

**Vegetationskundliche und bodenkundliche Analyse  
der sekundären Entwicklung  
halbnatürlicher Grasländer  
auf ungarischen Ackerbrachen**

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von

**Daniela Boecker**

aus

Bonn

Bonn, August 2017

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen  
Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Gutachter: Priv.-Doz. Dr. Bodo Maria Mösel

2. Gutachter: Prof. Dr. Maximilian Weigend

Tag der mündlichen Prüfung: 15. 2. 2018

Erscheinungsjahr: 2018

Für meine Eltern

Karla und Dr. Maximilian Boecker,

die mir die Freude an der Botanik vorgelebt haben



## Danksagung

Mein besonderer Dank gilt meinem Doktorvater, Herrn PD Dr. Bodo M. Mösel, dessen Unterstützung ich mir stets sicher sein konnte. Er hat mich mit seiner Begeisterung für Ungarn angesteckt und damit die Grundlage für diese Arbeit gelegt. Auch sein Freund an der Universität Gödöllő, Herr Dr. Turcsányi Gábor, hat mit seiner großen Gastfreundschaft und Hilfsbereitschaft dafür gesorgt, dass mich Ungarn und seine Pflanzenwelt bis heute nicht losgelassen haben.

Herrn Prof. Dr. Maximilian Weigend möchte ich für die freundliche Übernahme des Zweitgutachtens danken. Herrn Prof. Dr. Bleckmann und Herrn Prof. Dr. Schrott danke ich herzlich für ihren Einsatz als Mitglieder der Promotionskommission.

Auch auf Seiten der Bodenkunde hatte ich fachliche und tatkräftige Unterstützung. Herr Dr. Centeri Csaba von der Universität Gödöllő hat eine komplette Woche lang mit mir zusammen Bohrstock-Analysen im Gelände durchgeführt. Herr PD Dr. Gerd Welp aus Bonn hat mir ohne Weiteres die Laboratorien der Abteilung Bodenkunde für die Analyse meiner Bodenproben zur Verfügung gestellt. Den Laborantinnen und Laboranten und allen Kollegen der Abteilung Bodenkunde möchte ich für die Einarbeitung in verschiedene Analysemethoden, ihre Unterstützung bei der Durchführung derselben und die großartige Arbeitsatmosphäre danken.

Weiterhin möchte ich den Naturschutzwarten meiner Untersuchungsgebiete in Ungarn ganz herzlich danken, die mir großzügig Unterkunft, Werkzeug und Informationen zur Verfügung gestellt haben und mich jederzeit tatkräftig unterstützt haben, wo ich Hilfe brauchte.

Dankbar bin ich auch den Mitarbeitern der Kartensammlung des Archivs für ungarische Kriegsgeschichte, die mir Einsicht in zahlreiche historische Karten und Luftbilder gewährt haben.

Ein großer Dank gebührt dem Deutschen Akademischen Austauschdienst und dem Erasmus-Programm, die meine Arbeit finanziell unterstützt haben.

## Danksagung

---

Meiner Mutter Karla, Frau Roswitha Peters, Frau Ute Schirmer, Frau Dr. Kate Morrissey und Herrn Dr. Lutz Kosack möchte ich ganz herzlich für das Korrekturlesen meiner Arbeit danken, sowie meinem Bruder Burkhard und meinem Freund Péter Kollár für die Starthilfe bei der Formatierung der Arbeit.

Mein ganz besonderer Dank schließlich gehört zwei Familien: Familie Kollár, die mich in Ungarn für viele Monate wie ein Familienmitglied bei sich aufgenommen hat und natürlich meiner eigenen Familie, die stets an mich geglaubt und mich in allem unterstützt hat.

## Publikationen

Inhalte der vorliegenden Dissertation sind an den nachstehend aufgeführten Stellen auszugsweise veröffentlicht worden:

BOECKER, D., CENTERI, Cs., WELP, G. und MÖSELER, B. M. (2015): Parallels of secondary grassland succession and soil regeneration in a chronosequence of central-Hungarian old fields. *Folia Geobotanica* 50(2): 91-106.

BOECKER, D. (2012): Parlagok visszagyepesedése a Tápió-vidéken - Grassland recovery in old fields in Tápió Region. In: Vidra, T. (Hrsg.): ROSALIA 7: Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken - Nature conservation and research in the Tápió Region. DINPI, Budapest, S. 125-146

BOECKER, D., MOESELER, B. M., WELP, G. und PÄTZOLD, S. (2010): Visszagyepesedett szántók növénycönológiai és talajtani vizsgálata [*Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchung neuentwickelter Grasländer auf brachgefallenen Äckern*]. In: Centeri, Cs., Bodnár, Á., Jung, I. und Falusi, E. (Hrsg.). TUDOC - Kárpát Medencei Doktoranduszok Nemzetközi Konferenciája [*TUDOC – Internationale Konferenz der Doktoranden des Karpatenbeckens*], Gödöllő, Konferenzband, S. 26-37





# Inhaltsverzeichnis

Danksagung.....	V
Publikationen.....	VII
Abbildungsverzeichnis.....	XV
Tabellenverzeichnis.....	XVII
Abkürzungen und Definitionen.....	XIX
<b>1 Einführung.....</b>	<b>1</b>
1.1 Halbnatürliche Grasländer und ihre Bedeutung für den Naturschutz.....	1
1.2 Sekundäre Sukzession auf Ackerbrachen und Neuentwicklung halbnatürlicher Grasländer.....	2
1.3 Die Rolle bodenkundlicher Parameter bei der sekundären Sukzession.....	5
1.4 Zielsetzung und Einordnung der eigenen Arbeit im Vergleich zu bisherigen Untersuchungen in Ungarn.....	6
1.5 Erläuterungen zum Gebrauch grundlegender Begriffe: sekundäre Sukzession, Neuentwicklung und Neuschaffung.....	8
<b>2 Stand der Forschung zur sekundären Grünlandentwicklung auf Brachen.....</b>	<b>11</b>
2.1 Internationale Literatur.....	11
2.1.1 Internationale Studien zur sekundären Graslandentwicklung.....	11
2.1.2 Internationale Studien zur Entwicklung von Bodenparametern auf Brachen.....	19
2.2 Literatur zum Gebiet Ungarns.....	27
2.2.1 Geschichte der Erforschung der sekundären Graslandentwicklung auf Ackerbrachen.....	27
2.2.2 Brachgefallene Weinberge.....	27
2.2.3 Beschreibung der wichtigsten ungarischen Studien zur sekundären Graslandentwicklung.....	28
2.2.3.1 Überblick.....	28
2.2.3.2 Sandsteppenwiesen und offene Sandsteppenrasen.....	38
2.2.3.3 Lösssteppenwiesen.....	41
2.2.3.4 Pfeifengraswiesen.....	42
2.2.3.5 Trockenrasen im Mittelgebirge.....	42
2.2.3.6 Zusammenfassung.....	43
2.2.4 Gegenüberstellung der Neuentwicklungszeiten von Steppenwiesen und Pfeifengraswiesen.....	43
2.2.5 Entwicklung von Bodenparametern auf Ackerbrachen in Ungarn.....	45

<b>3</b>	<b>Die Untersuchungsgebiete .....</b>	<b>47</b>
3.1	Überblick .....	47
3.2	Geografische Lage und Geologie .....	49
3.2.1	Geografie und Geologie der drei Untersuchungsgebiete der Turján-Landschaft ..	49
3.2.2	Geografie und Geologie der untersuchten Teile des Landschaftsschutzgebietes Tápió-Hajta.....	51
3.3	Klima .....	53
3.3.1	Klima der drei Untersuchungsgebiete in der Turján-Landschaft.....	53
3.3.2	Klima des LSG Tápió-Hajta .....	53
3.4	Böden .....	53
3.4.1	Böden der drei Untersuchungsgebiete in der Turján-Landschaft.....	53
3.4.2	Böden des LSG Tápió-Hajta.....	54
3.5	Florengeografische Zuordnung .....	54
3.6	Potentielle natürliche Vegetation .....	56
3.7	Pflegemaßnahmen.....	57
3.8	Einzelbeschreibungen der Untersuchungsgebiete zu Landschaftsbild, Flora und Fauna.....	58
3.8.1	Landschaftsschutzgebiet Ócsa.....	58
3.8.2	Naturschutzgebiet Dabaser Turján.....	62
3.8.3	Peszéradacser Wiesen (Nationalpark Kiskunság).....	63
3.8.4	Landschaftsschutzgebiet Tápió-Hajta .....	65
<b>4</b>	<b>Die Zielvegetationstypen: Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen .....</b>	<b>69</b>
4.1	Pfeifengraswiesen auf Kalk .....	69
4.1.1	Syntaxonomie.....	69
4.1.2	Standortbedingungen .....	70
4.1.3	Phänologie und Erscheinungsbild .....	71
4.1.4	Ursprünge .....	71
4.1.5	Verbreitung in Ungarn.....	72
4.1.6	Gefährdung und Schutzstatus.....	73
4.2	Steppenwiesen auf Sand und Löss.....	74
4.2.1	Syntaxonomie.....	74
4.2.2	Standortbedingungen .....	76
4.2.3	Phänologie und Erscheinungsbild .....	77
4.2.4	Ursprünge und Geschichte.....	78
4.2.5	Verbreitung in Ungarn.....	81
4.2.6	Gefährdung und Schutzstatus.....	82

<b>5</b>	<b>Material und Methoden .....</b>	<b>83</b>
5.1	Bestimmung des Alters der untersuchten Grünlandbestände .....	83
5.2	Geländearbeiten .....	87
5.2.1	Vegetationsaufnahmen .....	87
5.2.2	Bodenanalyse .....	94
5.2.2.1	Bodenprobenahme .....	94
5.2.2.2	Bohrstockanalyse und Einschätzung des Wassereinflusses .....	96
5.3	Bodenkundliche Laboranalysen .....	98
5.3.1	Vorbereitung der lufttrockenen Proben .....	98
5.3.2	pH-Wert .....	99
5.3.3	Kohlenstoff und Stickstoff ( $C_{\text{tot}}$ und $N_{\text{tot}}$ ), organisches Material (SOM) .....	99
5.3.4	Carbonate .....	100
5.3.5	Körnung .....	101
5.3.6	Phosphor und Kalium .....	102
5.3.7	Mineralischer Stickstoff ( $N_{\text{min}}$ ) .....	104
5.3.8	Bestimmung von Munsell-Farben .....	106
5.3.9	Mittelinfrarotspektroskopie (MIRS) .....	106
5.3.9.1	Analyseprinzip und multivariate Kalibration .....	106
5.3.9.2	Durchführung der MIRS-Messungen .....	109
5.3.9.3	Vorhersagemodelle mit PLSR .....	111
5.3.9.4	Vorhersage der Konzentrationswerte unbekannter Proben .....	114
5.4	Statistische Auswertung der Daten .....	116
5.4.1	Vegetation .....	116
5.4.1.1	Multivariate Ordination – DCA .....	116
5.4.1.2	Clusteranalyse und Distanzen .....	118
5.4.1.3	Regressionsanalyse mit Zeigerwerten und funktionellen Eigenschaften .....	119
5.4.1.4	Verhalten der Arten entlang des Zeitgradienten .....	124
5.4.1.5	Zielarten und pflanzensoziologische Einordnung .....	125
5.4.2	Boden .....	135
5.4.2.1	Aufbereitung der bodenkundlichen Daten .....	135
5.4.2.2	Regressionsanalyse mit Bodenparametern .....	141
5.4.3	Zusammenhänge zwischen Vegetation und Boden .....	143

<b>6</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>145</b>
6.1	Ordination der Vegetationsaufnahmen .....	145
6.2	Klassifikation der Vegetationsaufnahmen und floristische Distanzen .....	154
6.2.1	Clusteranalyse .....	154
6.2.2	Bray-Curtis-Distanzen .....	161
6.3	Vegetationskennwerte und die beiden Hauptgradienten .....	163
6.3.1	Vergleich von binären und Deckungsgrad-basierten Ergebnissen .....	163
6.3.2	Vegetationskennwerte und geschätzter Grundwasserstand .....	173
6.3.3	Vegetationskennwerte und Bestandsalter .....	176
6.4	Verhalten der Arten entlang des Zeitgradienten .....	182
6.4.1	Die wichtigsten zeitlichen Verteilungsmuster .....	182
6.4.2	Vorkommen von Altwiesen-Arten auf Brachen .....	194
6.4.3	Invasive Neophyten und konkurrenzstarke Ruderalarten .....	198
6.5	Naturschutzfachliche Bewertung der neuentwickelten Grasländer .....	202
6.5.1	Zielarten in neuentwickelten Graslandbeständen .....	202
6.5.2	Vegetationstypen verschiedener Altersklassen .....	204
6.6	Bodenkundliche Kennzeichnung der Aufnahmeflächen .....	209
6.6.1	Organisches Material und Gesamtstickstoff, C/N-Verhältnis, pH-Wert .....	209
6.6.2	Kalk .....	210
6.6.3	Korngrößenverteilung .....	211
6.6.4	Phosphor, Kalium und Stickstoff .....	213
6.6.5	Korrelationen zwischen Bodenparametern .....	214
6.6.6	Bodentypen .....	216
6.7	Bodenparameter und die beiden Hauptgradienten .....	223
6.7.1	Grundwasserstand .....	223
6.7.2	Bestandsalter .....	226
6.8	Abhängigkeit der Vegetation von Bodenparametern .....	237
6.8.1	Korrelation funktioneller Artengruppen mit Bodenparametern .....	237
6.8.2	Korrelation der Stickstoffzahlen mit Bodenparametern .....	241
<b>7</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>243</b>
7.1	Die beiden wichtigsten Umweltgradienten .....	243
7.2	Verlauf der sekundären Sukzession .....	245
7.2.1	Verlauf der Sukzession auf Ackerbrachen .....	245
7.2.2	Dauer der Neuentwicklung halbnatürlicher Grasländer .....	249
7.3	Naturschutzfachliche Bewertung der neuentwickelten Grasländer .....	256
7.3.1	Ansiedelung von Zielarten und Spezialisten .....	256
7.3.1.1	Überblick zum Arteninventar sekundärer Grasländer .....	256

7.3.1.2	Gegenüberstellung Löss- und Sandsteppenwiesen sowie Turján- und Tápió-Hajta-Landschaft .....	259
7.3.1.3	Lösssteppenwiesen.....	263
7.3.1.4	Sandsteppenwiesen und offene Sandpuszтарasen .....	266
7.3.1.5	Gegenüberstellung Steppenwiesen und Pfeifengraswiesen.....	270
7.3.2	Neuentstehung der Zielvegetationstypen .....	271
7.4	Vergleich zwischen nassen und trockenen Standorten .....	277
7.5	Zeitliche Entwicklung von Bodenparametern .....	283
7.5.1	Überblick und Parallelen zur Vegetationsentwicklung .....	283
7.5.2	Organisches Material (SOM) .....	284
7.5.3	Bodendichte, pH-Wert, C/N-Verhältnis .....	292
7.5.4	Stickstoff, Phosphor und Kalium .....	293
7.5.5	Verhältnis von Ammonium zu Nitrat.....	297
7.5.6	Bodentypen und Profilmerkmale.....	300
7.5.7	Vergleich mit Literaturdaten von ungarischem Gebiet .....	301
7.6	Abhängigkeit der Vegetation von Bodenparametern .....	304
7.6.1	Funktionelle Artengruppen und Bodenparameter .....	304
7.6.2	Stickstoffzahlen und Bodenparameter .....	309
7.7	Methodologische Diskussion .....	311
7.7.1	Aussagekraft verschiedener statistischer Methoden .....	311
7.7.2	Kritische Betrachtung der Anwendung einer Chronosequenz .....	313
7.7.2.1	Grundsätzliche Überlegungen.....	313
7.7.2.2	Bewertung der hier untersuchten Chronosequenz und Referenzbestände .....	314
7.7.2.3	Nährstoffangebot beim Brachfallen .....	316
7.7.2.4	Anwesenheit invasiver und anderer unerwünschter Arten beim Brachfallen.....	319
7.8	Praktische Bedeutung der gewonnenen Erkenntnisse .....	321
7.8.1	Bewertung der Erfolgsquote der Neuentwicklung.....	321
7.8.2	Rolle invasiver Neophyten und weiterer konkurrenzstarker Ruderalarten .....	322
7.8.3	Bedeutung von Störfaktoren .....	323
7.8.4	Bedeutung der Pflegemaßnahmen.....	324
7.8.5	Einschätzung des Nutzens einer zusätzlichen Einsaat .....	326
7.8.6	Möglichkeiten zur Alterseinschätzung und naturschutzfachlichen Bewertung..	328
7.8.7	Die Rolle wichtiger Nährelemente im Boden .....	330
7.9	Fazit .....	332
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>337</b>
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>341</b>
	<b>Anhang .....</b>	<b>363</b>



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1-1: Lage der untersuchten Gebiete in Ungarn .....	48
Abbildung 3.8-1: Typisches Landschaftsbild im LSG Ócsa .....	60
Abbildung 3.8-2: Lösssteppenwiese auf der Nyírk-Wiese (Teil des LSG Tápió-Hajta) Ende Juni.....	65
Abbildung 5.2-1 a+b: Karte der Aufnahmepunkte des LSG Ócsa.....	90
Abbildung 5.2-2: Aufnahmepunkte des NSG Dabas .....	91
Abbildung 5.2-3: Aufnahmepunkte der Peszéradacser Wiesen im Nationalpark Kiskunság ...	92
Abbildung 5.2-4 a-c: Aufnahmepunkte im LSG Tápió-Hajta-Landschaft .....	93
Abbildung 5.3-1: Zusammenhang zwischen den pH-Werten von CAL-Extrakten von Bodenproben und deren Kalkgehalt .....	104
Abbildung 5.3-2: Drei Beispiele für MIR-Spektren von Oberboden-Proben der untersuchten Gebiete.....	107
Abbildung 6.1-1 a-d: DCA auf Grundlage binärer Daten mit Kennzeichnung der Feuchteregime und Altersklassen .....	148
Abbildung 6.1-2: DCA auf Basis der Deckungsgrade .....	151
Abbildung 6.1-3: DCA mit Kennzeichnung der Nutzung bzw. Pflegemaßnahmen .....	152
Abbildung 6.1-4: DCA mit Kennzeichnung der Untersuchungsgebiete .....	152
Abbildung 6.2-1 a-e: Anteile von Zeigerarten in 6 Clustern aus einer Clusteranalyse von 308 Aufnahmequadraten auf der Grundlage von binären Daten (Anwesenheit oder Abwesenheit der Arten) .....	156
Abbildung 6.2-2 a-h: Standörtliche Kennzeichnung von 6 Clustern aus einer Clusteranalyse von 308 Aufnahmequadraten auf der Grundlage von binären Daten (Anwesenheit oder Abwesenheit der Arten) .....	159
Abbildung 6.2-3: DCA mit Kennzeichnung der 6 Cluster.....	160
Abbildung 6.2-4: Distanzen der einzelnen Vegetationsaufnahmen zur jeweils ähnlichsten aller anderen Aufnahmen der vorliegenden Untersuchung.....	162
Abbildung 6.3-1 a-f: Zusammenhänge von Vegetationskennwerten nach BORHIDI (1993) und nach der Datenbank BioFlor mit dem geschätzten Grundwasserstand für 308 Aufnahmeflächen.....	174
Abbildung 6.3-2 a-f: Zusammenhänge einiger Zeigerwerte nach BORHIDI (1993) mit dem Bestandsalter (d. h. der vergangenen Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus) für 308 Vegetationsaufnahmen .....	177
Abbildung 6.3-3 a-c: Zusammenhänge einiger Parameter aus der Datenbank BioFlor mit dem Bestandsalter für 308 Vegetationsaufnahmen.....	179
Abbildung 6.4-1 a-d: Verteilung der Deckungsgrade von vier invasiven Neophyten bzw. konkurrenzstarken Ruderalarten in den Aufnahmequadraten nach Altersklassen .....	199

Abbildung 6.5-1 a-d: Zusammenhang der Anzahl und Deckung der Zielarten nach Tabelle 6.4-2 (S. 194) mit dem Bestandsalter.....	202
Abbildung 6.5-2: Gegenüberstellung der Anzahl der Zielarten pro Aufnahme­fläche in der Turján- und der Tápió-Hajta-Landschaft, aufgetragen gegen das Bestandsalter (d. h. die Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus) .....	204
Abbildung 6.5-3 a+b: Verteilung der identifizierten Vegetationstypen der Aufnahmequadrare über die Altersklassen .....	208
Abbildung 6.6-1: Körnungsdiagramm für 36 Bodenproben aus der Schicht 0-10 cm, für die eine Körnungsanalyse im Labor durchgeführt wurde.....	212
Abbildung 6.7-1: Regression bodenkundlicher Parameter gegen den geschätzten Grundwasserstand .....	226
Abbildung 6.7-2: Regressionen des Gehaltes an organischem Material (SOM) und damit verknüpfter Parameter gegen das Bestandsalter .....	227
Abbildung 6.7-3: Regressionen des Gehaltes an mineralischem Stickstoff und damit verknüpfter bodenkundlicher Parameter gegen das Bestandsalter.....	231
Abbildung 6.7-4: Regressionen der Gehalte an pflanzenverfügbarem P und K im Boden gegen das Bestandsalter .....	233
Abbildung 6.7-5: Gegenüberstellung von Bodenparametern in der Turján- und der Tápió-Hajta-Landschaft aufgetragen gegen das Bestandsalter .....	234
Abbildung 6.7-6: Verteilung von Bodentypen über die Altersklassen .....	236
Abbildung 6.8-1: Korrelation des Anteils von Magerkeits- und Stickstoffzeigern mit dem Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor .....	242
Abbildung 7.7-1: Jährliche agronomische NPK-Bilanzen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Ungarn von 1901 bis 2000 nach CSATHÓ und RADIMSZKY (2005).....	317



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1-1: Auflistung internationaler Studien zur sekundären Entwicklung von Grasland auf Ackerbrachen. ....	14
Tabelle 2.1-2: Auflistung internationaler Studien zur Entwicklung von Bodenparametern während der sekundären Sukzession auf Ackerbrachen.....	21
Tabelle 2.2-1: Auflistung von Studien zur sekundären Entwicklung von Grasland auf Ackerbrachen auf ungarischem Gebiet.....	30
Tabelle 2.2-2: Auflistung von Studien zur Entwicklung von Bodenparametern während der sekundären Sukzession auf Ackerbrachen in Ungarn.....	46
Tabelle 5.1-1: Auflistung der Karten und Luftbilder, die zur Ermittlung des Aufgabzeitpunktes der untersuchten Gesamtflächen und Aufnahmequadrate genutzt wurden.....	83
Tabelle 5.2-1: Anzahl der untersuchten Gesamtflächen und Vegetationsaufnahmen sowie der Bodenproben und Bohrstockanalysen und deren Verteilung über Feuchtereime, Altersklassen und die Untersuchungsgebiete.....	88
Tabelle 5.2-2: Anhaltspunkte für die Schätzung des Grundwasserspiegels der Aufnahmeflächen im Jahr 2010 in neun Klassen.....	97
Tabelle 5.3-1: Übersicht über verwendete Kalibrationsproben und Kennwerte für die drei Modelle, die in der vorliegenden Arbeit zur Vorhersage angewandt wurden. .	110
Tabelle 6.3-1: Regression vegetationskundlicher Parameter der Aufnahmeflächen, berechnet auf der Grundlage binärer Daten, gegen den geschätzten Grundwasserstand und das Bestandsalter (d. h. die vergangene Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus).....	164
Tabelle 6.3-2: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.3-2 (S. 176) gezeigten Daten.....	178
Tabelle 6.3-3: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.3-3 (S. 178) gezeigten Daten.....	180
Tabelle 6.4-1: Nach Altersstufen (Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus) zusammengefasste, synoptische Vegetationstabelle.....	183
Tabelle 6.4-2: Liste aller Zielarten sowie Spezialisten nach BORHIDI (1993), die auf den untersuchten Flächen gefunden wurden.....	195
Tabelle 6.5-1: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.5-1 (S. 201) gezeigten Daten.....	203
Tabelle 6.6-1: Minimale und maximale gemessene Werte einiger wichtiger Bodenparameter für die einzelnen Untersuchungsgebiete.....	209
Tabelle 6.6-2 a-d: Zusammenhänge der analysierten Bodenparameter untereinander für vier verschiedene Probensets.....	215
Tabelle 6.6-3: Systematische Einordnung von Bodenprofilen, die in 143 über die vier Untersuchungsgebiete verteilten Aufnahmeflächen mit einem Pürckhauer-Bohrer identifiziert wurden.....	216

Tabelle 6.7-1: Zusammenhänge von Bodenparametern mit den beiden Hauptgradienten, d. h. dem geschätzten Grundwasserstand und dem Bestandsalter .....	224
Tabelle 6.7-2: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.7-2 (S. 226) gezeigten Daten zum organischen Material im Boden .....	228
Tabelle 6.7-3: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.7-3 (S. 230) gezeigten Daten zum mineralischen Stickstoff im Boden .....	232
Tabelle 6.7-4: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.7-4 gezeigten Daten zum pflanzenverfügbaren P und K im Boden .....	233
Tabelle 6.8-1: Gegenüberstellung nicht-lineare Regressionen und lineare Regressionen für das Datenset 49 .....	237
Tabelle 6.8-2: Multiple lineare Regressionen für vier verschiedene Sets von Aufnahmequadraten bzw. Bodenproben .....	239
Anhang I: Ergebnisse der Clusteranalyse, dargestellt als synoptische Vegetationstabelle	363
Anhang II: Regression vegetationskundlicher Parameter der Aufnahmeflächen gegen den geschätzten Grundwasserstand und das Bestandsalter, berechnet auf Grundlage der Deckungsgrade der Arten .....	373
Anhang III: Beispiele für alle Vegetationstypen, denen die untersuchten Aufnahmeflächen zugeordnet wurden .....	381
Anhang IV: Beispiele für Bodenprofile einiger Aufnahmequadrante, die mit einem Pürckhauer-Bohrer erschlossen wurden .....	397
Anhang V a-d: Zusammenhänge mit den beiden Hauptgradienten für vier verschiedene Probensets .....	410
Anhang VI: Gesamtliste der identifizierten Gefäßpflanzen der untersuchten Brachen und Altwiesen .....	413

## Abkürzungen und Definitionen

**Akadémiai kiadó** – Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften

**Alter/Bestandsalter** – auch Entwicklungsalter/-dauer; hier: Zeit seit dem letzten Umpflügen der Aufnahme­fläche (soweit bekannt)

**Altwiesen** – Grasländer, die nach den verfügbaren Informationen über mindestens 150 Jahre hinweg nicht gepflügt wurden

**ÁNÉR** – Allgemeines staatliches Habitat-Klassifikationssystem (ungarische Abkürzung)

**CAL** – Calcium-Acetat-Lactat

**DINPI** – Direktion des Nationalparks Donau-Ipoly (ungarische Abkürzung)

**engl.** – englisch

**Feuchtwiese** – damit fasse ich alle Arten von Wiesen mit (zumindest zeitweise) hohem Wasserstand zusammen, also verschiedene Moorbiesen und Sumpfbiesen

**Grundw.** - Grundwasser

**GIS** – Geografisches Informationssystem

**INRES** – Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz

**joint plot** – kombiniertes Diagramm mit Aufnahme­punkten und Vektoren der Umweltparameter und Zeigerwerte

**KNPI** – Direktion des Nationalparks Kiskunság (ungarische Abkürzung)

**LSG** – Landschaftsschutzgebiet

**MÉTA** – Kartografische Datenbank der Habitate Ungarns (ungarische Abkürzung)

**MIR** – mittelinfrarot

**MIRS** – Mittelinfrarotspektroskopie

**MTA** – Ungarische Akademie der Wissenschaften (ungarische Abkürzung)

**MTA ÖBKI** – Ökologisches und Botanisches Forschungsinstitut der Ungarischen Akademie der Wissenschaften (ungarische Abkürzung) [neue Bezeichnung seit 2012: MTA ÖK ÖBI - Ökologisches und Botanisches Institut des Ökologischen Forschungszentrums der Ungarischen Akademie der Wissenschaften]

**MTA TAKI** – Forschungsinstitut für Bodenkunde und Agrochemie der Ungarischen Akademie der Wissenschaften (ungarische Abkürzung)

**MW** - Mittelwert

**NSG** – Naturschutzgebiet

**NTKSZ** – Zentraler Dienst für Pflanzen- und Bodenschutz (ungarische Abkürzung)

**PLSR** - Partial least squares regression

**Referenzbestände/Referenzvegetation:** Vegetationsbestände (hier Grasländer), die als Vergleichsgrundlage dienen, siehe auch Begriff Altwiesen

**Regenerationsalter** – Zeit, die seit dem letzten Umbruch des Bodens vergangen ist (Ausnahme: Luzerne-Felder)

**RMSECV** – root mean square error of cross validation = Standardfehler der Kreuzvalidierung

**RPD** - residual prediction deviation = Verhältnis von Standardabweichung und Standardfehler der Vorhersage (BRUKER OPTIK GMBH 2011)

**SD** – Standardabweichung (engl.: standard deviation)

**SOM** – organisches Bodenmaterial nach engl. „soil organic matter“

**Space-for-time-substitution** – Ersatz von Zeit durch Raum (engl.)

**trock.** – trocken

**u. GOF** – unter der Geländeoberfläche

**VEGTÁJ** - Vegetationskundliche Landschaftsaufteilung von Ungarn (ungarische Abkürzung)

**vs** - versus

**WRB** – World Reference Base

# 1 Einführung

## 1.1 Halbnatürliche Grasländer und ihre Bedeutung für den Naturschutz

Als halbnatürliche Vegetation bezeichnet man Pflanzengesellschaften, die ihre Existenz anthropo-zoogenen Eingriffen verdanken und typischer Bestandteil früherer extensiver Kulturlandschaften waren. Sie weichen zwar deutlich von der natürlichen Vegetation am jeweiligen Standort ab, ähneln aber solchen Formationstypen, die auch in der Natur kleinflächig vorkommen (Dierschke 1994). Zur halbnatürlichen Vegetation zählen z. B. extensiv bewirtschaftete Mähwiesen und Weiden, die Gegenstand der vorliegenden Untersuchung sind. Veen et al. (2009) schlagen als alternative Bezeichnungen für halbnatürliches Grasland „traditionelles Grasland“, „weniger intensiv bewirtschaftetes Grasland“ oder „Grasland mit hohem Natur-Wert“ vor.

Durch die fortschreitende Intensivierung der Landwirtschaft besonders in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts haben die Artenvielfalt der Kulturlandschaften und die Ausdehnung und Häufigkeit halbnatürlicher Vegetationstypen in Mitteleuropa stark abgenommen (HÜPPE 1989; DIERSCHKE 1994). Der Rückgang halbnatürlichen Grünlandes liegt überwiegend darin begründet, dass betroffene Flächen entweder durch den Übergang zu intensiveren Bewirtschaftungsformen (z. B. Intensivgrünland oder Acker) grundlegend verändert wurden oder in Verbindung mit der Aufgabe traditioneller, extensiver Bewirtschaftungsformen der natürlichen Sukzession überlassen wurden (BAKKER und BERENDSE 1999).

Die Bedeutung extensiv bewirtschafteter Lebensräume wird durch die Darlegungen von HÜPPE (1989) zur geschichtlichen Entwicklung der Landwirtschaft deutlich: Der Übergang zu Ackerbau und Viehzucht und damit auch zur Sesshaftigkeit markiert den Beginn des Neolithikums, der in Mitteleuropa um 4500 v. Chr. anzusiedeln ist. Zu diesem Zeitpunkt war die Biodiversität in Mitteleuropa noch deutlich geringer als heute, da ein großer Teil der Fläche durch geschlossenen Wald eingenommen wurde. Vom Beginn der Landwirtschaft bis ca. 1600 n. Chr. ist die Diversität der Flora in Mitteleuropa kontinuierlich auf etwas mehr als das Doppelte gestiegen, da die natürliche Vegetation auf einem Großteil der Fläche unter vielfältigen extensiven Bewirtschaftungsformen durch andere Vegetationstypen ersetzt wurde.

Etwa seit dem Beginn des 19. Jahrhunderts hat sich dieser Prozess durch zunehmende Intensivierung ins Gegenteil verkehrt, wobei statt natürlicher Vegetation eine meist sehr einförmige naturferne oder künstliche Vegetation kreierte wurde. Diese Abnahme der Artenvielfalt der Flora in der jüngeren Vergangenheit ist im Vergleich zum vorhergehenden allmählichen Anstieg rasant verlaufen. Dies zeigt, dass extensiv betriebene Landwirtschaft in Mitteleuropa sehr förderlich für die Biodiversität ist, während intensive Landwirtschaft das Gegenteil bewirkt.

Halbnatürliche Vegetationstypen schaffen einen Ersatz-Lebensraum für viele Arten, deren natürliche Standorte nur noch sehr kleinräumig und isoliert voneinander vorhanden sind und wirken so einem möglichen Aussterben von Arten entgegen. ROSENTHAL (2003) schreibt zum Beispiel Moorwiesen eine wichtige Funktion als Habitat für solche Arten zu, deren primäre Lebensräume kaum wiederhergestellt werden können. Laut VEEN et al. (2009) sind 50 % der in Europa endemischen Pflanzenarten an den Lebensraum „Grasland“ gebunden. Außerdem haben Grasländer eine Bedeutung als Lebensraum für Tiere; so sind beispielsweise viele Schmetterlings- und Vogelarten an diesen Lebensraumtyp gebunden (VEEN et al. 2009). Eine besondere Rolle kommt halbnatürlichen Grasländern durch ihre Archivfunktion für die Kulturgeschichte des Menschen zu: Sie sind Teil einer charakteristischen Kulturlandschaft, die durch jahrhundertelange, nach den jeweiligen Standortbedingungen differenzierte Bewirtschaftung entstanden ist (WILMANN 1987). Diese kommt einem Museum gleich, das die Lebensweise der Menschen in früheren Jahrhunderten vor Augen führt.

### **1.2 Sekundäre Sukzession auf Ackerbrachen und Neuentwicklung halbnatürlicher Grasländer**

Wie im vorigen Abschnitt dargelegt wurde, lohnt sich der Schutz halbnatürlicher Grasländer. Dabei steht zunächst die Erhaltung ursprünglicher, unveränderter Bestände im Vordergrund. Solche Bestände sind z. T. außergewöhnliche Relikte, die es zu erhalten und vor zahlreichen Möglichkeiten der Zerstörung zu schützen gilt. Eine bloße Erhaltung der vorhandenen Bestände kann auf lange Sicht jedoch schon eine Abnahme der Gesamtflächengröße halbnatürlicher Grasländer bedeuten. Auch ist es für die Populationen seltener Arten

problematisch, wenn sie in sehr kleinen, weit voneinander entfernten Vegetationsbeständen leben, wodurch kaum oder gar kein Genaustausch möglich ist. Zur längerfristigen Erhaltung halbnatürlicher Grünlandgesellschaften und der daran gebundenen Arten liegt es also nahe, an eine Erweiterung oder Neugenerierung wertvoller Bestände zu denken. Der eine mögliche Ansatz dazu ist, solche Vegetationsbestände, die ihren früheren halbnatürlichen Charakter durch Degradation oder Intensivierung der Nutzung verloren haben, wieder in den ursprünglichen Zustand zurückzusetzen. Die erforderlichen Maßnahmen hängen dabei von der Ursache der Veränderung betroffener Bestände ab. In jedem Fall ist die Wiederaufnahme einer Nutzung, die den traditionellen Intensitäten und Modalitäten möglichst nahe kommt, als Pflegemaßnahme nötig. Ist der Grund für den Verlust des halbnatürlichen Charakters eine intensive Nutzung, können zusätzlich Maßnahmen zur gezielten Aushagerung notwendig sein. Ein alternativer Ansatz steht im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit: halbnatürliche Vegetation auf Flächen, auf denen der Mensch eine künstliche Vegetation geschaffen hat, wieder völlig neu entstehen zu lassen. Wenn die künstliche Vegetation auf solchen Flächen nicht länger aufrechterhalten wird, kann sich unter passenden Bedingungen halbnatürliche Vegetation entwickeln. Dieser Prozess wird hier auf Ackerbrachen analysiert.

Die Beschäftigung mit der Sukzession auf Ackerbrachen ist ein sehr aktuelles Thema, weil im 20. Jahrhundert, besonders aber seit Mitte des 20. Jahrhunderts in Europa und auch weltweit sehr viel Ackerland brachgefallen ist (CRAMER et al. 2008). REY BENAYAS et al. (2007) benennen drei grundlegende Typen von Einflussfaktoren, die zur Aufgabe von Ackerfläche führen: ungünstige ökologische Bedingungen, sozio-ökonomische Veränderungen und unsachgemäß betriebene Landwirtschaft. In Mitteleuropa sind sicherlich die sozio-ökonomischen Veränderungen die entscheidende Kategorie, welche dann nach ökologischen Bedingungen räumlich differenziert zum Tragen gekommen ist. Die Intensivierung der Landwirtschaft hat die Erträge pro Fläche deutlich gesteigert, wodurch der Flächenbedarf gesunken ist. Daraufhin wurden in erster Linie Grenzertragsstandorte aufgegeben (DIERSCHKE 1994; ELLENBERG und LEUSCHNER 2010). In den Ländern, die zum Ostblock gehörten, spielt der Zusammenbruch des Sozialismus eine entscheidende Rolle für die letzten zwei Jahrzehnte vor dem Zeitpunkt der vorliegenden Untersuchung: Mit der Wende wurde durch die sozio-ökonomischen Veränderungen eine weitreichende Aufgabe von Ackerland in der ehemaligen Sowjetunion und

assoziierten Staaten ausgelöst (HENEGBRY 2009), so auch in Ungarn. Dies hing zum einen mit der Auflösung der Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPGs) zusammen, zum anderen damit, dass die landwirtschaftlichen Produkte aufgrund billiger Importe im Wert sanken (PRACH et al. 2007) und Düngemittel wesentlich teurer wurden, da sie nun zu Weltmarktpreisen erworben werden mussten (CSATHÓ und RADIMSZKY 2005).

