart/New York. 311 S.
- OKUBO, A. & LEVIN, S. A. 1989. A theoretical framework for data analysis of wind dispersal of seeds and pollen. *Ecology* **70** (2): 329-338
- PASSARGE, H. 1977. Über Initialfluren der Sedo-Scleranthetea auf pleistozänen Böden. *Feddes Rept.* **88**: 503-525
- PEART, D. R. 1989. Species interactions in a successional grassland. I. Seed rain and seedling recruitment. *J. Ecol.* **77**: 236-251

- PEART, M. H. 1979. Experiments on the biological significance of the morphology of seed-dispersal units in grasses. *J. Ecol.* **67**: 843-863
- PEART, M. H. 1981. Further experiments on the biological significance of the morphology of seed-dispersal units in grasses. *J. Ecol.* **69**: 425-436
- PEART, M. H. 1984. The effects of morphology, orientation and position of grass diaspores on seedling survival. *J. Ecol.* **72**: 437-453
- PEART, M. H. & CLIFFORD, H. T. 1987. The influence of diaspore morphology and soil-surface properties on the distribution of grasses. *J. Ecol.* **75**: 569-576
- PFEIFER, H. H. 1962. Über die Bewertung der Geselligkeitszahlen bei pflanzensoziologischen Aufnahmen. *Mitt. d. florist.-soziolog. Arbeitsgemeinschaft* **9**: 43-50
- PFLUG, R. 1982. Bau und Entwicklung des Oberrheingrabens. *Erträge der Forschung* **184**. 145 S.
- POSCHLOD, P. 1991. Diasporenbanken in Böden – Grundlagen und Bedeutung. In: SCHMID, B. & STÖCKLIN, J. (Hrsg.) *Populationsbiologie der Pflanzen*. Birkhäuser-Verlag, Basel: 15-35
- POSCHLOD, P. 1993. Die Dauerhaftigkeit von generativen Diasporenbanken in Böden am Beispiel von Kalkmagerrasenpflanzen und deren Bedeutung für den botanischen Arten- und Biotopschutz. *Verh. GfÖ* **22**: 229-240
- POSCHLOD, P. & BINDER, G. 1992. Die Bedeutung der Diasporenbank in Böden für den botanischen Arten- und Biotopschutz – Literaturlauswertung und Forschungsdefizite. In: HENKE, K. & KAULE, G. Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. *Ber. aus der ökologischen Forschung, Bd. 4*: 180-192
- POSCHLOD, P.; DEFFNER, A.; BEIER, B. & GRUNICKE, U. 1991. Untersuchungen zur Diasporenbank von Samenpflanzen auf beweideten, gemähten, brachgefallenen und aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorten. *Verh. GfÖ* **20**: 893-904
- POSCHLOD, P. & JACKEL, A. K. 1993. Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. I. Jahreszeitliche Dynamik des Diasporenschlags und der Diasporenbank auf zwei Kalkmagerrasenstandorten der Schwäbischen Alb. *Flora* **188**: 49-71
- PRIGOGINE, I. 1988. *¿Tan sólo una ilusión? Una exploración del caos al orden*. 2. Afulage, Tusquets, Barcelona. 332 S.
- RADEMACHER, M. 2001. *Untersuchungen zur Vegetationsdynamik anthropogener Kiesflächen der Oberrheinebene unter Berücksichtigung landschaftsökologischer und naturschutzfachlicher Belange*. Diss. Fakultät f. Biologie der Albert-Ludwig-Univ. Freiburg i. Br., Freiburg. 311 S. + Anhang.
- RAST, G. 1992. Wasserbau und Naturschutz an großen Flüssen - Konflikte, Möglichkeiten zur Zusammenarbeit. *Ber. d. Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt* **5**:12-21
- RAUNKIAER, C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford.
- REICHELDT, G. 1986. *Laßt den Rhein leben. Strom im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie*. Cornelsen-Velhagen und Klasing Verlag. Bielefeld. 110 S.

- REICHELT, G. & WILMANN, O. 1973. *Vegetationsgeographie*. Westermann, Braunschweig. 210 S.
- REIF, A. 1996. Die Vegetation der Trockenaue am Oberrhein zwischen Müllheim und Breisach. *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i Br.* **84/85**: 81-150
- REIF, A. 1997. Zielkonflikte im Naturschutz am Oberrhein. Kontroversen und ihre Ursachen am Beispiel der Trockenaue bei Breisach. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **29** (4): 101-107
- REIF, A. 2000. Auswirkungen von Wildtieren und Jagd auf die Vegetation und das Landschaftsbild im Bereich der Trockenaue des südlichen Oberrheins. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.). *Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein*. Regionalkultur, Ubstadt-Weiher. 157-170 S.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG. 2002. *Das Regierungspräsidium informiert. Rückhalteraum Weil – Breisach. Tieferlegung von Vorlandflächen. Kurzfassung*. Regierungspräsidium Freiburg, Freiburg. 20 S.
- RIECKEN, U.; RIES, U. & SSYMANK, A. 1994. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* **41**: 184 S.
- ROBERTS, H. A. 1981. Seed banks in soils. In: Coaker, T. H. (Hrsg.) *Advances in biology, Vol VI*. Academic Press Inc., London: 1-55
- ROTHMALER, W. 1999. *Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband*. 17. bearbeitete Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin. 640 S.
- ROTHMALER, W. 2000. *Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Atlasband*. 10. durchges. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin. 753 S.
- SACHS, L. 1992. *Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden*. 7. völlig neu bearbeitete Auflage. Springer-Verlag, Berlin. 846 S.
- SAUTTER, R. 1994. Untersuchungen zur Diasporen- und Samenökologie in bedrohten Pflanzengesellschaften sandiger Böden. *Diss. Bot.* **226**: 155 S.
- SCHÄFER, B. C. 1995. *Überwinterung von Unkräutern und deren Auswirkungen auf Bekämpfungsentscheidungen in Winterweizen nach Schadensschwellen im frühen Nachauflauf*. Diss. Univ. Göttingen. 104 S.
- SCHÄFER, W. 1973a. Der Oberrhein, sterbende Landschaft?. *Natur und Museum* **103** (1): 1-29
- SCHÄFER, W. 1973b. Der Oberrhein, sterbende Landschaft?. *Natur und Museum* **103** (4): 110-123
- SCHEIFELE, M. 1955. Der sterbende und versteppende Auewald am Oberrhein. *Der Forstmann in Bad.-Württ.* **9**: 7-8
- SCHEIFELE, M. 1962. Die Grundwasserabsenkung am Oberrhein. *Allgem. Forst- u. Jagdztg* **9**: 204-213
- SCHENKER, A. 1996. Streitpunkt Auenschutz am Oberrhein. Auskiesung nicht verwerfen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **28** (7): 218-219
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H. P. & STAHR, K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum: eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler*. 2. neubearbeitete Auflage, Blackwell-Wiss.-Verlag, Berlin. 295 S.

- SCHMIDT, B. 1996. Flussnahe Trockenstandorte „Heissbrenni“ am südlichen Oberrhein – Mikroklima, Vegetation und Gefährdung. *Bauhinia* **11** (4): 269-286
- SCHMITT, T. 1989. Xerothermvegetation an der Unteren Mosel. *Giessener Geographische Schriften* **66**. 188 S.
- SCHOCH, W.; PAWLIK, B. & SCHWEINGRUBER, F. H. 1988. *Botanische Makroreste. Ein Atlas zur Bestimmung häufig gefundener und ökologisch wichtiger Pflanzensamen*. Paul Haupt, Bern. 227 S.
- SCHOLZ, H. 1993. *Elytrigia arenosa* (Graminea) - ein mitteleuropäischer Relikt-Endemit. *Bot. Jahrb. Syst.* **115** (3): 351-366
- SCHOPP-GUTH, A. 1993. Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. *Diss. Bot.* **204**: 165 S.
- SCHUPP, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* **107/108**: 15-29
- SCHUSTER, H. J. 1984. Schaffung von Trockenbiotopen – Anlage, Bedingungen, Substrate. *Laufener Seminarbeiträge* **5**: 8-22
- SCHWARZER, A. 1992. *Wasserpflanzengesellschaften in Auegewässern des Oberrheins. Ein Beitrag zur biogeographischen Raumanalyse von Flußauen*. Diplomarbeit Univ. des Saarlandes, Saarbrücken.
- SCHWARZMANN, H. 1951. Das Verhalten der Grundwasserbestände in der Oberrheinebene zwischen Basel und Mannheim. *Gas- und Wasserfach* **18**: 224-228
- SCHWARZMANN, H. 1954. Auswirkungen des französischen Rheinseitenkanals auf die Grundwasserverhältnisse in der Oberrheinebene. *Gas- und Wasserfach* **16**: 503-508
- SCHWARZMANN, H. 1964. War die Tulla'sche Oberrheinkorrektion eine Fehlleistung im Hinblick auf ihre Auswirkungen? *Wasserwirtschaft* **54** (10): 279-287
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1992a. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 3*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 483 S.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1992b. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 4*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 362 S.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1993a. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 1*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 624 S.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1993b. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 2*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 451 S.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1996a. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 5*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 539 S.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1996b. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 6*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 577 S.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1998a. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 7*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 595 S.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. 1998b. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 8*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 540 S.

- SHELDON, J. C. 1974. The behaviour of seeds in soil. III. The influence of seed morphology and the behaviour of seedlings on the establishment of plants from surface-lying seeds. *J. Ecol.* **62**: 47-66
- SIMEON, U. 1928. *Samenbildung und Samenverbreitung bei den in der Schweiz unterhalb der Waldgrenze wachsenden Pflanzen*. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule in Zürich. 139 S.
- SLEUMER, H. 1933. Die Pflanzenwelt des Kaiserstuhls. In: Lais, R. (Hrsg.) *Der Kaiserstuhl. Eine Naturgeschichte des Vulkangebirges am Oberrhein*. Bad. Landesverein f. Naturkde. U. Naturschutz, Freiburg i. Br.: 158-268
- SOLMSDORF, H.; LOHMEYER, W. & MRASS, W. 1975. Ermittlung und Untersuchung der schutzwürdigen und naturnahen Bereiche entlang des Rheins (Schutzwürdige Bereiche im Rheintal). *Schr.-R. f. Landespfl. u. Naturschutz* 11: 163 S.
- STEINER, L. & BOGENRIEDER, A. 1989. Zur Ökologie des Sanddornbusches am Südlichen Oberrhein. *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br.* **77/78**: 49-66
- STOYAN, D.; STOYAN, H. & JANSEN, U. 1997. *Umweltstatistik. Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten*. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart - Leipzig. 348 S.
- SWEDAN, A. H. 1970. *Keimversuche mit Samen verschiedener Unkrautarten unter Laborbedingungen*. Dissertation Universität Hohenheim. 57 S.
- TACKENBERG, O. 2001. *Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Modellierung des Windausbreitungspotentials und regelbasierte Ableitung des Fernausbreitungspotentials*. Dissertation, Philipps-Universität Marburg. 99 S + Anhang.
- THOMPSON, K. 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acid grassland. *J. Ecol.* **74**: 733-738
- THOMPSON, K.; BAKKER, J. P. & BEKKER, R. M. 1997. *The soil seed banks of North Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press. 276 S.
- THOMPSON, K. & GRIME, J. P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J. Ecol.* **67**: 893-921
- TRAUTMANN, W. 1966. Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1: 200 000 81.85 Minden.- *Schr.-R. f. Vegetationskde* **1**: 134 S.
- TREIBER, R. 1997. Vegetationsdynamik unter dem Einfluss des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen der elsässischen Harth. *Z. Ökologie u. Naturschutz*, **6**: 83-95
- TULLA, J. G. 1825. *Über die Rektifikation des Rheins von seinem Austritt aus der Schweiz bis zu seinem Eintritt in das Großherzogtum Hessen*. Karlsruhe. 60 S.
- ULLMANN, I. 1984. Schutz und Pflege artenreiche Trockenrasen an Verkehrswegen. *Laufener Seminarbeiträge* **5**: 44-55
- VAN DER PIJL, L. 1982. *Dispersal in higher plants*. 3. revised and expanded edition, Springer, Berlin. 214 S.
- VARELA, F. 1990. *Conocer. Las ciencias cognitivas: tendencias y perspectivas. Cartografía de las ideas actuales*. Gedisa-Verlag, Barcelona. 120 S.

- VENABLE, D. L. & BROWN, J. S. 1993. The population-dynamic functions of seed dispersal. *Vegetatio* **107/108**: 31-55
- VIESER, H. J. 1985. Hochwasserverschärfung durch Ausbau des Oberrheins. *Wasserbau-Mitt. d. TH Darmstadt* **24**: 31-45
- VOGEL, O. 1969. Bestockung im Trockengebiet Oberrhein. Eine volkswirtschaftliche und landeskulturelle Aufgabe. *Schr.-R. Landesforstverw. Bad.-Württ.* **26**. 151 S.
- VON BERTALANFFY, L. 1972. *Systemtheorie*. Colloquium-Verlag, Berlin. 198 S.
- VON FOERSTER, H. 1991. *Las semillas de la cibernética. Obras escogidas*. Gedisa-Verlag, Barcelona. 221 S.
- VON ITTNER, F. 1819. Über die Bildung der Rhein-Inseln im Breisgau. *Eleutheria* **1** (2): 193-227
- VON ROCHOW, M. 1951. Die Pflanzengesellschaften des Kaiserstuhls. *Pflanzensoziologie* **8**: 140 S.
- WAGENSBERG, J. (Hrsg.). 1992. *Proceso al azar*. Tusquets-Verlag, Barcelona. 215 S.
- WILKINSON, D. M. 1997. Plant colonization: are wind dispersed seeds really dispersed by birds at larger spatial and temporal scales? *J. Biogeography* **24**: 61-65
- WILMANN, O. 1989. *Ökologische Pflanzensoziologie*. 4. überarbeitete Auflage. Heidelberg/Wiesbaden. Quelle und Meyer.
- WILMANN, O. & WIMMENAUER, W. 1989. *Der Kaiserstuhl. Gesteine und Pflanzenwelt*. 3. neubearbeitete Auflage. Eugen Ulmer-Verlag, Stuttgart. 244 S.
- WITSCHEL, M. 1980. Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbaden. Vegetationskundliche Untersuchungen und die Entwicklung eines Wertmodells für den Naturschutz. *Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* **17**: 217 S.
- ZINTZ, K.; ROTHMUND, D. & RAHMANN, H. 1993. Kiesgruben im Voralpenland – schützenswerte Ersatzlebensräume? *Verh. GfÖ* **22**: 123-127

VIII. ANHANG

- Abbildung 2. Lage der Diasporenfallen und der ausgewählten Flächen für die Untersuchung der Diasporenbank im Boden

- Braun-Blanquet-Methode
- Tabelle 2. Epilobio-Scrophularietum caninae
- Tabelle 3. Cerastietum pumili, Xerobrometum und Mesobrometum
- Tabelle 4. Ruderalgesellschaften
- Tabelle 5. Pruno-Ligustretum
- Tabelle 6. Salici-Hippophaëtum
- Tabelle 7. Carici-Tilietum
- Tabelle 8. *Pinus sylvestris*-Forst

- Mikroklimadaten
- Tabelle 9 a) Station 4: Carici albae-Tilietum cordatae
- b) Station 3: Pruno-Ligustretum
- c) Station 2: Mesobrometum
- d) Station 1: Cerastietum pumili

Abbildung 2. Lage der Diasporenfalle und der ausgewählten Flächen für die Untersuchung der Diasporenbank im Boden entlang der Transekten.
 Es bedeutet:  : Diasporenfalle,  : Stelle der Bodenprobenentnahme. (Beschreibung der Vegetationsgesellschaften im Kapitel II)

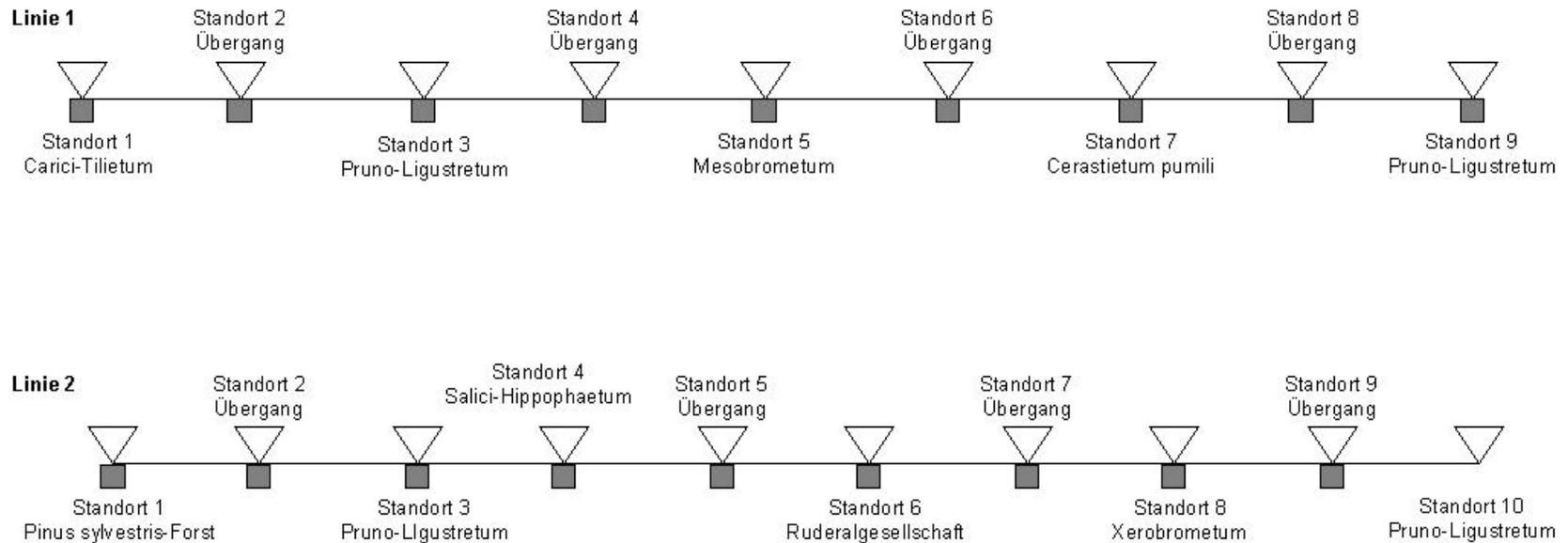


Abbildung 2. Fortsetzung. Lage der Diasporenfallen und der ausgewählten Flächen für die Untersuchung der Diasporenbank im Boden entlang der Transekten. Es bedeutet:  : Diasporenfalle,  : Stelle der Bodenprobenentnahme. (Beschreibung der Vegetationsgesellschaften im Kapitel II)

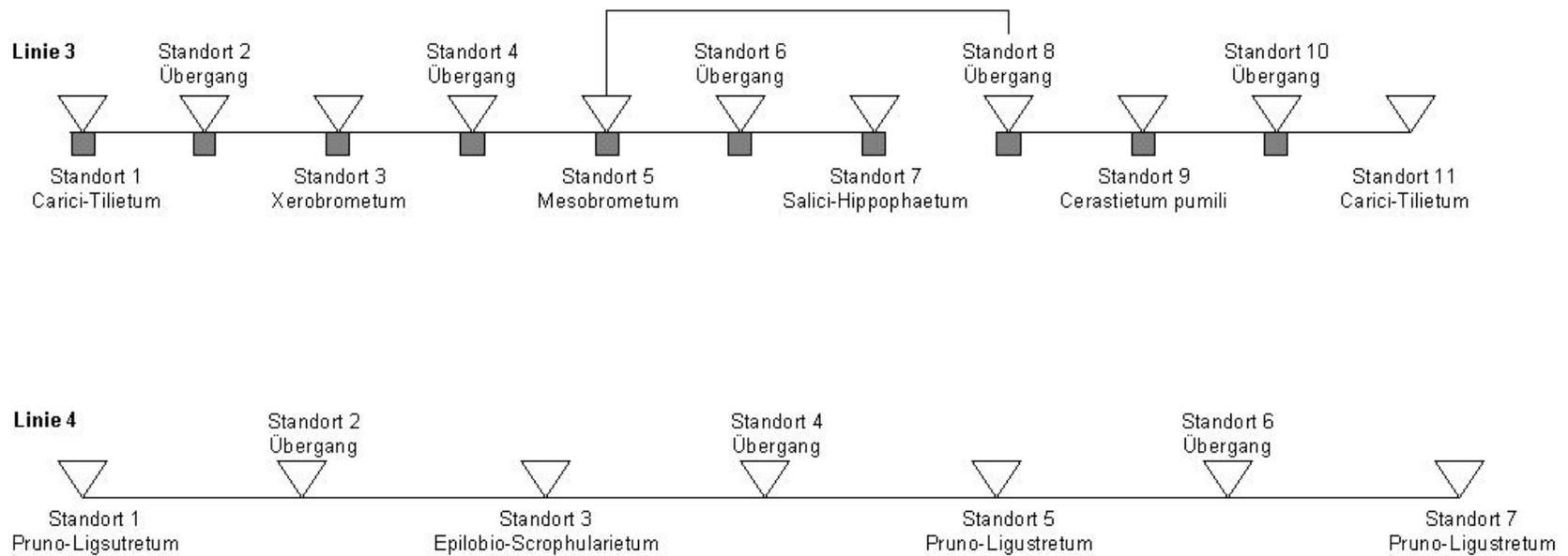


Abbildung 2. Fortsetzung. Lage der Diasporenfallen und der ausgewählten Flächen für die Untersuchung der Diasporenbank im Boden entlang der Transekte.
Es bedeutet:  : Diasporenfalle,  : Stelle der Bodenprobenentnahme. (Beschreibung der Vegetationsgesellschaften im Kapitel II)