Auch in Zukunft ist mit dem Brachfallen weiterer Flächen zu rechnen (BARTHA und MOLNÁR 2008b). Dies hat aus Naturschutzsicht die Frage aufgeworfen, wie das weitere Schicksal dieser Flächen aussieht. Die Erforschung der sekundären Sukzession auf ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzflächen hat deshalb in den letzten Jahren stark zugenommen (vgl. Kapitel 2), und nicht zuletzt für halbnatürliche Vegetationsformen wurde die Chance erkannt, die aufgelassene Flächen bergen. Aber auch schon vor der Wende ist es zu allen Zeiten zur Aufgabe von Ackerland gekommen, wie es z. B. auch die für die vorliegende Studie untersuchten Karten und Luftbilder dokumentieren. Bei deren Durchsicht hat es so manche Überraschung gegeben: Viele Bestände, die aufgrund ihres Erscheinungsbildes im Gelände zunächst für altes Grünland gehalten wurden, stellten sich im Nachhinein als ehemalige Äcker heraus. Auch unter den Flächen, die die örtlichen Naturschutzwarden für Altwiesen hielten, waren einige, die vor mehreren Jahrzehnten aufgepflügt worden waren. Von ähnlichen Erfahrungen berichten BARTHA und MOLNÁR (2008a) sowie MOLNÁR und HÁZI (2008) im Rahmen der vor allem seit der Jahrtausendwende vermehrten Untersuchung der sekundären Sukzession in Ungarn. Besonders im Zusammenhang mit Steppenwiesen hat sich herausgestellt, dass es kaum noch Bestände gibt, die niemals als Acker genutzt wurden (vgl. Kapitel 4.2).

Im Zusammenhang mit der sekundären Sukzession auf Brachen ist vor allem die Frage interessant, ob sich darauf solche Vegetationsbestände entwickeln, die halbnatürlichen oder naturnahen Vegetationstypen ähneln und ob sie erwünschte, schützenswerte Arten enthalten. Im Hinblick auf die Aussichten von Bestrebungen zur Restauration oder Neuschaffung in Ungarn ist wichtig, dass die Biodiversität in Agrarlandschaften dieses Landes, wie auch in vielen anderen mittel- und osteuropäischen Ländern, stellenweise noch deutlich höher ist als in westeuropäischen Ländern (BÁLDI und KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI 2010). Dies lässt sich auf eine geringe Intensität der Landwirtschaft in einigen Regionen Ungarns (KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI et



al. 2013) während der zwei Jahrzehnte nach der Wende zurückführen. Eine internationale Studie (KLEIJN et al. 2009) hat ergeben, dass es wesentlich effizienter ist, die Biodiversität in Ländern, in denen sie noch immer hoch ist, zu erhalten, anstatt sie in Ländern mit geringer Biodiversität wieder herstellen zu wollen. Das heißt auch, dass Aktivitäten, die darauf abzielen, artenreiche halbnatürliche Vegetation neu entstehen zu lassen, in Ländern bzw. Regionen mit höherer Biodiversität deutlich bessere Aussichten haben. Der Frage, wie groß diese tatsächlich in Gebieten mit günstigen Bedingungen sind, geht die vorliegende Untersuchung nach. Die untersuchten Gebiete sind durch eine landschaftlich abwechslungsreiche Struktur (vgl. Kapitel 3) gekennzeichnet und weisen durch ihren Schutzstatus eine geringe Intensität landwirtschaftlicher Eingriffe auf; es sind halbnatürliche Grünlandbestände mit naturschutzfachlich interessanter Artenzusammensetzung. Bei den Böden handelt es sich zudem um basenreiche bzw. kalkreiche Böden, auf denen man in Mitteleuropa im Allgemeinen artenreichere Vegetation findet als auf sauren Böden (EWALD 2003). Außerdem standen für die untersuchten Gebiete bis zu 150 Jahre zurückreichende militärische Karten sowie für die letzten 60 Jahre vor der Untersuchung zahlreiche Luftbilder zur Verfügung, auf denen die Nutzungen als Acker und als Grünland unterschieden werden konnten. Dies ermöglichte die Aufstellung einer sehr weit zurückreichenden Zeitreihe.

### **1.3 Die Rolle bodenkundlicher Parameter bei der sekundären Sukzession**

Wie BAKKER und BERENDSE (1999) herausstellen, wird die Möglichkeit der Neuentstehung artenreicher halbnatürlicher Grünlandbestände in erster Linie durch unpassende abiotische Bedingungen wie z. B. Eutrophierung, Austrocknung oder Versauerung begrenzt, die Folge intensiver landwirtschaftlicher Nutzung sein können. Deshalb ist es aufschlussreich, neben der Vegetationsentwicklung auch den anfänglichen Status und die Entwicklung relevanter Bodenparameter während der sekundären Sukzession zu erfassen. In der vorliegenden Arbeit werden diejenigen Parameter in den Vordergrund gestellt, die mit dem Nährstoffangebot zusammenhängen. Dieses ist nämlich entscheidend dafür, ob relativ artenarme Intensivwiesen oder –weiden entstehen oder aber das angestrebte artenreiche Extensivgrünland zustande kommen kann (BERENDSE et al. 1992; MARRS 1993; JANSSENS et al. 1998; BAKKER und BERENDSE

1999; CRITCHLEY et al. 2002). Einige grundlegende Erkenntnisse zu den wichtigsten Parametern, an denen man den Fruchtbarkeitsstatus eines Bodens ablesen kann, werden in Kapitel 2.1.2 zusammengefasst.

#### **1.4 Zielsetzung und Einordnung der eigenen Arbeit im Vergleich zu bisherigen Untersuchungen in Ungarn**

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, die Aussichten für die Neuentstehung von halbnatürlichen Grasländern in einer extensiv bewirtschafteten europäischen Landschaft zu analysieren. Wie in Kapitel 1.2 dargelegt, sind die Voraussetzungen für die Neuentwicklung naturschutzfachlich wertvoller Grasländer in solchen Landschaften besonders günstig. Hier soll nun getestet werden, wie gut die Resultate und damit das intrinsische Potential der Landschaft für solche Neubildungen tatsächlich sind. Dazu wird die Vegetationsentwicklung auf einem Grundniveau getestet, d. h., dass die betroffenen Flächen lediglich durch grundlegende Pflegemaßnahmen, nämlich Mahd oder Beweidung, beeinflusst wurden. Diese Pflegemaßnahmen, denen auch alte Grünlandbestände in den untersuchten Gebieten unterliegen, sind die Grundvoraussetzung dafür, dass die angestrebten Vegetationstypen überhaupt stabil existieren können. Weitere Maßnahmen werden aber nicht ergriffen, so dass Arten, welche aufgelassene Ackerflächen besiedeln, spontan einwandern, also ohne Zutun des Menschen. In den untersuchten Gebieten herrschen auf solchen Flächen, die für lange Zeit durch Mahd oder Beweidung extensiv bewirtschaftet wurden, die Grasland-Typen Sandsteppenwiesen, Lösssteppenwiesen und Pfeifengraswiesen vor. Sie können daher als Referenz- bzw. Zielvegetationstypen angesehen werden, die potentiell auf den untersuchten Ackerbrachen entstehen können. Die einzelnen Phasen der sekundären Sukzession zu diesen Vegetationstypen sollen anhand einer Chronosequenz nachvollzogen werden.

Neubildungen der genannten Vegetationstypen wurden bisher nur von den nachfolgend beschriebenen ungarischen Studien in einer Zeitreihe erfasst, die mehrere Jahrzehnte überspannt und einen Vergleich mit Referenzbeständen beinhaltet.

Für Steppenwiesen auf Löss gibt es bisher eine ausführliche Untersuchung im Südosten der Großen Tiefebene (MOLNÁR 1997c, a; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998; MOLNÁR 2007, MOLNÁR, Zs. 2008b). Die vorliegende Studie erfasst nun die Neuentwicklung von Lösssteppenwiesen in einer neuen Region, der Tápió-Landschaft.

Geschlossene Sandsteppenwiesen wurden von CSECSEKITS und Mitarbeitern (CSECSEKITS et al. 2008a; CSECSEKITS et al. 2010; CSECSEKITS et al. 2011; ALBERT et al. 2014; ALBERT 2015) im Bereich des Kiskunság und im Nyírség (NO-Ungarn) untersucht. Die eigenen Untersuchungsgebiete liegen zwar teilweise in geografischer Nähe zu den im Kiskunság untersuchten Flächen, zeichnen sich aber wegen ihrer ausgedehnten Feuchtgebiete durch einen ganz anderen landschaftlichen Charakter aus. Im Vergleich zu den genannten Studien werden hier zudem Sandsteppenwiesen auf Böden untersucht, die zum größten Teil feuchter und humusreicher sind. Zudem wurden bei den genannten Studien nur selten oder gar keine Pflegemaßnahmen angewendet.

Für die Neuentwicklung von Pfeifengraswiesen ist bisher noch keine detaillierte Analyse bekannt.

Die vorliegende Arbeit deckt also in Ungarn zum Thema Grünland-Neubildung auf Ackerbrachen neue Standortbedingungen und auch neue Gebiete bzw. Regionen ab. Der letztere Aspekt ist besonders deshalb von Interesse, weil aus der Literatur hervorgeht, dass das Potential zur Neuentwicklung ähnlicher Grünland-Typen in verschiedenen Regionen unterschiedlich sein kann und dass sich einzelne Arten bezüglich der Besiedelung ehemaliger Äcker in den verschiedenen Regionen unterschiedlich verhalten können (CSATHÓ 2008; MOLNÁR, Zs. 2008a).

Als zusätzlicher Aspekt bietet die Turján-Landschaft die Möglichkeit, die Neuentstehung trockener und feuchter Wiesen in direkter Nachbarschaft zueinander, also in demselben Gebiet, zu vergleichen. Eine ähnliche Studie ist aus Ungarn nicht bekannt.

Bodenparameter sind parallel zur sekundären Grünlandentwicklung in Ungarn bisher nur selten und nur für sehr trockene Sandböden erfasst worden. Hier werden zusätzlich Tschernoseme sowie in verschiedenem Maße grundwasserbeeinflusste Böden im Zusammenhang mit der sekundären Sukzession analysiert.

Fragestellungen:

- 1) Wie lange dauert die floristische Annäherung an die Referenzbestände?
- 2) Handelt es sich bei neu geschaffenen Grasländern um Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen?
- 3) Konnten die Arten der Zielvegetation auf die Ackerbrachen einwandern?
- 4) Lassen sich Zeigerarten für alte Graslandbestände identifizieren?
- 5) Verläuft die sekundäre Sukzession auf nassen und trockenen Flächen unterschiedlich?
- 6) Welche Parallelen zwischen der Entwicklung von Vegetations- und Bodenparametern lassen sich ziehen?
- 7) Welche Bodenparameter beeinflussen den Anteil erwünschter Arten in den Aufnahmequadraten?

### **1.5 Erläuterungen zum Gebrauch grundlegender Begriffe: sekundäre Sukzession, Neuentwicklung und Neuschaffung**

Die hier untersuchte Vegetationsentwicklung wird durch menschliches Eingreifen beeinflusst. Sie führt daher nicht zu einer Klimax-, sondern zu einer Ersatzgesellschaft. Auch in diesem Fall kann für den beobachteten Prozess der Begriff „**Sukzession**“ verwendet werden. Dieser wird definiert als gerichtete zeitliche Veränderung der Zusammensetzung und/oder Struktur der Vegetation an einem Ort, ausgelöst durch eine Änderung der Lebensbedingungen (DIERSCHKE 1994; KRATOCHWIL und SCHWABE 2001). Dies ist hier gegeben: Die Veränderung der Umweltfaktoren erfolgt im vorliegenden Fall von außen, also exogen (DIERSCHKE 1994). Als Startpunkt der Vegetationsentwicklung kann die letzte Düngung oder das letzte Pflügen der Flächen angesehen werden. Ab diesem Zeitpunkt ist die Vegetation anderen, konstanten Bedingungen ausgesetzt, nämlich einmal jährlicher Mahd oder extensiver Beweidung. Die Vegetation reagiert also auf die veränderten Bedingungen so lange mit einem gerichteten Austausch von Arten, bis sie diesen angepasst ist und damit einen mehr oder weniger

konstanten Dauerzustand erreicht, der einer Ersatzgesellschaft entspricht. DIERSCHKE (1994) bezeichnet einen solchen Vorgang als „gelenkte Sukzession“. Die Einwanderung neuer Arten erfolgt dabei aber spontan, also ohne aktives Eingreifen des Menschen.

Bei der vorliegenden Vegetationsentwicklung handelt es sich um eine **sekundäre Sukzession**. Anders als bei der primären Sukzession, der Vegetationsentwicklung auf zunächst rein mineralischem Substrat ohne Bodenbildung (DIERSCHKE 1994), spricht man von einer sekundären Sukzession bei der Entwicklung von Vegetation auf Böden, die bereits eine Organismengemeinschaft beherbergt haben und im Zuge dessen auch organisches Material enthalten. Hier wird die Sukzession durch die Änderung der Umweltbedingungen oder durch die Entfernung der Vegetation durch einen äußeren Eingriff ausgelöst (DIERSCHKE 1994; KRATOCHWIL und SCHWABE 2001).

Der Prozess der Entstehung von Extensivgrünland durch sekundäre Sukzession auf Ackerbrachen, welcher auch Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist, wird in vielen Studien mit dem Begriff **Regeneration** (bzw. engl.: „regeneration“) belegt (z. B. PYWELL et al. 2002; RUPRECHT 2005; STADLER et al. 2007; FAGAN et al. 2008; CSECSERITS et al. 2011; LENCOVÁ und PRACH 2011; REDHEAD et al. 2014). Dieser Begriff impliziert aufgrund der Vorsilbe „re“ eine Rückkehr zu einem früheren Zustand. Dies ist streng genommen nur dann gegeben, wenn sich auf der betroffenen Fläche vor der Aufnahme der Ackerbewirtschaftung bereits ein halbnatürliches Grasland befunden hat. Eine noch enger gefasste Definition des Begriffs findet sich bei FALIŃSKI (1986, 1988), der darunter einen Vorgang versteht, bei dem eine beschädigte Pflanzengemeinschaft sich aus sich selbst heraus strukturell und funktionell wieder aufbaut. Diese Definition setzt also sogar voraus, dass zu Beginn der Regeneration noch Reste der vorigen Vegetation vorhanden sind. Ob einer der genannten Ausgangszustände gegeben war, kann nicht für alle hier untersuchten Flächen festgestellt werden. Bei einem Teil der Brachen ging vermutlich einer der Zielvegetationstypen der Ackernutzung voraus, bei einem anderen Teil kann es auch andere Vegetation, wie z. B. Wald, gewesen sein. Auch sind auf frischen Brachen der untersuchten Gebiete keine (sichtbaren) Reste halbnatürlicher Vegetation mehr vorhanden, die sich daher komplett neu ausbilden muss. Aufgrund dieser Überlegungen soll hier nicht von einer Regeneration, sondern von einer **Neuentwicklung** oder auch **Neubildung**, **Neuentstehung** der Zielvegetation gesprochen werden.

Als Gegenstück zum Begriff Regeneration wird die Tätigkeit des Menschen, die darauf abzielt, eine solche herbeizuführen, in der Literatur meist als **Restoration** (bzw. engl.: „restoration“) bezeichnet (WALKER et al. 2004; CRAMER et al. 2008; TÖRÖK et al. 2011b) oder auch als **Restitution** oder **Wiederherstellung** (KRATOCHWIL und SCHWABE 2001). Auch diese Begriffe implizieren eine Rückkehr zu einem früheren Status. Als alternativer Begriff soll daher im vorliegenden Fall **Neuschaffung** als Entsprechung zur **Neuentwicklung** dienen.

Bzgl. des Bodens ist der analysierte Prozess jedoch anders zu interpretieren: Die Ackerböden im untersuchten Gebiet sind genauso wie Böden, auf denen sich dauerhaft Grasland befunden hat, das Ergebnis einer langen Bodenentwicklung, deren Dauer weit über die untersuchte Zeitspanne (ca. 1860-2011) hinaus zurückreicht. Unterschiede zwischen beiden ergeben sich lediglich aus den unterschiedlichen Nutzungen, die erst eingesetzt haben, nachdem bereits eine weitreichende Bodenentwicklung erfolgt war. Daher kann man hier von einer **Regeneration** der Ackerböden sprechen, die darin besteht, dass sich ihre Eigenschaften wieder denen ungepflügter Böden angleichen. Von einer Neuentwicklung könnte man dagegen nur im Fall von rein mineralischem Substrat als Ausgangsstadium sprechen, das noch keine Verwitterung und keine Anreicherung von organischem Material zeigt. Diese Entwicklung würde aber sehr viel länger dauern als die hier beobachtete Regeneration.

## **2 Stand der Forschung zur sekundären Grünlandentwicklung auf Brachen**

### **2.1 Internationale Literatur**

#### **2.1.1 Internationale Studien zur sekundären Graslandentwicklung**

Die Sukzession auf brachgefallenen Äckern, die in der englischsprachigen Literatur durch den Begriff „old-field succession“ wiedergegeben wird, wurde in den letzten Jahrzehnten häufig und in vielen Regionen der Erde untersucht (Tabelle 2.1-1, S. 14). Im Detail ist es besonders in Bezug auf die Vegetationskunde allerdings häufig schwierig, Vergleiche zwischen den Studien anzustellen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die untersuchten Vegetationstypen unterscheiden, dass meist verschiedene Analysemethoden angewendet werden und der Fokus auf unterschiedliche Aspekte gerichtet wird. In vielen Fällen wird die sekundäre Sukzession ohne begleitende Pflegemaßnahmen untersucht. Auch solche Studien wurden in Tabelle 2.1-1 (S. 14) berücksichtigt, sofern zumindest als Zwischenstufe ein graslandartiger Vegetationstyp beteiligt war. Viele Studien, bei denen die Sukzession in erster Linie zur Formation Wald führte, sind dagegen nicht aufgeführt. In der überwiegenden Zahl der Fälle wurden trockene, seltener frische und kaum nasse Chronosequenzen untersucht. Letzteres ergibt sich daraus, dass in Mitteleuropa nur selten nasse Ackerbrachen vorkommen (PRACH et al. 2007), da diese für Ackerbau kaum geeignet sind. Einige nasse Serien aus Tschechien (PRACH et al. 2007; PRACH et al. 2014) wurden nicht in die Tabelle übernommen, da die Sukzession dort aufgrund ausgebliebener Pflegemaßnahmen nicht zu Grasländern, sondern zu Röhrichten führte.

In den eigenen untersuchten Gebieten standen trotzdem einige nasse Brachen zur Verfügung. Dies beruht darauf, dass hier zum einen hohe Grundwasserstände ein allgegenwärtiges Phänomen sind und zum anderen zu Zeiten des Sozialismus von der Politik vorgegeben wurde, dass möglichst viele Flächen beackert werden sollten, auch solche, die prinzipiell aufgrund ihres hohen Grundwasserstandes nicht geeignet waren (László Nagy, Naturschutzwart im LSG Ócsa, pers. Mitteilung).

Trotz der teils unterschiedlichen Untersuchungsmethoden lassen sich einige grundlegende Parallelen zwischen verschiedenen Studien ausmachen. In der überwiegenden Zahl der Fälle wurden Chronosequenzen untersucht, da man im Allgemeinen nur mit dieser Herangehensweise die Möglichkeit hat, mehrere Jahrzehnte zu überspannen. Aus Sicht des Naturschutzes ist dabei in erster Linie die Frage interessant, inwieweit neu entstandene Vegetation schützenswerten Vegetationstypen entspricht und wie lange die Entwicklung bis zu diesem Punkt dauert – ein Aspekt, der auch in der vorliegenden Arbeit im Vordergrund steht. Studien, die einen Vergleich mit naturschutzfachlich wertvollen Referenzbeständen angestellt haben, haben in den meisten Fällen eine zur Neuentstehung ähnlicher Bestände erforderliche Dauer von mehreren Jahrzehnten ermittelt. Solche Zeiträume für die Neuentstehung halbnatürlichen Grünlandes belegen z. B. drei Studien in Tschechien (OSBORNOVÁ et al. 1990; JÍROVÁ et al. 2012; SOJNEKOVÁ und CHYTRÝ 2015) und eine in Russland (KALININA et al. 2011), die vermutlich trockene Grünlandtypen behandeln, die mit den eigenen in Ungarn untersuchten verwandt sind. Dabei berichten KALININA et al. (2011) sowie SOJNEKOVÁ und CHYTRÝ (2015) allerdings, dass auch nach der Neuentwicklung der Zielvegetation noch eine kleinere Anzahl an Zielarten fehlte, was vermutlich auch bei den anderen genannten Studien der Fall ist. Auch bei der Entwicklung von submontanem halbnatürlichem Grünland auf Ackerbrachen in Tschechien (LENCOVÁ und PRACH 2011) fehlte nach ca. 20-50 Jahren Entwicklungszeit noch eine Reihe von Arten der Umgebung.

Die Untersuchung von RUPRECHT (2006) in Rumänien umfasst ebenfalls solche Grünlandtypen, die den hier in Ungarn untersuchten nahe stehen. In der rumänischen Studie ergab sich eine außergewöhnlich kurze Neuentwicklungs-Zeit von 20 Jahren für artenreiche Halbtrockenrasen. Dieses Ergebnis ist vermutlich auf eine geringe Intensität anthropogener Einflüsse in der Umgebung und die sehr gute Verfügbarkeit von Quellen zur Einwanderung der Zielarten zurückzuführen.

Deutlich längere Zeiten haben drei Studien in Großbritannien ermittelt, wonach mehr als 60 (FAGAN et al. 2008) bzw. mehr als 100 Jahre für eine komplette Neuentwicklung nötig sind (GIBSON und BROWN 1991; REDHEAD et al. 2014). In der Studie von GIBSON und BROWN (1991) waren aber die Kriterien vergleichsweise streng; wenn man das Fehlen einiger weniger Arten in Kauf nimmt, kann man vermutlich auch dort schon früher als nach 100 Jahren von



halbnatürlichen Grünlandbeständen sprechen. Dennoch liegt die Vermutung nahe, dass die längeren Neuentwicklungszeiten in Großbritannien auf eine im Vergleich zu mittel- und osteuropäischen Ländern deutlich intensivere Nutzung von Düngemitteln in westeuropäischen Ländern zurückzuführen sind (CSATHÓ UND RADIMSZKY 2009, FAO STATISTICS DIVISION 2012). Aus den genannten Quellen geht hervor, dass dies z. T. in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, besonders aber in den letzten zwei Jahrzehnten vor der vorliegenden Untersuchung der Fall war. Die Studie aus Dänemark (EJRNÆS et al. 2008), einem weiteren Land mit vergleichsweise intensivem Einsatz von Düngemitteln, nimmt mit einer Erfolgsquote von durchschnittlich ca. 30 % nach einer Entwicklungszeit von 20-80 Jahren etwa eine Mittelstellung ein. Sehr hohe Neuentwicklungszeiten von über 100 Jahren wurden wiederum in einer australischen Studie ermittelt (SCOTT und MORGAN 2012), wofür laut den Autoren fehlende Artenquellen der Grund sein können.

Als Gemeinsamkeit im Sukzessionsverlauf zeigt sich bei vielen Studien zu Beginn eine meist nur wenige Jahre dauernde Phase der Dominanz einjähriger Ruderalarten (so z. B. bei OSBORNOVÁ et al. 1990; BONET und PAUSAS 2004; DU et al. 2007; PRACH et al. 2007). Zweijährige haben meist eine allgemein untergeordnete Rolle; z. T. nimmt ihre Zahl vorübergehend in einer früheren Sukzessionsphase zu. Die Einjährigen (z. T. zusammen mit Zweijährigen) werden dann kontinuierlich durch mehrjährige Gräser und Stauden ersetzt. Wo keine Pflegemaßnahme wie Mahd oder Beweidung angewandt wird, können als nächste Phase Gehölze einwandern und schließlich die Arten der vorgenannten Gilden verdrängen. Für die einzelnen Artengruppen zeigen sich dabei häufig asymptotische Zu- oder Abnahmen mit der Zeit (Sättigungskurven) oder auch unimodale Kurven.

Tabelle 2.1-1: Auflistung internationaler Studien zur sekundären Entwicklung von Grasland auf Ackerbrachen.

Die wichtigsten Rahmenbedingungen und Ergebnisse werden zusammenfassend wiedergegeben. Die Angaben zur Dauer der Annäherung an Referenzbestände sind in Fällen, wo keine vollständige Annäherung beobachtet wurde, in Klammern gesetzt. Die zusammenfassende Beschreibung der Beobachtungen bezieht sich vorwiegend darauf, wie weitreichend die Neuentwicklung auf den ältesten Brachflächen ist.

Land/Länder/Region	Studie (Kurzzitat)	untersuchte Zeitspanne (Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus [a])	Vegetationstypen der Umgebung (z. T. Referenzvegetation) oder Endstadium, z. T. mit Hinweis auf Standortbedingungen/Böden	Pflegemaßnahmen + ggf. weitere Methoden zur Neuschaffung	Dauer, falls Annäherung an Referenz zumindest größtenteils eingetreten ist [a]	Anwendung von space-for-time substitution?
<b>Nachbarschaft Ungarns</b>						
Rumänien (Tiefeland)	RUPRECHT (2006)	1-40	halbnatürliche Halbtrockenrasen dominiert von <i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i> , <i>Stipa tirsia</i> , <i>Bromopsis erecta</i> oder <i>Brachypodium pinnatum</i> in der Waldsteppenzone auf Tschernosem-Braunerde	jährliche Mahd oder Beweidung	20	ja
Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur der 20-jährigen Brachen ähnelte den Referenzbeständen. Nur wenige Arten sind nicht oder sehr langsam eingewandert.						
<b>Zentral- und Osteuropa</b>						
Tschechien (Tschechoslovakei) (Böhmischer Karst)	OSBORNOVÁ et al. (1990)	0-60	keine Referenzbestände, aber Endstadium im untersuchten Zeitraum Fragario-Festucetum rupicolae Bureš 1976 (auf trockenen Standorten)	keine	ca. 20-40 Jahre	ja
Auf trockenen Standorten entstand ein xerophytisches Grasland, Fragario-Festucetum rupicolae Bureš 1976. Dabei waren eine asymptotische Abnahme für Annuelle, eine kurze Zu- und Abnahme für Bienne und ein annähernd asymptotischer Anstieg von Stauden und mehrjährigen Gräsern zu beobachten.						

Tschechien (Süden)	LENCOVÁ und PRACH (2011)	1-50	artenreiches halbnatürliches Grünland in einem submontanen Gebiet; vermutlich auf frischen Böden	teilweise Saat von kommerziellen Saatmischungen (Arten von Wirtschaftswiesen), danach Mahd und/oder Beweidung	20-30	ja
Eine weitgehende floristische Annäherung an die Referenzvegetation hat sich in einer asymptotischen Kurve innerhalb von ca. 20-30 Jahren vollzogen; einige Wiesenarten der Umgebung fehlten dann aber noch auf den Brachen. Die Anzahl der eingewanderten Zielarten war unabhängig davon, ob beim Brachfallen eine Saatmischung aufgebracht worden war oder nicht.						
Tschechien (Westen)	PRACH et al. (2014)	1-91	Trockenrasen und Wälder, die auf trockenen bzw. frischen Standorten entstanden sind; können als Zielvegetation angesehen werden	keine	keine Angabe	ja
Allgemein nahmen die Gesamtartenzahl und die Anzahl der Arten halbnatürlicher und naturnaher Vegetationstypen mit dem Sukzessionsalter zu, während die Zahl der Archaeophyten, Neophyten und Ruderalarten zurückging. Auf nassen Standorten fand sich eine geringere Anzahl von Zielarten und gefährdeten Arten sowie eine höhere Deckung von Neophyten und Ruderalarten als auf trockenen und frischen Standorten.						
Tschechien	JÍROVÁ et al. (2012)	1-89	halbnatürliches, steppenartiges Grasland mit Sträuchern	keine	"einige Jahrzehnte"	ja + erneute Untersuchung nach 33 Jahren
Es bildete sich ein halbnatürliches Grasland mit Sträuchern, das viele Zielarten enthielt und natürlichen, steppenartigen Gesellschaften ähnelte, die typisch für die Region sind.						
Tschechien (Südosten)	SOJNEKOVÁ und CHYTRÝ (2015)	4-71	Steppe in der Waldsteppenzone; hauptsächlich auf Tschernosemen	Beweidung oder Mahd	40	ja
Auf 40-71 Jahre alten Ackerbrachen haben sich Halbtrockenrasen des Cirsio-Brachypodium pinnati entwickelt, die durch viele charakteristische Arten gekennzeichnet waren. Einige Arten der Referenzbestände fehlten allerdings noch auf den Brachen.						

Tschechien und Ungarn: Böhmischer Karst (Braunerden) und Wittingauer Becken (Sandböden), Tschechien; Kiskunság (Sandböden), Ungarn	SZABÓ und PRACH (2009)	1-15	keine genannt; für die Daten aus dem Kiskunság kommt auch hier das Festucetum vaginatae in Frage, da es sich um trockene, N-arme Standorte handelt	keine Maßnahmen, spontane Einwanderung von Arten	/	ja
Die Anteile an pollakanthen Mehrjährigen, Konkurrenz- und Stress-Strategen sowie die Eigenschaften Anemochorie, Wuchshöhe und die Fähigkeit zur intensiven vegetativen Ausbreitung nahmen mit der Zeit zu, während die Anteile Einjähriger und ruderaler Arten abnahmen. Es wurden keine Referenzflächen untersucht.						
<b>Westeuropa</b>						
Großbritannien (Süden)	GIBSON und BROWN (1991)	3-44; zusätzlich Auswertung mehrerer Studien: 1 bis >100	halbnatürliches Grünland auf Kalkböden	Beweidung	Aussage: "Jahrzehnte bis Jahrhunderte"; kommt aber auf die Definition an: Beispiel für weitreichende Annäherung auch schon nach 44 Jahren	ja
In einer multivariaten Analyse der 3- bis 44-jährigen Brachen trennten sich ehemalige Äcker und Altwiesen - mit Ausnahme der 44 Jahre alten Fläche - auf. Bei letzterer hat also eine weitreichende floristische Annäherung an die Referenzbestände stattgefunden. Bei Betrachtung der Daten für 1 bis über 100 Jahre fand sich der überwiegende Teil der Zielarten auch auf ehemaligen Äckern; nur sehr wenige blieben auf Altwiesen beschränkt.						
Großbritannien (Süden)	FAGAN et al. (2008)	0-60	halbnatürliches Grünland auf Kalkböden	z. T. Einsatz von verschiedenen Saatmischungen u. a. von Nachbarflächen; Beweidung und gelegentliche Mahd	(>60)	ja
In einer multivariaten Analyse vermischten sich nur wenige der 0-60 Jahre alten Brachen mit den Referenzbeständen.						
Großbritannien (Süden)	REDHEAD et al. (2014)	6-150	halbnatürliches Grünland auf Kalkböden, meist mit <i>Bromopsis erecta</i>	(vermutlich) extensive Beweidung	>100 Jahre	ja
Viele Arten zeigten eine signifikante Bindung an Grünland-Bestände, die über 100 Jahre alt sind (meist aber nicht vollkommen auf diese beschränkt).						

Spanien (Südosten)	BONET und PAUSAS (2004)	1-60	anthropogen bedingte Grasländer, die von <i>Macrochloa tenacissima</i> oder <i>Brachypodium retusum</i> dominiert werden sowie verstreute Buschsteppen aus <i>Quercus coccifera</i> ; semiarides Mittelmeerklima, kalkhaltige Böden	Beweidung möglich	kein Vergleich	ja
Es vollzog sich ein Artenwechsel mit unimodalem Verlauf für die Gesamtartenzahl und die Artenzahl von Einjährigen und Stauden: Bis zu einem Alter von ca. 3-5 Jahren war eine Zunahme dieser Artengruppen zu verzeichnen, dann eine Abnahme. Gleichzeitig war eine asymptotische Zunahme der Artenzahl von Gräsern und Gehölzen zu beobachten.						
Dänemark	EJRNÆS et al. (2008)	0-80	Verschiedene halbnatürliche trockene Graslandtypen	keine Angabe	(20-)40-80	ja
Auf ca. 26,5 % der 20-39-jährigen und auf ca. 36 % der 40-80-jährigen Ackerbrachen hat sich halbnatürliches Grünland entwickelt.						
Schweden (Südosten)	ÖSTER et al. (2009)	<10 bis >50	halbnatürliches Grünland, eher trocken	Saat von 16 typischen Grasland-Arten, Beweidung mit freier Bewegung zwischen Brachen und Altwiesen	(deutlich mehr als 50)	ja
Artenreichtum und Ähnlichkeit zu den Referenzbeständen nahmen in einer asymptotischen Kurve zu, erreichten aber nicht das Niveau der Referenzbestände.						
<b>Asien - Russland</b>						
Russland	KALININA et al. (2011)	0-59	Horstgras-Steppe in der Waldsteppenzone auf Tschernosemen	keine	59	ja
In der Vegetation auf den ältesten Brachen dominierten <i>Stipa pennata</i> und <i>Poa angustifolia</i> . Das entstandene Grasland war der Referenzvegetation ähnlich abgesehen von einigen seltenen Arten, die fehlten.						

Nordamerika/USA						
Nordamerika/USA	INOUYE et al. (1987)	1-56	Prairie auf trockenen Sandböden	keine	/	ja
Es wurde eine lineare Abnahme von Einjährigen, Stauden und Neophyten sowie eine lineare Zunahme von Mehrjährigen, Gräsern und Prärie-Arten über die gesamte Chronosequenz hinweg beobachtet. Es erfolgte kein Vergleich mit Referenzbeständen.						
Nordamerika/USA	BAER et al. (2002)	2-12	Hochgrasprairie	Einsaat von einheimischen Gräsern	/	ja
Einheimische Gräser dominierten nach 6-8 Jahren die Vegetation nachdem Dikotyle zurückgedrängt worden waren.						
Asien - China						
China (Shaanxi Provinz)	DU et al. (2007)	2-43	trockenes Grasland auf Lössböden in kontinentalem Klima auf 1050-1380 m Höhe	keine	/	ja
Der Artenwechsel vollzog sich asymptotisch von Ein- und Zweijährigen zu Stauden, Gräsern und Zwergsträuchern ab der mittleren Sukzessionsphase. Nach ca. 15 Jahren erreichte der Artenwechsel die Sättigungsphase.						
Australien						
Australien (Südosten)	SCOTT und MORGAN (2012)	1-100	Grasland in semiaridem Klima	Beweidung	>100	ja
Es erfolgte eine Übernahme der Dominanz durch einheimische mehrjährige Gräser, während die Anzahl an Neophyten abnahm. Die Anzahl und Abundanz einheimischer Arten näherte sich derjenigen der Vergleichsbestände an, aber viele Arten der Referenzvegetation fehlten noch.						

### 2.1.2 Internationale Studien zur Entwicklung von Bodenparametern auf Brachen

Da man davon ausgehen kann, dass der Sukzessionsverlauf wesentlich von den Standortbedingungen beeinflusst wird, haben auch viele Autoren die Entwicklung bodenkundlicher Parameter während der sekundären Sukzession auf Brachen untersucht (Tabelle 2.1-2, S. 21). Besonders viele Studien gibt es dabei zum Gehalt an organischem Material (SOM) im Oberboden, da dieser durch Ackerbewirtschaftung deutlich dezimiert werden kann, dann aber nach Umwandlung in Grünland (oder Wald) wieder akkumuliert werden kann (RICHARDSON 1938; BURKE et al. 1995; PAUL et al. 1997; KNOPS und TILMAN 2000; MCLAUCHLAN et al. 2006; PREGER et al. 2010). Dieser Parameter ist im Zusammenhang mit der sekundären Sukzession besonders durch seinen Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit von Interesse. PAUL et al. (1997) nennen Mechanismen, durch die Ackerbewirtschaftung den Verlust von organischem Material bewirken kann: Die Durchmischung des Bodens und die Zerstörung von Bodenaggregaten setzen das organische Material vermehrt Mikroorganismen aus, die es abbauen. Außerdem wird Pflanzenmaterial häufig von der Fläche abgeführt und kann so nicht in organische Bodensubstanz überführt werden. Zusätzlich finden sich auf Äckern im Vergleich zu Grünland vor allem einjährige Arten, die ein geringeres Verhältnis von Wurzeln zu oberirdischen Pflanzenteilen haben als mehrjährige Arten.

Die Regeneration des SOM- und des oft eng damit verknüpften  $N_{\text{tot}}$ -Gehaltes nimmt tendenziell noch längere Zeiträume in Anspruch als die Neuentwicklung halbnatürlicher Grünlandbestände: In mehreren Studien war auch nach mehreren Jahrzehnten Graslandentwicklung der SOM-Gehalt noch erheblich geringer als im Boden der Referenzbestände (KNOPS und TILMAN 2000; BALLANTINE und SCHNEIDER 2009; KALININA et al. 2011). Die geschätzte Dauer für die Regeneration reicht von 55 bis über 100 Jahre (Tabelle 2.1-2, S. 21). Die langen Zeiten für das Erreichen der ursprünglichen SOM-Gehalte lassen sich zum Teil darauf zurückführen, dass die Anreicherung in einer Sättigungskurve verläuft. Das heißt, dass die Akkumulationsrate nur in den ersten Jahren oder Jahrzehnten nach dem Brachfallen hoch ist, schließlich aber deutlich langsamer wird, noch bevor das Niveau unkultivierter Böden erreicht wäre.