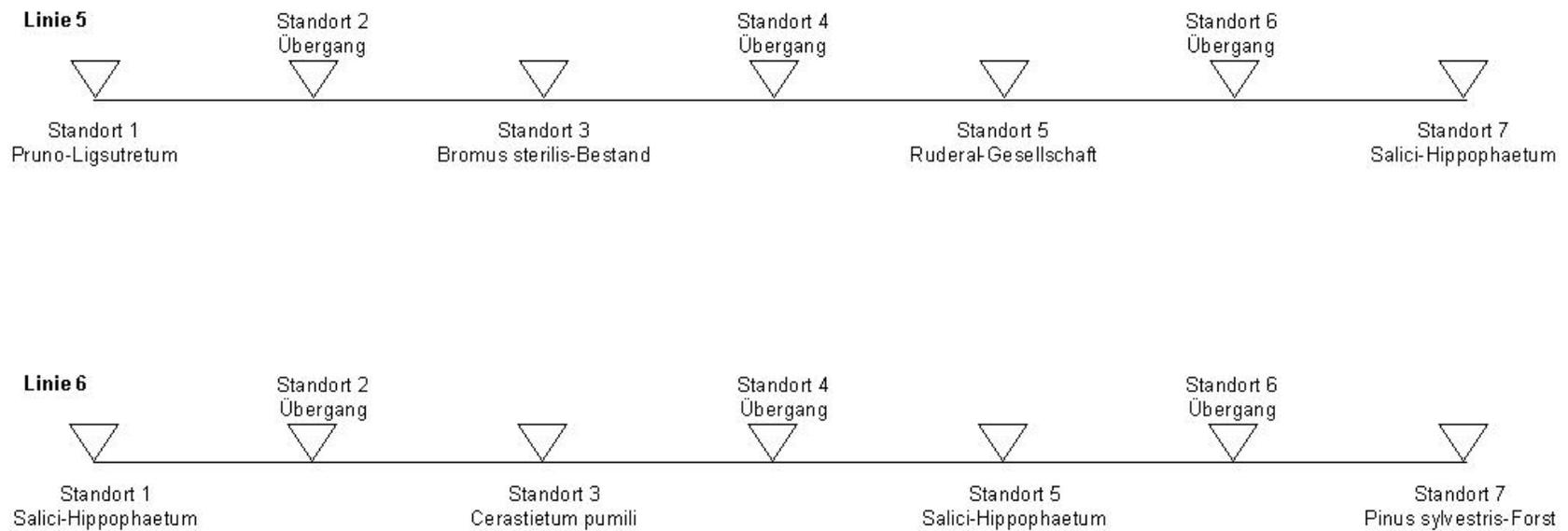


Abbildung 2. Fortsetzung. Lage der Diasporenfallen und der ausgewählten Flächen für die Untersuchung der Diasporenbank im Boden entlang der Transekten.
Es bedeutet:  : Diasporenfalle,  : Stelle der Bodenprobenentnahme. (Beschreibung der Vegetationsgesellschaften im Kapitel II)

Linie 7

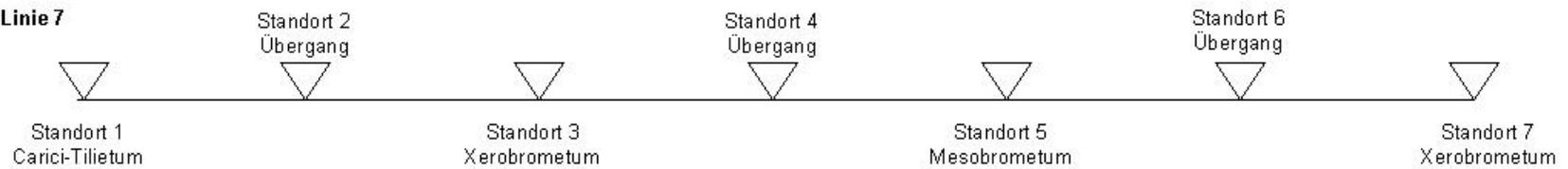


Tabelle 2. Epilobio-Scrophularietum caninae

Transecte-Nr.	4	4
Vegetationseinheit	3	3
Aufnahmenummer	19s	19f
Flächengröße (m2)	16	16
<u>Krautschicht 2</u>		
Deckung (%)	15	10
Höhe (m)	1-0,3	0,8-0,2
<u>Krautschicht 1</u>		
Deckung (%)	30	25
Höhe (m)	< 0,3	< 0,2
<u>Moosschicht</u>		
Deckung (%)	< 5	< 5
<u>Freier Boden (%)</u>		
Artenzahl	35	15
Datum	26	24
	08.2000	05.2001
A Epilobio-Scrophularietum caninae		
<i>Scrophularia canina</i> K2	+1	+1
K Thlaspietea rotundifolii		
<i>Inula conyzae</i> K2	2b.1	.
<i>Inula conyzae</i> K1	2b.1	1.1
Begleiter		
<i>Populus nigra</i> K2	+1	+1
<i>Betula pendula</i> K2	+1	r.1
<i>Melica nutans</i> K2	.	1.2
<i>Ligustrum vulgare</i> K1	.	+1
<i>Crataegus monogyna</i> K2	.	r.1
<i>Crataegus monogyna</i> K1	+1	+1
<i>Clematis vitalba</i> K1	+2	+1
<i>Carex flacca</i> K2	1.1	1.2
<i>Hieracium bauhini</i> K1	+1	.
<i>Hieracium</i> sp. K1	+1	.
<i>Viola hirta</i> K1	.	+1
<i>Thlaspi perfoliatum</i> K1	.	1.1
<i>Origanum vulgare</i> K2	1.1	.
<i>Origanum vulgare</i> K1	2a.1	2b.2
<i>Potentilla neumanniana</i> K1	+2	.
<i>Helianthemum nummularium</i> K1	+2	1.2
<i>Conyza canadensis</i> K2	+1	.
<i>Conyza canadensis</i> K1	1.1	.
<i>Euphorbia cyparissias</i> K2	.	+1
<i>Euphorbia cyparissias</i> K1	2a.1	1.1
<i>Brachypodium pinnatum</i> K2	1.2	.
<i>Brachypodium pinnatum</i> K1	.	+2
<i>Sanguisorba minor</i> K2	.	+1
<i>Sanguisorba minor</i> K1	1.1	1.1
<i>Hypericum perforatum</i> K1	1.1	+1
<i>Cerastium glomeratum</i> K1	.	1.1
<i>Taraxacum officinale</i> K1	.	+1
<i>Picris hieracioides</i> K2	r.1	.
<i>Crepis capillaris</i> K1	r.1	.
<i>Lactuca virosa</i> K2	+1	.
<i>Echium vulgare</i> K1	r.1	.
<i>Veronica arvensis</i> K1	.	1.1
<i>Mercurialis annua</i> K1	r.1	.
<i>Myosotis ramosissima</i> K1	.	1.1
Begleiter: Stör- und Nährstoffzeiger		
<i>Solidago gigantea</i> K1	r.1	.
<i>Rubus caesius</i> K1	+1	r.1
<i>Glechoma hederacea</i> K1	.	1.2
<i>Calamagrostis epigejos</i> K1	.	+1
<i>Cirsium vulgare</i> K2	r.1	.
<i>Cirsium vulgare</i> K1	+1	.
<i>Conium maculatum</i> K2	r.1	.
<i>Verbascum thapsus</i> K1	r.1	.

Tabelle 3.

1: Mesobrometum

1a: Ausbildung von *Anacamptis pyramidalis*

1b: Ausbildung von *Carex flacca*

2: Xerobrometum: kennartenarme Ausbildung

3: Cerastietum pumili

Transekte-Nr.	1a		1b				2						3								
	1	1	7	7	3	3	7	7	3	3	2	2	2	7	7	3	3	6	6	1	1
Vegetationseinheit	5	5	5	5	5	5	3	3	3	3	8	8	7	7	9	9	3	3	7	7	
Aufnahmenummer	3s	3f	32s	32f	14s	14f	31s	31f	13s	13f	10s	10f	33s	33f	16s	16f	27s	27f	4s	4f	
Flächengröße (m2)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	
Krautschicht 2																					
Deckung (%)	10	60	70	60	15	30	10	70	5	40	85	40	10	20	15	20	65	20	10	20	
Höhe (m)	1,3-0,7	1-0,5	1-0,3	1,2-0,3	1,2-0,6	0,8-0,3	0,8-0,3	1-0,3	1-0,2	0,8-0,2	0,7-0,3	1-0,3	0,8-0,3	0,8-0,2	0,7-0,3	0,8-0,2	1-0,2	0,8-0,2	0,9-0,4	0,8-0,2	
Krautschicht 1																					
Deckung (%)	70	30	25	40	90	60	85	20	60	40	15	40	75	60	40	30	25	45	70	70	
Höhe (m)	< 0,7	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,6	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,4	< 0,2	
Moosschicht																					
Deckung (%)		< 5							15	15		< 5	15	10	50	50	30	30			
Freier Boden (%)							5	10	10	15	24	26	21	23	5	50	30	30	19	20	
Artenzahl	22	28	21	24	19	26	25	24	17	16	24	26	21	23	18	18	19	25	19	20	
Datum	08.2000	05.2001	08.2000	05.2001	07.2000	05.2001	08.2000	05.2001	07.2000	05.2001	07.2000	05.2001	08.2000	05.2001	07.2000	05.2001	08.2000	05.2001	08.2000	05.2001	
A Cerastietum pumili																					
<i>Cerastium pumilum</i> K1	.	1.2	
<i>Cerastium glutinosum</i> K1	.	1.2	
<i>Cerastium brachypetalum</i> K1	2b.3	
V Alyso alyssoides-Sedion albi, O Sedo-Scleranthetalia, K Sedo-Scleranthetea																					
<i>Saxifraga tridactylites</i> K1	r.1
<i>Sedum sexangulare</i> K1	1.2	2m.2	2a.2	2m.2	2m.2	2m.2	2a.2	2a.2	.	.	2m.2	2m.3	.	.	
<i>Thymus pulegioides</i> K1	1.2	1.2	2a.2	2m.2	.	.	2a.3	1.2	2m.2	1.2	1.3	1.2	
<i>Thlaspi perfoliatum</i> K1	1.1	
<i>Arenaria leptoclados</i> K1	.	1.1	
<i>Arenaria serpyllifolia</i> K1	.	1.1	1.2	1.1	.	.	
<i>Taraxacum laevigatum</i> K1	.	.	.	+	.	r.1	
<i>Echium vulgare</i> K1	r.1	+	.	.	.	r.1	.	.	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	+	
<i>Erodium cicutarium</i> K1	
<i>Veronica arvensis</i> K1	.	1.1	1.2	2m.1	
<i>Myosotis ramosissima</i> K1	+	1.1	
<i>Potentilla argentea</i> K1	1.2	
<i>Acinos arvensis</i> K1	+	
A Xerobrometum, V Xerobromion																					
<i>Teucrium montanum</i> K1	2b.2	1.2	
<i>Globularia bisnagarica</i> L. K1	+	1.2	
A Mesobrometum																					
<i>Ophrys holoserica</i> K1	.	.	r.1	1.1	.	.	+	+	.	.	r.1	.	.	+	
<i>Anacamptis pyramidalis</i> K1	.	+	.	.	.	r.1	
V Mesobromion erecti																					
<i>Carlina vulgaris</i> K1	1.1	r.1	+	+	
<i>Ranunculus bulbosus</i> K1	.	.	.	r.1	
<i>Medicago lupulina</i> K1	+	
<i>Centaurium erythraea</i> K1	r.1	
<i>Muscari neglectum</i> K1	1.1	
O Brometalia erecti																					
<i>Potentilla neumanniana</i> K1	+	.	1.2	1.2	2a.3	1.2	+	.	1.2	1.2	1.2	1.2	.	.	
<i>Helianthemum nummularium</i> K2	2a.2	
<i>Helianthemum nummularium</i> K1	.	.	+	.	.	.	1.2	1.2	.	1.2	1.2	.	1.2	1.2	1.3	1.2	2a.2	1.2	.	.	
<i>Bromus erectus</i> K2	.	.	.	2a.1	.	.	.	3.3	.	1.2	2a.4	1.1	.	1.2	1.1	2a.2	
<i>Bromus erectus</i> K1	.	.	1.1	.	.	.	3.4	3.3	+	.	
<i>Arabis hirsuta</i> K2	1.1	
<i>Arabis hirsuta</i> K1	+	1.1	.	.	.	

Tabelle 4. Ruderalgesellschaften

1: Sukzessionsfläche (Ordnung Polygono-Chenopodietalia)

2: Bromus sterilis-Bestand (Verband Sisymbion officinalis)

Transecte-Nr.	1		2	
	2	2	5	5
Vegetationseinheit	6	6	3	5
Aufnahmenummer	9s	9f	23f	24f
Flächengröße (m ²)	16	16	16	16
<u>Krautschicht 2</u>				
Deckung (%)	20	65	50	70
Höhe (m)	1,3-0,5	1-0,3	1-0,3	1,2-0,3
<u>Krautschicht 1</u>				
Deckung (%)	55	35	50	35
Höhe (m)	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,3
<u>Moosschicht</u>				
Deckung (%)				
<u>Freier Boden (%)</u>				
Artenzahl	30			
Datum	23	27	26	18
Datum	07.2000	05.2001	05.2001	05.2001
V Sisymbion				
<i>Bromus sterilis</i> K2	.	1.1	2b.3	2a.2
O Sisymbrietalia				
<i>Bromus hordeaceus</i> K2	.	.	2a.2	2a.2
O Chenopodietalia				
<i>Stellaria media</i> K1	2a.3	1.1	1.1	.
<i>Erodium cicutarium</i> K1	.	.	1.1	.
<i>Polygonum lapathifolium</i> K1	r.1	.	.	.
<i>Amaranthus retroflexus</i> K1	2a.2	1.1	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i> K2	.	+1	.	.
<i>Veronica persica</i> K1	.	1.2	+1	.
K Chenopodietea				
<i>Capsella bursa-pastoris</i> K2	1.1	+1	.	.
<i>Solanum nigrum</i> K1	+1	.	.	.
<i>Chenopodium hybridum</i> K1	1.2	.	.	.
<i>Chenopodium album</i> K1	1.1	.	1.1	.
<i>Polygonum aviculare</i>	.	.	1.1	.
<i>Medicago lupulina</i> K1	.	.	1.2	.
<i>Geranium pusillum</i> K1	.	1.2	2b.1	+1
<i>Setaria viridis</i> K1	+1	.	.	.
<i>Setaria pumila</i> K1	+1	.	.	.
<i>Cerastium glomeratum</i> K1	.	2a.1	1.2	+1
<i>Viola arvensis</i> K1	+1	+2	.	.
Arten lückiger Standorte				
<i>Setaria verticillata</i> K1	+1	+1	.	.
<i>Myosotis ramosissima</i> K1	3.5	1.2	r.1	.
<i>Elytrigia campestris</i> K1	.	.	2a.2	.
<i>Arenaria serpyllifolia</i> K1	.	1.2	.	.
<i>Thlaspi perfoliatum</i> K1	.	.	.	+1
<i>Veronica arvensis</i> K1	.	2a.3	1.1	.
Stör- und Nährstoffzeiger				
<i>Urtica dioica</i> K2	2a.2	2a.2	1.1	+1
<i>Galium aparine</i> K2	.	.	.	1.2
<i>Alopecurus myosuroides</i> K2	.	1.2	.	.
<i>Fallopia convolvulus</i> K1	+1	.	.	.
<i>Datura stramonium</i> K1	1.2	.	.	.
<i>Malva sylvestris</i> K1	.	.	r.1	.
<i>Cirsium arvense</i> K1	.	+2	.	.
<i>Glechoma hederacea</i> K1	.	.	1.2	.
<i>Cirsium vulgare</i> K1	.	+2	.	.
<i>Conium maculatum</i> K2	.	1.1	.	.
Mesophile Begleiter				
<i>Poa angustifolia</i> K2	.	2a.2	2b.3	3.2
<i>Bromus erectus</i> K2	2a.4	.	.	2a.2
<i>Brachypodium pinnatum</i> K1	.	.	1.1	.
<i>Festuca ovina</i> s.l. K2	.	.	.	2a.2
<i>Sanguisorba minor</i> K1	+1	+1	1.1	1.1
<i>Vulpia myuros</i> K2	.	.	.	1.1
<i>Euphorbia cyparissias</i> K1	+1	1.2	r.1	.
<i>Koeleria pyramidata</i> K1	.	.	1.1	.
<i>Potentilla neumanniana</i> K1	.	.	+2	1.1
<i>Dactylis glomerata</i> K2	.	3.2	1.2	+1
<i>Galium mollugo</i> K1	.	1.2	.	+2
<i>Coronilla varia</i> K1	+1	1.1	2a.1	2a.2
<i>Origanum vulgare</i> K1	.	.	1.2	+1
<i>Hypericum perforatum</i> K2	.	+2	.	.
<i>Hypericum perforatum</i> K1	2a.1	1.1	.	.

Tabelle 4. Fortsetzung. Ruderalgesellschaften

1: Sukzessionsfläche (Ordnung Polygono-Chenopodietalia)

2: Bromus sterilis-Bestand (Verband Sisymbrium officinalis)

Transecte-Nr.	1		2	
	2	2	5	5
Vegetationseinheit	6	6	3	5
Aufnahmenummer	9s	9f	23f	24f
Flächengröße (m ²)	16	16	16	16
<u>Krautschicht 2</u>				
Deckung (%)	20	65	50	70
Höhe (m)	1,3-0,5	1-0,3	1-0,3	1,2-0,3
<u>Krautschicht 1</u>				
Deckung (%)	55	35	50	35
Höhe (m)	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,3
<u>Moosschicht</u>				
Deckung (%)				
<u>Freier Boden (%)</u>	30			
Artenzahl	23	27	26	18
Datum	07.2000	05.2001	05.2001	05.2001
Mesophile Begleiter (Fortsetzung)				
<i>Geranium dissectum</i> K1	.	1.2	.	.
<i>Rumex patientia</i> K2	1.2	.	.	.
<i>Rumex patientia</i> K1	.	.	+1	r.1
<i>Senecio erucifolius</i> K1	+1	.	.	.
<i>Cerastium holosteoides</i> K1	2m.3	.	.	.
<i>Valerianella carinata</i> K1	.	.	r.1	.
<i>Taraxacum officinale</i> K1	r.1	r.1	.	.
<i>Carex tomentosa</i> K1	.	.	.	1.2
Begleiter: Arten der O Fagetalia, K Querco-Fagetea				
<i>Ulmus minor</i> K1	.	r.1	.	2.1
<i>Quercus robur</i> K1	.	.	.	r.1
Begleiter: Arten der Prunetalia				
<i>Ligustrum vulgare</i> K2	.	r.1	.	.
<i>Ligustrum vulgare</i> K1	r.1	.	.	1.1
<i>Crataegus monogyna</i> K1	.	r.1	.	r.1
<i>Prunus spinosa</i> K1	.	.	+2	.

Tabelle 5.