Noch direktere Hinweise auf die Verfügbarkeit von Nährelementen für die Pflanzen erhält man bei Messung der pflanzenverfügbaren Formen dieser Elemente. In der vorliegenden Studie

wurden deren drei gemessen, nämlich Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K). Ähnlich wie der Gehalt an gesamtem Stickstoff nimmt der Gehalt an mineralischem Stickstoff häufig mit der Sukzessionsdauer zu. Dies resultiert daraus, dass der mineralische N eine sehr labile Größe ist und weniger von der Düngung unmittelbar vor dem Brachfallen als vielmehr von der Mineralisationsrate des vorhandenen organisch gebundenen Stickstoffs abhängt (JANSSENS et al. 1998; LEDGARD et al. 1998). Dabei zeigen sich aber zum Teil für die beiden pflanzenverfügbaren N-Formen,  $\text{NH}_4^+$  (Ammonium) und  $\text{NO}_3^-$  (Nitrat), unterschiedliche zeitliche Tendenzen. Diese Verbindungen können daher ebenfalls geeignete Anhaltspunkte sein, um das Fortschreiten der sekundären Sukzession nachzuvollziehen (RICHARDSON 1938; RICE und PANCHOLY 1972; BAER et al. 2002). Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor ist dagegen typischerweise auf jungen Brachen als Nachwirkung der Düngung hoch und nimmt im Verlauf der Sukzession langsam ab (GOUGH und MARRS 1990; DU et al. 2007). Bzgl. des Gehaltes an pflanzenverfügbarem Kalium, der weniger häufig analysiert wird (Tabelle 2.1-2, S. 21), finden sich unterschiedliche Tendenzen.



Tabelle 2.1-2: Auflistung internationaler Studien zur Entwicklung von Bodenparametern während der sekundären Sukzession auf Ackerbrachen

Die wichtigsten Rahmenbedingungen und Ergebnisse werden zusammenfassend wiedergegeben. Die Angaben zur Dauer der Angleichung des SOM- oder N<sub>tot</sub>- Gehaltes an den von unkultivierten Böden sind in fast allen Fällen Schätzungen, da in den untersuchten Zeiträumen keine vollständige Angleichung eingetreten ist. Diese Daten wurden daher in Klammern gesetzt. ↑ = Zunahme, ↓ = Abnahme mit der Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus

					ERGEBNISSE für die wichtigsten Bodenparameter								
Land/Region	Studie (Kurzzitat)	untersuchte Zeitspanne (Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus [a])	Vegetation/ Boden	Beprobte Tiefe [cm]	SOM und/oder Gesamt-N, evtl. Regenerations-Dauer	Tendenz C <sub>tot</sub> /SOM oder N <sub>tot</sub>	SOM/N <sub>tot</sub> -Gehalt eventueller Referenzböden wird nach wievielen Jahren erreicht?	mineralischer Stickstoff	Tendenz N <sub>min</sub>	Phosphor (pflanzenverfügbar, soweit Information vorhanden)	Tendenz P	Kalium (pflanzenverfügbar, soweit Information vorhanden)	Tendenz K
<b>Mitteleuropa</b>													
Tschechien (bzw. Tschechoslowakei), Böhmischer Karst	OSBORNOVA et al. (1990)	0-ca. 58	trockenes Grasland auf Braunerde, dominiert von <i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i> und <i>Poa angustifolia</i>	0-20	die drei verfügbaren Werte (für Acker, 10 und 58 Jahre) implizieren eine asymptotische Zunahme des SOM	↑				keine Tendenz erkennbar	—		

Westeuropa

Groß-britannien (Rothamsted)	RICHARDSON (1938)	0-200	Grünland auf schluffig-tonigem Lehm	0-20	innerhalb von 25 Jahren asymptotische Zunahme des $N_{tot}$ von 50 auf 75 % des Gehaltes der Referenzbestände	↑	(100; dann gemäß Kurve ca. 95 % erreicht)	$NH_4^+$ -N und $NO_3^-$ -N nahmen beide in einer asymptotischen Kurve mit der Zeit zu, dabei überwog $NH_4^+$ -N in allen Altersstufen und das Verhältnis von $NH_4^+$ -N zu $NO_3^-$ -N nahm ebenfalls mit der Zeit zu	↑		
Groß-britannien (Essex)	GOUGH und MARRS (1990)	0-47	Weidelgras-weide auf kalkreichen Gleyen	0-20	Zunahme von $N_{tot}$ ; auf Grundlage dreier Werte ist ein asymptotischer Verlauf anzunehmen, sowohl in Gewichtsprozent als auch in Gewicht pro Fläche	↑		Zunahme des extrahierbaren Stickstoffs sowohl in Gewichtsprozent als auch in Gewicht pro Fläche; asymptotischer Verlauf auf Grundlage dreier Werte ist nur in Gewicht pro Fläche erkennbar	↑	Abnahme des extrahierbaren P; auf Grundlage dreier Werte ist ein asymptotischer Verlauf zu erkennen, sowohl in Gewichtsprozent als auch in Gewicht pro Fläche	↓
Groß-britannien (Rothamsted)	JOHNSTON et al. (2009)	0-350	Grünland auf schluffig-tonigem Lehm	0-23	$N_{tot}$ verdoppelte sich in einer asymptotischen Kurve auf das Niveau der Altwiesen	↑	100				

Asien - Russland									
Bereich der früheren Sowjetunion	VUICHARD et al. (2008)	0-9	Steppe	(vermutlich) gesamtes Profil	durchschnittliche Zunahme des $C_{org}$ -Gehaltes bei aufgelassenen Äckern im gesamten Bereich der ehemaligen Sowjetunion; in einem Beispiel asymptotischer Verlauf, wobei nach 9 Jahren ca. 50 % des Gehaltes einer primären Steppe erreicht wurden	↑			
Russland	KALININA et al. (2011)	0-59	Horstgras-Steppe auf Tschernosemen	0-10 (bis 125)	Zunahme des $C_{org}$ - und $N_{tot}$ -Gehaltes mit der Zeit bis in 50 cm Tiefe feststellbar, in den obersten 10 cm wurden 69 % des Gehaltes der Referenzbestände erreicht	↑	nicht bekannt		
Nordamerika/USA									
Nordamerika/USA	ZAK et al. (1990)	1-60	trockenes Grasland, ähnlichster Referenztyp Eichen-Savanne	0-10	Nach dem Brachfallen 6 Jahre lang Abnahme, dann Zunahme über die gesamte Zeitreihe hinweg, ca. 74 % des Gehaltes im Boden der Eichen-Savanne wurden erreicht	↑	keine signifikante Korrelation mit der Zeit; $N_{min}$ -Gehalt war im 1. Jahr nach dem Brachfallen hoch, danach deutlich niedriger und schwankend	—	

Nordamerika/ USA	BAER et al. (2002)	2-12	Hochgras- prairie	0-10, 10-20	lineare Zunahme mit der Zeit in der Schicht 0-10 cm, aber nicht mehr in der Schicht 10-20 cm; nach 12 Jahren liegt $C_{\text{tot}}$ -Gehalt bei 65 %, $N_{\text{tot}}$ -Gehalt bei 75 % der Werte der Prairie- Böden	↑		$NH_4^+$ -N nahm linear zu, $NO_3^-$ -N nahm linear ab; für $N_{\text{min}}$ daher keine Tendenz	-				
Nordamerika/ USA	BALLANTINE und SCHNEIDER (2009)	3-55	<i>Typha</i> - dominierte Feuchtgebiete	0-5, 5-10 und 10-15	$C_{\text{org}}$ -Gehalt erreichte nach 50-55 a in obersten 15 cm ca. 50 % des Levels der Referenzflächen; leicht ansteigende Kurve (exponentielles Wachstum) anstatt Sättigungskurve	↑				gleichmäßige Zunahme	↑	gleichmäßige Zunahme	↑
Nordamerika/ USA	RICE und PANCHOLY (1972)	1, 6 (+Refe- renz)	Hochgras- prairie	0-15, 45-60				in beiden beprobten Schichten nahm $NH_4^+$ -N zu und $NO_3^-$ -N ab; die drei verfügbaren Werte lassen auf asymptotischen Verlauf schließen; für $N_{\text{min}}$ ergab sich leicht positiver Trend für die Schicht 0-15 cm, da $NH_4^+$ -N hier etwas stärker anstieg, als $NO_3^-$ -N abnahm	↑				

Nordamerika/ USA	INOUYE et al. (1987)	1-56	Prairie auf trockenen Sandböden	0-10	mittlerer $N_{tot}$ -Gehalt von Brachflächen nahm mit der Zeit zu, SOM-Gehalt aber nicht	(↑)						
Nordamerika/ USA	BURKE et al. (1995)	0-53	Kurzgras- steppe	0-5, 5-10	Zunahme des $C_{org}$ - und $N_{tot}$ -Gehaltes mit der Zeit	↑ (> 100)						
Nordamerika/ USA	McLAUCH- LAN et al. (2006)	2-37	Hochgras- prairie	0-10	lineare Zunahme des $C_{org}$ von ca. 36,5 % auf ca. 76 % des Gehaltes der Referenzbestände	↑ (55-75)						
Nordamerika/ USA	KNOPS und TILMAN (2000)	0-61	Prairie auf Sandböden	0-10	Zunahme von 11 % des $C_{org}$ - und 25 % des $N_{tot}$ -Gehaltes unkultivierter Böden auf 63 % bzw. 78 % der Referenzwerte	(110 für $C_{org}$ und 120 für $N_{tot}$ ) ↑						
<b>Nordamerika/Kanada</b>												
Nordamerika/ Kanada	DORMAAR et al. (1990)	Zeitreihe 12-62 + Referenz sowie paarweise Ver- gleiche 65, 71 u. 103 jeweils mit Referenz	verschiedene Tschernosem- Subtypen in semiaridem und trocken subhumidem Klima	jeweils Ah- Horizont; 0-7, 0-9, 0-14 u. 0-17	Zunahme des $N_{tot}$ - Gehaltes in der Zeitreihe und allen paarweisen Vergleichen	↑			Zunahme von $NH_4^+$ und Abnahme von $NO_3^-$ in der Zeitreihe und allen paarweisen Vergleichen; in der Bilanz leichte Abnahme von $N_{min}$ in der Zeitreihe und in einem Paarvergleich, aber Zunahme in einem anderen Paarvergl.	(↓)		

Asien - China													
China (Shaanxi Provinz)	DU et al. (2007)	2-43	trockenes Grasland auf Lössböden in kontinentalem Klima auf 1050-1380 m Höhe	0-20, 20-40	lineare Zunahme von $C_{org}$ und $N_{tot}$	↑		zunächst leichte Abnahme bis 5 Jahre, dann lineare Zunahme; das Verhältnis von $NO_3^-$ -N zu $NH_4^+$ -N nahm im Verlauf der Sukzession zu	↑	asymptotische Abnahme	↓	zunächst leichte Abnahme bis 5 Jahre, dann lineare Zunahme	↑
Afrika													
Südafrika	PREGER et al. (2010)	0-31	Weideland in semiaridem Klima	0-5, 5-10, 10-20	asymptotische Zunahme von $C_{org}$ in den Schichten 0-5 und 5-10 cm, dabei Anstieg von 25 % auf 75 % des $C_{org}$ - Gehaltes der Referenzbestände in der Schicht 0-5 cm	↑ (95)							
Australien													
Australien (Südosten)	SCOTT und MORGAN (2012)	1-100	Grasland in semiaridem Klima, roter Boden aus tonigem Lehm	0-5	leicht schwankend, kein Trend erkennbar	—		signifikanter Abwärtstrend für $NO_3^-$ -N; für $NH_4^+$ -N kein signifikanter Trend vorhanden, aber leichte Abnahme erkennbar; insgesamt leichtes Überwiegen von $NH_4^+$ - gegenüber $NO_3^-$ -N	↓	signifikanter Abwärtstrend, vor allem zwischen der jüngsten (1-5- jährigen) und der nächsten (ca. 20-jährigen) Altersklasse	↓	signifikanter Abwärtstrend, vor allem zwischen der jüngsten (1-5- jährigen) und der nächsten (ca. 20-jährigen) Altersklasse	↓

## **2.2 Literatur zum Gebiet Ungarns**

### **2.2.1 Geschichte der Erforschung der sekundären Graslandentwicklung auf Ackerbrachen**

Einen Überblick über den bisherigen Verlauf der Erforschung der Sukzession auf Ackerbrachen geben MOLNÁR und HÁZI (2008). Nach diesen Autoren gab es vor den 90er Jahren kaum gezielte Untersuchungen zur Sukzession auf Ackerbrachen; sie wurden mehr nebenbei im Zuge anderer floristischer Untersuchungen betrachtet. Ab 1990 finden sich einige Arbeiten dazu. von SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990) wird - laut MOLNÁR und HÁZI (2008) zum ersten Mal - die erfolgreiche Entwicklung von Äckern zu naturschutzfachlich wertvollem Grünland beschrieben. Als besonders gutes Beispiel erwähnen SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990) dabei eine Fläche im Naturschutzgebiet Dabas, die auch in der vorliegenden Arbeit aufgenommen wurde. Es handelt sich dabei um eine größtenteils feuchte Wiese, die einige trockenere Erhebungen aufweist. Die letzte ackerbauliche Bewirtschaftung lag auf der Fläche damals ca. 13 Jahre, zum Zeitpunkt der eigenen Untersuchung ca. 33 Jahre zurück. Ein Bericht von BARTHA et al. (1991) über die Trockenrasen des Gödöllőer Hügellandes enthält ebenfalls Beschreibungen von Ackerbrachen, auf denen sich Grasland entwickelt hat. MÁTÉ et al. (1998, 1999) untersuchten den Einfluss der Mahd auf junge Ackerbrachen in erster Linie unter dem Aspekt der Nutzbarkeit des entstehenden Grünlandes als Weide. Die erste Untersuchung, die eine Chronosequenz beinhaltet und einen detaillierten floristischen Vergleich zwischen Ackerbrachen und ursprünglichen Trockenrasen anstellt, wurde in den 90er Jahren in der Trans-Theiß-Region durchgeführt (MOLNÁR 1997a, b, c; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998; MOLNÁR 2007, MOLNÁR, Zs. 2008b). Ab der Jahrtausendwende finden sich deutlich mehr Arbeiten zum Sukzessionsverlauf auf Ackerbrachen und zu Möglichkeiten der Neuentwicklung artenreichen halbnatürlichen Grünlandes auf diesen Flächen.

### **2.2.2 Brachgefallene Weinberge**

Als kurzer Exkurs sei die sekundäre Sukzession auf brachgefallenen Weinbergen in Ungarn erwähnt. Da sich ihre Ausgangssituation von der der Ackerbrachen unterscheidet, entwickeln sie sich auch oft anders. Laut MOLNÁR und HÁZI (2008) finden sich auf Brachen von

Weinbergen häufiger seltene und geschützte Arten, als auf Ackerbrachen. Dies hat auch dazu geführt, dass sie bevorzugt und auch früher als interessante Forschungsobjekte entdeckt wurden als die Ackerbrachen. Berichte über günstig entwickelte brachgefallene Weinberge mit teilweise sehr interessanten Arten finden sich z. B. bei MALATINSZKY et al. (2008), MOLNÁR, Cs. (2008a, b), ÓVÁRI (2008), PURGER (2008) und SCHMIDT (2008).

### **2.2.3 Beschreibung der wichtigsten ungarischen Studien zur sekundären Graslandentwicklung**

#### **2.2.3.1 Überblick**

In Tabelle 2.2-1 (S. 30) sind zahlreiche Publikationen zur Grünland-Entwicklung auf Ackerbrachen in Ungarn und deren wichtigste Ergebnisse aufgelistet. Ein Teil davon ist für die eigene Fragestellung allerdings nur in Teilaspekten interessant, da sich die Rahmenbedingungen bzw. die Zielsetzungen der Studien oft deutlich von den eigenen unterscheiden. Häufige Beispiele für solche Unterschiede sind:

- Nur (sehr) kurze Zeiträume bzw. sehr junge Brachen wurden untersucht.
- Es wurden Methoden zur Neuschaffung angewandt, die über die spontane Einwanderung von Arten sowie Mahd oder Beweidung hinausgehen, beispielsweise die Saat von Zielarten oder die Verminderung der N-Verfügbarkeit durch C-Zugabe zum Boden.
- Es wurden gar keine Pflegemaßnahmen durchgeführt, d. h. die Flächen wurden vollständig sich selbst überlassen.
- Der Vergleich mit Referenzbeständen fehlt.
- Die untersuchten Grünland-Typen sind andere und/oder die Studie wurde im Mittelgebirge durchgeführt anstatt im Flachland.



In den folgenden Abschnitten sollen daher nur solche Studien und Erkenntnisse näher erläutert werden, die genügend Bezug zu den eigenen Fragestellungen aufweisen. Wie aus der Tabelle hervorgeht, gibt es eine Reihe von ausführlichen Untersuchungen zu verschiedenen Steppenwiesen-Gesellschaften, während es zu Pfeifengraswiesen noch keine detaillierten Beschreibungen von Chronosequenzen aus Ungarn gibt.

Tabelle 2.2-1: Auflistung von Studien zur sekundären Entwicklung von Grasland auf Ackerbrachen auf ungarischem Gebiet

Die wichtigsten Rahmenbedingungen und Ergebnisse werden zusammenfassend wiedergegeben. Die Angaben zur Dauer der Annäherung an Referenzbestände sind in Fällen, wo keine vollständige Annäherung beobachtet wurde, in Klammern gesetzt. Die zusammenfassende Beschreibung der Beobachtungen bezieht sich vorwiegend darauf, wie weitreichend die Neuentwicklung auf den ältesten Brachflächen ist. Die Bezeichnungen der Assoziationen enthalten oft die namengebenden Arten *Festuca rupicola* oder *Festuca pseudovina*. Diese entsprechen gemäß der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Nomenklatur nach EURO+MED (2006-) *Festuca stricta* subsp. *sulcata* und *Festuca valesiaca* subsp. *parviflora*.

Gebiet/Region	zitierte Studie(n) (Kurzzitat)	untersuchte Zeitspanne (Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus [a])	Referenzvegetation (soweit vorhanden), z. T. mit Hinweis auf Bodentypen	Pflegemaßnahmen + ggf. weitere Methoden zur Neuschaffung	Dauer, falls Annäherung an Referenz zumindest größtenteils eingetreten ist [a]	Anwendung von space-for- time substitution?
Donau-Theiß- Zwischenstromland (Kiskunhalas)	MOLNÁR (1997c)	ca. 30-40	Sandsteppenwiese	keine Angabe	/	ja
In der genannten Publikation wird neben den Lösssteppenwiesen der Trans-Theiß-Region auch eine Ackerbrache auf Sand im Donau-Theiß-Zwischenstromland behandelt. Es wird darauf hingewiesen, dass sich auf der Sandbrache deutlich mehr Spezialisten angesiedelt haben, als auf den brachgefallenen Lössflächen der Trans-Theiß-Region. Eine Liste dieser Arten steht zur Verfügung. Der direkte Vergleich zu Altbeständen fehlt aber für die Bestände auf Sand.						
Donau-Theiß- Zwischenstromland (Ásotthalom, Dél- Kiskunság)	MARGÓCZI et al. (2008)	3, 5, 18 oder älter	Sandsteppenwiese = Astragalo- Festucetum rupicolae	Mahd, die aber in einzelnen Jahren ausbleibt	/	ja
Die Verteilung der Natürlichkeitswerte/"social behaviour types" nach BORHIDI (1993) war bei der ältesten, mindestens 18 Jahre alten Brache sowohl bezüglich der Anzahl als auch bezüglich des Deckungsgrades der Arten ähnlich wie im Referenzbestand. Allerdings waren Spezialisten bezgl. Anzahl und Deckung im Referenzbestand stärker vertreten als auf der ältesten Brache und für Ruderalarten verhielt es sich umgekehrt.						
Sandrücken des Donau- Theiß- Zwischenstromlandes	CSECSERITS et al. (2008a), CSECSERITS et al. (2010), CSECSERITS et al. (2011)	1-57	offener Sandpuszтарasen oder Sandsteppenwiese	nicht im Einzelnen bekannt; extensive Beweidung und/oder sporadische Mahd möglich	(21-57)	ja
Das Artenspektrum der Zielvegetation war größtenteils (zu ca. 80 %) auf den Ackerbrachen vorhanden. Die Artenkombination der neuen Bestände ähnelte mehr derjenigen offener Sandpuszтарasen als derjenigen geschlossener Sandsteppenwiesen. Die Anzahlen und Deckungsgrade charakteristischer Arten der Zielvegetation und von Neophyten entsprachen nur in einem Teil der neuentwickelten Grasländer denen der Referenzbestände. Besonders groß war die Abweichung in Bezug auf die Deckung der Neophyten (vor allem <i>Asclepias syriaca</i> ), die auf fast allen Ackerbrachen eine deutlich größere Fläche einnahmen, als in den Altwiesen.						

Donau-Theiß- Zwischenstromland (Kiskunság), Nyírség	ALBERT et al. (2014), ALBERT (2015)	<10-40	offener Sandpuszтарasen oder Sandsteppenwiese (Festucetum vaginatae/Festuco vaginatae- Corynephorretum und Galio veri- Holoschoenetum vulgaris)	gelegentliche Beweidung und seltene Mahd /	ja
In beiden Untersuchungsgebieten war ein großer Teil der Zielarten (=Arten der Festuco-Brometea) auf den Ackerbrachen zu finden, die meisten davon bereits auf den unter 10 Jahre alten Brachen. Es gab aber in beiden Gebieten auch eine Reihe von Zielarten, die nur in Altwiesen gefunden wurden. Auf den ältesten Brachflächen (20-40 Jahre alt) erreichten die Zielarten eine durchschnittliche Deckung von ca. 52 % im D.-T.-Zwischenstromland bzw. von ca. 36 % im Nyírség. Bei multivariaten Analysen wurden die Brachen von den Referenzbeständen klar abgetrennt.					
Kiskunság	CSECSERITS et al. (2003)	2- sowie 55-jährige Brache als Vergleichs- grundlage	offener Sandpuszтарasen oder Sandsteppenwiese	keine	nur zwei einzelne Flächen untersucht
Im Vergleich zu den in der umgebenden Landschaft zu findenden Arten konnten sich auf der jungen Brache mehr Halbrosettenpflanzen, Xerophyten, Sand- und Trockenrasenarten ansiedeln, aber weniger rosettenlose Pflanzen. Außerdem konnten sich mehr Arten ansiedeln, die sich klonal vermehren, deren Fähigkeit zur seitlichen Ausbreitung besonders ausgeprägt ist und die kalkreiche Böden benötigen. Diejenigen Arten, die bei der Besiedelung der Brache erfolgreicher waren, sind auch in der Landschaft häufiger.					
Donau-Theiß- Zwischenstromland (Fülöpháza)	CSECSERITS und RÉDEI (2001), CSECSERITS et al. (2007), CSECSERITS (2007), CSECSERITS et al. (2008b)	1-35	offene Sandpuszтарasen (Festucetum vaginatae)	extensive Beweidung durch Schafe	26-35 ja
Von 39 in benachbarten Graslandbeständen vorkommenden Sandsteppenrasen-Spezialisten wurden mit Ausnahme von vier Arten alle auch auf den Brachen gefunden. Auf den Brachen kamen aber auch Unkräuter und invasive Neophyten vor, die in den Altbeständen fehlten. Die Sukzession ging relativ schnell voran: Einjährige und Störzeiger verschwanden schon in den ersten 10 Jahren während sich vermehrt typische ausdauernde Pflanzen der trockenen Grasländer ansiedelten. - Eine Clusteranalyse auf Grundlage der Deckungsgrade ergab, dass die Vegetation ca. der Hälfte der 26-35-jährigen Brachflächen sowie einiger weniger noch jüngerer Brachen bereits derjenigen ursprünglicher Rasen glich.					

Donau-Theiß-Zwischenstromland (Fülöpháza)	BARTHA (2007), BARTHA et al. (2008b)	24-33	offener Sandpuszтарasen	Keine	/	kontinuierlich beobachtet, kein Vergleich mit Altwiesen
Die sekundäre Sukzession auf trockeneren, humusarmen Sandböden ist durch eine starke kleinflächige, interannuelle Dynamik gekennzeichnet, die zu einem Mosaik aus Dominanzbeständen verschiedener Arten führt. Auch im ältesten untersuchten Brachestadium (32-33 Jahre alt) waren die Arten früherer Sukzessionsstadien noch fleckweise vorhanden. Bei starken Störungen (z. B. starke Trockenheit, Überweidung) kann es auch zur Ausbildung von Flecken mit offenem Boden kommen. Insgesamt bestand aber eine Tendenz zur Ausbildung eines Rasens, indem die Fläche der Dominanzbestände einjähriger Arten langsam zugunsten ausdauernder Gräser abnahm.						
Nationalpark Kiskunság (Donau-Theiß-Zwischenstromland)	SZABÓ et al. (2008b)	0-5	Festucetum vaginatae	Verschiedene Techniken und deren Kombinationen: Saat mit einer Mischung aus 5 Sandrasen-Arten, Untermischung von C in den Boden, Mahd (im ersten Jahr zweimal, danach einmal jährlich)	/	kontinuierlich beobachtet
Die beste Wirkung wurde durch die Saat erzielt; die meisten der eingesäten Flächen (z. T. in Kombination mit anderen Techniken) setzten sich in multivariaten Analysen von den anderen ab und waren den Referenzbeständen etwas ähnlicher als anders behandelte Versuchflächen. Eingesäte Flächen hatten eine höhere Abundanz von Sandrasen-Arten und eine geringere Abundanz von Arten anthropogener Standorte als die anderen Flächen. Daneben erhöhte auch die Mahd den Deckungsgrad der Sandrasen-Arten. Die Wirkung der C-Zugabe ist nur gering. Die Gruppe der Referenzbestände setzte sich aber in einer PCA deutlich von allen Versuchflächen ab.						
Nationalpark Kiskunság (Donau-Theiß-Zwischenstromland)	SZABÓ et al. (2008a)	8 u. 12	Festucetum vaginatae, offener Sandpuszтарasen	C-Zugabe zum Boden zur Verringerung der N-Verfügbarkeit	/	einmalige Untersuchung zum Ende des Experiments
Eine signifikante Reaktion der Vegetation auf die N-Festlegung zeigte sich nur auf der Fläche, auf der das Ausmaß der erzielten N-Abnahme am größten war, und zwar in Form einer Zunahme von Arten, die charakteristisch für offene Sandpuszтарasen sind. Bei der Fläche handelte es sich um eine im Vergleich zu den anderen Flächen feuchtere und produktivere Wiese, die sich auf einem 12 Jahre zuvor aufgegebenen Acker entwickelt hatte.						
Donau-Theiß-Zwischenstromland (Fülöpháza)	HALASSY (2001)	5	Festucetum vaginatae, offener Sandpuszтарasen	Keine	/	eine einzelne Brache und ein Referenzbestand wurden untersucht
Die Samenbank der fünfjährigen Brache war noch immer von Ruderalarten dominiert; nur in den Referenzbeständen selbst machten die Arten der Sandpuszтарasen einen relativ hohen Anteil an der Samenbank aus. Die meisten charakteristischen Arten offener Sandpuszтарasen sind innerhalb der 5 Jahre auf die Brache eingewandert; die Artenzusammensetzung und Deckungsgradverteilung der Brache weicht aber noch stark von der Referenz ab.						

Donau-Theiß-Zwischenstromland (Fülöpháza)	SZABÓ et al. (2008c)	0-2	nicht genannt, vermutlich offener Sandpuszтарasen	Säen von 5 Zielarten sowie Zugabe von Kohlenstoff und Mahd in verschiedenen Kombinationen	/	kontinuierlich beobachtet, kein Vergleich mit Altwiesen
Die Deckung der gesäten Zielarten nahm in allen Versuchsflächen zu. In gemähten Flächen erreichten die Zielarten deutlich höhere Deckungsgrade als in nicht gemähten. Die Kohlenstoff-Zugabe hatte dagegen keinen Effekt auf den erreichten Deckungsgrad der Zielarten.						
Große Tiefebene, Südosten von Ungarn in der Trans-Theiß-Region	MOLNÁR (1997a, b, c), MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT (1998), MOLNÁR (2007), MOLNÁR, Zs. (2008b)	1-50	Lösssteppenwiese	extensive Beweidung durch Schafe und Rinder	/	ja
Ausdauernde Generalisten sowie wenige Spezialisten der Altbestände siedelten sich relativ schnell (meist innerhalb von ca. 10 Jahren) auf Ackerbrachen an, aber die resultierenden Grasländer werden als "charakterlos" beschrieben, da sie nur wenige Grünland-Spezialisten aufwiesen - deutlich weniger, als die Referenzbestände. Das galt auch noch für die ältesten untersuchten Ackerbrachen (40-50 Jahre alt).						
Große Tiefebene u. Mittelgebirge	ILLYÉS et al. (2007a), ILLYÉS et al. (2007b)		Lösssteppenwiese		40-50	nur Erwähnung
Erwähnung von Beispielen für gute Neuentstehung artenreicher Rasen im Ost-Gerecse, Mezőföld und Mezőség von Siebenbürgen (letzteres bezieht sich auf RUPRECHT (2006)); Gegenbeispiele aus der Trans-Theiß-Region, wo im selben Zeitraum nur artenarme Rasen entstanden sind und charakteristische Arten der Lösssteppenwiesen sich trotz naher Artenquellen nicht ansiedeln konnten (vermutlich auf die vorgenannten Ergebnisse von MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT bezogen).						
Ungarn	BÖLÖNI et al. (2011)		Lösssteppenwiese	Mahd oder Beweidung in angemessener Intensität	ca. 100	nur Erwähnung
Aussage: Nur selten entwickeln sich artenreiche Lössrasen auf Äckern, und wenn, dauert es sehr lange.						
Mezőföld, Mitte Ungarns, Transdanubien	BARTHA und HORVÁTH (2008)	1-30	Lösssteppenwiese (dominiert von <i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i> oder <i>Brachypodium pinnatum</i> )	Beweidung (mit Schafen soweit erwähnt)	/	ja
Auf den ältesten Brachen dominierten Grasarten der Altwiesen, die dort normalerweise eine untergeordnete Rolle spielen, während die dominierenden Arten der Altwiesen, <i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i> und <i>Brachypodium pinnatum</i> , nur vergleichsweise geringe Deckungsgrade erreichten. Es waren noch einige ruderales Arten vorhanden, aber auch schon eine Reihe charakteristischer Pflanzen der Altwiesen. Die Autoren vermuten, dass zur vollständigen Neuentstehung ein noch längerer Zeitraum nötig ist.						
Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	TÖRÖK et al. (2012b)	1-3	Lösssteppenwiese bzw. ausdauerndes Grünland	Saat von <i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i> + Heu von Lössrasen, jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Durch die Saat von <i>F. valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i> und das Aufbringen von Heu wurden Unkräuter unterdrückt und es erfolgte eine rasche Ansiedlung von Arten der Zielvegetation						

Hortobágy Puszta, Ostungarn	TÖRÖK et al. (2011a)	1-10	Lösssteppenwiese	Luzerne-Saat zu Beginn, regelmäßige Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Innerhalb von 10 Jahren verschwand die Luzerne zum größten Teil und die heimischen ausdauernden Gräser der Lössrasen dominierten auf den Flächen. Der Großteil der charakteristischen Kräuter der Lössrasen fehlte aber in den neuen Grasländern.						
Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	TÖRÖK et al. (2012a)	1-3	Lösssteppenwiese und "Alkali- Grünland" ( <i>Achilleo setaceae- Festucetum pseudovinae</i> )	zwei Saatmischungen mit geringer Diversität wurden gesät, jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Ab dem zweiten Jahr gewannen die gesäten Gräser schnell an Deckung und unterdrückten Unkräuter; innerhalb von drei Jahren wurde ein Grundlevel an Diversität von Grasarten der Zielvegetation erreicht						
Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	VALKÓ et al. (2010)	1-3	<i>Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae</i> und <i>Salvio nemorosae- Festucetum rupicolae</i>	Saat zweier ausdauernder Grasarten der Salzsteppe oder dreier ausdauernder Gräser der Lösssteppenwiesen; jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Bereits im zweiten Jahr entstand eine geschlossene Pflanzendecke aus den gesäten Grasarten und die Einwanderung von Begleitarten der Referenz-Grünlandbestände begann. <i>Cirsium arvense</i> war in vielen Flächen auch im dritten Jahr noch mit hohen Deckungsgraden vertreten. Bis zum dritten Jahr stieg die Masse des Bestandsabfalls deutlich an. Die Artenzahl nahm vom 1. zum 2. Jahr und zum 3. Jahr erneut ab.						
Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	TÖRÖK et al. (2010)	1-3	<i>Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae</i> und <i>Salvio nemorosae- Festucetum rupicolae</i>	Saat zweier ausdauernder Grasarten der Salzsteppe oder dreier ausdauernder Gräser der Lösssteppenwiesen; jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Bereits im zweiten Jahr dominierten die gesäten Grasarten auf den Flächen, was deutlich schneller als bei der in anderen Studien untersuchten spontanen Sukzession der Fall war. Die Artenzahl pro Aufnahmequadrat nahm zwischen den Jahren 1 und 2 stark ab, vermutlich, weil viele einjährige Ackerunkräuter von den aufkommenden Gräsern unterdrückt wurden. Zum 3. Jahr nahm die Artenzahl wieder leicht zu. Es fand eine langsame spontane Einwanderung von charakteristischen Arten der Referenzbestände statt.						
Hortobágy Nationalpark-Gebiet, Ostungarn	KELEMEN et al. (2010)	1-10	<i>Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae</i> und <i>Salvio nemorosae- Festucetum rupicolae</i>	Luzerne-Saat zu Beginn, extensive Bewirtschaftung in Form von zweimal jährlicher Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Innerhalb von 10 Jahren wurde die Luzerne durch ausdauernde Gräser ersetzt ohne Phase mit Unkraut-Dominanz. Artenarme Salzsteppen sind bereits entstanden. Typische Begleitarten von Salz- und Lössrasen haben sich angesiedelt, aber naturnahe Grünlandbestände sind noch nicht entstanden.						

Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	TÖRÖK et al. (2009)	1-3	Lösssteppenwiese ( <i>Festucion rupicolae</i> ) und Salz-Pusztarasen ( <i>Festucion pseudovinae</i> )	Saat zweier ausdauernder Grasarten der Salzsteppe oder dreier ausdauernder Gräser der Lösssteppenwiesen; jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Die Phytomasse der gesäten Gräser nahm mit den Jahren kontinuierlich zu, in den Jahren 2 und 3 dominierten sie. Bereits im 2. Jahr kam es zu einer Anhäufung von totem organischem Material. Die Phytomasse der Zweikeimblättrigen nahm vom 1. zum 2. Jahr sehr stark, z. T. um zwei Größenordnungen, ab. Die durchschnittliche Artenzahl in den Jahren 2 und 3 war (deshalb) signifikant geringer als im 1. Jahr.						
Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	TÖRÖK et al. (2008)	1-2	<i>Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae</i> und <i>Salvio nemorosae- Festucetum rupicolae</i>	Saat zweier ausdauernder Grasarten der Salzsteppe oder dreier ausdauernder Gräser der Lösssteppenwiesen; jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Die gesäten Gräser gelangten bereits im 2. Jahr zur Dominanz und verdrängten dadurch die zweikeimblättrigen Arten, die die Flächen als erste besiedelt hatten. Dadurch ging auch die Artenzahl deutlich zurück. Das tote organische Material nahm innerhalb der 2 Jahre deutlich zu.						
Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	DEÁK et al. (2008)	1-2	Lösssteppenwiesen: <i>Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae</i> , <i>Cynodonti-Poetum angustifoliae</i> Salzsteppen: <i>Achilleo setaceae- Festucetum pseudovinae</i> , <i>Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae</i>	Saat zweier ausdauernder Grasarten der Salzsteppe oder dreier ausdauernder Gräser der Lösssteppenwiesen; Beweidung	/	kontinuierlich beobachtet
Die gesäten Gräser erreichten im 1. Jahr geringe Deckungsgrade, im 2. Jahr bereits höhere (um 25 %). Die Ackerunkräuter dagegen dominierten im 1. Jahr und nahmen zum 2. Jahr hin ab. Nach der Unkrautgesellschaft des 1. Jahres bildete sich im 2. Jahr eine artenärmere, aber der Referenzvegetation ähnlichere Vegetation aus. Eine Reihe von häufigeren Arten der Referenzgrasländer konnte sich auf den ehemaligen Äckern ansiedeln.						
Egyek-Pusztakócs, Ostungarn	VIDA et al. (2010)	1-3	"Alkali-Grünland" ( <i>Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae</i> )	Saat zweier heimischer Grasarten, <i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i> und <i>Poa angustifolia</i> ; jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet
Eine effektive Unkraut-Unterdrückung war vom zweiten Jahr an gegeben. Einige überdauernde Unkräuter wie z. B. <i>Cirsium arvense</i> nahmen aber über die ersten drei Jahre hinweg zu. Innerhalb von drei Jahren entwickelte sich eine geschlossene, von den gesäten Gräsern dominierte Vegetation.						

Ungarn	BARTHA et al. (2014)	1-69	diverse trockene Grünland-Typen	überwiegend keine; z. T. seltene Mahd, Beweidung oder Abbrennen	(40-60)	ja
Neben Ackerbrachen waren auch ehemalige Weinberge und Obstplantagen beteiligt. Auf Grundlage des Sörensen-Index ist eine kontinuierliche (lineare) floristische Annäherung an diverse Referenzbestände über die untersuchte Zeitspanne hinweg zu sehen. Aufgrund des linearen Verlaufs ist kein Endpunkt der Entwicklung auszumachen; erkennbar ist, dass mindestens über die ersten 40-50 Jahre eine fortdauernde Annäherung erfolgt ist. Informationen darüber, bis zu welchem Grad die neu entstandenen Vegetationsbestände den Referenzbeständen entsprachen, fehlen.						
Nördliches Mittelgebirge (Tardonai Hügelland beim Bükk-Gebirge)	SZIRMAI (2008)	1-30	Pulsatillo montanae-Festucetum rupicola, Cirsio pannonicum-Brachypodium pinnati; Böden meist Parabraunerden	keine	(21-30)	ja
Die ältesten Ackerbrachen wiesen bezgl. der Anteile der "social behaviour types" (BORHIDI 1993) am Arteninventar eine Verteilung auf, die derjenigen der Referenzbestände gleich. Dabei nahmen auch die beiden Kategorien mit dem höchsten Natürlichkeitswert, Kompetitoren und Spezialisten, jeweils einen Anteil von ca. 7 % (im Vergleich zu 8 % bei den Altwiesen) ein. Auf den ehemaligen Äckern dominierte häufig <i>Calamagrostis epigejos</i> und nur bei ca. einem Drittel der 21-30-jährigen Aufnahmequadrate eine <i>Festuca</i> -Art. Vermutlich kann zumindest dieses Drittel der Aufnahmequadrate als erfolgreich neuentwickelt angesehen werden, wenn auch die Artenzusammensetzung nicht im Einzelnen mit der der Altbestände verglichen wurde.						
Nördliches Mittelgebirge (Cserhát)	ZAGYVAI et al. (2012)	30-50	Hangrasen, Steppenrasen und Waldsteppenwiesen auf Braunerden und Parabraunerden	entweder keine Maßnahme, oder Beweidung	(30-50)	keine Reihe aufgestellt, kein Vergleich mit Altwiesen
Eine Teilgruppe der untersuchten sekundären Vegetationsbestände wies bezüglich Arteninventar und Dominanzverhältnissen einen Zustand auf, der naturnahem Grasland bereits nahekam. Nur in dieser Gruppe überstieg die Deckung der Generalisten diejenige der störungstoleranten Arten (Zeigerwerte nach BORHIDI 1993). Diese günstig entwickelte Teilgruppe war dadurch gekennzeichnet, dass es sich um besonders trockene Standorte handelte, die außerdem seit dem Brachfallen zumindest zeitweise beweidet worden waren.						
Nördliches Mittelgebirge (Pilisszentkereszt im Pilis-Gebirge)	CSECSERITS et al. (2012)	ca. 10-40	keine Referenzvegetation; Endstadium waren trockene Grasländer (bzw. Buschländer) auf Parabraunerde aus Kalkstein mit Bodenart sandiger Lehm	keine	/	keine Reihe aufgestellt, kein Vergleich mit Altwiesen
Das entstandene Mosaik aus Wiesenflecken und in verschiedenem Maße verbuschten Beständen war reich an Spezialisten sowohl von Grünland- als auch von Waldgesellschaften. Der Artenreichtum der Aufnahmeflächen hing im Wesentlichen von der Deckung der Gehölze ab, weniger vom Alter der Brachen. Der Reichtum an Grünland-Spezialisten hing von der Höhenlage, der Hangneigung und der Entfernung vom Wald ab.						



Nördliches Mittelgebirge (Putnok Hügelland)	CENTERI und MALATINSZKY (2005)	0, 10, 40	Steppenwiesen auf Braunerden (aber nur degradierte Bestände in der Umgebung vorhanden)	Mahd oder Beweidung	/	ja, kein Vergleich mit Altwiesen
Auf der 40-jährigen Fläche überwogen Arten halbnatürlicher Gasländer; es wurden keine Referenzbestände untersucht.						
Süd-Transdanubien (Szenna)	MÁTÉ et al. (1998), MÁTÉ et al. (1999)	4-6	nicht genannt; Böden sind Braunerden	keine oder ein- bis zweimal jährliche Mahd	/	kontinuierlich beobachtet, kein Vergleich mit Altwiesen
Zwischen den Jahren 4 und 5 nahmen einjährige Arten zugunsten ausdauernder Arten ab. In denjenigen Probestellen, die ein- oder zweimal jährlich gemäht wurden, nahmen Anzahl und Deckung von Arten mit einem günstigen Futterwert innerhalb des untersuchten Zeitraums zu. Unter anderem nahmen in den beiden gemähten Parzellen Fabaceae-Arten deutlich zu, während es in der nicht gemähten Parzelle Süßgräser waren, deren Anteil an der Vegetation zunahm.						
Sanft geneigte Lösshänge in der Nähe des Plattensees	CSONTOS et al. (2009)	5-10	/	keine Maßnahmen, spontane Einwanderung von Arten	/	keine Reihe aufgestellt, kein Vergleich mit Altwiesen
32,4 % des Artenpools bestand nach der spontanen Neubildung noch aus Unkräutern und ruderalen oder gebietsfremden Konkurrenten, 54,2 % bestand aus Generalisten und störungstoleranten Arten.						
NSG Dabas	SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990)	ca. 13	Pfeifengraswiesen, Sumpfwiesen	Mahd	(13)	Einzelfläche
Es wird ein ehemaliger Acker beschrieben, auf dem sich eine Feuchtwiese entwickelt hat, in der alle für das ehemals dort vorhandene Schoenetum nigricantis charakteristischen Arten zu finden waren. Auf der genannten Fläche wurden drei Vegetationsaufnahmen durchgeführt, deren Vegetation ca. leicht degradierten Pfeifengraswiesen oder <i>Deschampsia</i> -Wiesen entsprach.						
Ungarn	BÖLÖNI et al. (2011)		Pfeifengraswiese	Mahd oder Beweidung in angemessener Intensität	30-70	nur Erwähnung
<i>Aussage:</i> Wenn die Bedingungen bezgl. Wasserhaushalt, Fertilität des Bodens und Pflegemaßnahmen optimal sind und eine Pfeifengraswiese direkt an die Brachfläche angrenzt, kann schon innerhalb von 30 Jahren eine Pfeifengraswiese mit schützenswerten Arten entstehen; sind Artenquellen nur in einem gewissen Abstand vorhanden, dauert es länger.						

### 2.2.3.2 Sandsteppenwiesen und offene Sandsteppenrasen

Besonders intensiv wurde in Ungarn die sekundäre Sukzession auf Sandböden im Donau-Theiß-Zwischenstromland, genauer gesagt im Sandrücken zwischen Donau und Theiß, erforscht. Die Referenzgrünlandbestände in diesen Studien waren im Wesentlichen offene Sandsteppenrasen (*Festucetum vaginatae* Rapaics 1923 ex Soó 1929) und Sandsteppenwiesen (siehe Kapitel 4.2).

Umfassende Untersuchungen mit diesen beiden Gesellschaften als Vergleichsgrundlage erfolgten im Rahmen eines langfristigen Monitoringprogramms (namens Kiskun LTER = Long-term ecological research), das sich über den gesamten Bereich der Region Kiskunság erstreckt (KOVÁCS-LÁNG et al. 2008). Innerhalb von 16 Quadraten zu je 25 km<sup>2</sup>, die Teil des Probeflächennetzwerkes des Programms sind, wurden 20 x 20 m große Vegetationsaufnahmen in verschiedenen trockenen Sandlebensräumen durchgeführt (CSECSERITS et al. 2008a; CSECSERITS et al. 2010; CSECSERITS et al. 2011). Es wurden insgesamt 605 Aufnahmequadrate untersucht, von denen 161 auf brachgefallenen Äckern lagen (CSECSERITS et al. 2010; CSECSERITS et al. 2011). Für die untersuchte Region sind Böden aus kalkhaltigem Sand charakteristisch, die einen hohen Sandanteil von über 90 % und einen Humusanteil von unter 3 % aufweisen (CSECSERITS et al. 2011).

Die genannten Studien konnten eine deutliche floristische Annäherung der Vegetation der älteren (bis zu 57 Jahre alten) Brachen an die Referenzbestände feststellen. Die resultierende Artenzusammensetzung ähnelte mehr der offener Sandpuszтарasen als der geschlossener Sandsteppenwiesen (CSECSERITS et al. 2011). Allerdings unterschied sich die Vegetation der Brachen auch in diversen Punkten von den Altbeständen:

- Anzahl und Deckung charakteristischer Arten natürlicher Habitats entsprachen nur auf einem Teil der Ackerbrachen den Werten der Referenzbestände (CSECSERITS et al. 2011)
- Neophyten nahmen auf fast allen Ackerbrachen deutlich größere Flächen ein als in Altbeständen (CSECSERITS et al. 2010; CSECSERITS et al. 2011).

- Die Artenzusammensetzung entsprach derjenigen der Referenzbestände nur teilweise - in einer PCA der Vegetationsaufnahmen setzten sich fast alle Brachflächen von der Gruppe der Referenzbestände ab (CSECSERITS et al. 2011).
- Ca. 20 % des Arteninventars der umgebenden Referenzbestände wurden nicht auf den Ackerbrachen gefunden (CSECSERITS et al. 2011).

CSECSERITS et al. (2011) schlagen vor, diese Kombination aus teilweise neu entstandenen einheimischen Gesellschaften und den beständigen Neophyten als neuartige Pflanzengesellschaft anzusehen. Allerdings ist noch unbekannt, ob diese Gesellschaft langfristig stabil ist oder eher ein Übergangsstadium darstellt. Die neue Pflanzengemeinschaft hat aber trotz der Abweichungen von den Referenzbeständen ihren naturschutzfachlichen Wert, da sie viele typische Arten der charakteristischen lokalen Vegetation aufweist.

Auch ALBERT et al. (2014) sowie ALBERT (2015) haben Ackerbrachen auf kalkhaltigen Sandböden im Kiskunság untersucht. Sie verglichen die sekundäre Sukzession auf diesen Flächen mit derjenigen auf sauren Sandböden in der Region Nyírség im Nordosten Ungarns. Auch dort waren offene Sandsteppenrasen und geschlossene Sandsteppenwiesen die Referenzvegetation. Die untersuchten Ackerbrachen waren bis zu 40 Jahre alt. Ähnlich wie bei den beiden vorigen Studien war ein großer Teil der Zielarten auf den Brachflächen zu finden, die meisten davon bereits auf jungen und mittelalten Brachen. Die Zusammensetzung der Vegetation näherte sich mit zunehmendem Alter der Zusammensetzung der Referenzvegetation an. Der Zielvegetation entsprechende Bestände sind allerdings in beiden Regionen nicht entstanden, was sich dadurch zeigte, dass sie in einer Clusteranalyse von den Referenzbeständen abgetrennt werden. Die Zielarten (Arten der Festuco-Brometea) erreichten auf den älteren Ackerbrachen im Kiskunság höhere Deckungsgrade als im Nyírség; die Deckung blieb aber jeweils hinter der der Referenzbestände zurück. Invasive Arten erreichten auf Ackerbrachen beider untersuchten Regionen geringere durchschnittliche Deckungsgrade als auf den von CSECSERITS et al. (2010) und CSECSERITS et al. (2011) untersuchten Flächen.

Eine weitere Studie zu Ackerbrachen im Kiskunság mit Sandsteppenwiesen als Referenzvegetation haben MARGÓCZI et al. (2008) durchgeführt. Auch diese Untersuchung hat eine deutliche Annäherung an die Referenzvegetation ergeben, allerdings keine vollständige, da

viele charakteristische Steppenwiesenarten des Referenzbestandes auch noch in der ältesten, mindestens 18 Jahre alten Brache fehlten. Möglicherweise ist dies darauf zurückzuführen, dass der untersuchte Zeitraum zu kurz ist. Die Autoren vermuten, dass die Weiterentwicklung in Richtung der Altwiesen noch deutlich mehr Zeit in Anspruch nimmt.

Offene Sandpuszтарasen, die in der eigenen Untersuchung nur eine untergeordnete Rolle spielen, kommen auf sehr trockenen, da humusarmen Sandböden vor. Wie der Name bereits ausdrückt, sind sie – anders als geschlossene Sandsteppenwiesen – durch relativ große Lücken in der Vegetation gekennzeichnet, die aus nacktem Boden bestehen oder nur von Moosen und Flechten bedeckt sind. Einige Studien, die sich auf die Neuentwicklung offener Sandpuszтарasen konzentrieren, wurden in einem ca. 60 ha großen Untersuchungsgebiet bei Fülöpháza im Nationalpark Kiskunság durchgeführt (CSECSERITS und RÉDEI 2001; CSECSERITS 2007; CSECSERITS et al. 2007; CSECSERITS et al. 2008b). Dort wurden 48 Ackerbrachen und 6 Brachen von Weinbergen untersucht; letztere wurden bei der Analyse nicht getrennt betrachtet, da auf Sandböden keine wesentlichen Unterschiede erwartet wurden (CSECSERITS 2007). Als Vergleichsgrundlage dienten ursprüngliche Bestände offener Sandpuszтарasen in der Umgebung. Ein wichtiges Ergebnis ist, dass die sekundäre Sukzession auf trockenen Sandböden relativ schnell abläuft (CSECSERITS et al. 2007). Die wesentlichen Übergänge in der Artenzusammensetzung laufen bereits innerhalb der ersten 10 Jahre ab. Eine Reihe von Sand-Spezialisten siedelt sich bereits in den ersten 5 Jahren nach dem Brachfallen an. Multivariate Analysen ergaben, dass einige der ältesten, 26-35 Jahre alten Brachen, den Referenzbeständen bezüglich Artenzusammensetzung und Dominanzstrukturen bereits ähnlich waren. Von 39 in den umgebenden Altbeständen gefundenen Sandrasen-Spezialisten fanden sich 35 auch auf den Brachflächen wieder. Bei den vier fehlenden Arten handelte es sich um *Ephedra distachya*, *Dianthus diutinus*, *Iris arenaria* und *Helichrysum arenarium* (CSECSERITS 2007). Auf den Brachflächen traten aber auch einige invasive Neophyten auf, die in den Altbeständen fehlten.

Bei offenen Sandsteppenrasen ist zu berücksichtigen, dass sie durch eine besondere interannuelle Dynamik gekennzeichnet sind, die auch während der sekundären Sukzession auf trockenen Sandböden zu beobachten ist (BARTHA 2007; BARTHA et al. 2008b). Die Vegetation besteht aus mosaikartig angeordneten Dominanzbeständen verschiedener Arten, die von Jahr zu Jahr Form und Größe verändern und einander abwechseln. Die möglichen Richtungen der

Veränderungen sind multipel, d. h. die stattfindenden Artenwechsel sind keine Einbahnstraße, sondern reversibel. Diese Dynamik wird durch den Lebenszyklus der dominanten Arten (*Festuca vaginata* und *Stipa borysthena*), die Anhäufung von totem Pflanzenmaterial und durch diverse Störungen angetrieben. Bei starken Störungen (z. B. starke Trockenheit, Überweidung) kann es auch zur Ausbildung von Flecken mit offenem Boden kommen. Insgesamt besteht aber eine Tendenz zur Ausbildung eines Rasens, indem die Fläche der Dominanzbestände einjähriger Arten langsam zugunsten ausdauernder Gräser abnimmt. Dennoch waren die Arten früherer Sukzessionsstadien auch noch im ältesten von BARTHA (2007) untersuchten Brachestadium (32 Jahre alt) fleckenweise vorhanden.

### 2.2.3.3 Lösssteppenwiesen

Die detailliertesten Studien zur Neuentwicklung von Lösssteppenwiesen der Großen Tiefebene wurden im Südosten Ungarns in der Trans-Theiß-Region durchgeführt (MOLNÁR 1997a, b, c; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998; MOLNÁR 2007, MOLNÁR, Zs. 2008b). Im Vergleich zu den Ergebnissen auf Sandböden im Donau-Theiß-Zwischenstromland konnte auf den untersuchten Brachflächen dieser Region nur die Ansiedelung weniger Spezialisten bzw. charakteristischer Arten verzeichnet werden. Die Brachen wurden schon nach 5 bis 10 Jahren von Generalisten besiedelt, die dann auf älteren Brachen dominant wurden, meist mit etwas höheren Deckungsgraden, als es in den Altbeständen der Fall war. Es handelte sich dabei um Arten, die auch in den Altwiesen dominant waren. Unkräuter verschwanden nach etwa 25 Jahren (MOLNÁR 2007). Trotz nahegelegener Artenquellen fehlt aber selbst den 40-50 Jahre alten Brachen eine Reihe von Spezialisten der Referenzbestände; sie werden daher als „charakterlos“ beschrieben (MOLNÁR 1997a, b, c; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998, MOLNÁR, Zs. 2008a). berichtet, dass neben den Flächen, die Gegenstand der genannten Studien waren, auch in anderen Landschaften der Trans-Theiß-Region untersucht wurde, welche Lössrasen-Spezialisten sich auf Brachen ansiedeln. Die Ergebnisse waren überall ähnlich: Die meisten Arten siedeln sich nicht auf Ackerbrachen an. Laut MOLNÁR, Zs. (2008b) ist aus der gesamten Trans-Theiß-Region keine Ackerbrache bekannt, die ein den Referenzbeständen entsprechendes Stadium erreicht hätte.

Die Neuentwicklung von Lösssteppenwiesen in der Region Mezőföld im transdanubischen Teil Ungarns wurde von BARTHA und HORVÁTH (2008) untersucht. Diese Region markiert das westliche Ende der Großen Tiefebene. Die Autoren kamen zu dem Schluss, dass die im Rahmen einer Chronosequenz untersuchte Altersspanne von bis zu 30 Jahren für eine vollständige Neuentwicklung der Referenzvegetation nicht ausreicht. Als Referenz dienten Lösssteppenwiesen, die von *Festuca stricta* subsp. *sulcata* oder *Brachypodium pinnatum* dominiert wurden. Die ältesten, 25-30 Jahre alten Brachen enthielten bereits eine Reihe typischer Arten der Referenzvegetation, wurden aber von Gräsern dominiert, die in den Altwiesen lediglich eine untergeordnete Rolle spielten. ILLYÉS et al. (2007b) erwähnen jedoch, dass in der Region Mezőföld nach 40-50 Jahren artenreiche Lössrasen entstehen können.

#### **2.2.3.4 Pfeifengraswiesen**

Hier ist lediglich die Beschreibung einer nach ca. 13 Jahren Grünlandentwicklung von SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990) untersuchten Feuchtwiese im NSG Dabas erwähnenswert. Zwei Vegetationsaufnahmen dieser Fläche zeigen Bestände, die leicht degradierten Pfeifengraswiesen oder *Deschampsia*-Wiesen (bzw. Sumpfwiesen) gleichkommen (vgl. Kapitel 7.4) und eine Reihe charakteristische Moorwiesen-Arten enthalten. Damit kann man in diesem Fall von einer vergleichsweise schnellen – wenn auch noch nicht vollständigen – Neubildung sprechen.

#### **2.2.3.5 Trockenrasen im Mittelgebirge**

Des Weiteren gibt es einige Studien, die sich mit der Neuentwicklung von trockenen Grasländern im Nördlichen Mittelgebirge von Ungarn beschäftigen (CENTERI und MALATINSZKY 2005; SZIRMAI 2008; CSECSEKITS et al. 2012; ZAGYVAI et al. 2012). Diese Grasländer stehen den hier untersuchten floristisch nahe. Die untersuchten Gebiete sind größtenteils durch Braunerden und Parabraunerden gekennzeichnet. Aus den Studien geht hervor, dass innerhalb einiger Jahrzehnte Grasländer oder verbuschte Grasländer mit halbnatürlichem Charakter entstehen. Genaue Aussagen zu Grad und Dauer der Annäherung an ursprüngliche Grasländer kann man diesen Studien jedoch nicht entnehmen, da kein

detaillierter Vergleich mit Referenzbeständen angestellt wurde. Außerdem stehen z. T. nur unvollständige Zeitreihen zur Verfügung.

#### **2.2.3.6 Zusammenfassung**

Als Fazit kann gesagt werden, dass bei keiner der genannten Studien zur Grünland-Entwicklung auf ungarischen Ackerbrachen eine vollständige Neuentstehung der Referenzvegetation auf allen älteren Brachen festgestellt werden konnte. Unter den genannten Grünlandtypen sind es die offenen Sandpuszтарasen auf sehr trockenen, humusarmen Sandböden, für die die weitreichendste und schnellste Neuentwicklung beobachtet werden konnte: Unter den ältesten Brachen sind einige vollständig an die Referenzbestände angeglichen, und außerdem sind fast alle Sand-Spezialisten der Umgebung auf die Brachen eingewandert. Bei geschlossenen Sandsteppenwiesen kann man aufgrund der meist hohen Deckung von Neophyten wohl bei kaum einer Fläche von einer vollständigen Neuentstehung sprechen. Die Ergebnisse sind aber trotzdem vielversprechend und wertvoll für den Naturschutz, da die neu entstandenen Grasländer den Referenzbeständen trotzdem ähnlich sind und zahlreiche typische Arten dieser Referenzen aufweisen. Für die Lösssteppenwiesen der Trans-Theiß-Region sieht es dagegen anders aus: Zwar dominieren auch hier die bestandsbildenden Arten der Referenzvegetation auf den älteren Brachen, aber ein Großteil der Spezialisten benachbarter Altwiesen konnte nicht Fuß fassen. Daten zur Neuentwicklung von Pfeifengraswiesen (aber auch von Feuchtwiesen im Allgemeinen) auf ungarischem Gebiet sind bisher sehr spärlich.

#### **2.2.4 Gegenüberstellung der Neuentwicklungszeiten von Steppenwiesen und Pfeifengraswiesen**

Auf Grundlage der oben vorgestellten Studien und weiterer Beobachtungen ist man in Ungarn bisher zu einigen grundlegenden Erkenntnissen zur Neuentwicklung der hier behandelten Vegetationstypen gekommen. Eine zentrale Ansicht ist, dass sich Moorwiesen (Pfeifengraswiesen) besser bzw. schneller neu auf ehemaligen Äckern ausbilden als

Trockenrasen (Sand- oder Lösssteppenwiesen). Laut einer Aussage von András Máté (Direktion des Nationalparks Kiskunság, pers. Mitteilung 2009) entwickeln sich Moorwiesen recht schnell neu und man findet oft nach 30 Jahren keinen Unterschied mehr zu Altbeständen, mit der Ausnahme, dass *Veratrum album* normalerweise in den neuen Beständen fehlt. Für trockenes Grünland dagegen dauert die Neuentstehung wesentlich länger, so dass man vermutlich auch noch nach 100 Jahren Unterschiede zu Referenzbeständen feststellen kann.

Informationen von BÖLÖNI et al. (2011) zum Neubildungs-Potenzial der drei Vegetationstypen stimmen mit diesen Aussagen weitgehend überein: Wenn die Bedingungen bezüglich Wasserhaushalt, Fertilität des Bodens und Pflegemaßnahmen optimal sind und eine Pfeifengraswiese direkt an die Brachfläche angrenzt, kann schon innerhalb von 30 Jahren eine Pfeifengraswiese mit schützenswerten Arten entstehen. Sind Artenquellen nur in einem gewissen Abstand vorhanden oder eine der Voraussetzungen auf der Brachfläche ungünstig, ist allerdings mit 50-70 Jahren zu rechnen. Artenreiche Lössrasen entstehen dagegen nur selten auf Äckern: Meist entwickeln sich nur artenarme, charakterlose, verunkrautete Bestände. Wenn dennoch naturnahe Bestände entstehen, ist das ein langwieriger Prozess in der zeitlichen Größenordnung von einem Jahrhundert. Auch die Neubildung von Sandsteppenwiesen, welche humusreiche Sandböden voraussetzt, verläuft sehr langsam und führt zu Beständen, die kaum charakteristische Steppenarten enthalten.

MOLNÁR, ZS. (2008a) hält ebenfalls fest, dass sich Moorwiesen im Vergleich zu Lössrasen leichter neu ausbilden, weist aber darauf hin, dass es oft vorkommt, dass sich auf feuchten Brachflächen anstelle von Pfeifengraswiesen Sumpfwiesen entwickeln. Am Beispiel einiger Flächen des Naturschutzgebietes Dabas kamen auch schon SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990) zu der Erkenntnis, dass sich die dortigen Moorwiesen schneller neuentwickeln als die Sandsteppenwiesen.

Bei diesen Einschätzungen muss allerdings berücksichtigt werden, dass hier die sprichwörtlichen „Äpfel mit Birnen“ verglichen werden, denn bei dem Arteninventar, das bei Pfeifengraswiesen neue Flächen besiedeln muss, handelt es sich um ein völlig anderes als bei Löss- und Sandsteppenrasen. Es ist Definitionssache, welche Arten als Zielarten gelten und welche Bestände bei der Ermittlung des Potentials zur Neuentwicklung noch als erfolgreiche Neubildung angesehen werden und welche nicht. Daher kann man die naturschutzfachliche



Qualität zweier Grünland-Typen, die wenige Arten gemeinsam haben, nur indirekt miteinander vergleichen.

### **2.2.5 Entwicklung von Bodenparametern auf Ackerbrachen in Ungarn**

Für ungarische Gebiete liegen bisher wenige Daten zur Entwicklung von Bodenparametern parallel zur sekundären Grünlandsukzession auf Ackerbrachen vor (Tabelle 2.2-2, S. 46). Diese beziehen sich überwiegend auf sehr trockene Sandböden im Bereich des Kiskunság (auf dem Sandrücken zwischen Donau und Theiß). Diesen Böden entspricht ein geringer Teil der Aufnahmeflächen der vorliegenden Untersuchung (am trockensten Ende des Bodenfeuchtegradienten). CENTERI und MALATINSZKY (2005) haben Braunerden im Nördlichen Mittelgebirge mit verschiedenen alten Grasländern untersucht, aber aufgrund von unterschiedlichen Umlagerungen der Oberböden durch Erosion war keine Grundlage für einen Vergleich zwischen Äckern und alten Brachen gegeben.

Tabelle 2.2-2: Auflistung von Studien zur Entwicklung von Bodenparametern während der sekundären Sukzession auf Ackerbrachen in Ungarn

Die Daten stammen alle von trockenen Sandböden. Die wichtigsten Ergebnisse werden zusammenfassend wiedergegeben. ↑ = Zunahme, ↓ = Abnahme mit der Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus

					E R G E B N I S S E für die wichtigsten Bodenparameter							
Region	Studie (Kurzzitat)	untersuchte Zeitspanne (Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus [a])	Referenzgrünland-Typ und Boden	Beprobte Tiefe [cm]	SOM	Tendenz SOM	N <sub>min</sub>	Tendenz N <sub>min</sub>	Phosphor	Tendenz P	Kalium	Tendenz K
Donau-Theiß-Zwischenstromland	Csecserits (2007)	1-33	Festucetum vaginatae, trockene Sandböden	0-5, 5-20	Trend undeutlich in Schicht 0-5 cm; Abnahme in Schicht 5-20 cm	↓	über die gesamte Tiefe gerechnet Abnahme sowohl für NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N als auch für NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	↓	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : Abnahme in beiden Schichten	↓	K <sub>2</sub> O: Abnahme in beiden Schichten	↓
Donau-Theiß-Zwischenstromland	Csecserits et al. (2011)	1-57	offene (Festucetum vaginatae) und geschlossene Sandrasen, Sandböden	0-20	Gehalt in Brachen im Mittel zwischen dem von Böden geschlossener und offener Sandrasen	-			P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : deutlich höher im Mittel in Brachen-Böden als in beiden Sandrasentypen	↓	K <sub>2</sub> O: Gehalt auf Brachen entsprach etwa dem von geschlossenen Sandrasen	-
Donau-Theiß-Zwischenstromland	Albert (2015)	<10 - >40	Festucetum vaginatae und Galio veri-Holoschoenetum vulgare, Sandböden	keine Angabe	Zunahme ca. vom Niveau der offenen auf das der geschlossenen Sandrasen	↑	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N: gemeinsame deutliche Zunahme ca. auf das Niveau der geschlossenen Sandrasen	↑	Abnahme, blieb aber höher als in den Referenzbeständen (Information, welche P-Form gemessen wurde, fehlt - vermutlich pflanzenverfügbare)	↓		

## 3 Die Untersuchungsgebiete

### 3.1 Überblick

Die untersuchten Gebiete liegen im zentralen Bereich Ungarns im Umkreis von 60 km um Budapest (Abbildung 3.1-1, S. 48). Sie sind alle Teil der Großen Tiefebene, einer von sechs Großlandschaften (= Makroregionen) Ungarns (DÖVÉNYI 2010). Alle untersuchten Flächen liegen in der planaren ökologischen Höhenstufe (SCHROEDER 1998) auf einer Meereshöhe zwischen 97 und 120 m. Das Klima ist in allen Gebieten ähnlich: Es ist warmgemäßigt und trocken mit einem mittleren Jahresniederschlag zwischen 510 und 560 mm und einer mittleren Temperatur zwischen 9,8 und 10,5 °C (DÖVÉNYI 2010).

Den Kernbereich der Untersuchung bilden drei Gebiete (Ó, D und K in Abbildung 3.1-1, S. 48) in der sogenannten Turján-Landschaft, die im Donau-Theiß-Zwischenstromland zu finden ist. Es handelt sich dabei um das Landschaftsschutzgebiet Ócsa (Abbildung 5.2-1, S. 90), das Naturschutzgebiet Dabaser Turján (Abbildung 5.2-2, S. 91), im Folgenden meist als „Naturschutzgebiet Dabas“ bezeichnet) und einen Teil des Nationalparks Kiskunság, das nördliche Ende der Peszéradacser Wiesen (Abbildung 5.2-3, S. 92). Die vegetationskundliche Untersuchung umfasst 308 Vegetationsaufnahmen, von denen ca. 87 % auf die Turján-Landschaft entfallen (siehe Tabelle 5.2-1, S. 88). Ein weiteres Untersuchungsgebiet, das Landschaftsschutzgebiet Tápió-Hajta (T in Abbildung 3.1-1, S. 48 und Abbildung 5.2-4, S. 93), ist ebenfalls im Bereich zwischen Donau und Theiß zu finden. Außer den Peszéradacser Wiesen gehören alle untersuchten Gebiete zum Zuständigkeitsbereich der Direktion des Donau-Ipoly-Nationalparks. Sie sind außerdem alle Teile des Natura-2000-Netzwerkes.

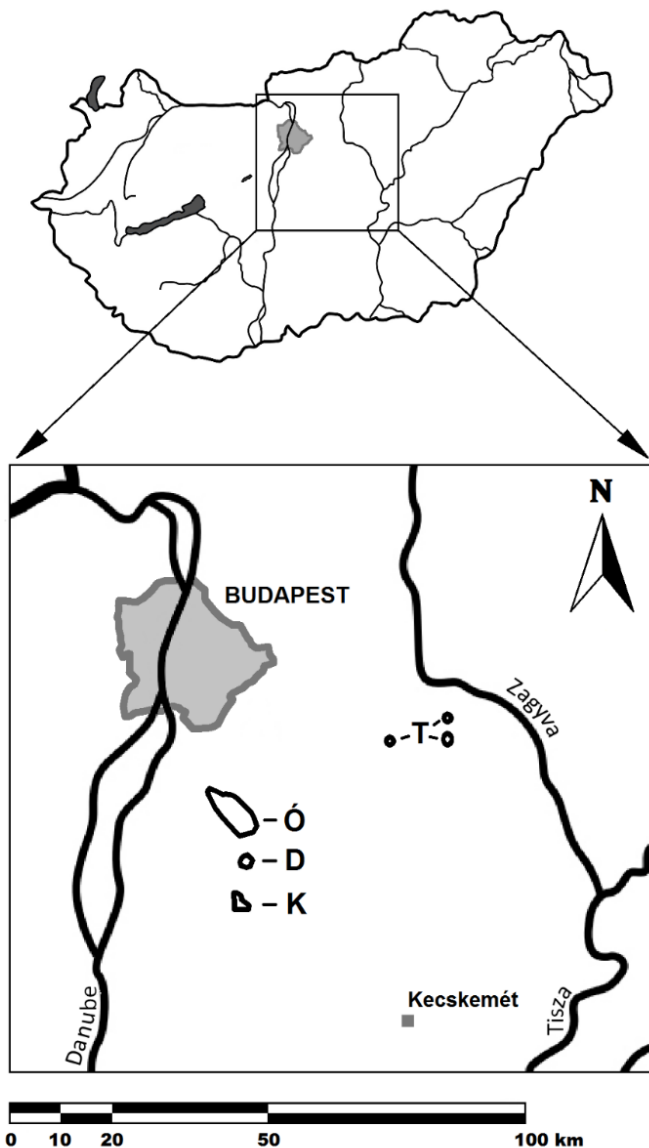


Abbildung 3.1-1: Lage der untersuchten Gebiete in Ungarn

Ó: Landschaftsschutzgebiet Ócsa, D: Naturschutzgebiet Dabas, K: Peszéradacser Wiesen; Teil des Nationalparks Kiskunság, T: Landschaftsschutzgebiet Tápió-Hajta-Landschaft. Die Karte ist abgeleitet von [http://commons.wikimedia.org/wiki/File:A\\_tatorján\\_előfordulási\\_helyei\\_Magyarországon.svg](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:A_tatorján_előfordulási_helyei_Magyarországon.svg).

Die untersuchten Gebiete in der Turján-Landschaft sind durch ein landschaftliches Mosaik aus Mooren und Sümpfen gekennzeichnet, das aber auch trockenere, leicht (um wenige Meter) erhöht gelegene Teilbereiche enthält. In der vorliegenden Arbeit wurden Flächen mit verschiedenen Bodenfeuchteregimen und den zugehörigen Grünlandgesellschaften – Moor- und Steppenwiesen – nebeneinander untersucht. Auch im untersuchten Teil der Tápió-Hajta-Landschaft sind Steppenwiesen auf leicht erhöhte Landschaftselemente beschränkt, während tiefer gelegene Zonen durch Wassereinfluss häufig Salzböden aufweisen. Im Gegensatz zur Turján-Landschaft wurde die Untersuchung im LSG Tápió-Hajta auf die trockeneren Standorte

beschränkt. Neben Bereichen mit naturnaher und halbnatürlicher Vegetation findet man in allen Gebieten auch Äcker und stark verunkrautete Flächen.

Alle Untersuchungsgebiete sind durch hohe Kalkgehalte der Böden gekennzeichnet, die eine sehr große, mit dem Wassereinfluss zusammenhängende Schwankungsbreite aufweisen (vergl. Abschnitt 6.6.2). In der Turján-Landschaft weisen die Böden allgemein einen relativ hohen Sandanteil auf (vgl. Abschnitt 6.6.3), während in der Tápító-Hajta-Landschaft neben Sand auch andere Korngrößenfraktionen vorherrschen können (VIDRA 2008).

## **3.2 Geografische Lage und Geologie**

### **3.2.1 Geografie und Geologie der drei Untersuchungsgebiete der Turján-Landschaft**

Diese drei Untersuchungsgebiete liegen im Donau-Theiß-Zwischenstromland am nördlichen Ende einer charakteristischen landschaftlichen Formation aus Feuchtgebieten, die in Nord-Süd Richtung über 130 km hinweg bandförmig aufgereiht sind (BARNA und GILLY 2010). Das LSG Ócsa macht in ca. 15 km Entfernung von Budapest den Anfang. Die nördlichen ca. 80 km sind unter dem Namen Turján-Landschaft bekannt, während der südliche Teil als Órjeg bezeichnet wird (BARNA und GILLY 2010). Die gesamte Zone aus Feuchtgebieten erstreckt sich über den Grenzbereich zweier Mittelregionen (Mesoregionen) der Großen Tiefebene, des Donauflachlandes und der Niederung zwischen Donau und Theiß. So erstreckt sich das LSG Ócsa über zwei Kleinlandschaften des Donauflachlandes, die Pester Schwemmkegel-Ebene und die Csepel-Ebene, während das etwa 5 km weiter südlich gelegene Naturschutzgebiet Dabas zur Kleinlandschaft Kiskunság-Sandrücken und damit zur Niederung zwischen Donau und Theiß gehört. Das noch ein Stück weiter südlich gelegene Nordende der Peszéradacser Wiesen gehört dagegen wiederum zur Csepel-Ebene. Die hier angesprochene Einteilung Ungarns in Makro-, Meso- und Mikroregionen geht auf die Forschung des Geografischen Forschungsinstitutes der Ungarischen Akademie der Wissenschaften zurück (MAROSI und SOMOGYI 1990; DÖVÉNYI 2010).

Das Donauflachland und die Niederung zwischen Donau und Theiß nehmen den größten Teil des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes ein. Während das Donauflachland größtenteils durch

eine Meereshöhe unter 100 m gekennzeichnet ist, erhebt sich die Niederung zwischen Donau und Theiß um einige 10 m darüber hinaus. Die letztere Mesoregion gehört zum sogenannten „Sandrücken des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes“ und macht auch den größten Teil desselben aus, ist aber nicht damit identisch (GLATZ et al. 2004). Das „Sandrücken-Gebiet“ hat sich als eigenständige geografische Bezeichnung entwickelt, die mit keiner anderen Einteilung ganz zur Deckung gebracht werden kann. Wie der Name bereits vermuten lässt, ist es durch das Vorherrschen von zumindest oberflächlich sandigen Bodentexturen und eine Strukturierung in Ketten aus Sandhügeln und Vertiefungen gekennzeichnet (GLATZ et al. 2004). Diese Sandgebiete sind die Überreste des Schwemmkegels der Ur-Donau, die diese Sedimente im späten Pliozän und Pleistozän abgelagert hat (GLATZ et al. 2004). Am Ende des Pleistozäns (BARNA und GILLY 2010) wurde der Flusssediment-Sand als Flugsand wiederholt umgelagert und zudem mit eiszeitlichem, ebenfalls als äolisches Sediment angeliefertem Löss vermischt und geschichtet (MOLNÁR 2003). Die untersuchten Flächen der Turján-Landschaft gehören größtenteils zum Donauplachland, das meist durch Lehmböden gekennzeichnet ist (GÓLYA 2006, Karte des MTA TAKI GIS Labors). Dennoch macht sich hier die unmittelbare Nähe des Sandrückens des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes bemerkbar: Sand ist hier meist die dominierende Korngrößenfraktion im mineralischen Anteil des Bodens (vgl. Abschnitt 6.6.3). Aber auch das ehemalige Wirken der Donau im Donauplachland zeigt sich im Turjángebiet, so z. B. durch das häufige Auftreten von Kies im Boden (eigene Beobachtung aus der Bohrstock-Analyse).