1: Pruno-Ligustretum

1a: typische Ausbildung der südlichen Oberrheinebene

1b: Ausbildung mit zahlreichem Vorkommen von Arten der ehemaligen Aue

	1a												1b			
Transekte-Nr.	4	4	4	4	4	4	5	5	2	2	2	2	1	1	1	1
Vegetationseinheit	1	1	7	7	5	5	1	1	3	3	10	10	9	9	3	3
Aufnahmenummer	18s	18f	21s	21f	20s	20f	22s	22f	7s	7f	11s	11f	5s	5f	2s	2f
Flächengröße (m ²)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
<u>Baumschicht 2</u>																
Deckung (%)			50													
Höhe (m)			12-4													
<u>Baumschicht 1</u>																
Deckung (%)	60	30			70	10						20	60	45	30	40
Höhe (m)	7-5	8-5			6-2	7-4,5						8-4,5	8-2,3	9-4	7-2,5	9-2,5
<u>Strauchschicht 2</u>																
Deckung (%)	60	30	60	20		25	70	70	30	100	80	60		25		
Höhe (m)	5-2	5-2	4-2	5-2		4,5-2	5-2	7-2,5	4-2	6-0,5	4-2	4,5-2		4-2		
<u>Strauchschicht 1</u>																
Deckung (%)	25	20	40	85	40	20	60	60	60	70	30	30	15	20	15	20
Höhe (m)	2-0,6	2-0,5	2-0,5	2-0,5	2-0,3	2-0,3	2-1	2,5-0,3	2-0,8		2-0,5	2-0,5	2,3-1	2-0,7	2,5-1	2,5-1
<u>Krautschicht 2</u>																
Deckung (%)	75	40	60	30					75	30	50	30	65	50	85	90
Höhe (m)	< 0,6	< 0,5	< 0,5	< 0,5					< 0,8	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1-0,3	< 0,7	< 1	< 1
<u>Krautschicht 1</u>																
Deckung (%)					90	65	35	20					25			
Höhe (m)					< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3					< 0,3			
<u>Moosschicht</u>																
Deckung (%)			20	60	5	10	40	90	15	40	40	20	10	35	10	20
<u>Freier Boden (%)</u>																
Artenzahl	10	60					15									
Datum	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001	07.2000	04.2001	07.2000	04.2001	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001
A Salici-Hippophaetum rhamnoides																
<i>Hippophaë rhamnoides</i>																
B1
<i>Hippophaë rhamnoides</i>																
S2
<i>Hippophaë rhamnoides</i>																
S1
<i>Hippophaë rhamnoides</i>																
K2
A Pruno-Ligustretum																
<i>Ligustrum vulgare</i> B1	2a.1
<i>Ligustrum vulgare</i> S2	2a.1	+1	2a.1	.	.	.	r.1	2a.2	2a.1	3.1	+1	r.1
<i>Ligustrum vulgare</i> S1	2b.1	2a.2	2b.1	2a.2	2b.1	2b.1	2b.1	3.2	3.2	.	2a.2	2a.1	1.2	1.2	.	.
<i>Ligustrum vulgare</i> K2	2a.1	1.1	2a.1	1.1	1.1	1.1	.	1.2	+1	+1
<i>Ligustrum vulgare</i> K1	1.1	1.1	.	1.1
V Berberidion, O Prunetalia																
<i>Crataegus monogyna</i>																
B1	2b.1	r.1
<i>Crataegus monogyna</i>																
S2	2b.1	2a.1	2a.1	.	.	.	2b.1	3.1	2a.1	2b.1	2b.1	3.1	.	+1	.	.
<i>Crataegus monogyna</i>																
S1	.	.	+1	2a.1	+1	+1	2a.1	1.1	2a.1	.	1.1	1.1	.	+1	.	+1
<i>Crataegus monogyna</i>																
K2	.	1.1	+1	1.1	+1	.	1.1	1.1	r.1	+1	1.1	.
<i>Crataegus monogyna</i>																
K1	1.1	1.1	+1	1.1	1.1	.	.	.
<i>Cornus sanguinea</i> S2	2a.1	.	2b.1	+1	3.1	2a.1	.	2a.2	.	.
<i>Cornus sanguinea</i> S1	1.1	+1	+1	2a.1	+1	2a.1	2a.1	.	2a.1	.	.
<i>Cornus sanguinea</i> K2	2a.1	2b.1	.	.	1.1	.	.
<i>Cornus sanguinea</i> K1	1.1
<i>Viburnum lantana</i> S2	.	.	.	r.1	r.1	.	.	2a.1
<i>Viburnum lantana</i> S1	.	r.1	r.1	r.1	.	r.1
<i>Viburnum lantana</i> K2	r.1	.	1.1	+1	+1	.	+1	.	+1	.	.

Tabelle 5. Fortsetzung (1).

1: Pruno-Ligustretum

1a: typische Ausbildung der südlichen Oberrheinebene

1b: Ausbildung mit zahlreichem Vorkommen von Arten der ehemaligen Aue

Transekte-Nr. Vegetationseinheit Aufnahmenummer Flächengröße (m ²) Artenzahl Datum	1a												1b			
	4 18s 50 17 08.2000	4 18f 50 20 04.2001	4 21s 50 25 08.2000	4 21f 50 18 04.2001	4 20s 50 29 08.2000	4 20f 50 26 04.2001	5 22s 50 12 08.2000	5 22f 50 19 04.2001	2 3 50 31 07.2000	2 3 50 24 04.2001	2 10 50 19 07.2000	2 10 50 24 04.2001	1 9 50 29 08.2000	1 9 50 38 04.2001	1 3 50 28 08.2000	1 3 50 23 04.2001
V Berberidion, O Prunetalia (Fortsetzung)																
<i>Viburnum lantana</i> K1	r.1	+1	r.1	+1	
<i>Lonicera xylosteum</i> S2	
<i>Lonicera xylosteum</i> S1	.	+1	+1	+1	.	.	.	r.1	
<i>Lonicera xylosteum</i> K2	+1	2m.1	+1	1.1	r.1	.	+1	.	.	.	
<i>Lonicera xylosteum</i> K1	1.1	+1	.	.	
<i>Rhamnus cathartica</i> B1	3.1	2a.1	.	.	2b.1	
<i>Rhamnus cathartica</i> S2	2a.1	2b.1	r.1	+1	.	2a.1	
<i>Rhamnus cathartica</i> S1	.	.	1.1	+1	.	.	.	r.1	r.1	.	.	
<i>Rhamnus cathartica</i> K1	1.1	.	1.1	1.1	.	.	
<i>Berberis vulgaris</i> B1	2a.1	
<i>Berberis vulgaris</i> S2	.	r.1	2a.1	.	2a.1	.	r.1	.	2a.1	.	
<i>Berberis vulgaris</i> S1	2a.1	r.1	.	
<i>Berberis vulgaris</i> K2	+1	.	.	.	+1	.	
<i>Berberis vulgaris</i> K1	+1	
<i>Prunus spinosa</i> S2	r.1	
<i>Prunus spinosa</i> S1	.	r.1	2a.1	2b.2	r.1	.	
<i>Euonymus europaea</i> S2	2a.1	
<i>Euonymus europaea</i> K2	+1	
<i>Rosa</i> sp. B1	r.1	
<i>Rosa</i> sp. S2	.	.	.	r.1	r.1	
<i>Rosa</i> sp. S1	.	.	.	+2	r.1	.	.	.	
<i>Rosa</i> sp. K2	+1	
<i>Rosa</i> sp. K1	r.1	r.1	.	r.1	
<i>Clematis vitalba</i> B1	2a.1	.	.	
<i>Clematis vitalba</i> S2	r.1	.	
<i>Clematis vitalba</i> S1	+1	.	.	
<i>Clematis vitalba</i> K2	r.1	
<i>Clematis vitalba</i> K1	1.1	.	.	
<i>Frangula alnus</i> B1	
<i>Frangula alnus</i> S1	
<i>Sarbus torminalis</i> B1	2a.1	
<i>Melica nutans</i> K2	1.1	1.1	.	.	.	
<i>Melica nutans</i> K1	1.2	1.1	.	
Arten des historischen Auwaldes																
<i>Populus nigra</i> B2	.	.	2a.1	
<i>Populus nigra</i> B1	2a.1	.	.	.	2a.1	2b.1	r.1	2b.1	
<i>Populus nigra</i> S2	+1	.	
<i>Populus nigra</i> S1	+1	r.1	2a.1	
<i>Populus nigra</i> K2	r.1	.	.	.	+1	.	r.1	
<i>Populus nigra</i> K1	+1	.	.	
<i>Populus alba</i> B1	.	2a.1	2a.1	
<i>Populus alba</i> S2	+1	r.1	.	2a.1	2a.1	
<i>Populus alba</i> S1	+1	+1	1.1	
<i>Populus alba</i> K2	+1	+1	1.1	
<i>Populus alba</i> K1	+1	.	.	
<i>Betula pendula</i> B1	2a.1	.	3.1	2a.1	
<i>Betula pendula</i> S2	r.1	.	.	2b.1	
<i>Betula pendula</i> S1	+1	.	r.1	
<i>Betula pendula</i> K2	r.1	
<i>Salix purpurea</i> B1	2b.1	.	r.1	
<i>Salix purpurea</i> S2	r.1	.	.	2a.1	2a.1	
<i>Salix purpurea</i> S1	2a.1	.	.	

Tabelle 5. Fortsetzung (2).