Die geologischen Ursprünge der Feuchtgebiete der Turján-Landschaft und des Órjégs sind ähnlich und werden ausführlich von BARNA und GILLY (2010) beschrieben. Zu Beginn des Holozäns floss die Ur-Donau noch am Rand des Sandrückens des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes, wurde dann aber durch eine Senkung weiter nach Westen abgedrängt. Das verlassene Flussbett wurde in der Folge langsam mit mineralischem und organischem Material aufgefüllt, woraufhin sich flache, mehr oder weniger wasserundurchlässige Becken bildeten, die sich schließlich zu Mooren entwickelten. Durch weitere Veränderungen der Oberfläche, z. B. durch Flugsand, wurden die Mooregebiete dann zerteilt. Zusätzlich sind einige erhöhte Bereiche übrig geblieben, die die Ur-Donau gar nicht erst vollkommen abtragen konnte.

Der Großteil der Turján-Gebiete ist in den tieferen Bereichen des Donau-Tals zu finden, die früher regelmäßig überschwemmt wurden. Durch die Begradigung der Donau und die in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts einsetzenden Entwässerungen wurde aber ein Großteil dieser Flächen trockengelegt und dann meistens der Ackernutzung unterzogen. Die heutigen Turján-Gebiete sind somit die Überreste einst wesentlich ausgedehnterer Moor- und Sumpfgebiete. Z. T. sind aber auch diejenigen Flächen, die von der Entwässerung verschont geblieben sind, durch menschliche Nutzung – im Wesentlichen Torfabbau und das Anlegen von Fischteichen – grundlegend verändert worden (BARNA und GILLY 2010).

Eine wichtige Wasserquelle für die Moore und Sümpfe des Turján-Gebietes ist der Abfluss von dem erhöht gelegenen Sandrücken zwischen Donau und Theiß (MÁTÉ 2007; BARNA und GILLY 2010). Da im Sandrücken-Gebiet jedoch erfolgreiche Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt wurden, ist diese Wasserquelle bereits deutlich reduziert bzw. funktioniert nur noch zeitweise (MÁTÉ 2007).

#### **3.2.2 Geografie und Geologie der untersuchten Teile des Landschaftsschutzgebietes Tápió-Hajta**

Das Tápió-Hajta-Landschaftsschutzgebiet liegt in der Mesoregion Nördliches Schwemmkegelflachland der Großen Tiefebene und besteht aus mehreren Teilgebieten, die um die Kleinstadt Nagykáta herum verteilt sind. Zum größten Teil erstrecken sie sich über die Mikroregion Tápió-Landschaft, ragen z. T. aber auch in andere Mikroregionen hinein. Das LSG befindet sich im Bereich des Aufeinandertreffens dreier großer Landschaftseinheiten, des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes, des Trans-Theiß-Gebietes (Bereich östlich der Theiß) und des nördlichen Mittelgebirges (VIDRA 2008). Letzteres reicht in Form eines südlichen „Ausläufers“, der als Monor-Irsaer-Hügelland bezeichnet wird, in die Tápió-Landschaft hinein (VIDRA 2008; DÖVÉNYI 2010). Das Landschaftsschutzgebiet wird vom Tápió- und vom Hajta-Bach durchzogen. Der Tápió-Bach mündet in die Zagyva, einen Nebenfluss der Theiß. Der überwiegende Anteil der Aufnahmeflächen (Abbildung 5.2-4 a+b, S. 93) liegt im größten Teilgebiet des LSGs, der als „Nyík-Wiese und Wasserreservoir I und II“ bezeichnet wird (VIDRA 2012a) und vom Hajta-Bach durchzogen wird. Im Folgenden soll vereinfacht nur von

der „Nyík-Wiese“ die Rede sein. Alle Aufnahme­flächen dieses Gebietes liegen nahe am Hajta-Bach. Die Nyík-Wiese und damit auch der nördliche Teil der Aufnahmen (Abbildung 5.2-4 a, S. 93) ragen in die Mikroregion Hatvaner Ebene hinein. Lediglich vier Aufnahmepunkte (Abbildung 5.2-4 c, S. 93) liegen an der Ostseite des LSGs am Rande des Schutzgebiet-Teils „Bachtäler und Große Wiese“.

Die beiden erwähnten Mikroregionen werden zur Mikroregionen-Gruppe Tápió-Galga-Zagyva-Landschaft zusammengefasst. Diese wird von den Schwemmkegeln der namengebenden Fließgewässer bedeckt, die bis zum späten Pleistozän (genauer bis zur Mitte des Würm) aufgebaut wurden (MARTONNÉ ERDŐS 2006; DÖVÉNYI 2010). Die Nyík-Wiese liegt in einem Bereich, der vor 10.000 Jahren noch von der Zagyva eingenommen wurde. Später breitete sich die Hajta im alten, aus breiten Armen bestehenden Flussbett der Zagyva aus und bildete dadurch Sumpfgebiete mit offenen Wasserflächen (VIDRA 2008). Ähnlich wie die Feuchtgebiete der Turján-Landschaft sind also auch die der Nyík-Wiese im Bereich eines ehemaligen Flussbettes entstanden. Trotz der Begradigungen der Hajta, die in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts stattfanden, findet man auf der Nyík-Wiese auch heute noch sehr große Feuchtgebiete (VIDRA 2008).

Ähnlich wie in der Niederung zwischen Donau und Theiß wurden auch in der Tápió-Landschaft die ursprünglich als fluviatile Sedimente abgelagerten Sande nachträglich vom Wind umgeordnet. Daher gibt es auch in der Tápió-Landschaft Sandhügel, die sich über die nassen Überschwemmungszonen der beiden Tápió-Arme erheben (VIDRA 2008). Auf einem solchen liegen vermutlich die vier Aufnahmepunkte im Westen des Gebietes (Abbildung 5.2-4 c, S. 93).

Bei den Sedimenten des Tápió-Baches handelt es sich nur um feinkörniges Material, so dass Kies in der Tápió-Landschaft im Gegensatz zur Turján-Landschaft fehlt (MARTONNÉ ERDŐS 2006; DÖVÉNYI 2010). Dies gilt auch für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Böden der Nyík-Wiese, die am Rand der Tápió-Landschaft liegen.



### **3.3 Klima**

#### **3.3.1 Klima der drei Untersuchungsgebiete in der Turján-Landschaft**

Der untersuchte Teil der Turján-Landschaft ist durch ein warmgemäßigtes und trockenes Klima gekennzeichnet. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 10,3-10,5 °C; in der warmen Jahreshälfte ist eine durchschnittliche Temperatur von 17-17,5 °C zu verzeichnen. Der Jahresniederschlag beläuft sich auf 520-550 mm. Die jährliche Anzahl an Sonnenstunden liegt bei ca. 1910 im nördlichen Teil und nimmt nach Süden hin auf 2300 zu (DÖVÉNYI 2010).

#### **3.3.2 Klima des LSG Tápió-Hajta**

Die untersuchten Gebiete im Tápió-Hajta-Landschaftsschutzgebiet sind im Wesentlichen durch ein warmgemäßigtes und trockenes Klima gekennzeichnet, befinden sich aber an der Grenze zur warmen Klimazone. Die Jahresdurchschnittstemperatur ist zwischen 10,1 und 10,3 °C angesiedelt. Im Sommerhalbjahr beträgt die durchschnittliche Temperatur 17-17,6 °C. Als jährlicher Niederschlag sind 520-560 mm zu verzeichnen. Die Zahl der Sonnenstunden pro Jahr beträgt 1950-2000 (DÖVÉNYI 2010).

### **3.4 Böden**

#### **3.4.1 Böden der drei Untersuchungsgebiete in der Turján-Landschaft**

Laut einer vom GIS Labor des MTA TAKI (Forschungsinstitut für Bodenkunde und Agrochemie der Ungarischen Akademie der Wissenschaften) angefertigten genetischen Karte der Ungarischen Bodentypen liegen die drei untersuchten Gebiete der Turján-Landschaft in einer Zone, in der Moorige Wiesenböden vorherrschen (GÓLYA 2006). Dabei handelt es sich um grundwasserbeeinflusste Böden mit einem hohen Gehalt an organischem Material im Oberboden (STEFANOVITS et al. 2010). So ist auch der angegebene typische Humusgehalt der oberen 30 cm in der genannten Zone mit über 4,5 % sehr hoch im ungarischen Vergleich (GÓLYA 2006, Karte des Laboratoriums für Geoinformatik des NTKSZ, erneuerte Karte). Die

vorherrschende Bodenart ist sandiger Lehm (GÓLYA 2006, Karte des MTA GIS Labors). Im Rahmen einer Zuordnung zu Material-Regimes („Substance regimes“) wird für die Zone der Untersuchungsgebiete die intensive Carbonat-Anreicherung in den Vordergrund gestellt (GÓLYA 2006, Karte des MTA GIS Labors).

Detailliertere Informationen zu den Bodentypen der untersuchten Flächen stehen durch eine eigene Bohrstock-Analyse zur Verfügung, über die im Ergebnisteil (Kapitel 6.6.6) berichtet wird (dies gilt auch für das LSG Tápió-Hajta).

#### **3.4.2 Böden des LSG Tápió-Hajta**

Der größte Teil der untersuchten Flächen (Abbildung 5.2-4 a+b, S. 93) im LSG Tápió-Hajta liegt auf der oben genannten genetischen Karte der ungarischen Böden (GÓLYA 2006, Karte des MTA GIS Labors) in einer kleineren Zone mit Wiesen-Solonetzböden, die sich im Prozess der Versteppung, also der oberflächlichen Austrocknung befinden (und somit Tschernosemen ähnlicher werden). Lehm ist hier die vorherrschende Bodenart (GÓLYA 2006, Karte des MTA GIS Labors). Nur vier Aufnahmen (Abbildung 5.2-4 c, S. 93) wurden an anderer Stelle durchgeführt und befinden sich auf der Bodenkarte in einem Grenzbereich zwischen Humosen Sandböden und Wiesenböden. Der durchschnittliche Humusgehalt der oberen 30 cm, der für den Hauptbereich der Untersuchung (Abbildung 5.2-4 a+b, S. 93) angegeben wird, ist mit 1-1,5 % deutlich geringer als in der Turján-Landschaft (GÓLYA 2006, Karte des Laboratoriums für Geoinformatik des NTKSZ, erneuerte Karte). Die Bodenanalyse der eigenen Aufnahmequadrate ergab aber meist deutlich höhere als die genannten Werte. Die selbst gemessenen Werte der Tápió-Hajta-Landschaft unterschieden sich nicht auffällig von denen ähnlicher – d. h. relativ trockener – Standorte der Turján-Landschaft (vgl. auch Tabelle 6.6-1, S. 209).

#### **3.5 Florengografische Zuordnung**

Die untersuchten Gebiete gehören zum Holarktischen Florenreich. Sie liegen in der Mitteleuropäischen Florenregion und gehören innerhalb dieser zum Pannonischen

Florengbiet (PÓCS 2000). Innerhalb des Pannonischen Florengbietes liegen die Untersuchungsgebiete in der Florenlandschaft Alföld/Große Tiefebene, auch als Eupannonicum bezeichnet (SOÓ 1960). Diese umfasst im Wesentlichen die geografischen Großlandschaften Große Tiefebene und Kleine Tiefebene zusammengenommen. Eine häufig zitierte (KRASSER et al. 2012a) Aufteilung nach SOÓ (1960) teilt die Florenlandschaft Alföld/Große Tiefebene wiederum in kleinere Florenbereiche (ungarisch „flórajárások“) ein. Dabei gehört das Gebiet der Turján-Landschaft zum Florenbereich namens „Colocense“ (SOÓ 1960), der auch als „Mezőföld und Solt-Ebene“ (PÓCS 2000; MARTONNÉ ERDŐS 2006) bezeichnet wird. Das LSG Tápió-Hajta hingegen liegt am nördlichen Ende des Florenbereichs „Praematricum“ (SOÓ 1960), auch „Donau-Theiß-Zwischenstromland“ genannt (PÓCS 2000; MARTONNÉ ERDŐS 2006), das im Wesentlichen den Sandrücken zwischen Donau und Theiß umfasst.

Eine neuere, noch feinere Einteilung wurde 2008 veröffentlicht (MOLNÁR, CS. et al. 2008; KRASSER et al. 2012a) und kann momentan frei als georeferenzierte Karte (ESRI shape file) aus dem Internet heruntergeladen werden (KRASSER et al. 2012b). Diese Karte ist Teil einer umfassenden ungarischen Datenbank mit der Bezeichnung MÉTA (Kartografische Datenbank der Habitate Ungarns), welche auf einer engmaschigen rasterförmigen Kartierung der Vegetation Ungarns beruht (BÖLÖNI et al. 2003; MOLNÁR et al. 2007; KRASSER et al. 2012c). Die Kartierung wurde im Wesentlichen in den Jahren 2003-2006 durchgeführt (KRASSER et al. 2012c) und gibt Auskunft über zahlreiche vegetationskundliche Aspekte.

Auf der Karte der MÉTA-Datenbank werden die Einheiten der Floreneinteilung übersetzt als „Vegetationslandschaften“ bezeichnet. Die drei Untersuchungsgebiete der Turján-Landschaft befinden sich auf der Karte in der Vegetationslandschaft Órjeg, welche die Turján-Landschaft und das Órjeg umfasst. Das LSG Tápió-Hajta wird zur Vegetationslandschaft „Tápió-Sajó-Hordalékkúpsíkság“ (übersetzt etwa „Tápió-Sajó Schwemmkegel-Ebene“) gerechnet. Die letztere Einteilung steht der von SOÓ (1960) entgegen, der das Gebiet wie oben beschrieben floristisch zum Donau-Theiß-Zwischenstromland rechnet, während es in der neueren Einteilung zum nördlichen Teil der Großen Tiefebene gestellt wird. Dies spiegelt die in Abschnitt 3.2.2 beschriebene Lage des LSG Tápió-Hajta im Grenzbereich verschiedener großer geografischer Einheiten wider.

### 3.6 Potentielle natürliche Vegetation

Die Florenlandschaft Alföld/Große Tiefebene bzw. Eupannonicum reicht weit über die Landesgrenzen Ungarns hinaus. Ihr gesamtes Gebiet ist Teil der Waldsteppenzone (PÓCS 2000). Diese stellt eine Übergangszone zwischen der Steppe und der geschlossenen sommergrünen Laub- und Mischwaldzone dar, da sich hier sogenannte Waldklima-Jahre, in denen die Niederschlagsmenge für eine geschlossene Walddecke ausreichen würde (d. h. in denen der Jahresniederschlag 500 mm übersteigt), mit sogenannten Steppenklima-Jahren mit zu wenig Niederschlag abwechseln (ILLYÉS et al. 2007a). Diese Klimazone ist durch ein vielfältiges Erscheinungsbild gekennzeichnet (ILLYÉS et al. 2007a): Es handelt sich dabei um ein Mosaik aus trockenen Grasländern, Salzsteppen und geschlossenen oder offeneren Wäldern. Dabei kann das Verhältnis von Grasland zu Wald innerhalb weiter Grenzen variieren. Da die Jahre mit Waldklima in der Großen Ungarischen Tiefebene jedoch deutlich häufiger sind als die Steppenklima-Jahre (ILLYÉS et al. 2007a), wäre eigentlich zu erwarten, dass der Wald größtenteils vorherrscht. Man ist sich daher nicht ganz einig über die Ursachen des Zustandekommens der Waldsteppe in Ungarn. Verschiedene Faktoren werden neben dem Großklima in Betracht gezogen: Brände, Großtierherden oder Einflussnahme des Menschen (z. B. Rodung, Weidenutzung, Entwässerung). Man vermutet, dass es tatsächlich die Kombination der genannten Faktoren ist, die zur Ausbildung der ungarischen Waldsteppe geführt hat. Heute sind allerdings nur noch kleine Fragmente der Waldsteppe übrig, die über die Große Tiefebene verteilt sind (HARASZTHY 2000).

Neben der zonalen Waldsteppe waren besonders in den Überschwemmungsbereichen der Flüsse große Flächen der Großen Tiefebene mit azonaler, an Wasser gebundener Vegetation bedeckt. Dies waren in erster Linie Auwälder, auf kleineren Flecken auch Wiesenmoore mit Moorwäldern. Dies geht aus einer Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Ungarns hervor, die in der MÉTA-Datenbank zur Verfügung steht (KRASSER et al. 2012d) und von ZÓLYOMI (1989) erstellt wurde.

Für die Untersuchungsgebiete der Turján-Landschaft werden auf der genannten Karte in erster Linie Wiesenmoore und Moorwälder als potentielle natürliche Vegetation angegeben. In einem Teil des Landschaftsschutzgebietes Ócsa sind auch Eichenwälder auf Sand und Sandsteppen als

natürliche Vegetation möglich. Ein Teil der untersuchten Flächen der Peszéradacser Wiesen ragt in eine Zone hinein, für die Auwälder als natürliche Vegetation angegeben werden. Diese Einschätzung zur potentiellen natürlichen Vegetation spiegelt das Nebeneinander von grundwasserbeeinflussten Zonen und erhöht gelegenen sandigen Flächen in der Turján-Landschaft wider.

Auch für die Untersuchungsgebiete im LSG Tápió-Hajta werden sowohl wasserbeeinflusste Vegetationstypen als auch solche trockener Böden als potentielle natürliche Vegetation angegeben: Auwälder, Salzvegetation auf Soloncsak-Böden und Sandsteppen.

### **3.7 Pflegemaßnahmen**

Der überwiegende Teil der untersuchten Flächen wird regelmäßig gemäht (meist einmal jährlich) oder beweidet. Bei einigen der gemähten Flächen wurde die Mahd in einzelnen Jahren ausgelassen. In den meisten Fällen werden ehemalige Äcker und benachbarte Altwiesen auf dieselbe Weise bewirtschaftet. Bei dem Weidevieh handelt es sich auf den Peszéradacser Wiesen (Kiskunság) um Graurinder und im LSG Tápió-Hajta um Graurinder und/oder Pferde. Die Weidenutzung herrscht in diesen beiden Gebieten vor. Dabei können sich die Weidetiere häufig frei zwischen Altwiesen, älteren Brachen und jungen Brachen bewegen. Im LSG Ócsa werden die meisten Flächen gemäht und einige wenige von Schafen beweidet. Auch die Wiesen des NSG Dabas werden gemäht. Einzelne davon werden zusätzlich extensiv von Schafen beweidet. Einige ein- bis zweijährige Brachen unterliegen noch keiner Nutzung; dies fällt aber nicht ins Gewicht, da dies durchaus auch für die ersten Jahre der mittlerweile älteren und regelmäßig gepflegten Brachen der Fall gewesen sein kann.

Ein geringer Teil der Flächen (darunter auch Altbestände) war allerdings von verschiedenen Störfaktoren betroffen. Es handelte sich dabei überwiegend um feuchte Standorte im LSG Ócsa. Die Störfaktoren waren gelegentliches Abbrennen statt Mahd, vorübergehende Beweidung nicht dafür geeigneter feuchter Flächen durch Pferde sowie Aufwühlen des Bodens durch Wildschweine. Näheres zur Rolle der Störfaktoren ist in den Abschnitten 7.7.2.2 und 7.8.3 zu finden.

## 3.8 Einzelbeschreibungen der Untersuchungsgebiete zu Landschaftsbild, Flora und Fauna

### 3.8.1 Landschaftsschutzgebiet Ócsa

Das LSG Ócsa ist in der vorliegenden Untersuchung besonders stark vertreten (Tabelle 5.2-1, S. 88). Es wurde 1975 ausgewiesen und umfasst 3575 ha (DINPI 2012b). Das Gebiet grenzt im Norden direkt an die Stadt Ócsa. Es ist besonders durch das noch immer großflächige Vorkommen von nassen Lebensräumen gekennzeichnet. Diese haben ihren Ursprung in zwei ehemaligen, an den beiden Längsseiten des LSGs verlaufenden Altarmen der Donau, die auf der I. Militärischen Vermessung vom Ende des 18. Jahrhunderts noch gut zu erkennen sind. Der größere, entlang der südwestlichen Längsseite verlaufende Altarm markiert den Bereich des heute größten zusammenhängenden Feuchtgebietes des LSGs. Im Rahmen der Ramsar-Konvention wurde dieser ca. 1050 ha großen Fläche 1989 eine internationale Bedeutung zuerkannt (NIMFEA TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET [NATURSCHUTZ-VEREIN NIMFEA] 2004). Der nördliche Teil trägt den Eigennamen „Alter Turján“, während der südliche als „Großer Turján“ bezeichnet wird. Das Wort „turján“, auf älteren Karten noch „turjány“, ist eine alte ungarische Bezeichnung für Sumpf- und Mooregebiete, wird aber nur für die Feuchtgebiete in der Turján-Landschaft verwendet.

Die Turján-Flächen des LSG Ócsa werden heute größtenteils von Schilfröhrichten, *Cladium mariscus*-Beständen und undurchdringlichen Grauweiden- (*Salix cinerea*-) Gebüschern eingenommen. Neben den genannten Vegetationstypen gibt es auch Moorwälder und Moorwiesen in den Turján-Zonen. Letztere sind z. T. Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

Die wertvollen Feuchtgebiete des LSG Ócsa haben ihre Existenz dem nur eingeschränkten Erfolg der Entwässerungsarbeiten des 19. Jahrhunderts zu verdanken (REKETTYE TAJ- ÉS TERMÉSZETKUTATÓ EGYESÜLET [REKETTYE VEREIN FÜR LANDSCHAFTS- UND NATURFORSCHUNG] 2003; DINPI 2012b). Heute kann durch Schleusen im Grabensystem in den Wasserhaushalt des LSGs eingegriffen werden (NAGY und GERGELY 2001; CSÖRGŐ et al. 2008; DINPI 2012b). Wie aus einem Vergleich der zur Altersbestimmung genutzten militärischen und topografischen Karten hervorgeht, wurden trotz der unvollständigen Entwässerung größere Teile der

ausgedehnten Sumpfbiete des LSGs in Grünland umgewandelt, was vermutlich durch eine Absenkung des Grundwasserspiegels möglich wurde. In den letzten 30 Jahren vor der vorliegenden Untersuchung wurden aber viele dieser Flächen wieder weitgehend sich selbst überlassen und sind daher verbuscht oder auch bereits bewaldet. Trotzdem gibt es noch ausgedehnte Feuchtwiesen im Gebiet. Diese zeigen wiederum stellenweise Zeichen von Austrocknung.

Der „Alte Turján“ ist durch menschliche Tätigkeiten besonders stark verändert worden. Zunächst wurden ab 1928 Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt. Von den 50er Jahren an wurde dann bis zum Beginn der 70er Jahre auf ca. 70-80 % der Fläche die einst bis zu 2,2 m dicke Torfschicht des Alten Turján abgebaut (NAGY und GERGELY 2001). Die entstandenen Vertiefungen füllten sich mit Wasser, so dass ein Großteil des Alten Turján heute ca. 1-1,5 m tief unter Wasser steht (NAGY und GERGELY 2001). Diese Flächen sind mit meist artenarmem Schilfröhricht bedeckt. Randliche Bereiche des Alten Turján, in denen von vorneherein kaum Torf gebildet wurde, sind hingegen unberührt geblieben. Hier findet man noch ursprüngliche, artenreiche Schilfröhricht-, Moorwiesen- und Großseggenried-Bestände. (NAGY und GERGELY 2001). Die selbst untersuchten Flächen des Alten Turján fielen häufig durch besonders hohe Grundwasserstände auf.

Das Landschaftsbild des LSG Ócsa ist durch ein z. T. kleinflächiges Mosaik der genannten Vegetationstypen gekennzeichnet. Daneben finden sich Äcker, die meist in erhöhten und daher trockeneren Bereichen angelegt wurden (also hauptsächlich außerhalb der Bereiche der ehemaligen Altarme). Das LSG ist von einem System aus künstlichen Wassergräben durchzogen. Charakteristisch für das Erscheinungsbild des LSG Ócsa sind Gebüschgruppen (oft mit einzelnen Bäumen), die über die Wiesen verteilt sind (Abbildung 3.8-1, S. 60). Die Wiesen sind zudem häufig durch ein Mosaik aus nassen und trockeneren Zonen gekennzeichnet.



Abbildung 3.8-1: Typisches Landschaftsbild im LSG Ócsa

Dieses Bild zeigt eine besonders nasse Pfeifengraswiese im Bereich des „Alten Turján“ im Frühjahrszustand (Anfang Mai). Der hohe Grundwasserstand zeigt sich durch eine hohe Deckung von *Carex acutiformis* (im Vordergrund) und von *Juncus subnodulosus* (dunkle Zonen). Es handelt sich also um die Subassoziation *juncetosum subnodulosi* des *Succiso-Molinietum hungaricae*.

Wälder nehmen ca. ein Viertel der Fläche des LSGs ein (FORESTPRESS 2008). Neben einigen größeren zusammenhängenden Wäldern gibt es viele kleinere Waldstücke. Unter den Wäldern gibt es solche, deren Böden regelmäßig überschwemmt werden. In Jahren mit normalem Niederschlagsaufkommen und normaler Niederschlagsverteilung ist das in der kalten Jahreshälfte der Fall. An solchen Standorten finden sich Erlen-Eschen-Moorwälder (*Fraxino pannonicae-Alnetum* Soó & Járαι-Komlódi in Járαι-Komlódi 1958; BORHIDI 2003) mit wechselnden Anteilen an den beiden namengebenden Baumarten *Alnus glutinosa* und *Fraxinus angustifolia* (Syn.: *Fraxinus angustifolia* subsp. *pannonica*; THE PLANT LIST 2013). An trockeneren, nicht überschwemmten Standorten findet man dagegen Eichen-Eschen-Ulmenwälder, in denen *Quercus robur* oder wiederum *Fraxinus angustifolia* dominieren (Unterverband *Ulmenion* Oberd. 1953; BORHIDI 2003).



Die Feuchtgebiete des LSGs bieten zahlreichen naturschutzfachlich bedeutsamen Pflanzen- und Tierarten einen Lebensraum. An dieser Stelle sollen nur einige derjenigen interessanten Pflanzenarten erwähnt werden, die in den eigenen untersuchten Grünland-Beständen nicht auftraten: *Urtica kioviensis*, *Sparganium natans* (REKETTYE TÁJ- ÉS TERMÉSZETKUTATÓ EGYESÜLET [REKETTYE VEREIN FÜR LANDSCHAFTS- UND NATURFORSCHUNG] 2003), *Thelypteris palustris*, *Hottonia palustris*, *Dryopteris carthusiana*, *Leucojum aestivum* (Vorkommen: Moorwald) und *Clematis integrifolia* (Vorkommen: Waldrand).

Der Wert der Ramsar-Flächen (Alter und Großer Turján) liegt besonders in ihrer reichen Vogelwelt begründet (DINPI 2012b). Diese wird in einer Vogelwarte am Nordende des Alten Turján kontinuierlich erfasst. Einige in Ungarn streng geschützte Vogelarten (UNGARISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELTSCHUTZ 2001), die im LSG Ócsa vorkommen, sind die Moorente (*Aythya nyroca*), der Rotschenkel (*Tringa totanus*), der Würgfalke (*Falco cherrug*), der Silberreiher (*Egretta alba*) (DINPI 2012b), der Löffler (*Platalea leucorodia*), die Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) (CSÖRGŐ et al. 2008), der Große Brachvogel (*Numenius arquata*), der Wachtelkönig (*Crex crex*), die Wiesenweihe (*Circus pygargus*) (REKETTYE TÁJ- ÉS TERMÉSZETKUTATÓ EGYESÜLET [REKETTYE VEREIN FÜR LANDSCHAFTS- UND NATURFORSCHUNG] 2003) und der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) (István Nagy, pers. Mitteilung).

Eine weitere zoologische Besonderheit ist der ebenfalls streng geschützte Europäische Hundsfisch (*Umbra krameri*). Auch der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) ist in Ungarn geschützt. Beide waren einst sehr charakteristische Elemente der Moore Ungarns (DINPI 2012b), ihr Bestand hat aber durch die großräumigen Entwässerungen stark abgenommen.

Im LSG ist auch eine reichhaltige Amphibien- und Reptilienfauna zu finden (REKETTYE TÁJ- ÉS TERMÉSZETKUTATÓ EGYESÜLET [REKETTYE VEREIN FÜR LANDSCHAFTS- UND NATURFORSCHUNG] 2003). Ein besonders charakteristisches Element ist der in Ungarn geschützte Moorfrosch (*Rana arvalis*), der im LSG Ócsa massenhaft auftritt und zur Paarungszeit im zeitigen Frühjahr durch die tiefblaue Färbung der Männchen auffällt (DINPI 2012b). Auch die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) ist im LSG hier und da anzutreffen.

Erwähnenswert sind außerdem einige seltene Reliktarten unter den Wirbellosen: *Armadillidium zenckeri* (eine Rollassel-Art), *Polydesmus schessburgensis*, *Nonagria nexa* und

*Coenonympha oedippus* (Moor-Wiesenvögelchen) (REKETTYE TÁJ- ÉS TERMÉSZETKUTATÓ EGYESÜLET [REKETTYE VEREIN FÜR LANDSCHAFTS- UND NATURFORSCHUNG] 2003). Die letztgenannte Art kommt in ganz Ungarn nur noch im LSG Ócsa vor (HUBAYNÉ HORVÁTH 2005).

### 3.8.2 Naturschutzgebiet Dabaser Turján

Das Naturschutzgebiet Dabas, das 1966 unter Schutz gestellt wurde (zunächst nur 44 ha), ist mit 148 ha viel kleiner als das LSG Ócsa (DINPI 2012a). Die Entfernung zur Stadt Dabas beträgt ca. 800 m. Das Landschaftsbild des NSGs ist dem des LSG Ócsa sehr ähnlich. Der Großteil der Fläche ist durch einen hohen Grundwasserstand gekennzeichnet, so dass sich auch hier Moorwälder, kleinere Schilfröhricht-Flecken und Feuchtwiesen abwechseln. Letztere nehmen den größten Teil der Fläche ein. Auf einigen erhöhten Bereichen gehen die Feuchtwiesen in Steppenwiesen über. Wie das LSG Ócsa wird auch das NSG Dabas von einem Grabensystem durchzogen. Es ist von Äckern und weiteren, teils ebenfalls halbnatürlichen Wiesen umgeben.

Das NSG zeichnet sich durch einen (besonders im Vergleich zu seiner Größe) großen Reichtum an seltenen und geschützten Pflanzen aus und tut sich besonders durch seinen Orchideen-Reichtum hervor (DINPI 2012a). SZTAVINOVSKY (2007) nennt 13 Orchideenarten für den Dabaser Turján und umgebende Moor- und Sandsteppenwiesen. Davon wurden folgende nicht in den selbst untersuchten Flächen des Gebietes gefunden: *Epipactis palustris*, *E. atrorubens*, *Ophrys sphegodes*, *O. insectifera*, *O. scolopax* und *Anacamptis morio*. Aufgrund seiner Ähnlichkeit und Nähe zum LSG Ócsa sind viele der dort genannten Pflanzen- und Tierarten auch im NSG Dabas zu finden. Einige andere unter Schutz stehende, im Weiteren nicht erwähnte Pflanzenarten des NSG Dabas sind (SZTAVINOVSKY 2007): *Dryopteris cristata* (streng geschützt, wurde 1976 aus einem Gebiet nördlich des Balaton hier angesiedelt), *Plantago maxima* (streng geschützt), *Iris humilis*, *Iris pumila*, *Iris variegata*, *Muscari botryoides*, *Nymphaea alba*, *Ranunculus lingua* und *Scabiosa canescens*.

### 3.8.3 Peszéradacser Wiesen (Nationalpark Kiskunság)

Im heutigen Gebiet der Peszéradacser Wiesen wurden bereits 1968 einzelne kleine Naturschutzgebiete festgelegt. 1993 wurde dann ein 5757 ha großes (KNPI 2009b) Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen, das 1996 den Status als Teilgebiet des 1975 gegründeten (KNPI 2009a) Nationalparks Kiskunság erhielt (MÁTÉ 2007). Die Peszéradacser Wiesen erstrecken sich über ca. 23 km Länge in Nord-Süd-Richtung. Die untersuchten Flächen verteilen sich aber lediglich über einen ca. 500 ha großen Bereich am äußersten Nordende dieses Gebietes (Abbildung 5.2-3, S. 92). Der Bereich beginnt ca. 3,5 km nordnordwestlich des Ortes Kunpezér.

Das Landschaftsbild im untersuchten Teil der Peszéradacser Wiesen ähnelt bereits sehr dem der Puszta. Das Mosaik aus verschiedenen Landschaftselementen ist hier wesentlich großflächiger als in den Gebieten bei Ócsa und Dabas; so ist auch das Grabensystem großmaschiger und die Einzelflächen mit einheitlicher Nutzungsgeschichte sind größer. Bis auf ein sehr kleines Waldstück aus Robinien ist die Fläche waldfrei und auch Gebüschflecken, Baumgruppen und Einzelbäume sind mit weitaus größeren Abständen über das Gelände verteilt. Dennoch wird das Bild von einem großen zusammenhängenden Wald unterbrochen, der unmittelbar an das Schutzgebiet angrenzt und den Namen Peszéri Wald trägt. Zudem sind Erhebungen aus Sand über die Landschaft verteilt.

Wie auch die Schutzgebiete bei Ócsa und Dabas ist der untersuchte Abschnitt der Peszéradacser Wiesen größtenteils durch einen hohen Grundwasserstand gekennzeichnet. So entscheidet das Relief mit wenigen Metern Höhenunterschied darüber, in welchen Bereichen sich statt Feuchtwiesen Steppenwiesen oder Übergänge ausbilden.

Eine von einem Mitarbeiter der Direktion des Nationalparks ausgearbeitete Karte zeigt, dass sehr große Teile der Peszéradacser Wiesen zumindest kurzzeitig der Ackernutzung unterzogen wurden (Arbeit von András Máté, pers. Mitteilung). Im nördlichen, selbst untersuchten Teil ist der Anteil der ehemaligen Äcker sogar besonders hoch und liegt deutlich über 50 %. Viele Flächen wurden erst in den 80er Jahren zu Zeiten der Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften aufgebrochen (Csaba Vadász, pers. Mitteilung).

Für das Teilgebiet Peszéradacser Wiesen hat die Direktion des Nationalparks Kiskunság 2007 eine Bestandsaufnahme geschützter und anderer für die Naturschutzarbeit wichtiger Arten durchgeführt. Das Vorkommen der Arten wurde kartografisch erfasst. Diese Daten wurden freundlicherweise von der Direktion zur Verfügung gestellt. Sie belegen für den nördlichen Teil der Peszéradacser Wiesen, in dem die eigenen Untersuchungsflächen liegen, einen großen Reichtum an Orchideen. Es kommen dort 16 Orchideenarten vor sowie die Hybride von *Anacamptis pyramidalis* und *Anacamptis coriophora* (KIRÁLY 2009), *Anacamptis* x *simorrensis*. Einige weitere Beispiele sind *Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca*, *Ophrys insectifera*, *O.* x *nelsonii*, *O. scolopax* und *O. sphegodes*. Als besondere Überraschung wurde auf den Peszéradacser Wiesen auch *Gymnadenia odoratissima* gefunden, die normalerweise in Gebirgen vorkommt und in Ungarn sehr selten in Felsrasen zu finden ist (MÁTÉ 2007).

Einige weitere geschützte Pflanzenarten des untersuchten Gebietes sind *Alkanna tinctoria*, *Astragalus dasyanthus* (streng geschützt), *A. exscapus*, *A. varius*, *Centaurea arenaria*, *Equisetum variegatum*, *Festuca wagneri*, *Gladiolus palustris* (streng geschützt), *Iris humilis*, *I. pumila* und *I. variegata*.

Den pusztaartigen Charakter des Gebietes unterstreicht die Tatsache, dass die Grünlandpflege mit Hilfe von Graurindern gelöst wird. Zudem ist das Gebiet der Lebensraum von Großtrappen (*Otis tarda*, streng geschützt). Neben weiteren, bereits weiter oben für das LSG Ócsa genannten Vogelarten, dem Großen Brachvogel (*Numenius arquata*), dem Würgfalken (*Falco cherrug*) und der Wiesenweihe (*Circus pygargus*), sind auch die streng geschützte Blauracke (*Coracias garrulus*) und der unter ebensolchem Schutz stehende Bienenfresser (*Merops apiaster*) zu nennen (MÁTÉ 2007). Bienenfresser begleiteten auch häufig die Geländearbeiten im LSG Ócsa mit ihren typischen Rufen.

Weiterhin kommt auf den Peszéradacser Wiesen eine streng geschützte Unterart der Wiesenotter, *Vipera ursinii rakosiensis*, vor. Diese ist heute nur noch im Hanság und im Kiskunság sowie evtl. an einem Ort in Rumänien zu finden (PÉCHY 2007).

### 3.8.4 Landschaftsschutzgebiet Tápió-Hajta

Das LSG Tápió-Hajta wurde 1998 gegründet und besteht aus 12 Teilgebieten (VIDRA 2008). Fast alle eigenen Aufnahmeflächen liegen im größten Teilabschnitt, der (zusammen mit den Wasserreservoir I und II) 1800 ha großen Nyík-Wiese (VIDRA 2012a). Die Nyík-Wiese beginnt ca. 2,5 km östlich der Stadt Nagykáta. Sie ist durch ausgedehnte Sumpfgebiete gekennzeichnet, die durch den Hajta-Bach gespeist werden. Großflächige Schilfröhrichte werden von Sumpfwiesen, Salzsteppen, Lössrasen und Sandsteppenrasen eingerahmt (VIDRA 2008). Ähnlich wie die Peszéradacser Wiesen besitzt auch die Nyík-Wiese trotz ihrer Nähe zum Monor-Irsaer-Hügelland schon einen ausgeprägten Puszta-Charakter. Die ausgedehnten Wiesen und Salzsteppen werden von Gaurinder- und Pferdeherden beweidet. Nur wenige kleine Baumgruppen, die sich oft an der Stelle verlassener Gehöfte befinden (teilweise noch mit Ruinen), sind über die Landschaft verteilt. Sie zeugen von der Einzelhofwelt, die hier einst die Landschaft prägte (Abbildung 3.8-2, S. 65).



Abbildung 3.8-2: Lösssteppenwiese auf der Nyík-Wiese (Teil des LSG Tápió-Hajta) Ende Juni  
Zu erkennen sind blühend *Ornithogalum pyramidale*, *Stachys officinalis* und *Galium verum*. Im Hintergrund ist ein Teil der leicht tiefer gelegenen umgebenden Salzwiese zu sehen. Dahinter liegt ein Hügel, auf dem sich die Ruine eines Einzelhofes befindet.

Trotz der teilweisen Begradigung der Hajta ist der überwiegende Teil der Nyík-Wiese auch heute noch durch Grund- oder Stauwasser beeinflusst. Deshalb können nur erhöhte Bereiche der Landschaft als Ackerstandorte genutzt werden, während der Rest des Geländes nur als Weideland in Frage kommt. Innerhalb der Nyík-Wiese finden sich nur vereinzelt Hügel, die, wie auf den verwendeten Karten erkennbar, auch sämtlich für kürzere oder längere Zeit Äcker waren oder noch sind. Auch die früher sehr zahlreichen Einzelhöfe lagen vorwiegend auf diesen Hügeln. Dies bedeutet, dass die untersuchten aufgelassenen Ackerflächen fast ausschließlich auf Hügeln liegen, während Altwiesen nur in tiefer gelegenen Bereichen erhalten geblieben sind. Die tieferen Zonen sind in den untersuchten Bereichen der Nyík-Wiese (Abbildung 5.2-4 a+b, S. 93) größtenteils von Salzsteppen und Salzwiesen bedeckt. Innerhalb dieser gibt es aber wiederum um einige Dezimeter erhöhte Flecke, die sogenannten Bänke. Diese sind mit einer wenige Zentimeter dicken Lössschicht bedeckt (VIDRA 2008). Durch die erhöhte Lage werden diese Flecke oberflächlich weniger von der Wasserdynamik des Bodens beeinflusst. So konnten sich auf diesen Flächen, oft nur wenige Quadratmeter groß, Lössrasen ansiedeln, die zu den wertvollsten Vegetationstypen des LSG Tápió-Hajta zählen (VIDRA 2008). Diese Bestände stellen potentielle Artenquellen für die Hügel dar, die ursprünglich die Hauptstandorte für Steppenwiesen waren.

Auch das LSG Tápió-Hajta ist reich an Pflanzenarten, die aus Sicht des Naturschutzes bedeutsam sind (VIDRA 2012b). Speziell für das Teilgebiet Nyík-Wiese, in der der überwiegende Teil der eigenen Aufnahmeflächen lokalisiert ist, nennt VIDRA (2012b) folgende in Ungarn geschützte Arten: *Allium paniculatum*, *Prunus tenella*, *Astragalus asper*, *Astragalus exscapus*, *Carduus hamulosus*, *Cirsium brachycephalum*, *Clematis integrifolia*, *Gymnadenia conopsea*, *Iris sibirica*, *Iris variegata*, *Anacamptis palustris*, *Anacamptis palustris* subsp. *elegans*, *Rumex pseudonatronatus*, *Sedum caespitosum*, *Jacobaea paludosa* und *Thelypteris palustris*. Einige weitere wurden in den selbst untersuchten Flächen gefunden und werden daher an anderer Stelle aufgelistet.

Auf Seiten der Fauna ist besonders über die Vogelwelt des Landschaftsschutzgebietes viel bekannt (VIDRA 2008), die nicht zuletzt wegen der ausgedehnten Feuchtgebiete sehr reichhaltig ist. An Gewässer gebundene Arten, die im LSG Tápió-Hajta vorkommen (VIDRA 2008; FÜRI 2012), sind z. B.: das Blaukehlchen (*Luscinia svecica*), der Kiebitz (*Vanellus vanellus*), die

Moorente (*Aythya nyroca*), der Rotschenkel (*Tringa totanus*), die Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und verschiedene Reiher, z. B. der Graureiher (*Ardea cinerea*), der Nachtreiher (*Nycticorax nycticorax*), der Purpurreiher (*Ardea purpurea*) und der Silberreiher (*Egretta alba*). Wie auch der Purpurreiher sind die Bartmeise (*Panurus biarmicus*), der Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*), die Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) und die Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*) mit den ausgedehnten Röhrichten des LSG assoziiert. Als weitere interessante Vogelarten seien die Blauracke (*Coracias garrulus*), der Wachtelkönig (*Crex crex*) und die Wiesenweihe (*Circus pygargus*) genannt (VIDRA 2008; FÜRI 2012). Alle aufgeführten Arten stehen unter Schutz; die meisten sind streng geschützt.

Weitere erwähnenswerte, unter Schutz gestellte Vertreter der Tierwelt sind zwei Tagfalter, der Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea teleius*) und der Lungenenzian-Ameisenbläuling (*Maculinea alcon*), die wegen ihrer Wirtspflanzen auf Feuchtwiesen zu finden sind. Zwei besonders wertvolle, an Salzvegetation gebundene Eulenfalter-Arten, *Saragossa porosa kenderesiensis* und *Gortyna borelii lunata* (streng geschützt), kommen ebenfalls im LSG Tápió-Hajta vor (BUSCHMANN 2012). Als weitere Insektenarten wären zu nennen die Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*, streng geschützt), die Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*), die Wantschrecke (*Polysarcus denticauda*) und eine Ameisenjungfern- bzw. Ameisenlöwen-Art, *Acanthaclisis occitanica*. Außerdem kommt die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) im LSG vor (VIDRA 2008).

Die Nomenklatur der Tierarten in der vorliegenden Arbeit basiert überwiegend auf SCHAEFER (2010) oder auf den jeweils angegebenen Quellen zu deren Vorkommen in den Gebieten. In einzelnen Fällen wurden auch Internet-Datenbanken genutzt (KHRAMOV 2007-2017; BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2014; POLLICHIA 2017).





## 4 Die Zielvegetationstypen: Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen

### 4.1 Pfeifengraswiesen auf Kalk

#### 4.1.1 Syntaxonomie

Pfeifengraswiesen gehören zu den Molinio-Arrhenatheretea Tüxen 1937 (Europäische Heuwiesen und Feuchtwiesen) und zu den Molinietalia Koch 1926 (Europäische Feuchtwiesen). Innerhalb dieser fasst das Molinion caeruleae Koch 1926 (Europäische Pfeifengraswiesen) die Pfeifengraswiesen zusammen, welche man sowohl auf sauren als auch auf kalkhaltigen Standorten findet. Die Assoziation auf Kalkböden, die die vorliegende Arbeit behandelt, wird als Succiso-Molinietum hungaricae (Kömlödi 1958) Soó 1969 corr. Borhidi 2001 bezeichnet (Pannonische Pfeifengraswiese). Die systematische Zuordnung sowie die englischen Bezeichnungen wurden dem Werk von BORHIDI et al. (2012) entnommen. Bei der namengebenden Art *Molinia hungarica* handelt es sich um eine von mehreren Kleinarten von *Molinia caerulea*, in die die Art zeitweise von ungarischen Botanikern aufgespalten wurde (KIRÁLY 2009). Der taxonomische Wert dieser Kleinarten ist jedoch umstritten, so dass in der neueren Bestimmungsliteratur (KIRÁLY 2009) wiederum nur *Molinia caerulea* aufgeführt ist. Diese Bezeichnung wird auch in der vorliegenden Arbeit verwendet.

Das Succiso-Molinietum hungaricae ist eine typische pannonische Assoziation mit sehr vielseitigem Erscheinungsbild (SEREGÉLYES 1995; BORHIDI et al. 2012). Dementsprechend sind 12 Subassoziationen bekannt, von denen die meisten aus dem pannonischen Becken beschrieben wurden (BORHIDI et al. 2012). Von den eigenen untersuchten Beständen sind einige als Subassoziationen S.-M. h. juncetosum subnodulosi oder schoenetosum ausgebildet (BORHIDI et al. 2012). Die Assoziation kommt in allen Untersuchungsgebieten der Turján-Landschaft vor. (Sie ist auch im LSG Tápió-Hajta anzutreffen (VIDRA 2008), allerdings nicht in direkter Nachbarschaft zu den selbst untersuchten Flächen.)

Im System der Lebensraumtypen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft (FFH-Richtlinie, 92/43/EWG, vgl. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2011)

entsprechen Pfeifengraswiesen auf Kalk dem Typ 6410: „*Molinia meadows on calcareous, peaty or clayey-siltladen soils (Molinion caeruleae)*“ (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT 2013).

#### 4.1.2 Standortbedingungen

An Standorten von Pfeifengraswiesen steht das Grundwasser im Vergleich zu Niedermooren tiefer an. Außerdem sind ihre Standorte durch starke Schwankungen der Bodenfeuchte während der Vegetationsperiode gekennzeichnet (BURKART et al. 2004). Nach KOVÁCS (1962) ist der Grundwasserspiegel bei Pfeifengraswiesen meist zwischen 30 und 60 cm unter der Geländeoberfläche zu erwarten und sinkt in den Sommermonaten auf 50-100 cm Tiefe ab. Während KOCH (1926), KOVÁCS (1962) und MOLNÁR, ZS. et al. (2008a) darauf hinweisen, dass der Grundwasserspiegel die GOF normalerweise nicht erreicht, gibt es laut BURKART et al. (2004) auch Pfeifengraswiesen, die regelmäßig überflutet werden. Der Gehalt an org. Material im Boden ist typischerweise hoch (MOLNÁR, ZS. et al. 2008a). KOCH (1926) zufolge bewirken die Rhizome und Wurzeln von *Molinia* oberflächlich eine gute Durchlüftung des Bodens, was eine Torfbildung verhindert und sogar zum Abbau von vorhandenem Torf führen kann, der aus Zeiten mit ständig feuchten Bedingungen stammt. Das Pfeifengras wird deshalb wie der Große Wiesenknopf, *Sanguisorba officinalis*, auch als „Torfzersetzer“ bezeichnet (BORHIDI et al. 2012).

Ein weiterer wichtiger Standortfaktor für Pfeifengraswiesen ist die Nährstoffarmut des Bodens, insbesondere in Bezug auf Stickstoff. Nur auf mageren Standorten finden sich die Trenn- und Kennarten der Molinieten sowie eine hohe Gesamtartenzahl auf kleinem Raum (BURKART et al. 2004).

Eine grundlegende Voraussetzung für den Fortbestand (und ursprünglich für die Entstehung) der Pfeifengraswiesen ist die regelmäßige Mahd. Traditionell wurden die Pfeifengraswiesen spät im Jahr, oft erst im Herbst, gemäht. Deshalb beherbergen sie einige typische, spät blühende Arten, von denen viele im August und September ihr Entwicklungsmaximum erreichen (vgl. folgender Abschnitt). Ein wesentlicher Grund für die späte Mahd der Pfeifengraswiesen ist der schlechte Futterwert der Gräser, vor allem der Seggen, weshalb das Schnittgut häufig als

Einstreu verwendet wurde. So genossen Wiesen mit hohem Futterwert Priorität für die Bauern, die sich den Feuchtwiesen erst zuwandten, wenn die Ernte der guten Futterwiesen bereits eingeholt war. Zudem ist gerade im Zeitalter der maschinellen Mahd ein früher Zeitpunkt ungünstig, da die Wiesen normalerweise im Spätsommer den trockensten Zustand erreichen und so die Mähmaschinen tragen können. Dies ist allerdings heutzutage nicht mehr jedes Jahr der Fall; in trockenen Jahren trocknen die Wiesen oft schon im Frühsommer aus.

#### 4.1.3 Phänologie und Erscheinungsbild

Pfeifengraswiesen sind im Verlauf der Vegetationsperiode durch eine charakteristische Abfolge von Aspekten gekennzeichnet. Im Frühjahr, wenn das Gras noch niedrig ist, blühen die niedrigen Orchideen und Kleinseggen, im Frühsommer kommen dann bereits einzelne größere Stauden wie *Iris sibirica* und *Euphorbia illirica* hinzu. Während des Hochsommers wird das Bild neben den üppigen *Molinia*-Horsten durch den Blütenreichtum verschiedener meist höherwüchsiger Stauden wie z. B. *Centaurea jacea* subsp. *angustifolia*, *Dianthus superbus*, *Gentiana pneumonanthe*, *Inula salicina*, *Sanguisorba officinalis*, *Serratula tinctoria*, *Succisa pratensis* und *Veratrum album* bestimmt. Ab Juli entfalten sich auch die braun-violett gefärbten Blütenstände von *Molinia caerulea* in ca. 1-1,5 m Höhe und hüllen die Wiese in einen leichten bräunlichen Schleier. Im Spätsommer/Herbst schließlich, wenn *Molinia* verblüht ist, nimmt das Gras eine charakteristische rötlichbraune Färbung an, welche die Pfeifengraswiesen leicht als solche erkenntlich macht. Charakteristisch für den Spätsommer-Aspekt der Pfeifengraswiese sind einige der Stauden, die ihren Blühschwerpunkt relativ spät haben. Dies sind vor allem *Gentiana pneumonanthe*, *Sanguisorba officinalis*, *Serratula tinctoria* und *Succisa pratensis*, von denen einzelne Exemplare noch bis in den Oktober hinein blühen können.

#### 4.1.4 Ursprünge

Bei Pfeifengraswiesen handelt es sich in erster Linie um halbnatürliche, durch den Menschen geformte Vegetation. Sie kommen an waldfähigen Standorten vor, die sich ohne regelmäßige Mahd rasch wieder bewalden würden (MERTZ 2002). Die potentielle natürliche Vegetation sind

hier Feuchtwälder (BURKART et al. 2004). Die Arten der Feuchtwiesen waren ursprünglich in Wäldern und deren Lichtungen sowie in Röhrichten und Seggenrieden zu finden (BURKART et al. 2004) und haben von dort aus die neuen, vom Menschen geschaffenen Lebensräume besiedelt. KOCH (1926) ist der Ansicht, dass Molinieten auch in der ursprünglichen Naturlandschaft vorkamen und zum Zeitpunkt seiner Publikation auch noch auf natürliche Weise entstandene Pfeifengras-Bestände existieren. Sie können als kleinflächiges Stadium innerhalb einer räumlichen und/oder zeitlichen Sukzessionsreihe erscheinen, die z. B. am Rand eines verlandenden Gewässers oder im Bereich eines austrocknenden Niedermoors stattfinden kann. Dabei folgt das Molinietum auf ein Kleinseggenried oder direkt auf ein Großseggenried (KOCH 1926). Diese Entwicklung kann großflächiger auch bei der Austrocknung gemähter Wiesen stattfinden. Da die entsprechenden Zonen ohne anthropogene Beeinflussung vermutlich innerhalb weniger Jahrzehnte von Wald eingenommen werden, waren sie in der natürlichen Landschaft recht selten anzutreffen. Es ist aber zu vermuten, dass ein wesentlicher Teil des Artenspektrums der anthropogenen Pfeifengraswiesen von diesen kleinen natürlichen Beständen stammt. Aufgrund ihrer wechselfeuchten Standorte können Pfeifengraswiesen aber auch noch eine Reihe von Arten verschiedener anderer Syntaxa enthalten, so z. B. der Frischwiesen, der Magerrasen oder der Kleinseggensümpfe. Dies trägt dazu bei, dass Pfeifengraswiesen sehr artenreich sein können (BURKART et al. 2004).

##### **4.1.5 Verbreitung in Ungarn**

Die Gesamtfläche der Pfeifengraswiesen beträgt in Ungarn ca. 7.800 ha. Die dazugehörige Verbreitungskarte der MÉTA-Datenbank (Kartografische Datenbank der Habitate Ungarns) zeigt, dass das Verbreitungszentrum dieses Vegetationstyps (Habitat-Typ D2, MOLNÁR, ZS. et al. 2008a) im Bereich des Sandrücksens zwischen Donau und Theiß zu finden ist, und zwar mit einem besonderen Schwerpunkt auf der Turján-Landschaft und dem Órjeg. Nach Norden hin reicht dieses Verbreitungsgebiet bis ins Nördliche Mittelgebirge hinein; ansonsten sind dort aber nur selten Pfeifengraswiesen anzutreffen. Im Trans-Theiß-Gebiet sind Pfeifengraswiesen auf die Region Nyírség am Nordostende Ungarns beschränkt. In Transdanubien sind Moorwiesen besonders im Transdanubischen Mittelgebirge und im Hügelland um das am

Westende gelegene Örség anzutreffen. Außerdem gibt es einige Vorkommen in der Region Mezőföld, im Transdanubischen Hügelland und in der Kleinen Tiefebene.

#### 4.1.6 Gefährdung und Schutzstatus

Der wesentliche Grund für den starken Rückgang der Pfeifengraswiesen im 20. Jahrhundert ist deren Umwandlung zum Zwecke einer anderen landwirtschaftlichen Nutzung. Meist geschah dies durch Entwässerung und anschließende Aufnahme des Ackerbaus oder durch Düngung, wodurch sich die Artenzusammensetzung rasch zugunsten produktiverer Arten verschiebt (BURKART et al. 2004). Von den übrig gebliebenen Beständen ist schließlich ein Teil brachgefallen, da ihre Bewirtschaftung nicht mehr lohnend war. Das Ausbleiben der Mahd führt rasch zu einer Abnahme der Artenvielfalt und schließlich zu einer Verschilfung oder Verbuschung.

Alle Moorwiesen-Gesellschaften stehen in Ungarn unter einem sogenannten „ex lege“-Schutz, d. h. sie sind grundsätzlich gesetzlich geschützt, unabhängig davon, ob sie in einem Schutzgebiet liegen oder nicht (A természetet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény 23. § (2) [*Abs. (2) des 23. § des LIII. Gesetzes des Jahres 1996 über den Schutz der Natur*]). Im Vergleich zu Kleinseggenrieden, die mit 350 ha nur noch sehr schwach vertreten sind (MOLNÁR, ZS. et al. 2008a), sind Pfeifengraswiesen noch relativ häufig in Ungarn. Dies lässt sich auf das Austrocknen vieler Mooregebiete zurückführen, wodurch aus Kleinseggenmooren oder Großseggenrieden Molinieten wurden. Dennoch bedürfen auch die Pfeifengraswiesen des Schutzes, nicht zuletzt, weil in ihnen eine Reihe von Arten der Kleinseggenriede weiterhin einen Lebensraum finden (BORHIDI et al. 2012). Sollte die Austrocknung weiter fortschreiten, wird den Pfeifengraswiesen zweifelsohne das gleiche Schicksal zuteil wie zuvor den Moorwiesengesellschaften nasserer Standorte. Zudem ist der eingangs erwähnte Umstand, dass sich die Bewirtschaftung halbnatürlichen Grünlandes heute nicht mehr lohnt, für Molinieten in besonderem Maße gültig: Heu mit relativ geringem Futterwert und Streu werden heute nicht mehr benötigt (BURKART et al. 2004). So blieben z. B. im LSG Ócsa in den letzten Jahren viele Heuballen nach der Mahd am Rand der Wiesen liegen, wo sie letztlich verrotteten, da man keine Verwendung dafür hatte.

## 4.2 Steppenwiesen auf Sand und Löss

### 4.2.1 Syntaxonomie

Die Steppenwiesen Ungarns sind dem Festucenion *rupicolae* (Soó 1940) Borhidi 2012 comb. nova (Zonale Wiesensteppen und trockene Grasländer des Pannonischen Waldsteppen-Gürtels) zugeordnet, der zu den Festucetalia *valesiacae* Br.-Bl. & Tüxen ex Br.-Bl. 1949 (Subkontinentale Steppen) innerhalb der Festuco-Brometea Br.-Bl. & Tüxen ex Soó 1947 (Trockene und halbtrockene Grasländer Europas) gehört (BORHIDI et al. 2012). Es wird unterschieden zwischen Steppenwiesen auf Sand und auf Substraten mit feinerer Bodenart.

Die wichtigste Steppenwiesen-Assoziation auf Sand ist in der Großen Tiefebene das *Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae* Soó 1957, die Sandsteppenwiese (BORHIDI 2003; BORHIDI et al. 2012). Diese herrscht auch auf den trockeneren Grünlandstandorten der Turján-Landschaft vor. In der Nyírség-Region im Nordosten Ungarns wird diese Assoziation auf gleichartigen Standorten durch eine andere ersetzt, die aber für die vorliegende Analyse keine Rolle spielt. In den untersuchten beweideten Beständen findet man zum Teil auch Elemente des *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soó (1938) 1940, der Sandweide (BORHIDI 2003; BORHIDI et al. 2012). Es ließ sich aber keine der untersuchten Aufnahmeflächen vollständig dieser Assoziation zuordnen. Die Entsprechung für Sandsteppenwiesen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie, 92/43/EWG, vgl. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2011) ist der Lebensraumtyp 6260: „Pannonic sand steppes“ (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT 2013).

Das *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964, die Lösssteppenwiese oder Lösspusztawiese (BORHIDI 2003), bezeichnen BORHIDI et al. (2012) als das charakteristischste unter den zonalen Habitaten der Großen Tiefebene. Sie kommt im Wesentlichen in lössbedeckten Gebieten vor. Die untersuchten Altbestände der Tápió-Landschaft können dieser Assoziation zugeordnet werden. Auf stark beweideten oder anderweitig stark anthropogen beeinflussten Flächen wird die Assoziation durch das *Cynodonti-Poëtum angustifoliae* Rapaics ex Soó 1957, die Lössweide, ersetzt (BORHIDI 2003; BORHIDI et al. 2012). So fanden sich Arten, die BORHIDI et al. (2012) für diese Assoziation nennen, häufig in degradierten Aufnahmeflächen. Im System der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie,

92/43/EWG, vgl. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2011) sind Lösssteppenwiesen dem Lebensraumtyp 6250: „Pannonic loess steppic grasslands“ (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT 2013) zugeordnet.

Die Benennung der beiden Vegetationstypen ist in der ungarischen Literatur variabel. Bezüglich der genannten Gesellschaften auf Sand wird vorwiegend von „Sandsteppenwiesen“ [ung. „homoki sztyep(p)réték“] gesprochen (BORHIDI 2003; MOLNÁR 2003; SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS und SEREGÉLYES 2007; MOLNÁR, ZS. et al. 2008b; BÖLÖNI et al. 2011). In der vorliegenden Arbeit wird überwiegend diese Bezeichnung verwendet, womit dann im Wesentlichen die Assoziation *Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae* Soó 1957 gemeint ist. Es ist zu vermuten, dass die Bezeichnung „Wiese“ von den genannten Autoren unter anderem gewählt wurde, um eine Abgrenzung von offenen Sandpuszтарasen (BORHIDI 2003) auszudrücken, die durch eine wesentlich lückigere, niedrigere Vegetation gekennzeichnet sind. (Auf Kalk entsprechen diese Rasen der Assoziation *Festucetum vaginatae* Rapaics ex Soó 1929 em. Borhidi 1996; vgl. BORHIDI et al. 2012.) Die Bezeichnungen „Wiese“ und „geschlossen“ sind daher auch in einigen alternativen Bezeichnungen für die Sandsteppenwiesen enthalten: „Sandpusztawiese“ [ung. „homokpusztarét“] (SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS und SEREGÉLYES 2007), „Geschlossener Sandpusztарasen“ [ung. „zárt homokpusztagyep“] (CSECSERITS 2007; BARNA und GILLY 2010) oder einfacher „Geschlossener Sandrasen“ [ung. „zárt homoki gyep“] (CSECSERITS 2007; MOLNÁR, ZS. et al. 2008b; BARNA und GILLY 2010).

In Bezug auf die genannten mit Löss assoziierten Gesellschaften herrscht die zusammenfassende Bezeichnung „Lössrasen“ [„löszgyep“] vor (BORHIDI 2003; ILLYÉS und BÖLÖNI 2007; BÖLÖNI et al. 2011). Die bedeutendste Lössrasen-Gesellschaft der Tiefebene, das *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*, heißt gemäß BORHIDI (2003) „Lösspusztawiese“ [ung. „löszpusztarét“], wird aber in demselben Werk auch als „Lösssteppenwiese“ [„löszsztyepprét“] bezeichnet. In der vorliegenden Arbeit soll in erster Linie die zweite Bezeichnung verwendet werden als paralleler Begriff zu der floristisch ähnlichen Sandsteppenwiese.

BÖLÖNI et al. (2011) weisen darauf hin, dass die beiden genannten Steppenwiesen-Typen sich sowohl bezüglich ihrer Artenzusammensetzung als auch bezüglich ihrer Physiognomie sehr ähnlich sind. MOLNÁR, ZS. et al. (2008b) machen dieselbe Aussage zum Artenspektrum speziell in Bezug auf das Donau-Theiß-Zwischenstromland. Unterschiede gibt es nur bezüglich der

Begleiter; die dominierenden Grasarten sind identisch. Unter den letzteren spielen besonders *Festuca stricta* subsp. *sulcata* und *Chrysopogon gryllus* eine bedeutende Rolle (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b). Als differenzierende Arten werden vor allem solche genannt, die auf Lösssteppenwiesen beschränkt sind, also auf Sandsteppenwiesen bisher nicht gefunden wurden (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b). Eine dieser Arten, *Phlomis tuberosa*, trat in den untersuchten Lössrasen-Altbeständen im nördlichen Teil der Nyík-Wiese (LSG Tápió-Hajta) auf. Dieser Bestand beherbergt zudem noch einige weitere Steppenwiesen-Arten, die eher Böden mit feinerer Textur zugeordnet werden (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b; vgl. Kapitel 7.3.1.2).

Die Ähnlichkeit zwischen den Steppenwiesen auf Sand und Löss unterstreicht eine ältere Version des ungarischen Habitat-Klassifikationssystems (FEKETE et al. 1997), in dem die beiden Typen noch zu einem einzigen zusammengefasst waren. Aufgrund der engen pflanzensoziologischen Ähnlichkeit werden die beiden Typen bei den statistischen Analysen der vorliegenden Arbeit größtenteils gemeinsam behandelt.

#### 4.2.2 Standortbedingungen

Steppenwiesen findet man an zonalen Standorten der Großen Tiefebene. Diese zeichnen sich dadurch aus, dass die GOF nicht oder nur wenig vom Grundwasser versorgt wird, so dass sie während der meist niederschlagsarmen, heißen Sommermonate weitgehend austrocknet. Im Gegensatz zu den Wuchsorten der Pfeifengraswiese bestimmt hier also hauptsächlich das Klima die Standortbedingungen. Sandsteppenwiesen findet man hauptsächlich auf Humosen Sandböden oder Tschernosem-artigen Sandböden. Daneben können sie auch auf ausgetrockneten ehemaligen Moorböden auftreten (BÖLÖNI et al. 2011). Die Hauptstandorte für Lösssteppenwiesen sind Tschernoseme und Tschernoseme mit Kalkausfällungen (Kalkkonkretionen) sowie degradierte Tschernoseme (BÖLÖNI et al. 2011; BORHIDI et al. 2012). In einzelnen Fällen können sie auch auf Böden vorkommen, deren Ausgangsgestein mit Löss vermischter Sand ist (BÖLÖNI et al. 2011). Letzteres ist auch bei den eigenen Aufnahmeflächen im Norden des LSG Tápió-Hajta der Fall (Abbildung 5.2-4 a, S. 93; vgl. Kapitel 7.3.1.2). Außer der saisonalen Trockenheit haben die Böden beider Steppenwiesen-Typen gemeinsam, dass sie im Allgemeinen humusreich sind, also zumindest einige Prozent org. Material aufweisen



(BÖLÖNI et al. 2011). Dies unterscheidet sie z. B. von den Standorten der offenen Sandpuszтарasen, die nur wenig org. Material enthalten und daher kaum Wasser speichern können.

#### 4.2.3 Phänologie und Erscheinungsbild

In einem Jahr mit typischem Witterungsverlauf prägen im April und Anfang Mai hauptsächlich einige Frühblüher den noch kurzen Rasen (in den eigenen untersuchten Flächen z. B. *Ornithogalum orthophyllum* subsp. *kochii*, *Leopoldia comosa*, *Ophrys sphegodes*, *Anacamptis morio*, *Adonis vernalis*). In den Monaten Mai und Juni, in denen meist noch eine gute Wasserversorgung gewährleistet ist, erreichen die Steppenwiesen dann ihren Entwicklungshöhepunkt, bei dem die meisten Arten blühen. In diesem Zeitraum sind die bestentwickelten, artenreichen Bestände mehrschichtig strukturiert und weisen neben den matrixbildenden, oft horstförmig wachsenden Gräsern auch eine Reihe zweikeimblättriger Arten auf (BÖLÖNI et al. 2011). Die bestandsbildenden Süßgräser sind in den meisten Fällen *Festuca stricta* subsp. *sulcata*, *Chrysopogon gryllus*, *Stipa capillata*, *Poa angustifolia* sowie *Festuca wagneri* bei Sandsteppenwiesen und *Bromus inermis* bei Lösssteppenwiesen. Meist findet man eine Mischung einiger dieser Gräser und verschiedener anderer vor (BÖLÖNI et al. 2011). Auch *Bothriochloa ischaemum* dominiert in beiden Typen häufig, zeigt dann aber Degradation an (BÖLÖNI et al. 2011). Kleinwüchsige, rasenförmig wachsende Zweikeimblättrige wie *Thymus* ssp., *Dorycnium* ssp. oder *Teucrium chamaedrys* können ebenfalls größere Flächen bedecken, wodurch dann der Rasen insgesamt niedriger und offener wirkt.

Die Struktur der Steppenwiesen kann sehr variabel sein, auch innerhalb der artenreichen Bestände. In dichteren Beständen werden die untersten ca. 30 cm etwa gleichmäßig von Pflanzen verschiedenster Höhen ausgefüllt, die einen mehr oder weniger dichten Rasen bilden. Bei offeneren Rasen ergibt sich dagegen eine Struktur aus Flecken verschiedener Höhe, je nachdem, welche Art in einzelnen Bereichen dominiert. Über diese unteren Schichten erheben sich locker verteilt die Blütenstände der Gräser und aller höherwüchsigen Dicotylen (wie z. B. *Salvia* ssp.).

Besonders hoch werden die violetten Blütenstände von *Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*. Sie können das Erscheinungsbild der Steppenwiesen besonders im Juni dominieren. Auch nach der Haupt-Blütezeit geben sie ein charakteristisches Bild ab, wenn nur noch die strohigen, weißlich leuchtenden, abgespreizten Hüllblätter der Körbe übrig sind. Ein oft hoher Deckungsgrad dieser Art ist charakteristisch für die Sandsteppenwiesen der Turján-Landschaft. Es handelt sich dabei um einen pannonischen Endemiten (SIMON 2000). SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS und SEREGÉLYES (2007) haben beobachtet, dass sich dieser Typus meist auf Sandhügeln ausbildet, die in oder an austrocknenden Moorwiesen liegen. Die genannten Autoren schlagen eine mögliche Abtrennung dieses Typus als *Festuca rupicolae* *Centaurea sadleriana*-Fazies vor (aktuelle Namen dieser Arten sind *Festuca stricta* subsp. *sulcata* und *Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*).

Im Zeitraum zwischen Juli und September kommt es in den meisten Jahren zu einer Trockenperiode. Je nachdem, wie stark diese ist und wie lange sie andauert, werden die Blätter verschiedener Arten welk oder trocknen aus und der Rasen wird braun und lückig. Dann blühen nur noch einzelne Exemplare weniger Arten, wie z. B. der genannten *Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*. Falls im Frühherbst genug Niederschläge niedergehen, kann der Rasen wieder ergrünen, aber auch dann sind nur noch vereinzelte Blüten(stände) zu sehen.

#### 4.2.4 Ursprünge und Geschichte

Ähnlich wie die Pfeifengraswiesen werden auch die heutigen Steppenwiesen durch die Grünlandbewirtschaftung des Menschen aufrechterhalten, stammen aber von natürlicher Vegetation ab. Natürliche Steppenvegetation hat sich im Flachland zunächst zum Ende der letzten Eiszeit ausgebildet und blieb später als Bestandteil der Waldsteppe erhalten (MOLNÁR, Zs. et al. 2008b). Dies konnten größere Steppenwiesen oder kleinere Lichtungen sein. Zudem konnten sich Steppenarten in lichten Waldbereichen halten. Da es heute nur noch sehr kleinflächige, über die Große Tiefebene verstreute Reste von Waldsteppen gibt, sind auch von den dazugehörigen Waldsteppenwiesen nur noch Fragmente übrig (HARASZTHY 2000).

Durch die Rodungsaktivitäten des Menschen wurde die Fläche der Steppenwiesen in der Großen Tiefebene deutlich vergrößert und in der Folge zunächst in erster Linie durch

Weidenutzung aufrechterhalten (ILLYÉS et al. 2007b). Schätzungen zufolge war die Sandsteppenwiese einst die häufigste Pflanzengesellschaft in den flachen Sandgebieten zwischen Donau und Theiß (MOLNÁR 2003). Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation (ZÓLYOMI 1989) lässt darauf schließen, dass im Trans-Theiß-Gebiet die Steppenwiese auf Löss eine ähnlich bedeutende Rolle gespielt hat. Auf die Vergrößerung der Fläche der Steppenwiesen folgte aber wiederum eine Verringerung, die ebenfalls anthropogen war: Sie wurde durch die Aufnahme der Ackernutzung auf diesen Flächen hervorgerufen. Die Standorte von Steppenwiesen nehmen eine günstige Mittelstellung ein zwischen den trockensten Böden, die aus lockerem Sand mit sehr geringem Humusgehalt bestehen, und den schweren, nassen Böden. Daher waren sie die richtigen Standorte für Ackerbau.

Die Geschichte der Sandsteppenrasen wird von MOLNÁR, ZS. et al. (2008b) nachgezeichnet. Sie gehen davon aus, dass die Steppenwiesen über viele Jahrtausende hinweg Weidenutzung unterzogen wurden. Außerdem vermuten sie, dass bis zum 18. Jahrhundert fast alle Steppenwiesenbestände ein- oder mehrmals umgebrochen worden sind und bereits damals eine Reihe von Arten der Sandsteppenwiesen aus der Landschaft verschwunden ist. Dennoch waren Sandsteppenrasen im Donau-Theiß-Zwischenstromland noch im 19. Jahrhundert allgemein verbreitet (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b). In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts kam es dann zu einer starken Intensivierung der Landwirtschaft in Ungarn. Während in Westeuropa die industrielle Revolution zur Mitte des 19. Jahrhunderts auf dem Höhepunkt war, blieb Ungarn weiterhin ein ausgesprochenes Agrarland und bediente den gestiegenen Bedarf an Agrarerzeugnissen in den westlichen Ländern (BELUSZKY 2006). Zudem wurde Ungarn durch die Doppelmonarchie eine günstige Position auf dem Agrarmarkt gesichert, und die Infrastruktur wurde deutlich verbessert. Besonders nach dem Österreichisch-Ungarischen Ausgleich von 1867 vervielfachte sich die Agrarproduktion Ungarns. Der gestiegene Flächenbedarf wurde durch Umpflügen von Weideland und durch Trockenlegung früher regelmäßig überschwemmter Gebiete gedeckt. Die typische, durch viele Einzelhöfe gekennzeichnete Siedlungsstruktur der Großen Tiefebene verdichtete sich stark (BELUSZKY 2006). Bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts erreichte das Ackerland so einen Flächenanteil von zwei Drittel der Tiefebene, und nur noch auf einem Achtel der Gesamtfläche wurde Weidewirtschaft betrieben, die jahrhundertlang das Landschaftsbild der Großen Tiefebene

geprägt hatte (BELUSZKY 2006). Auch im 20. Jahrhundert setzte sich der Trend zur Erschließung neuer Ackerflächen noch fort (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b). Dies führte dazu, dass nach und nach alle halbwegs geeigneten Flächen der Ackernutzung unterzogen wurden, auch wenn es sich dabei nur um sehr kleine Parzellen handelte. Deshalb beträgt die Gesamtfläche solcher Sandsteppenwiesen, die als ursprünglich angesehen werden (also seit der Waldrodung stets Grünland waren) heute nur noch wenige ha (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b).

Die von BELUSZKY (2006) beschriebene tiefgreifende Veränderung der Großen Tiefebene im 19. und 20. Jahrhundert hatte für die Steppenwiesen auf Löss die gleichen Konsequenzen wie auf Sand: Fast der gesamte Bestand wurde im Laufe der Geschichte mindestens einmal umgepflügt (ILLYÉS et al. 2007a; ILLYÉS et al. 2007b; CSATHÓ 2009). Da sich auf Löss meist die fruchtbarsten Schwarzerden bilden konnten, waren dies die begehrtesten Ackerstandorte überhaupt, die demzufolge auch den Standorten der Sandsteppenwiesen vorgezogen wurden.