1: Pruno-Ligustretum

1a: typische Ausbildung der südlichen Oberrheinebene

1b: Ausbildung mit zahlreichem Vorkommen von Arten der ehemaligen Aue

Transekte-Nr. Vegetationseinheit Aufnahmenummer Flächengröße (m ²) Artenzahl Datum	1a												1b			
	4 18s 50 17 08.2000	4 18f 50 20 04.2001	4 21s 50 25 08.2000	4 21f 50 18 04.2001	4 20s 50 29 08.2000	4 20f 50 26 04.2001	5 22s 50 12 08.2000	5 22f 50 19 04.2001	2 3 50 31 07.2000	2 3 50 24 04.2001	2 10 50 19 07.2000	2 10 50 24 04.2001	1 9 50 29 08.2000	1 9 50 38 04.2001	1 3 50 28 08.2000	1 3 50 23 04.2001
Arten des historischen Auwaldes (Fortsetzung)																
<i>Salix purpurea</i> K2	r.1	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i> S1	1.1
<i>Lysimachia vulgaris</i> K2	1.1
Arten der O Fagetalia, K Querco-Fagetea																
<i>Quercus robur</i> B1	.	2a.1
<i>Quercus robur</i> S2	2a.1	.	r.1	.
<i>Quercus robur</i> S1	r.1	.
<i>Quercus robur</i> K2	.	.	+1	+1	.
<i>Quercus robur</i> K1	r.1
<i>Fraxinus excelsior</i> B2	.	.	3.1
<i>Malus sylvestris</i> B2	.	.	2b.1
<i>Hedera helix</i> K2	+1	r.1	+1	+1	r.1
<i>Hedera helix</i> K1	+1	+1
<i>Ulmus minor</i> B1	2a.1	2a.1	.	.	3.1
<i>Ulmus minor</i> S2	2b.1	.	2a.1	2a.1	.	r.1	3.1	4.1	.	r.1	.	2a.1	.	r.1	.	.
<i>Ulmus minor</i> S1	+1	.	.	.	1.1	1.1	2a.1	2m.1	.	.	+1
<i>Ulmus minor</i> K2	+2	+1	+2	+1	.
<i>Ulmus minor</i> K1	1.1	1.1	+1	1.1
<i>Cerasus avium</i> S2	.	.	.	r.1
<i>Carex alba</i> K2	2a.2	2a.3	2b.3	2b.3	2a.2	.	.
<i>Carex alba</i> K1	4.4	3.3
<i>Carex digitata</i> K2	1.2
<i>Anemone nemorosa</i> K2	1.1
<i>Euphorbia amygdaloides</i> K2	1.1	1.1
<i>Dryopteris filix-mas</i> K2
Arten der Trifolio-Geranietea und Mesobrometen																
<i>Viola hirta</i> K2	+1	1.1	2a.2	1.1	.	1.1	1.2	1.1	1.1	.	.	+1	.	.	r.1	.
<i>Viola hirta</i> K1	1.1	1.1
<i>Brachypodium pinnatum</i> K2	2b.4	3.3	2a.3	2a.2	1.2	2b.1	2a.2	2m.2	2b.2	+1	2m.1
<i>Brachypodium pinnatum</i> K1	2b.2	2a.3
<i>Bromus erectus</i> K2	1.1	1.1	+1	2a.2
<i>Bromus erectus</i> K1	+1
<i>Poa angustifolia</i> K2	.	1.1	1.1	.	+1	.	+1
<i>Poa angustifolia</i> K1	1.1	.	1.2
<i>Briza media</i> K2
<i>Festuca ovina</i> s. 1. K2	1.2
<i>Festuca ovina</i> s. 1. K1	2a.2
<i>Sanguisorba minor</i> K2	1.1	1.1	+1	.	.	r.1	1.1	1.1
<i>Sanguisorba minor</i> K1	1.2	+1	+1	.	.	.
<i>Orchis militaris</i> K2	+1
<i>Anacamptis pyramidalis</i> K2	r.1	.	.	.	r.1	+1
<i>Anacamptis pyramidalis</i> K1	+1
<i>Platanthera bifolia</i> K2	+1
<i>Ophrys holoserica</i> K1
<i>Carlina vulgaris</i> K2	r.1	.	.	.	1.1	+1	+1	1.2

Tabelle 6. Salici-Hippophaetum

Transekte-Nr.	3	3	5	5	6	6	6	6	2	2
Vegetationseinheit	7	7	7	7	1	1	5	5	4	4
Aufnahmenummer	15s	15f	25s	25f	26s	26f	28s	28f	8s	8f
Flächengröße (m2)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
<u>Baumschicht</u>										
Deckung (%)									40	25
Höhe (m)									5-3	6-3
<u>Strauchschicht 2</u>										
Deckung (%)	50	30	60	25	50	75	80	40		
Höhe (m)	4-2	5-2	5-2	4-2	5-1,5	5-1,5	5-0,6	4,5-0,5		
<u>Strauchschicht 1</u>										
Deckung (%)	40	50	30	70	30	5			75	75
Höhe (m)	2-0,6	2-0,5	2-1	2-0,5	1,5-0,4	1,5-0,5			3-1	3-0,5
<u>Krautschicht</u>										
Deckung (%)	35	60	50	80	85	40	90	90	80	50
Höhe (m)	< 0,6	< 0,5	< 0,7	< 0,5	< 0,4	< 0,5	< 0,6	< 0,5	< 1	< 0,5
<u>Moosschicht</u>										
Deckung (%)		35	20	20	30	60	20		60	40
<u>Freier Boden (%)</u>										
Artenzahl	24	20	24	25	25	25	22	18	29	23
Datum	07.2000	04.2001	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001	07.2000	04.2001
A Salici-Hippophaetum rhamnoidis										
<i>Hippophaë rhamnoides</i> B	2a.1	r.1
<i>Hippophaë rhamnoides</i> S2	2a.1	r.1	2b.1	2a.1	2a.1	r.1	2b.1	2a.1	2a.1	2b.1
<i>Hippophaë rhamnoides</i> S1	2a.1	.	.	.	2a.1	.
<i>Hippophaë rhamnoides</i> K	r.1	.	.	.
A Pruno-Ligustretum										
<i>Ligustrum vulgare</i> S2	.	.	2a.1	.	2a.1	.	2a.1	1.1	.	.
<i>Ligustrum vulgare</i> S1	2a.1	+1	2a.1	2a.2	2a.1	1.1	.	.	2a.1	2a.1
<i>Ligustrum vulgare</i> K	.	1.1	.	.	1.1	2m.1	.	1.1	2a.1	1.1
V Berberidion, O Prunetalia										
<i>Crataegus monogyna</i> S2	2b.1	2b.1	3.1	2a.1	2a.1	2b.1	3.1	2b.1	.	.
<i>Crataegus monogyna</i> S1	.	.	1.1	2a.1	2a.1	2a.1
<i>Crataegus monogyna</i> K	1.1	1.1	.	+1	.	+1	1.1	.	1.1	1.1
<i>Viburnum lantana</i> S2	.	.	r.1	+1	.	.
<i>Viburnum lantana</i> S1	.	r.1	.	.	r.1	.	.	.	2a.1	r.1
<i>Viburnum lantana</i> K	+1	+1	+1	+1	.	r.1	.	r.1	+1	+1
<i>Lonicera xylosteum</i> S2	r.1	.	.	.
<i>Lonicera xylosteum</i> S1	2a.1	+1	2a.1
<i>Lonicera xylosteum</i> K	.	1.1	1.1	+1	.	1.1
<i>Rhamnus cathartica</i> B	r.1
<i>Rhamnus cathartica</i> S2	2a.1	2a.1	2b.1	+1	2b.1	2b.1	3.1	2a.1	.	.
<i>Rhamnus cathartica</i> S1	1.1	.	.	.	2a.1	r.1	1.1	.	2a.1	+1
<i>Rhamnus cathartica</i> K	1.1
<i>Berberis vulgaris</i> S1	.	.	.	+1	2a.1	2a.1
<i>Berberis vulgaris</i> K	.	r.1	1.1
<i>Prunus spinosa</i> S2	.	.	.	r.1
<i>Prunus spinosa</i> S1	4.2	3.2	2a.2	r.1
<i>Euonymus europaea</i> S2	2a.1	2a.1
<i>Euonymus europaea</i> K	1.1	+1
<i>Rosa</i> sp. S2	r.1	r.1	r.1	r.1	.	.
<i>Rosa</i> sp. S1	r.1	r.1	+1	r.1	+1	r.1
<i>Rosa</i> sp. K	+1	.	.	.	r.1	.	.	+1	r.1	.
<i>Frangula alnus</i> S1	r.1	.
<i>Melica nutans</i> K	.	2a.2	.	.	+1	2a.1	1.1	1.1	.	.
Arten des historischen Auwaldes										
<i>Populus nigra</i> B	r.1	2a.1
<i>Populus nigra</i> S1	r.1
<i>Populus alba</i> S2	+1	.	.
<i>Populus alba</i> K	+1	.	.
<i>Salix purpurea</i> B	+1	.
<i>Salix purpurea</i> S1	2a.1	.
Arten der O Fagetalia, K Querco-Fagetea										
<i>Quercus robur</i> S1	r.1	.
<i>Quercus robur</i> K	r.1	.	.	.
<i>Malus sylvestris</i> B	r.1	.
<i>Ulmus minor</i> B	r.1
<i>Ulmus minor</i> S2	.	.	2a.1	2a.1
<i>Ulmus minor</i> S1	.	.	1.1	2a.1
<i>Ulmus minor</i> K	+1
<i>Carex alba</i> K	.	.	3.3	2a.2	2b.4	2a.3	3.4	2a.3	.	.
<i>Carex digitata</i> K	2a.3	.
<i>Dryopteris filix-mas</i> K	1.2
Arten der Trifolio-Geranietea und Mesobrometen										
<i>Viola hirta</i> K	1.2	1.1	1.2	1.1	.	1.1	1.1	+1	+1	+2
<i>Brachypodium pinnatum</i> K	2a.4	3.3	2a.2	4.4	2a.3	2a.2	.	2a.2	2b.4	.