Es gibt verschiedene kulturlandschaftliche Strukturen, die den Steppenwiesenarten in Phasen weit verbreiteten Ackerbaus Rückzugsmöglichkeiten geboten haben (ILLYÉS et al. 2007b; CSATHÓ 2009, 2012): Grenzstreifen zwischen Äckern, die vom Pflügen ausgenommen waren, Seitenstreifen neben Wegen und Straßen, Waldränder, steile Hänge und Abbrüche, Erdschanzen sowie die sogenannten „Kunhügel“ (Kurgane). Bei letzteren handelt es sich um ein charakteristisches Phänomen der Großen Tiefebene. Es sind vom Menschen aufgeschüttete Hügel, die u. a. als Grabhügel, heidnische Opferstätten, Wohnplätze, Grenzhügel oder Wachhügel fungieren konnten (KISS 1999). Z. T. sind Steppenwiesen auch auf kleinen Erhebungen übriggeblieben, die in größere Feuchtgebiete oder Salzwiesen eingebettet waren (MARGÓCZI et al. 2008; MOLNÁR, ZS. et al. 2008b). In Zeiten erhöhten Flächenbedarfs wurden aber häufig selbst solche Flächen für die Ackernutzung entdeckt (siehe oben).

Daneben kam es durch die weit verbreiteten Entwässerungsmaßnahmen zur Austrocknung von Pfeifengraswiesen oder Salzwiesen und damit zur Ausbildung von Steppenwiesen an deren Stelle (MOLNÁR, ZS. 2008a; MOLNÁR, ZS. et al. 2008b). Diese mit Feucht- oder Salzwiesen assoziierten Steppenwiesen stehen im Fokus der vorliegenden Untersuchung. Dabei können sowohl die Böden der Referenzbestände als auch die der untersuchten ehemaligen Äcker in der Vergangenheit einen hohen Grundwasserstand gehabt haben. Dies ist vermutlich in erster Linie in der Turján-Landschaft der Fall, da besonders über Sandsteppenwiesen, die sich dort aus

Pfeifengraswiesen entwickelt haben, mehrere Berichte zu finden sind (SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS 1990; SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS und SEREGÉLYES 2007; MOLNÁR, Zs. 2008a; MOLNÁR, Zs. et al. 2008b). Da solche Bestände im Allgemeinen reich an Steppenwiesen-Arten sind (MOLNÁR, Zs. 2008a), können sie in der vorliegenden Untersuchung als Referenzvegetation dienen. Entscheidend ist, dass sich diese Steppenwiesen an Standorten befinden, die lange Zeit nicht gepflügt wurden.

#### **4.2.5 Verbreitung in Ungarn**

Sandsteppenwiesen kommen fast ausschließlich im Flachland Ungarns vor. Sie nehmen insgesamt eine Fläche von 28.000 ha ein. Ihr Haupt-Verbreitungsgebiet ist der Sandrücken zwischen Donau und Theiß (Verbreitungs-Karte der MÉTA-Datenbank, Habitat-Typ H5b; MOLNÁR, Zs. et al. 2008a), an den die eigenen Untersuchungsgebiete angrenzen. Die Region Nyírség, die am nordöstlichen Ende Ungarns gelegen ist, ist ebenfalls durch Sandböden gekennzeichnet und damit ein weiterer Verbreitungsschwerpunkt der Sandsteppenwiesen (wie bereits erwähnt, findet sich dort eine eigene Assoziation). Man findet Sandsteppenwiesen außerdem in der Kleinen Tiefebene, im westlichen Teil des Transdanubischen Hügellandes und in der Region Mezőföld.

Steppenwiesen auf Löss und anderen feinkörnigen Böden sind in fast allen Bereichen der Großen Tiefebene zu finden, in denen keine Sandböden vorherrschen (Verbreitungs-Karte der MÉTA-Datenbank, Habitat-Typ H5a; MOLNÁR, Zs. et al. 2008a). Das heißt, dass vor allem der Sandrücken zwischen Donau und Theiß und das Nyírség davon ausgespart sind. Ihre Gesamtfläche beläuft sich auf ca. 25.000 ha. Im Gegensatz zu den Sandsteppenwiesen findet man sie auch in vielen Bereichen des Nördlichen und des Transdanubischen Mittelgebirges. Auch in einem großen Teil des Transdanubischen Hügellandes und in der Kleinen Tiefebene kommen Lösssteppenwiesen vor.

#### 4.2.6 Gefährdung und Schutzstatus

Aufgrund der Tatsache, dass in den letzten Jahrzehnten viel Ackerland brachgefallen ist und keine neuen Flächen mehr aufgepflügt wurden, ist der Hauptfaktor, der in den letzten Jahrhunderten zur Reduktion der Steppenwiesen geführt hat, weggefallen. Da sich die Steppenwiesen hauptsächlich in der relativ dünn besiedelten Großen Tiefebene befinden, sind sie vermutlich auch durch Flächenversiegelung kaum gefährdet. Brachgefallene Ackerflächen befinden sich, wie oben dargestellt, häufig auf Böden, die ehemals Standorte von Steppenwiesen waren. Somit besteht hier ein Potential zur erneuten Ausweitung der Steppenwiesen-Bestände.

Der kritische Faktor für die Steppenwiesen ist heute die Gewährleistung angemessener Pflegemaßnahmen, die gleichzeitig wirtschaftlich bleiben oder zumindest nicht zu viele Zuschüsse nötig machen. Für größere Flächen werden häufig Weidetiere eingesetzt, was der ursprünglichen Nutzungsweise der Steppenwiesen entspricht. Ab und zu kann aber eine Säuberungsmahd nötig werden, wenn sich Gebüsch auf den Weiden ausbreitet. Kleinere Flächen werden z. T. ausschließlich gemäht, oft zusammen mit der Feuchtwiese, von der sie umgeben sind oder in deren Nachbarschaft sie sich befinden. Auch diese Maßnahme ist zur Aufrechterhaltung der Steppenwiesen geeignet.

Steppenwiesen sind nicht ex lege geschützt wie die Moorwiesen, aber zu ihrem Schutz wurden vielerorts Schutzgebiete ausgewiesen.

## 5 Material und Methoden

### 5.1 Bestimmung des Alters der untersuchten Grünlandbestände

Verschiedene Informationsquellen dienten als Grundlage zur Bestimmung des Zeitpunktes der Aufgabe des Ackerbaus (im Weiteren auch als Alter, Bestandsalter, Entwicklungsalter/-dauer/-zeit oder im Falle bodenkundlicher Parameter als Regenerationsdauer bezeichnet) auf den einzelnen Gesamtflächen. Zunächst einmal konnten die für die einzelnen Gebiete verantwortlichen Naturschutzwarte Auskunft über den Zeitpunkt der Aufgabe des Ackerbaus auf vielen Flächen geben. Für die Peszéradacser Wiesen stand auch eine ESRI Shape-Datei zur Verfügung, die das Ergebnis einer detaillierten Ausarbeitung des Aufgabe-Zeitpunktes der meisten Flächen durch Mitarbeiter des Nationalparks Kiskunság ist. In Einzelfällen haben auch Landwirte Informationen über die Flächen mitgeteilt. Solche persönlichen Informationen reichten bis ca. 50-60 Jahre in die Vergangenheit zurück und konnten mit topografischen Karten aus der Zeit zwischen 1951 und 1993 und mit Luftbildern aus dem Zeitraum zwischen 1950 und 2009 ergänzt werden. Für weiter zurückreichende Zeiträume musste allein auf Kartenmaterial zurückgegriffen werden. Bei den älteren Karten handelt es sich um solche, die ursprünglich für militärische Zwecke erstellt wurden. Hinsichtlich der Vegetation wird auf allen Karten zwischen Grünland, Acker, nassen Flächen (bzw. Sümpfen) und Wald unterschieden. Eine Übersicht der für die einzelnen Gebiete zur Verfügung stehenden Karten und Luftbilder ist in Tabelle 5.1-1, S. 83 zu finden.



Tabelle 5.1-1: Auflistung der Karten und Luftbilder, die zur Ermittlung des Aufgabe-Zeitpunktes der untersuchten Gesamtflächen und Aufnahmequadrate genutzt wurden

Die verfügbaren Jahrgänge sind nach Untersuchungsgebieten differenziert aufgeführt. Im Fall des LSG Ócsa deckten die verfügbaren Karten in einigen Jahrgängen nicht das gesamte untersuchte Gebiet ab; die entsprechenden Jahreszahlen sind in Klammern gesetzt. Unter „Herkunft“ sind die Institutionen bzw. Quellen angegeben, welche die Karten oder Luftbilder (in den meisten Fällen unentgeltlich) zur Verfügung gestellt oder Einsicht gewährt haben.

Beschreibung	LSG Ócsa	NSG Dabas	Peszérad. Wiesen	LSG Tápió-Hajta	Maßstab/Auflösung	Herkunft
Luftbild 2009	(2009)				ca. 0,5m/Pixel	Google Earth
Luftbild 2008	2008				ca. 0,5m/Pixel	Google Earth
Luftbilder 2007	2007	2007	2007		ca. 0,5m/Pixel	Google Earth
Luftbilder 2006		2006	2006		ca. 0,5m/Pixel	Google Earth
Luftbilder 2005	2005	2005	2005	2005	1-2m/Pixel	Institut für Geodäsie, Kartografie und Fernerkundung Budapest
Luftbilder 2000	2000	2000	2000	2000	0,5-1m/Pixel	Institut für Geodäsie, Kartografie und Fernerkundung Budapest
1:10.000 aktualisierte Karten 1992, 93				1992/1993	1:10.000	Institut für Geodäsie, Kartografie und Fernerkundung Budapest
Naturschutzfachliche Dokumentation NSG Dabas 2)		1990			1:5.000	Seregélyes und Csomós (1990)
Karten 1988-90	1988/ 1989/ 1990	1990	1989	1989	1:25.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Naturschutzfachliche Dokumentation NSG Dabas 1)		1988			1:2.880	Seregélyes et al. (1988)
Luftbilder 1987/89	(1987)			1989	ca. 1:25.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Naturschutzfachliche Dokumentation LSG Ócsa	1986				1:10.000	Seregélyes et al. (1986)
Luftbilder 1986	1986	1986	1986	1986	ca. 1:75.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
1:10.000 aktualisierte Karten 1980-83	1982	1980/ 82	1982/83		1:10.000	Institut für Geodäsie, Kartografie und Fernerkundung Budapest
Karten 1981/1973	(1973/ 1981)	1981	1981		1:25.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Luftbilder 1980	(1980)	1980	1980	1980	ca. 1:75.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Luftbilder 1979/1973	1979	1979	1979	1973	ca. 1:15.000	Institut für Geodäsie, Kartografie und Fernerkundung Budapest
Luftbilder 1967	1967	1967	1967	1967	2,4m/Pixel	Interspect GmbH, Halásztelek



1:10.000 Karten erste Vermessung	1959/ 1967	1959	1961	1966/ 1974-75	1:10.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Luftbilder 1957	(1957)	1957	1957		ca. 1:7.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Luftbilder 1954-60	1955/ 1956	1956	1956	1954/1956	ca. 1:20.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Karten 1951	1951	1951	1951	1951	1:25.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Luftbilder 1950	1950	1950	1950	1950	ca. 1:20.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Karten 1943	1943	1943	1943	1943	1:50.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Karten 1920, 36	(1920)			1936	1:25.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
Karten 1911-14	1911/ 1914	1911	1911	1912	1:75.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
III. Militärische Vermessung	1882	1882	1882	1883	1:25.000	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest
II. Militärische Vermessung	1860/ 1861	1860/ 1861	1859	1860/1861	1:28.800	Kartenarchiv für Kriegsgeschichte Budapest

In der Zeit vor dem 20. Jahrhundert wurden im heutigen Gebiet Ungarns (genauso wie in weiteren Teilen der Österreichisch-Ungarischen Monarchie) drei große militärische Vermessungen durchgeführt. Die III. Militärische Vermessung geht im Bereich innerhalb der heutigen Grenzen Ungarns auf den Zeitraum zwischen 1872 und 1884 zurück (JANKÓ 2007) und ist das erste Kartenmaterial, bei dem eine Georeferenzierung korrekt möglich ist. Die II. Militärische Vermessung wurde im Bereich Ungarns zwischen 1840 und 1868 durchgeführt und ist nicht ganz maßstabsgetreu, aber eine Zuordnung der Aufnahmepunkte war dennoch gut möglich. Detaillierte Informationen über den genauen Zeitpunkt der Kartierung der einzelnen Kartensegmente der militärischen Vermessungen finden sich bei JANKÓ (2007). Die I. Militärische Vermessung schließlich, die auf dem Gebiet des heutigen Ungarn zwischen 1782 und 1785 durchgeführt wurde, ist für eine sichere Zuordnung der Flächen zu ungenau und konnte deshalb nicht berücksichtigt werden. Auch ist die Pause, die zwischen der I. und II. Militärischen Vermessung der untersuchten Gebiete liegt, mit ca. 100 Jahren für eine sinnvolle

Auswertung zu groß. Deshalb sind die letzten verlässlichen Informationen, die über die untersuchten Flächen zur Verfügung stehen, bei der II. Militärischen Vermessung und damit im vorliegenden Fall ca. 150 Jahre zurück in die Vergangenheit anzusiedeln.

Wenn der Vergleich einer Karte oder eines Luftbildes mit der/dem nächstjüngeren eine Umwandlung von Acker- in Grünland erkennen ließ und die betreffende Fläche auch auf allen folgenden Karten als Grünland ausgewiesen war, wurde der mittlere Zeitpunkt zwischen den beiden Karten als Beginn der Grünlandentwicklung genommen. Dies führt bei Vegetationsbeständen, deren Entwicklungszeit über die größtenteils mit mündlichen Mitteilungen abgedeckten letzten 50-60 Jahre hinausgeht, zu Unsicherheiten in der Altersbestimmung von bis zu 16 Jahren (vgl. Tabelle 5.1-1, S. 83). Schaut man sich aber das gesamte Datenmaterial an, stellen die wenigen Punkte, die in diese Altersklasse fallen, sowieso eine eigene Kategorie dar, wo die mögliche Abweichung - besonders in Relation zu dem absolut recht hohen Alter - nicht stark ins Gewicht fällt. Gerade wenn man sich die für das Datenmaterial typischen Kurvenverläufe wie z. B. in den Abbildung 6.3-2 (S. 177) und 6.7-2 (S. 227) bis 6.7-4 (S. 233) ansieht, wird deutlich, dass in der (nur im nassen Teil der untersuchten Flächen auftretenden) Altersklasse über 60 Jahre Abweichungen von 16 Jahren nicht mehr zählen. Natürlich können auch die persönlich weitergegebenen Informationen fehlerhaft sein, was aber nicht genau quantifiziert werden kann.

Flächen und Aufnahmequadratrate, die gemäß der mündlichen Mitteilungen auf allen Karten und auch schon bei der II. Militärischen Vermessung als Grünland ausgewiesen waren, wurden als Altwiesen und somit als Vergleichsgrundlage (Referenz) angesehen. Das Entwicklungsalter aller Aufnahmeflächen variiert also zwischen 0 (= Ackerunkrautgesellschaft zwischen noch vorhandenen Nutzpflanzen) und mindestens 150 Jahren. Da den Altwiesen nur dieses Mindestalter, aber kein konkretes Alter zugeordnet werden kann, werden sie in den statistischen Analysen meist als gesonderte Kategorie den Brachen gegenübergestellt.

Aufgrund der Lücken zwischen den Karten nimmt mit zunehmendem Bestandsalter auch die Unsicherheit zu bzgl. der Möglichkeit, dass Flächen zwischendurch vorübergehend umgepflügt wurden, bei der nächsten Kartierung aber schon wieder Grünland waren. Dies muss als Fehlerquelle in Kauf genommen werden, da keine Alternativen verfügbar waren, um alte

Grünlandbestände zu untersuchen. Auf der Grundlage einer ausreichend großen Stichprobenanzahl können die wesentlichen Tendenzen aber trotzdem studiert werden.

## 5.2 Geländearbeiten

### 5.2.1 Vegetationsaufnahmen

Eine Übersicht über die Verteilung der Aufnahmeflächen und Bodenanalysen über die Untersuchungsgebiete und Altersklassen gibt Tabelle 5.2-1 (S. 88). Die geografische Lage der Aufnahmepunkte ist in den Abbildungen 5.2-1 bis 5.2-4 (S. 90-93) zu sehen.

Die Aufnahme der Vegetation wurde in 308 Quadraten durchgeführt, die 25 m<sup>2</sup> groß waren. Die Deckungsgrade der einzelnen Arten wurden in Prozent auf Grundlage einer von 0,05-100 % reichenden Skala geschätzt. Auf einer gesonderten Liste wurden Artenfunde notiert, die auf den Gesamtflächen außerhalb der Aufnahmequadrate gemacht wurden. Diese zusätzlichen Daten sind nicht in statistische Analysen eingeflossen, wurden aber in der Gesamtartenliste (Anhang VI, S. 413) und der Auflistung nach Altersstufen Tabelle 6.4-1 (S. 183) berücksichtigt. Zur Identifizierung der Arten wurden die Bestimmungswerke von SIMON (1992) und KIRÁLY (2009) verwendet. Die Nomenklatur der Arten erfolgt in der vorliegenden Arbeit gemäß der Datenbank EURO+MED (2006-). Für Taxa, die in dieser Datenbank nicht enthalten sind, wird auf die Florenliste der GEFD, der Gesellschaft zur Erforschung der Flora Deutschlands (BUTTLER et al. 2016) oder auf die Datenbank THE PLANT LIST (2013) zurückgegriffen. Syntaxa, deren Namen abweichende Bezeichnungen der Arten enthalten, werden unverändert wiedergegeben.

Im Folgenden wird das Vorgehen bei der Auswahl der Aufnahmepunkte beschrieben. Zunächst wurden Gesamtflächen ausgewählt, die in Bezug auf die Fragestellung (in erster Linie bzgl. ihres Alters) interessant waren. Die Umrisse der Flächen wurden in ArcView GIS 3.3 übertragen. Die Aufnahmepunkte wurden am Computer ausgewählt. Meist ging der Auswahl eine Geländebegehung voraus, nach der größere einheitliche Zonen dann auf dem Luftbild wiedererkannt werden konnten. Soweit Letzteres der Fall war, wurden die Aufnahmepunkte gezielt so platziert, dass die verschiedenen Zonen jeweils berücksichtigt wurden. Besonders gut

konnten nasse (dunkler erscheinende) und trockenere (heller erscheinende) Bereiche unterschieden werden. Die Aufnahmepunkte wurden möglichst in der Mitte solcher Bereiche platziert, die auf dem Luftbild einheitlich aussahen, während Übergangsbereiche vermieden wurden.

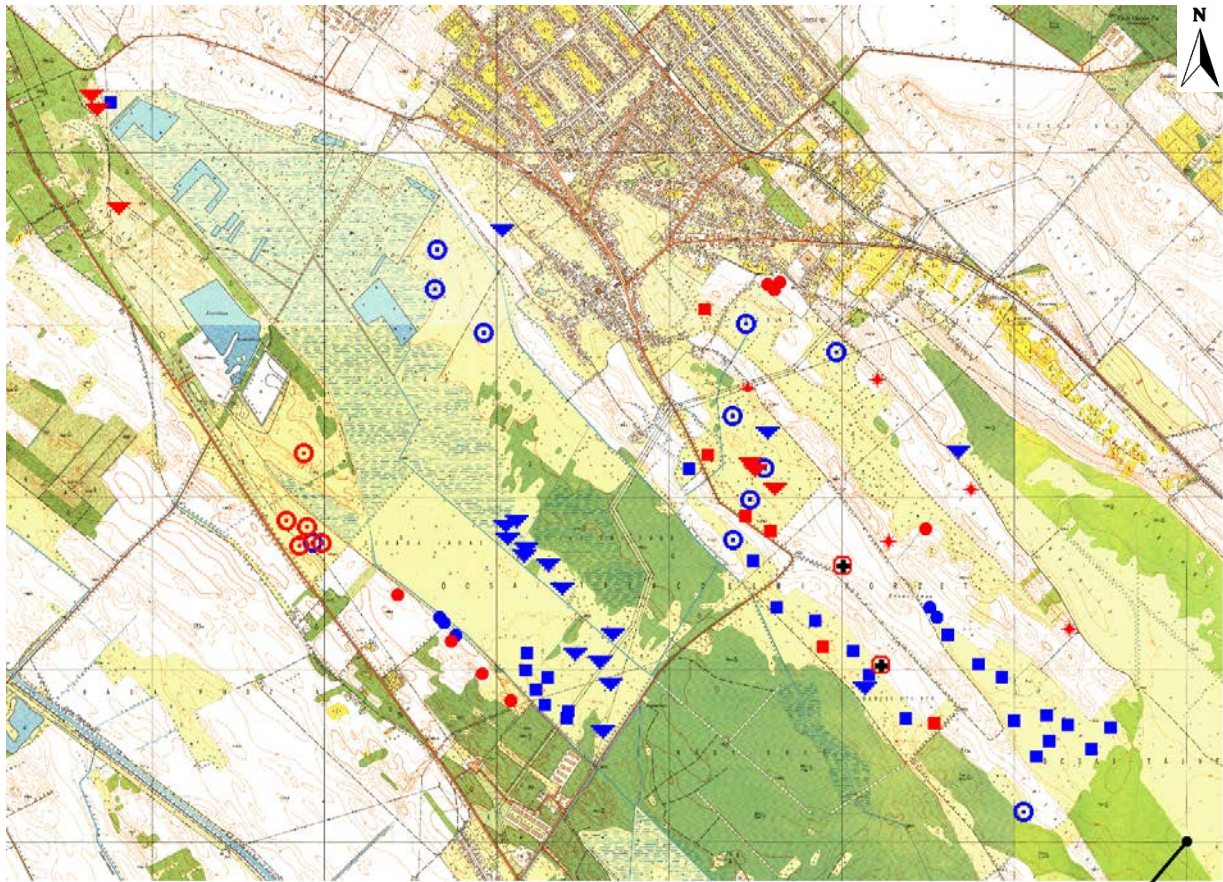
Tabelle 5.2-1: Anzahl der untersuchten Gesamtflächen und Vegetationsaufnahmen sowie der Bodenproben und Bohrstockanalysen und deren Verteilung über Feuchteregime, Altersklassen und die Untersuchungsgebiete

Die Vegetationsaufnahmen und Bodenprobenahmen wurden in 25 m<sup>2</sup> großen Quadraten durchgeführt, die ungleichmäßig über die Gesamtflächen verteilt waren. Die Anzahl der Gesamtflächen mit Vegetationsaufnahmen ist 143. Einige Gesamtflächen erscheinen sowohl unter dem nassen als auch unter dem trockenen Feuchteregime, da sie aus nassen und trockenen Bereichen bestanden, in denen jeweils Aufnahmequadrate platziert wurden. Ó: Landschaftsschutzgebiet Ócsa, D: Naturschutzgebiet Dabas, K: Peszéradacser Wiesen; Teil des Nationalparks Kiskunság, T: Landschaftsschutzgebiet Tápió-Hajta-Landschaft

	nass																			
	0-9 a				10-19 a				20-39 a				40-137 a				Altwiesen			
	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T
Gesamtflächen mit Vegetationsaufnahmen		4	2		2		3		11	2	1		23	5	2		15	3	4	
Vegetationsaufnahmen (Quadrate) inklusive Bodenproben	0	6	3		5	0	13		33	6	1		29	5	2		17	4	6	
Zusätzliche Bodenproben von Äckern	1																			
Erneute Probenahme für N <sub>min</sub> in zwei Schichten					1				3						1					
Pürckhauer-Bohrstockanalyse		5	1		2		7		16	2			9	2	1		7	2	3	

	trocken																			
	0-9 a				10-19 a				20-39 a				40-62 a				Altwiesen			
	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T	Ó	D	K	T
Gesamtflächen mit Vegetationsaufnahmen	9	2	1	4	8		5	3	10	6	6	5	5	3	5	2	3	1		3
Vegetationsaufnahmen (Quadrate)	13	5	6	10	18		25	15	14	8	19	7	7	4	12	2	7	1		5
Bodenproben in Aufnahmequadraten	13	5	6	10	16		25	15	14	8	19	7	7	4	12	2	6	1		5
Zusätzliche Bodenproben von Äckern	5	2	2	3																
Erneute Probenahme für N <sub>min</sub> in zwei Schichten	5	2		4	7		5	4	3	3	6	4	2	3	2		2			3
Pürckhauer-Bohrstockanalyse	10	3	2	2	10		14	4	7	5	8	3	3	3	6	1	2	1		2

**a**



- |                         |                         |
|-------------------------|-------------------------|
| ★ 0-9 a                 | ★ 0-9 a                 |
| ● 10-19 a               | ● 10-19 a               |
| ■ 20-39 a               | ■ 20-39 a               |
| ▼ 40-137 a              | ▼ 40-62 a               |
| ⊙ Altwiesen             | ⊙ Altwiesen             |
| ⊕ Acker, nur Bodenprobe | ⊕ Acker, nur Bodenprobe |

1 km

N47,260854°  
E19,272099°

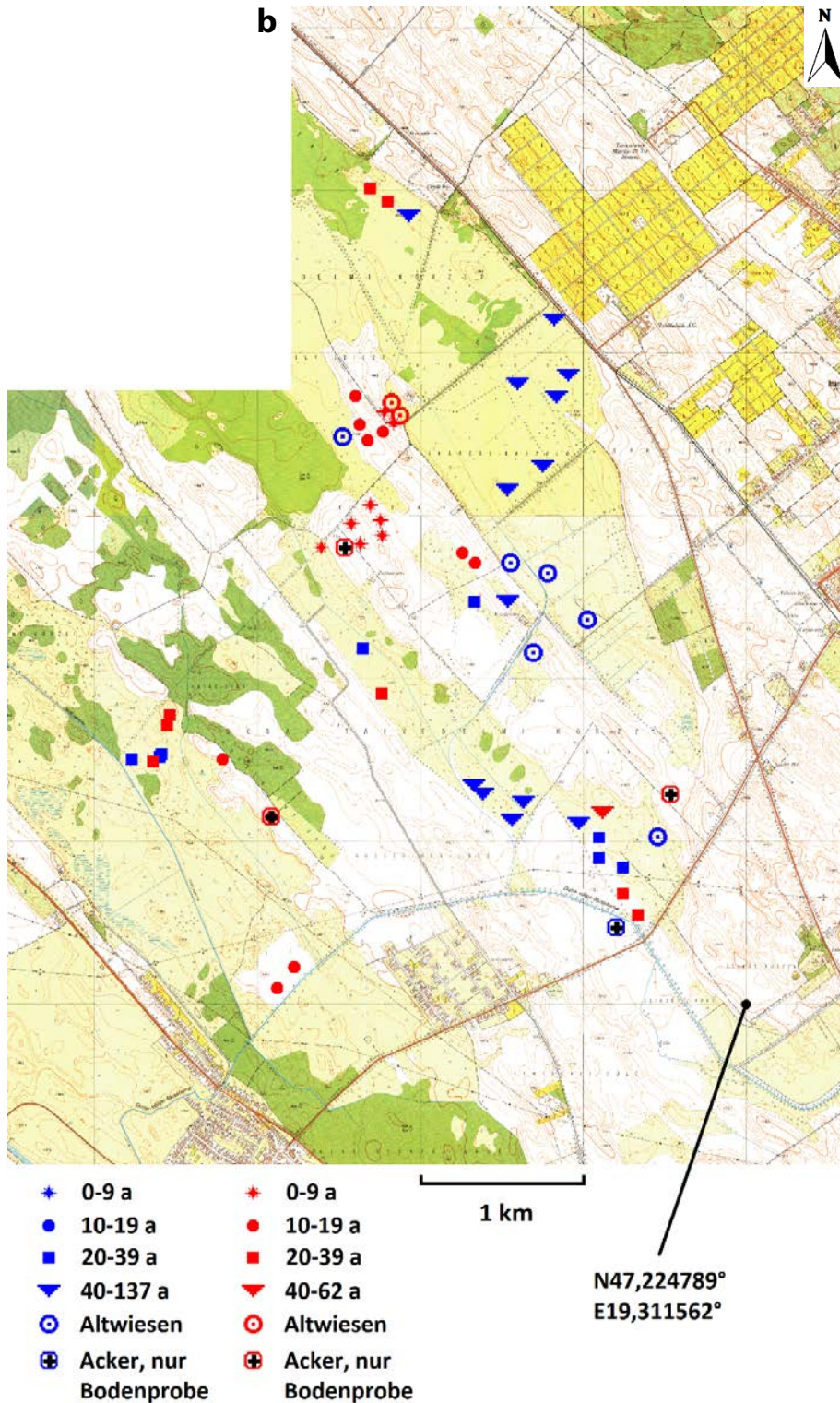


Abbildung 5.2-1 a+b: Karte der Aufnahmepunkte des LSG Ócsa

a: nordwestlicher Teil, b: südöstlicher Teil des LSGs

Man beachte, dass der Maßstab dieser Karte im Vergleich zu dem der Abbildungen 5.2-2 bis 5.2-4 (S. 91-93) kleiner ist. Die Karte zeigt den Stand von 1982. Viele damalige Äcker (weiß dargestellt) wurden seitdem in Grasland umgewandelt. Einige der hier als Grasland (blassgelb dargestellt) ausgewiesenen Flächen wurden bis zum Zeitpunkt der Untersuchung als solche bewirtschaftet, andere aber später noch der Ackernutzung unterzogen (vgl. Bestandsalter der Aufnahmequadrate). Quelle der Karte: INSTITUT FÜR GEODÄSIE, KARTOGRAFIE UND FERNERKUNDUNG BUDAPEST (2011). Referenzsystem für die Koordinaten ist WGS84, Darstellungsform DDD

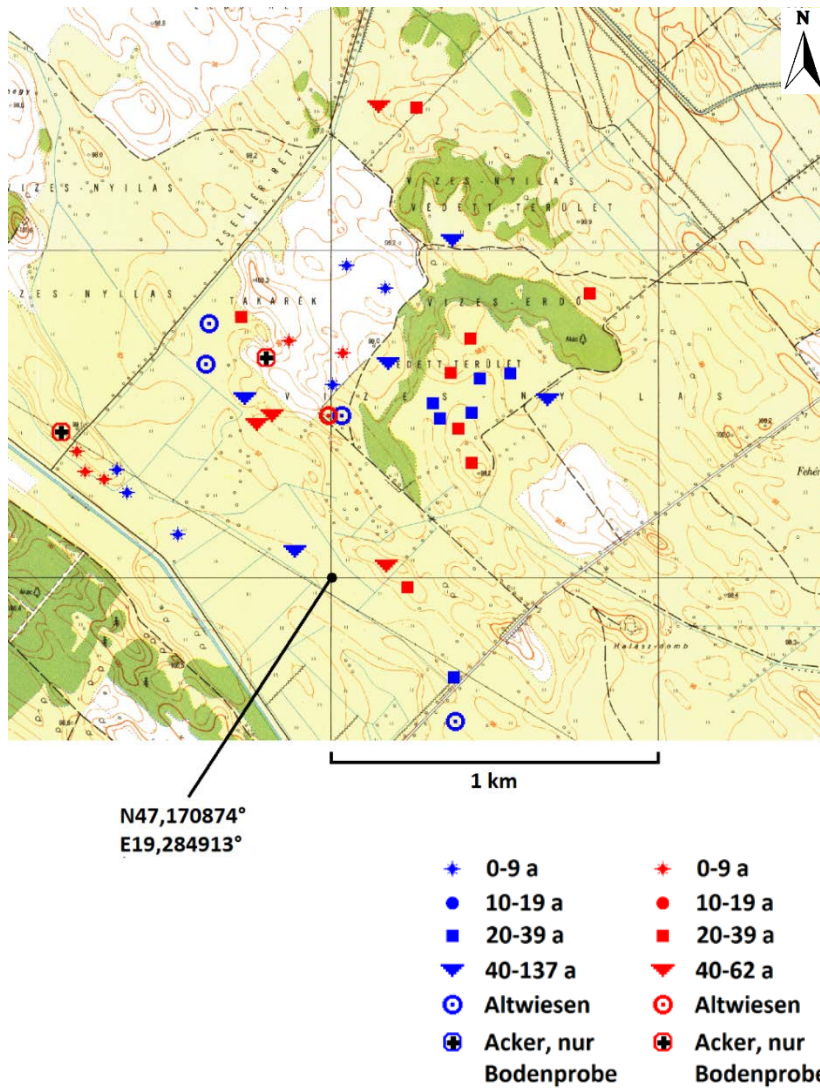


Abbildung 5.2-2: Aufnahmepunkte des NSG Dabas

Die Karte zeigt den Stand von 1980-82. Einige damalige Äcker (weiß dargestellt) wurden seitdem in Grasland umgewandelt. Einige der hier als Grasland (blassgelb dargestellt) ausgewiesenen Flächen wurden bis zum Zeitpunkt der Untersuchung als solche bewirtschaftet, andere aber später noch der Ackernutzung unterzogen (vgl. Bestandsalter der Aufnahmequadrate). Quelle der Karte: INSTITUT FÜR GEODÄSIE, KARTOGRAFIE UND FERNERKUNDUNG BUDAPEST (2011). Referenzsystem für die Koordinaten ist WGS84, Darstellungsform DDD

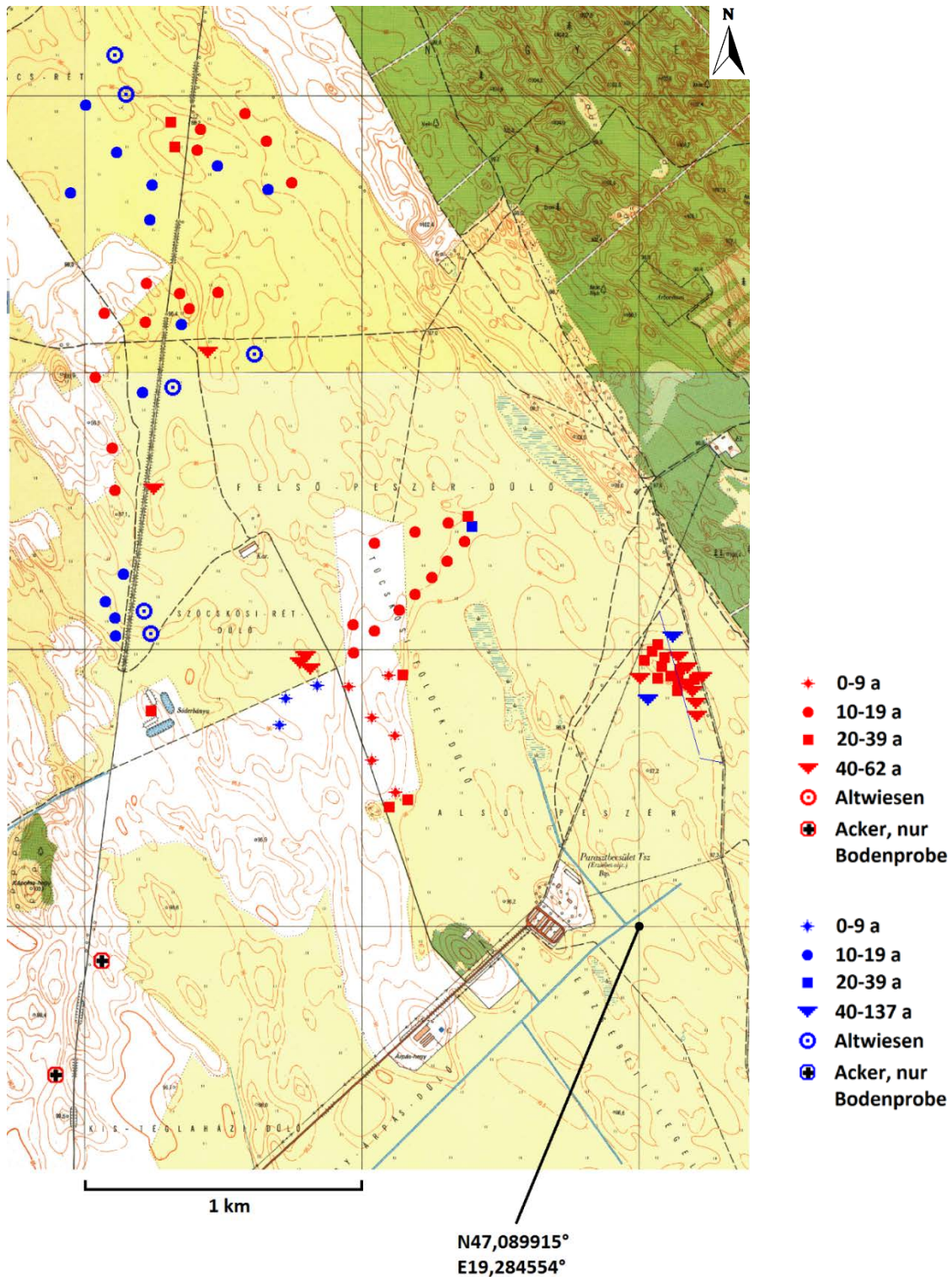


Abbildung 5.2-3: Aufnahmeplätze der Peszéradacser Wiesen im Nationalpark Kiskunság  
Die Karte zeigt den Stand von 1982-83. Viele damalige Äcker (weiß dargestellt) wurden seitdem in Grasland umgewandelt. Einige der hier als Grasland (blassgelb dargestellt) ausgewiesenen Flächen wurden bis zum Zeitpunkt der Untersuchung als solche bewirtschaftet, andere aber später noch der Ackernutzung unterzogen (vgl. Bestandsalter der Aufnahmequadrate). Quelle der Karte: INSTITUT FÜR GEODÄSIE, KARTOGRAFIE UND FERNERKUNDUNG BUDAPEST (2011). Referenzsystem für die Koordinaten ist WGS84, Darstellungsform DDD



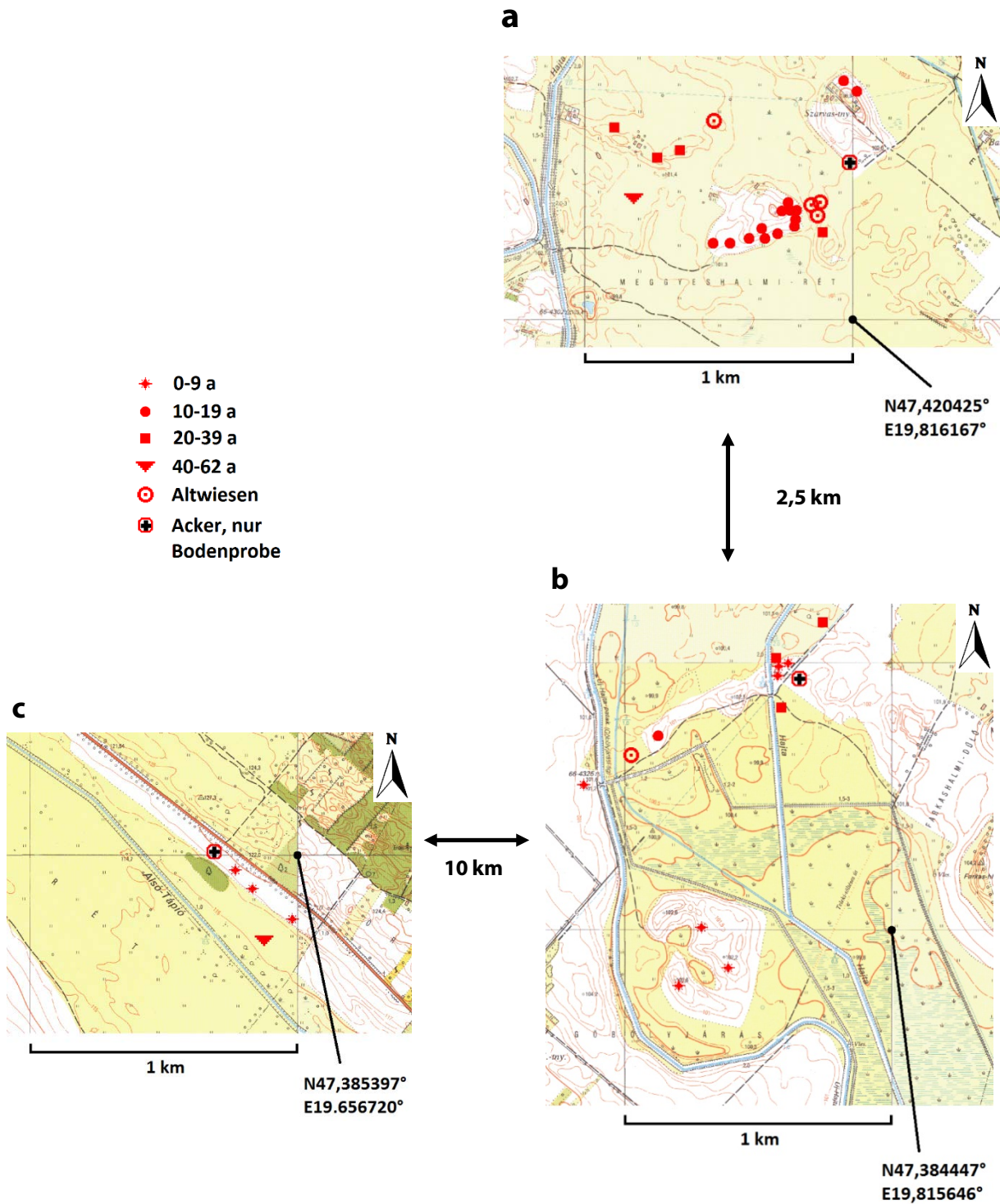


Abbildung 5.2-4 a-c: Aufnahmeorte im LSG Tápió-Hajta-Landschaft

Die Karten zeigen den Stand von 1992-93. Viele damalige Äcker (weiß dargestellt) wurden seitdem in Grasland umgewandelt. Quelle der Karte: INSTITUT FÜR GEODÄSIE, KARTOGRAFIE UND FERNERKUNDUNG BUDAPEST (2011). Referenzsystem für die Koordinaten ist WGS84, Darstellungsform DDD

Die Punkte wurden dann aufgrund ihrer Koordinaten mit einem GPS-Gerät im Gelände aufgesucht. Sobald das Gerät die vorher festgelegten Koordinaten anzeigte, wurde die erste (5 m lange) Seite des Aufnahmequadrates von dem gefundenen Punkt aus Richtung Norden aufgespannt (mit einem Kompass) und die restlichen Seiten wurden im Uhrzeigersinn hinzugefügt (also die nächste Richtung Osten, dann Richtung Süden, schließlich die letzte Richtung Westen). Im Falle einiger Störfaktoren, die auf dem Luftbild nicht sichtbar waren, wurde diese Vorgehensweise jedoch modifiziert: Der Anfangspunkt für das Aufnahmequadrat wurde dann um 5 m oder, wenn nötig, um 10 m in Richtung vom Störfaktor weg verlegt. Solche Störfaktoren konnten sein: Fahrspuren bzw. Wege, auf der Wiese liegende Ansammlungen von Ästen oder von Wildschweinen frisch aufgewühlte Bereiche.

Man kann also von einer geschichteten Zufallsauswahl (ECKSTEIN 2014) sprechen. Die Gesamtflächen wurden aufgrund ihres Alters und ihrer Lage in einem naturnahen bzw. halbnatürlichen Umfeld ausgewählt. Weiterhin wurden innerhalb der Gesamtflächen verschiedene Zonen, soweit im Luftbild erkennbar, unterschieden. Innerhalb der Gesamtflächen und Zonen geschah die Auswahl dann wiederum weitgehend zufällig, da auf dem Luftbild natürlich keine Artenzusammensetzung erkennbar ist.

### **5.2.2 Bodenanalyse**

#### **5.2.2.1 Bodenprobenahme**

##### Erste Bodenprobenahme („Hauptprobenahme“)

Eine Entnahme von Bodenproben für verschiedene Laboranalysen erfolgte in 305 Aufnahmeflächen. Zusätzlich wurden 13 Proben auf Äckern entnommen. Dazu wurden ebenfalls nach der oben beschriebenen Methode Quadrate von 25 m<sup>2</sup> Größe ausgewählt, in denen aber keine Vegetationsaufnahme durchgeführt wurde. In allen Flächen wurden die obersten 10 cm des Bodens beprobt. Die Probenahme erfolgte mit einem Bohrer, der die Form eines ca. zu einem Drittel offenen Rohres besaß und einen Durchmesser von 2,9 cm aufwies (gleich etwa einem verkürzten, breiteren Pürckhauer Bohrstock). Zur Probenentnahme wurde der Bohrer mit einem Gummihammer 10 cm tief in den Boden eingeschlagen und dann ein bis zweimal gedreht, um den Bohrkern aus dem Boden zu lösen. Beim Drehen wurden die

besonders stark durchwurzeltten oberen ein bis zwei Zentimeter des Bohrkerns mit dem Daumen festgehalten, um zu verhindern, dass dieses Material aus dem Bohrer herausgezogen wurde. Auf diese Weise wurde auch das oberflächliche Material durch die Drehung des Bohrers von der Umgebung abgetrennt. Das Probevolumen bei einem 10 cm tiefen Einstich betrug etwa  $67 \text{ cm}^3$ . Auf die beschriebene Weise wurden an 9 in einem gleichmäßigen Raster angeordneten Punkten des jeweiligen Aufnahmequadrates Proben entnommen und das gesamte auf diese Weise gewonnene Bohrgut zu einer Mischprobe vereinigt. Diese Proben wurden luftgetrocknet. Zur Unterscheidung von einer späteren erneuten Probenahme in einigen Aufnahmeflächen soll im Folgenden diese erste Probenahme als „Hauptprobenahme“ bezeichnet werden und in Bezug auf die Proben von „Hauptproben“ die Rede sein.

### Erneute Probenahme für die $N_{\min}$ -Untersuchung

Für die  $N_{\min}$ -Untersuchung wurden innerhalb eines Zeitraums von 5 Tagen (30.03. - 03.04. 2011) mit beständigem Wetter in 60 der zuvor bereits beprobten Aufnahmeflächen neue Proben entnommen. Diese wurden im Gelände sofort in einer Kühltasche gekühlt und kurze Zeit später eingefroren. Die Probenahme erfolgte mit einem Pürckhauer Bohrstock an 5 Punkten pro Aufnahmefläche (die vier Ecken + die Mitte) und umfasste jeweils die Schichten 0-10 cm und 10-30 cm. Abgesehen von der Beprobungstiefe wurde bei der Probenahme genauso vorgegangen, wie im vorigen Abschnitt für die Hauptprobenahme beschrieben. Der Bohrkern wurde in die zu beprobenden Abschnitte geteilt und in verschiedene Plastikbeutel gegeben, so dass für jedes Aufnahmequadrat zwei nach Schichten getrennte Mischproben entstanden. Das Probevolumen pro Einstich betrug bei den oberen 10 cm ca.  $30,5 \text{ cm}^3$  und bei den unteren 20 cm ca.  $53 \text{ cm}^3$ . Das gesamte Probevolumen war also jeweils deutlich geringer als bei der ersten Probenahme. Nachdem die  $N_{\min}$ -Analyse an den feuchten Proben abgeschlossen war, wurden die Probenreste ebenfalls luftgetrocknet und für einige weitere Analysen verwendet. Das Material von 11 Mischproben der Schicht 0-10 cm wurde allerdings für die  $N_{\min}$ -Analyse vollständig aufgebraucht und stand daher nicht mehr für weitere Untersuchungen zur Verfügung.

### 5.2.2.2 Bohrstockanalyse und Einschätzung des Wassereinflusses

In der Vegetationsperiode 2010 wurde in 143 Aufnahmequadraten eine Analyse mit dem Pürckhauer Bohrstock durchgeführt. Diese Untersuchung erfolgte gemeinsam mit Dr. Csaba Centeri von der Szent István Universität Gödöllő. Die Bohrungen erfolgten im Allgemeinen bis in 1 m Tiefe; nur dort, wo festes Material dies verhinderte, wurde die Analyse auf eine geringere Tiefe beschränkt. Für die jeweils gefundenen Horizonte wurden folgende Informationen notiert: Tiefe, Farbe, Verdichtung, geschätzte Bodenart (nach Fingerprobe) und das Ergebnis der Salzsäure-(HCl-) Probe. Zusätzlich festgehaltene Informationen waren das Auftreten von Kies und/oder Schneckenhäusern im Profil sowie die Tiefe von evtl. anstehendem Grundwasser. Die Bodentypen wurden nach dem ungarischen Bodenklassifikations-System bestimmt (SZABOLCS 1966; STEFANOVITS et al. 2010).

Da das Jahr 2010 ein sehr niederschlagsreiches war, wurde bei den Bohrungen nicht selten Grundwasser angetroffen und an vielen Stellen stieg es auch bis zur Geländeoberfläche oder darüber an. Auf Grundlage dieser Informationen sowie der bis dahin gesammelten Geländekenntnisse wurde für alle Aufnahme- und Probenahmeflächen eine grobe Einschätzung der Intensität des Wassereinflusses in neun Klassen vorgenommen. Tabelle 5.2-2 (S. 97) beschreibt die verwendeten Anhaltspunkte für die Einteilung in die Klassen. Je näher der Grundwasserspiegel der Geländeoberfläche (GOF) ist, desto bedeutender ist sein Einfluss auf die Pflanzen. Deshalb sind die Klassen für Wasserstände nahe der GOF bezüglich der Tiefe relativ eng gefasst und werden mit zunehmendem Abstand von der GOF weiter. Neben den genannten Kriterien wurden zur Einschätzung solcher Flächen, in denen keine Bohrung durchgeführt wurde, die Ergebnisse benachbarter Bohrungen zu Rate gezogen oder auch andere Hinweise aus der nahen Umgebung, wie z. B. hohe Wasserstände in Gräben. Dabei wurden auch die Höhenlinien der 1:10.000er Karten berücksichtigt. In einzelnen Profilen trat auch Stauwasser auf; da aber die untersuchten Gebiete allgemein durch hohe Grundwasserstände gekennzeichnet waren, kann davon ausgegangen werden, dass es sich beim Bodenwasser in den untersuchten Flächen überwiegend um Grundwasser handelt. Deshalb soll im Folgenden vereinfacht vom „geschätzten Grundwasserstand“ die Rede sein. Die Klassen werden durch den angetroffenen oder vermuteten Grundwasserstand im Jahr 2010, der den Klassen-Mittelwert darstellt, gekennzeichnet.

Tabelle 5.2-2: Anhaltspunkte für die Schätzung des Grundwasserspiegels der Aufnahme­flächen im Jahr 2010 in neun Klassen

Zur Differenzierung zwischen den Klassen „-55 cm“ und „-85 cm“ wurde in Aufnahme­flächen, die keiner Bohrung unterzogen wurden, zusätzlich der Zustand von Vegetation und Boden in Trockenperioden zu Rate gezogen. Näheres dazu ist in Abschnitt 5.2.2.2 nachzulesen.

<b>Klasse</b>	<b>geschätzter Grundwasserstand im Verhältnis zur GOF als Mitte der Klasse [cm]</b>	<b>Beschreibung</b>
9	10	Geländeoberfläche (GOF) vollständig oder zum überwiegenden Teil unter Wasser
8	0	deutlich hörbares "quatschendes" Geräusch beim Auftreten, Wasser stellenweise über GOF
7	-10	deutlich hörbares "quatschendes" Geräusch beim Auftreten, Wasser an oder nahe der Oberfläche (ca. bis 20 cm tief), aber kein Wasser über GOF zu sehen
6	-30	undeutliches "quatschendes" Geräusch beim Auftreten oder Wasserstand (oder Spuren von Wasser-Einfluss) innerhalb der oberen 40 cm aus Bohrung oder aus Umgebung ersichtlich
5	-55	an der Oberfläche kein Wasser mehr zu bemerken, aber Wasserstand auf mittlerer Höhe (ca. zw. 40 u. 70 cm unter GOF) aus Bohrung oder aus Umgebung ersichtlich
4	-85	an der Oberfläche kein Wasser mehr zu bemerken, aber Wasserstand innerhalb ca. 70-100 cm unter GOF aus Bohrung oder aus Umgebung ersichtlich, oder Oxidationsflecken oberhalb 70 cm unter GOF
3	-125	aufgrund von Umgebung zu erwarten, dass Wasser ca. 1 bis 1,5 m unter GOF ist und/oder Rostflecken oder zumindest Bleichung/graue Farbe in den unteren 30 cm; bei Bohrungen kein Grundwasser im Profil gefunden
2	-175	Grundwasserspiegel nicht in oberen ca. 1,5 m zu erwarten
1	-250	vermutlich weiter als 2 m vom Grundwasser entfernt, da deutlich erhöhte Lage im Gelände

Da es sich in dem genannten Jahr um außergewöhnlich hohe Wasserstände handelte, muss davon ausgegangen werden, dass das Grundwasser normalerweise deutlich tiefer ansteht. Aufgrund dessen und aufgrund ihres Schätzcharakters sind die absoluten Werte mit großer Vorsicht zu genießen und lassen keinen Vergleich mit anderen Studien zu. Die Schätzung ermöglicht aber innerhalb der eigenen Arbeit eine Einordnung der Aufnahme­flächen in eine Rangordnung. Diese diente unter anderem als Grundlage für eine noch weiter vereinfachte Klassifikation, der Zweiteilung der Aufnahme­quadrate in eine Gruppe trockener und eine Gruppe feuchter bis nasser Standorte. Als Grundlage zur Grenzziehung zwischen den beiden Gruppen standen auch weitere Erfahrungen aus der Geländearbeit zur Verfügung, die in

anderen Jahren mit sehr trockenen Sommern gemacht wurden. In Aufnahme­flächen mit einem Grundwasserstand unterhalb von 70 cm unter der GOF (d. h. Klassen -85 cm und tiefer) im Jahr 2010 war meist zu beobachten, dass sich der Zustand der Vegetation in der sommerlichen Trockenperiode trockenerer Jahre im Vergleich zum Frühjahr oder zu niederschlagsreicheren Jahren deutlich veränderte: Die Vegetationsdecke wurde lückiger, viele Pflanzen welkten oder trockneten ganz aus. Bei Grundwasserständen oberhalb von 70 cm unter der GOF (d. h. Klassen -55 cm und höher) dagegen war meist kaum eine Beeinträchtigung der Vegetation in Trockenperioden zu bemerken. So kann man davon ausgehen, dass das Grundwasser in diesen Aufnahme­flächen stets hoch genug anstand. Als weiterer Anhaltspunkt diente der Zustand des Bodens in Trockenperioden, der dann in trockeneren Geländebereichen z. T. sehr hart wurde. Auch die Luftbilder boten Anhaltspunkte, da sich auf ihnen trockenere, relativ hoch gelegene Zonen einer Grünfläche häufig durch eine bräunliche, hellere Färbung von den dunkelgrünen nasseren Zonen absetzen. Die Korrelation dieser Beobachtungen mit den Wasserstands­klassen legte eine Grenzziehung zwischen den Klassen -55 cm und -85 cm nahe. So konnten die genannten Kriterien in Aufnahme­flächen, wo keine Bohrung durchgeführt wurde, wiederum als Anhaltspunkte für die Unterscheidung zwischen den Klassen -55 cm und -85 cm dienen, die aufgrund ihrer Mittelstellung kritisch sind.

### **5.3 Bodenkundliche Laboranalysen**

#### **5.3.1 Vorbereitung der lufttrockenen Proben**

Für die lufttrockenen Hauptproben wurde zunächst das Gesamtgewicht bestimmt. Durch das Vorliegen des ungefähren Gesamtvolumens (das mit Hilfe von Knetmasse und deren Wasserverdrängung bestimmt wurde) und des Gesamtgewichtes konnte die Bodendichte bestimmt werden. Außerdem konnten verschiedene im Labor gemessene Parameter so auch auf das Bodenvolumen bzw. auf die Geländefläche bezogen werden (letzteres aufsummiert für die jeweils beprobte Schicht, also meist die oberen 10 cm).

Alle lufttrockenen Proben (also aus beiden Probenahmen) wurden auf 2 mm gesiebt und homogenisiert. Der Großteil der Wurzeln und das Bodenskelett wurden entfernt. Da der Anteil

des Bodenskelettes stets gering war, wurde es nicht gesondert erfasst. Eine kleine Menge jeder Probe wurde mit einer Kugelschwingmühle fein gemahlen. Außer für die  $N_{\min}$ -Analyse wurde für alle folgenden Laboruntersuchungen Material aus lufttrockenen Proben verwendet, entweder in gesiebter oder in gemahlener Form.

### 5.3.2 pH-Wert

Der pH-Wert wurde an 132 Proben aus der Hauptprobenahme in 0,01-molarer  $CaCl_2$ -Lösung gemessen. Dazu wurden 10 g gesiebter Boden eingewogen und mit 25 ml der Lösung versetzt. Nachdem die Lösung für 2 Stunden unter gelegentlichem Schütteln auf den Boden eingewirkt hatte, wurde der pH-Wert mit einem pH-Meter gemessen.

### 5.3.3 Kohlenstoff und Stickstoff ( $C_{\text{tot}}$ und $N_{\text{tot}}$ ), organisches Material (SOM)

Die Gesamtgehalte an Stickstoff und Kohlenstoff wurden an feingemahlene Proben durch eine CN-Elementaranalyse bestimmt (Bestimmung von C nach ISO 10694 : 1995; Bestimmung von N nach ISO 13878 : 1998). Dieser Analyse wurden 56 Proben der Hauptprobenahme unterzogen sowie alle Proben, die für die  $N_{\min}$ -Messung genommen wurden, sofern nach der  $N_{\min}$ -Bestimmung noch Material übrig war.

Die einzelnen Schritte der Elementaranalyse beschreiben PÄTZOLD et al. (2012). Zunächst werden ca. 20 mg jeder Probe in einen Zinncup eingewogen. Die Zinn cups werden in einem Verbrennungsrohr bei 1.020 °C verbrannt. Für die entstehenden Gase dient Helium als Trägergas. Durch Kontakt des Gasgemisches mit einer Dichromtrioxid- und einer Kupferoxidschicht wird für eine vollständige Verbrennung gesorgt. Für das weitere Vorgehen interessante Verbrennungsgase sind  $CO_2$ ,  $NO_x$  und  $H_2O$ . Die  $NO_x$ -Verbindungen werden durch Kupferspäne bei 650 °C zu elementarem Stickstoff ( $N_2$ ) reduziert. Das Wasser wird aus dem Gasgemisch durch das stark hygroskopische Magnesiumperchlorat entfernt. Im Anschluss wird das Gasgemisch durch eine chromatografische Trennsäule geleitet, in der das  $CO_2$  stärker zurückgehalten wird, so dass die beiden zu analysierenden Gase voneinander getrennt werden und  $N_2$  die Säule als erstes verlässt. Die Quantifizierung der beiden Gase erfolgt in einem

Wärmeleitfähigkeitsdetektor. Dieser erfasst die Unterschiede zwischen den Wärmeleitfähigkeiten des Trägergases (Helium) und der Verbindungen, die gemessen werden sollen (CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>).

Während der N<sub>tot</sub>-Gehalt im Wesentlichen den Gehalt an organischem Stickstoff repräsentiert (der N<sub>min</sub>-Gehalt ist im Vergleich dazu sehr gering – vgl. Abschnitt 6.6.4), wird bei der Ermittlung des C<sub>tot</sub>-Gehaltes der organische Kohlenstoff zusammen mit dem Carbonat-Kohlenstoff erfasst, welcher bei den hier untersuchten Böden häufig einen beträchtlichen Anteil ausmacht. Daher muss zur Berechnung des Anteils an organischem Kohlenstoff (C<sub>org</sub>) der Bodenproben der Anteil des Kohlenstoffs aus Kalk vom C<sub>tot</sub>-Gehalt abgezogen werden. Der Gehalt an organischem Material (SOM) im Boden kann dann näherungsweise durch Verdoppelung des C<sub>org</sub>-Gehaltes ermittelt werden (PRIBYL 2010).

#### 5.3.4 Carbonate

Die Messung des Carbonatgehaltes erfolgte als Doppelbestimmung an 58 Proben. Die verwendete Methode war die gasvolumetrische Bestimmung nach Scheibler (VDLUFA METHODE A 5.3.1 1991). Dazu wurde gesiebter Boden verwendet und mit der Hand in einem Mörser fein gemahlen (da z. T. größere Mengen gemahlener Boden benötigt wurden, als durch die Kugelschwingmühle produziert wurden). Die Einwaage wurde je nach erwartetem Carbonatgehalt (gemäß Salzsäuretest oder vorläufiger Vorhersage mit MIRS, siehe Abschnitt 5.3.9) zwischen 0,3 und 10 g variiert. Die Proben wurden jeweils in einem luftdicht abgeschlossenen Reaktionsgefäß aus einer vorher befüllten Phiole mit 15 ml ca. 15 %-iger HCl versetzt, wodurch die vorhandenen Carbonate zerstört wurden und Kohlendioxid freigesetzt wurde. Dieses wurde in ein Calcimeter eingeleitet. Das Volumen des entstandenen Gases wurde abgelesen und der Carbonatgehalt nach Formel (1) als Calciumcarbonat berechnet (VDLUFA METHODE A 5.3.1 1991).

$$\% \text{ CaCO}_3 = \frac{\text{Volumen}(\text{CO}_2) [\text{ml}] * \text{Luftdruck} [\text{mmHg}] * 0,1605}{(273 + \text{Raumtemperatur} [^\circ\text{C}]) * \text{Einwaage} [\text{g}]} \quad (1)$$



Es wurden keine weiterführenden Schritte unternommen, um zwischen verschiedenen Carbonaten zu unterscheiden, da es für die vorliegende Arbeit nicht von Interesse ist. Es kann davon ausgegangen werden, dass es sich im Wesentlichen um  $\text{CaCO}_3$  handelt. So wird auch von GÓLYA (2006) der Carbonat-Status der ungarischen Böden in  $\text{CaCO}_3$  angegeben. Laut VDLUFA METHODE A 5.3.1 (1991) erkennt man das Vorhandensein von Dolomit in der Probe daran, dass nach der Zugabe der Salzsäure auch nach dem Ablauf von einer Minute noch Gas entsteht. Dies war bei einem Teil der untersuchten Proben der Fall, und zwar bei solchen mit mittlerem bis geringerem Carbonatgehalt. Da es sich dabei aber um einen geringen Prozentsatz der jeweils gesamten entstandenen Gasmenge handelte, kann davon ausgegangen werden, dass der Dolomit-Anteil gering ist. Die Ergebnisse werden in dieser Arbeit daher vereinfacht in  $\text{CaCO}_3$  angegeben und es wird u. a. die Bezeichnung „Kalkgehalt“ verwendet.

### 5.3.5 Körnung

Die Körnungsanalyse erfolgte für 36 Hauptproben, von denen jeweils 20 g gesiebter Boden verwendet wurden. Zunächst müssen die organische Substanz und die Carbonate zerstört und aus den Proben herausgelöst werden. Dazu wurde für das organische Material  $\text{H}_2\text{O}_2$  eingesetzt, für die Carbonate konzentrierte Salzsäure. Da es unter den Proben solche gab, die sehr hohe Gehalte an Carbonaten und organischem Material aufwiesen, blieb im Extremfall nur ein Anteil von ca. 12 Gewichtsprozent von der Gesamtprobe übrig, dessen Körnung analysiert wurde. Das verbleibende Probenmaterial wurde mit 25 ml 0,1-molarer Natriumpyrophosphat-Lösung und etwa 100 ml destilliertem Wasser über Nacht in Schüttelflaschen dispergiert. Die Sandfraktionen (Korngröße  $>0,063\text{mm } \varnothing$ ) wurden über drei Siebe mit den Maschenweiten 0,63, 0,2 und 0,063 abgetrennt (PÄTZOLD et al. 2012). Zur Bestimmung der drei Schlufffraktionen und der Tonfraktion wurde eine Pipettanalyse durchgeführt (ISO 11277 : 1998).

### 5.3.6 Phosphor und Kalium

Die Bestimmung des Gehaltes an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium erfolgte für 100 Hauptproben durch Extraktion mit Calcium-Acetat-Lactat (CAL) (SCHÜLLER 1969; DATENBLATT VDLUFA: A 6.2.1.1. 2002). Dazu wurden jeweils 5 g gesiebter Boden zusammen mit 0,5 g Aktivkohle in 250 ml PE-Flaschen eingewogen und mit 100 ml CAL-Lösung versetzt. Es wurden jeweils zwei Parallelen sowie ein Blindwert mit und einer ohne Aktivkohle analysiert. Die Flaschen wurden 2 Stunden am Überkopfschüttler geschüttelt. Danach wurde der Extrakt über Faltenfilter abfiltriert. Die Bestimmung des Kalium-Gehaltes in den Extrakten erfolgte über Atomabsorptionsspektrometrie (AAS), die des Phosphor-Gehaltes über die P-Blau-Methode (MURPHY und RILEY 1962). Für letztere wurde eine Eichreihe mit den Konzentrationen 0, 0,5 und 1 µg P/ml verwendet. Die Ergebnisse wurden in mg P oder K pro kg lufttrockenem Boden umgerechnet.

Bezüglich der ermittelten Phosphorgehalte war jedoch zu beachten, dass die z. T. hohen bis extrem hohen Kalkgehalte der untersuchten Böden die Wirksamkeit der CAL-Extraktion beeinträchtigten. Der pH-Wert der CAL-Lösung, der normalerweise bei ca. 4,1 liegt, kann durch die Zugabe von stark kalkhaltigem Boden deutlich erhöht werden. Dadurch wird weniger Phosphat extrahiert, als es bei unverändertem pH-Wert der Fall wäre, und der Gehalt an verfügbarem Phosphor wird durch die Methode zu gering eingeschätzt (WERNER 1974; ZORN und KRAUSE 1999; DATENBLATT VDLUFA: A 6.2.1.1. 2002). Daher muss eine rechnerische Korrektur der Ergebnisse vorgenommen werden, die von ZORN und KRAUSE (1999) entwickelt wurde. Dazu müssen die pH-Werte der CAL-Extrakte gemessen werden. Der Gehalt an pflanzenverfügbarem P ergibt sich dann nach folgender Berechnung (DATENBLATT VDLUFA: A 6.2.1.1. 2002):

$$P_{\text{korr}} = P_{\text{gem}} * [1 + 0,83 * (\text{pH}_{\text{Filtrat}} - 4,1)] \quad (2)$$

$P_{\text{korr}}$  = korrigierter P-Gehalt der Probe

$P_{\text{gem}}$  = gemessener P-Gehalt der Probe

$\text{pH}_{\text{Filtrat}}$  = pH-Wert des CAL-Extraktes der Probe

Im Handbuch der Bodenuntersuchung wird angegeben, dass diese Gleichung für pH-Werte zwischen 4,3 und 5,6 gilt (DATENBLATT VDLUFA: A 6.2.1.1. 2002); eine Vorgabe zum Vorgehen bei pH-Werten außerhalb dieses Bereichs wird allerdings nicht gemacht. Eine Lösungsmöglichkeit gibt das MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2003) an: Bei pH-Werten unter 4,3 (die also vom pH-Wert der reinen CAL-Lösung minimal oder gar nicht abweichen) wird der gemessene Wert ohne Korrektur übernommen; bei pH-Werten, die 5,6 übersteigen, wird mit einem  $\text{pH}_{\text{Filtrat}}$ -Wert von 5,6 gerechnet. Diese Vorgehensweise wurde für die vorliegende Arbeit übernommen.

ZORN und KRAUSE (1999) haben gezeigt, dass der pH-Wert der fertigen CAL-Extrakte besser geeignet ist, um die Korrektur der P-Gehalte vorzunehmen, als der Carbonatgehalt der Proben. Das liegt daran, dass verschiedene Carbonate in verschiedenen Bodentypen eine unterschiedliche Reaktivität besitzen (WERNER 1974). Im vorliegenden Fall wurde allerdings bei 40 von den 100 Proben die pH-Messung der Extrakte versäumt. Die gemessenen 60 Proben decken jedoch die gesamte Bandbreite an Kalkgehalten und auch alle Gebiete ab, in denen Proben genommen wurden, die mit CAL extrahiert wurden. Zudem zeigen ihre CAL-pH-Werte einen engen Zusammenhang mit den Kalkgehalten in der untersuchten Region ohne das Auftreten von Ausreißern. Daher kann man davon ausgehen, dass innerhalb des vorliegenden Datenmaterials eine Vorhersage der CAL-pH-Werte der 40 nicht gemessenen Proben auf Grundlage der 60 vorhandenen Werte mit hoher Genauigkeit möglich ist. Abbildung 5.3-1 (S. 104) zeigt eine Regressionsanalyse zwischen den 60 gemessenen CAL-pH-Werten (als Mittelwerte der Parallelen) und dem Kalkgehalt der zugehörigen Bodenproben. Eine quadratische Gleichung ist gut geeignet, um den Zusammenhang zu beschreiben. Die ermittelte Regressionsgleichung wurde zur Vorhersage der CAL-pH-Werte der verbleibenden 40 Proben verwendet, die dann wiederum in die oben angegebene Gleichung zur Korrektur der gemessenen P-Gehalte eingesetzt wurden.

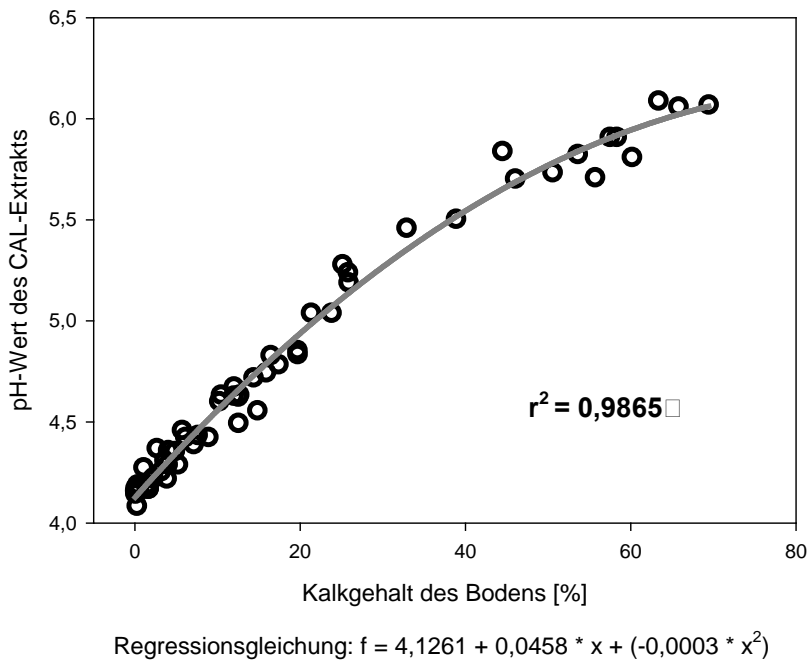


Abbildung 5.3-1: Zusammenhang zwischen den pH-Werten von CAL-Extrakten von Bodenproben und deren Kalkgehalt

### 5.3.7 Mineralischer Stickstoff ( $N_{\min}$ )

Der  $N_{\min}$ -Gehalt wurde an 60 feldfeuchten Proben aus der Schicht 0-10 cm sowie an den 60 dazugehörigen Proben aus der Schicht 10-30 cm bestimmt. Zunächst wurde das Gesamtgewicht der Bodenproben bestimmt. Am Morgen des Tages der Extraktion wurden die Proben aufgetaut. Dazu wurden sie nur kurz Zimmertemperatur ausgesetzt und dann in eine Kühlkammer mit 2-3 °C Temperatur gegeben, wo sie vollständig auftauten. Während des Vormittags wurden sie in der Kühlkammer so gut wie möglich homogenisiert. Bodenproben mit lockerem Gefüge wurden dazu mit einem 2 mm-Sieb gesiebt. Bei Proben lehmiger Böden war dies nicht möglich. Diese wurden stattdessen mit einem Spachtel in einer Plastikwanne klein gehackt, so dass sich kleinere Aggregate bildeten, die dann durchmischt werden konnten. Größere Wurzeln wurden aus allen Proben entfernt.

Die Extraktion und die Messung der Extrakte wurden entsprechend dem Methodenbuch des Bereichs Pflanzenernährung des INRES vorgenommen. Die Kühlkette wurde bis zur Extraktion, die am Nachmittag erfolgte, eingehalten. Die Proben wurden lediglich zur Einwaage in 500 ml-PE-Flaschen aus dem Kühlschrank genommen und dann bis zur Zugabe des Extraktionsmittels wiederum im Kühlschrank aufbewahrt. Es wurden jeweils ca. 50 g feuchter

Boden eingewogen mit zwei Parallelen pro Probe. Zur Bestimmung des Wassergehaltes wurden von jeder Probe zusätzlich ca. 25 g in eine Metallschale eingewogen, die bei 105 °C für mindestens 24 h im Trockenschrank getrocknet wurde. Durch Wiegen der gefüllten Schale vor und nach dem Trocknen konnte der Wassergehalt der Probe bestimmt werden. Als Extraktionslösung wurde 0,05-molare  $K_2SO_4$ -Lösung verwendet. Pro eingewogener Teilprobe wurden 200 ml Extraktionslösung zugegeben. Die Flaschen wurden dann eine Stunde lang auf dem Überkopfschüttler geschüttelt (Heidolph REAX 20, auf Stufe 11). Danach wurden die Extrakte über Faltenfilter in 100 ml PE-Flaschen abfiltriert. Dabei wurden 10-20 ml Vorlauf verworfen. Die Extrakte wurden bis zur Messung eingefroren.

Vor der Messung wurden die Proben über Nacht aufgetaut. Die Messung erfolgte nach ISO 14256-2 : 2005 mit einem Continuous Flow Analyzer (Autoanalyzer 3 von der Bran & Luebbe GmbH). Dabei handelt es sich um ein photometrisches Analysesystem, dessen Funktionsprinzip im Folgenden dargelegt wird. Die Proben werden nacheinander über einen dünnen Schlauch in das System eingesaugt. Durch eine Pumpe werden sie weitertransportiert. Auf ihrem Weg durch das System werden die benötigten Reagenzien durch weitere Schläuche zugegeben, um eine Farbreaktion mit der zu messenden Verbindung (in diesem Fall  $NO_3^-$ - bzw.  $NH_4^+$ -Ionen) hervorzurufen. Durch kleine Luftblasen, die in regelmäßigen Abständen im Schlauch erzeugt werden, wird eine Vermischung der verschiedenen Proben verhindert, so dass sie kontinuierlich hintereinander durch denselben Schlauch wandern können (= "continuous flow"). So finden die erwünschten Reaktionen in den einzelnen Abschnitten ohne Kontamination durch andere Abschnitte statt. Nach erfolgter Farbreaktion wird die Konzentration der entstandenen Farbkomplexe photometrisch gemessen.

### Farbreaktion Nitrat:

Im ersten Schritt wird  $NO_3^-$  durch Hydraziniumsulfat zu  $NO_2^-$  reduziert. Dazu ist ein basisches Milieu sowie die Anwesenheit von  $Cu^{2+}$