Tabelle 6. Fortsetzung. Salici-Hippophaëtum

Transekte-Nr.	3	3	5	5	6	6	6	6	2	2
Vegetationseinheit	7	7	7	7	1	1	5	5	4	4
Aufnahmenummer	15s	15f	25s	25f	26s	26f	28s	28f	8s	8f
Flächengröße (m2)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
<u>Baumschicht</u>										
Deckung (%)									40	25
Höhe (m)									5-3	6-3
<u>Strauchschicht 2</u>										
Deckung (%)	50	30	60	25	50	75	80	40		
Höhe (m)	4-2	5-2	5-2	4-2	5-1,5	5-1,5	5-0,6	4,5-0,5		
<u>Strauchschicht 1</u>										
Deckung (%)	40	50	30	70	30	5			75	75
Höhe (m)	2-0,6	2-0,5	2-1	2-0,5	1,5-0,4	1,5-0,5			3-1	3-0,5
<u>Krautschicht</u>										
Deckung (%)	35	60	50	80	85	40	90	90	80	50
Höhe (m)	< 0,6	< 0,5	< 0,7	< 0,5	< 0,4	< 0,5	< 0,6	< 0,5	< 1	< 0,5
<u>Moosschicht</u>										
Deckung (%)		35	20	20	30	60	20		60	40
<u>Freier Boden (%)</u>										
Artenzahl	24	20	24	25	25	22	18	29	23	
Datum	07.2000	04.2001	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001	07.2000	04.2001
Arten der Trifolio-Geranietea und Mesobrometen (Fortsetzung)										
<i>Bromus erectus</i> K				4,4	1,1	2a.1
<i>Poa angustifolia</i> K	1.1	2a.2	.	1.2	.	+1	.	.	+1	.
<i>Briza media</i> K	1,1	.
<i>Festuca ovina</i> s. l. K	.	.	.	1.2	.	2a.1	.	2a.1	1,1	2a.3
<i>Sanguisorba minor</i> K	+1	r.1	.	1,1	1,2	1,1
<i>Anacamptis pyramidalis</i> K	+1	.
<i>Ophrys holoserica</i> K	+1
<i>Euphorbia cyparissias</i> K	+2	.	r.1	.	1,1	.	1,1	.	1,1	.
<i>Potentilla neumanniana</i> K	1,1	1,2
<i>Origanum vulgare</i> K	1,2	.	1,2	+2	1,1	+2	1,1	.	1,2	.
<i>Hypericum perforatum</i> K	+1	.	+1	1,1	+2
<i>Polygonatum odoratum</i> K	.	2m.2	.	r.1
<i>Lithospermum officinale</i> K	r.1	r.1
<i>Coronilla varia</i> K	+1	+1	2a.1	1,2	1,1	1,1
<i>Clinopodium vulgare</i> K	.	.	+2	.	1,1
<i>Valeriana repens</i> K	1,1
<i>Asparagus officinalis</i> K	1,2	r.1	.	.	.
<i>Thymus pulegioides</i> K	1,2	.	2m.2	1,2	1,2	1,2
<i>Helianthemum nummularium</i> K	+2	.	1,2	+2	.	.
<i>Carex flacca</i> K	1,1	.	1,2	1,2	+1
<i>Inula conyzae</i> K	r.1	.	+2	+1	.	1,2	+2	.	.	.
Stör- und Nährstoffzeiger										
<i>Solidago gigantea</i> S1	+2
<i>Glechoma hederacea</i> K	1,1	1,1	1,1	.	2b.4	2m.2	1,1	.	.	.
<i>Cirsium vulgare</i> K	.	r.1
<i>Cirsium arvense</i> K	r.1
<i>Carduus crispus</i> K	r.1
<i>Calamagrostis epigejos</i> K	.	.	+1	+1
<i>Agrostis stolonifera</i> K	1,1	.	+1	.
<i>Cynoglossum officinale</i> K	.	.	r.1
<i>Rubus caesius</i> K	1,1	.	.	.
Arten lückiger Standorte										
<i>Elytrigia campestris</i> K	1,1	1,1	.	.	1,2
<i>Echium vulgare</i> K	+1	+1
<i>Sedum album</i> K	1,1
<i>Sedum sexangulare</i> K	1,2	.	.	1,2	.	.
Arten der Molinio-Arrhenatheretea										
<i>Dactylis glomerata</i> K	.	.	1,2	+1	1,1
<i>Galium mollugo</i> S1	+2
<i>Galium mollugo</i> K	1,1	+1	1,2	+1	1,2	+2	1,1	1,2	.	1,2
<i>Valeriana dioica</i> K	r.1	.	.	.
Feuchtezeiger										
<i>Bryonia dioica</i> S1	+1	.	r.1
<i>Bryonia dioica</i> K	.	1,1	.	+1
<i>Lepidium campestre</i> K	1,1
<i>Moehringia trinervia</i>	+1
Trittzeiger an Wegen										
<i>Valerianella carinata</i> K	+1
Gepflanzte Gehölze										
<i>Pinus sylvestris</i> B	3,1	2a.1

Tabelle 7. Fortsetzung. *Carici albae-Tilietum cordatae*

Transekte-Nr.	1	1	3	3	3	3	7	7
Vegetationseinheit	1	1	1	1	11	11	1	1
Aufnahmenummer	1s	1f	12s	12f	17s	17f	30s	30f
Flächengröße (m ²)	50	50	50	50	50	50	50	50
<u>Baumschicht 2</u>								
Deckung (%)	80	80	80	80	80	30	50	90
Höhe (m)	16-5	16-5	10-7	12-6	10-7	10-5	17-7	17-7
<u>Baumschicht 1</u>								
Deckung (%)					80	30		
Höhe (m)					7-3	5-0,5		
<u>Strauchschicht 2</u>								
Deckung (%)	70	90	70	70			80	55
Höhe (m)	5-1,2	5-1	6-2	6-0,5			7-1,5	7-0,3
<u>Strauchschicht 1</u>								
Deckung (%)					15		15	
Höhe (m)					2-0,4		1,5-0,3	
<u>Krautschicht</u>								
Deckung (%)	50	50	70	15	90	65	70	5
Höhe (m)	< 1,2	< 1	< 0,8	< 0,5	< 0,4	< 0,5	< 0,3	< 0,3
<u>Mooschicht</u>								
Deckung (%)	10	10	< 5	5	< 5	< 5	15	
<u>Freier Boden (%)</u>	30	30	20	60	15			
Artenzahl	10	12	20	16	16	15	17	17
Datum	08.2000	04.2001	07.2000	04.2001	07.2000	04.2001	08.2000	04.2001
Begleiter: Arten der Prunetalia (Fortsetzung)								
<i>Lonicera xylosteum</i> K	.	.	r.1	1.1	.	1.1	.	+1
<i>Rhamnus cathartica</i> S2	.	.	2b.1	.	.	.	3.1	2a.1
<i>Rhamnus cathartica</i> S1	+1	.
<i>Rhamnus cathartica</i> K	.	.	1.1	.	.	.	+1	.
<i>Berberis vulgaris</i> K	1.1
<i>Clematis vitalba</i> S2	2a.1	.
<i>Clematis vitalba</i> K	.	.	r.1	.	.	.	+1	+1
Begleiter: Arten der Trifolio-Geranietea und Mesobrometen								
<i>Brachypodium pinnatum</i> K	.	.	1.1	.	2a.4	2a.2	2a.1	.
<i>Origanum vulgare</i> K	.	.	.	+2
<i>Viola hirta</i> K	.	.	1.1	1.1	+1	r.1	1.1	1.1
<i>Euphorbia cyparissias</i> K	.	.	+1	.	+1	.	.	r.1
<i>Carex flacca</i> K	1.1	1.1	1.1	2a.2	.	.	1.1	.
<i>Lithospermum officinale</i> K	r.1	.	.
<i>Pimpinella saxifraga</i> K	.	.	+1
Begleiter: Stör- und Nährstoffzeiger								
<i>Glechoma hederacea</i> K	.	.	1.2	1.1	1.1	+1	1.1	1.1
<i>Rubus caesius</i> K	.	r.1	+1	.
<i>Solidago gigantea</i> S1	1.2	.	.	.
<i>Solidago gigantea</i> K	1.1	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i> K	r.1	.	.	.
Weitere Begleiter								
<i>Euphorbia platyphyllos</i> K	.	.	.	1.2
<i>Viola riviniana</i> K	.	.	1.1	1.1
<i>Dactylis glomerata</i> K	.	.	r.1

Tabelle 8. *Pinus sylvestris*-Forst

Transecte-Nr.	2	2	6	6
Vegetationseinheit	1	1	7	7
Aufnahmenummer	6s	6f	29s	29f
Flächengröße (m ²)	50	50	50	50
<u>Baumschicht 2</u>				
Deckung (%)	45	55	60	70
Höhe (m)	14-6	13-7	12-2	14-2
<u>Baumschicht 1</u>				
Deckung (%)	20	65		
Höhe (m)	6-2	7-2		
<u>Strauchschicht</u>				
Deckung (%)	25	10	20	5
Höhe (m)	2-1,3	2-0,8	2-0,6	2-0,5
<u>Krautschicht</u>				
Deckung (%)	90	90	90	90
Höhe (m)	< 1,3	< 0,8	< 0,6	< 0,5
<u>Moosschicht</u>				
Deckung (%)	20	10	20	5
<u>Freier Boden (%)</u>				
Artenzahl	19	26	21	20
Datum	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001
Dominierende Art				
<i>Pinus sylvestris</i> B2	3.1	4.1	4.1	4.1
<i>Pinus sylvestris</i> S	.	+1	.	.
Weitere gepflanzte Gehölze				
<i>Robinia pseudoacacia</i> B1	.	2a.1	.	.
<i>Robinia pseudoacacia</i> S	2a.1	.	.	.
Arten der V Carpinion, O Fagetalia, K Querco-Fagetea				
<i>Tilia cordata</i> B1	.	2a.1	.	.
<i>Carpinus betulus</i> K	.	r.1	.	.
<i>Fagus sylvatica</i> B1	.	2a.1	.	.
<i>Hedera helix</i> K	.	r.1	.	.
<i>Clematis vitalba</i> S	.	.	r.1	.
<i>Clematis vitalba</i> K	.	.	1.1	r.1
<i>Carex alba</i> K	.	.	2a.3	2a.3
<i>Cerasus avium</i> B1	.	2a.1	.	.
<i>Cerasus avium</i> K	.	1.1	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i> K	r.1	.	.	.
<i>Carex digitata</i> K	.	1.3	.	.
<i>Melica nutans</i> K	.	2m.1	1.1	2a.1
<i>Stachys sylvatica</i> K	.	.	1.1	+2
<i>Dryopteris filix-mas</i> K	.	.	r.1	.
Arten der Prunetalia				
<i>Ligustrum vulgare</i> S	2b.2	1.2	2a.2	1.2
<i>Ligustrum vulgare</i> K	2b.2	1.1	.	1.1
<i>Crataegus monogyna</i> B1	2a.1	.	.	.
<i>Crataegus monogyna</i> S	.	+1	.	r.1
<i>Crataegus monogyna</i> K	.	+1	+1	r.1
<i>Cornus sanguinea</i> K	.	r.1	.	.
<i>Viburnum lantana</i> K	+1	.	1.1	+1
<i>Lonicera xylosteum</i> S	.	.	+1	+1
<i>Lonicera xylosteum</i> K	.	.	.	+1
<i>Ulmus minor</i> B1	.	2a.1	.	.
<i>Ulmus minor</i> S	.	.	r.1	+1
<i>Rhamnus cathartica</i> S	.	.	+1	.
<i>Rhamnus cathartica</i> K	.	.	+1	.
<i>Euonymus europaea</i> K	.	.	.	+1
Arten des historischen Auwaldes				
<i>Populus alba</i> S	.	r.1	.	.
<i>Betula pendula</i> B1	2a.1	2a.1	.	.
<i>Betula pendula</i> S	.	+1	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i> K	.	1.2	.	.
<i>Erucastrum nasturtifolium</i> K	.	.	r.1	.
Stör- und Nährstoffzeiger				
<i>Urtica dioica</i> K	r.1	.	.	.
<i>Rubus caesius</i> S	.	+1	.	.

Tabelle 8. Fortsetzung. *Pinus sylvestris*-Forst

Transecte-Nr.	2	2	6	6
Vegetationseinheit	1	1	7	7
Aufnahmenummer	6s	6f	29s	29f
Flächengröße (m ²)	50	50	50	50
<u>Baumschicht 2</u>				
Deckung (%)	45	55	60	70
Höhe (m)	14-6	13-7	12-2	14-2
<u>Baumschicht 1</u>				
Deckung (%)	20	65		
Höhe (m)	6-2	7-2		
<u>Strauchschicht</u>				
Deckung (%)	25	10	20	5
Höhe (m)	2-1,3	2-0,8	2-0,6	2-0,5
<u>Krautschicht</u>				
Deckung (%)	90	90	90	90
Höhe (m)	< 1,3	< 0,8	< 0,6	< 0,5
<u>Moosschicht</u>				
Deckung (%)	20	10	20	5
<u>Freier Boden (%)</u>				
Artenzahl	19	26	21	20
Datum	08.2000	04.2001	08.2000	04.2001
Stör- und Nährstoffzeiger (Fortsetzung)				
<i>Rubus caesius</i> K	1.1	1.1	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i> K	3.2	2a.2	.	.
<i>Solidago gigantea</i> S	.	.	1.2	.
<i>Solidago gigantea</i> K	2b.1	.	.	.
<i>Cirsium vulgare</i> K	+1	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i> K	.	1.1	.	.
<i>Fallopia convolvulus</i> K	r.1	.	.	.
<i>Agrostis stolonifera</i> K	r.1	.	1.1	.
<i>Elytrigia repens</i> K	.	.	.	2b.3
Arten der Molinio-Arrhenatheretea				
<i>Dactylis glomerata</i> K	.	+1	.	.
<i>Vicia cracca</i> K	1.2	+1	.	+1
<i>Taraxacum officinale</i> K	.	r.1	.	1.1
<i>Galium mollugo</i> K	.	.	2a.2	.
Arten der Trifolio-Geranietea und Mesobrometen				
<i>Carex flacca</i> K	2a.1	2a.2	1.1	1.2
<i>Brachypodium pinnatum</i> K	3.2	4.3	3.4	2b.3
<i>Origanum vulgare</i> K	+2	.	.	.
<i>Euphorbia cyparissias</i> K	1.1	.	.	r.1
<i>Viola hirta</i> K	.	.	.	+1
<i>Coronilla varia</i> K	.	.	1.1	1.1
<i>Poa angustifolia</i> K	.	1.1	.	+1
<i>Lathyrus pratensis</i> K	.	+1	.	.
Arten lückiger Standorte				
<i>Elytrigia campestris</i> K	.	.	3.4	.
<i>Sysimbrium loeselii</i> K	.	.	+1	.

Tabelle 9 a)

Aufnahmetabelle für Mikroklimadaten										
Bearbeiter: Gloria Ledesma-Krist					Datum: 10. August 2000					
Station: 4					Vegetationseinheit: Carici albae-Tilietum cordatae (Linden-Eichen-Wald)					
Bemerkungen:										
Uhr	Bewöl- kung (x/8)	Temperatur (°C)			Evaporation (ml)				Luft- feuchte (%)	Notizen
		15 cm	200 cm	Insolat.	Beschattung					
					ohne 15 cm	ohne 200 cm	mit 15 cm	mit 200 cm		
08:00										
09:00										
10:00	0	23,4	24,4				0,0	0,0	60	
11:00	0	23,2	24,4				0,1	0,1	61	
12:00	0	24,4	25,8				0,3	0,4	56	
13:00	2	25,6	27,0				0,5	0,8	52	
14:00	2	26,4	27,6				0,6	0,7	50	
15:00	2	26,8	27,8				0,6	0,9	50	
16:00	1	26,4	27,8				0,6	0,9	50	
17:00	1	25,6	27,0				0,5	0,5	55	
18:00	<1	25,2	26,4				0,3	0,7	55	
19:00	<1	23,6	25,0				0,3	0,6	57	
20:00	0	22,0	22,6				0,2	0,3	72	
21:00										

Aufnahmetabelle für Bodendaten								
Bemerkungen:								
Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)	
	5 cm	20 cm		5 cm	20 cm		5 cm	20 cm
08:00			13:00	17	16,3	18:00	19	16,6
09:00			14:00	18	16,3	19:00	19	16,7
10:00	16	16,5	15:00	18	16,4	20:00	19	16,8
11:00	17	16,4	16:00	19	16,5	21:00		
12:00	17	16,4	17:00	19	16,6	22:00		

Tabelle 9 b)

Aufnahmetabelle für Mikroklimadaten										
Bearbeiter: Gloria Ledesma-Krist					Datum: 10. August 2000					
Station: 3					Vegetationseinheit: Pruno-Ligustretum (Liguster-Schlehe-Gebüsch)					
Bemerkungen:										
Uhr	Bewöl- kung (x/8)	Temperatur (°C)			Evaporation (ml)				Luft- feuchte (%)	Notizen
		15 cm	200 cm	Insolat.	Beschattung					
					ohne 15 cm	ohne 200 cm	mit 15 cm	mit 200 cm		
08:00										
09:00										
10:00	0	23,8	24,8	34,2	0,0	0,0	0,0	0,0	65	
11:00	0	25,0	25,2	34,4	0,2	0,4	0,1	0,4	64	
12:00	0	26,2	26,6	39,4	0,3	0,9	0,0	0,8	59	
13:00	2	26,4	26,8	38,4	0,4	1,1	0,4	1,0	58	
14:00	2	28,8	28,2	38,4	0,8	1,5	0,5	1,3	52	
15:00	2	31,0	29,4	50,0	1,0	1,8	0,8	1,6	52	
16:00	1	29,6	29,4	52,4	1,2	2,1	1,1	1,9	50	
17:00	1	29,2	29,2		0,8	1,4	0,6	1,4	50	
18:00	<1	28,2	28,4		0,6	1,3	0,7	1,2	50	
19:00	<1	26,2	27,2		0,7	1,4	0,5	1,2	53	
20:00	0	21,8	23,8		0,2	0,9	0,4	0,7	66	
21:00										

Aufnahmetabelle für Bodendaten								
Bemerkungen:								
Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)	
	5 cm	20 cm		5 cm	20 cm		5 cm	20 cm
08:00			13:00	18	17,4	18:00	20	18,3
09:00			14:00	19	17,7	19:00	20	18,4
10:00	16	17,1	15:00	19	17,7	20:00	20	18,5
11:00	17	17,1	16:00	19	18,1	21:00		
12:00	18	17,2	17:00	20	18,2	22:00		

Tabelle 9 c)

Aufnahmetabelle für Mikroklimadaten										
Bearbeiter: Gloria Ledesma-Krist					Datum: 10. August 2000					
Station: 2					Vegetationseinheit: Mesobrometum (Trespen-Halbtrockenrasen)					
Bemerkungen: Nach der Messung um 15:00 Uhr ist der Schutz, die für die Beschattung bei 2 m Höhe diente, runtergefallen.										
Uhr	Bewölke- rung (x/8)	Temperatur (°C)			Evaporation (ml)				Luft- feuchte (%)	Notizen
		15 cm	200 cm	Insolat.	Beschattung					
					ohne 15 cm	ohne 200 cm	mit 15 cm	mit 200 cm		
08:00										
09:00										
10:00	0	25,3	24,1	48,2	0,0	0,0	0,0	0,0	65	
11:00	0	27,0	24,4	50,0	0,5	0,6	0,2	0,0	64	
12:00	0	28,4	27,0	53,4	0,6	1,4	0,4	1,3	58	
13:00	2	27,4	26,4	56,8	0,7	1,5	0,6	1,4	55	
14:00	2	28,8	27,4		0,8	2,0	0,6	1,8	53	
15:00	2	29,4	29,8		0,7	2,5	0,4	2,3	50	
16:00	1	29,0	29,0		0,8	3,2	0,9		50	Unter- brechung
17:00	1	27,2	28,8		0,8	1,6	0,4		50	
18:00	<1	27,0	27,8		0,3	1,8	0,4	1,7	50	
19:00	<1	24,8	26,8		0,2	1,7	0,4	1,7	53	
20:00	0	19,2	23,6		0,2	1,1	0,3	0,9	62	
21:00										

Aufnahmetabelle für Bodendaten								
Bemerkungen:								
Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)	
	5 cm	20 cm		5 cm	20 cm		5 cm	20 cm
08:00			13:00	20	18,0	18:00	22	17,9
09:00			14:00	20	17,7	19:00	21	18,0
10:00	16	17,7	15:00	21	17,8	20:00	21	18,0
11:00	17	17,7	16:00	22	17,8	21:00		
12:00	18	18,0	17:00	22	17,8	22:00		

Tabelle 9 d)

Aufnahmetabelle für Mikroklimadaten										
Bearbeiter: Gloria Ledesma-Krist					Datum: 10. August 2000					
Station: 1					Vegetationseinheit: Cerastietum pumili (Hornkraut-Gesellschaft)					
Bemerkungen:										
Uhr	Bewölke- rung (x/8)	Temperatur (°C)			Evaporation (ml)				Luft- feuchte (%)	Notizen
		15 cm	200 cm	Insolat.	Beschattung					
					ohne 15 cm	ohne 200 cm	mit 15 cm	mit 200 cm		
08:00										
09:00										
10:00	0	24,1	24,0	47,2	0,0	0,0	0,0	0,0	58	
11:00	0	25,4	25,0	49,6	0,5	0,5	0,4	0,9	57	
12:00	0	26,4	25,8	50,0	1,0	1,4	0,9	1,6	51	
13:00	2	29,8	28,8	57,8	1,2	1,9	1,2	1,5	47	
14:00	2	30,0	29,2	58,2	1,5	1,8	1,3	2,0	47	
15:00	2	30,2	29,8	58,8	1,8	2,6	1,5	2,7	44	
16:00	1	31,4	30,2		1,6	2,3	1,3	2,8	43	
17:00	1	31,2	28,6		2,0	3,1	1,7	3,4	45	
18:00	<1	29,8	28,8		0,9	1,5	0,8	1,6	44	
19:00	<1	28,0	27,6		1,4	1,8	0,9	1,9	46	
20:00	0	22,6	25,0		0,5	1,2	0,6	1,4	53	
21:00										

Aufnahmetabelle für Bodendaten								
Bemerkungen:								
Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)		Uhr	Temperatur (°C)	
	5 cm	20 cm		5 cm	20 cm		5 cm	20 cm
08:00			13:00	22	19,9	18:00	25	21,6
09:00			14:00	22	20,1	19:00	24	21,8
10:00	20	19,3	15:00	23	20,5	20:00	23	21,7
11:00	20	19,4	16:00	24	20,9	21:00		
12:00	22	19,5	17:00	24	21,3	22:00		

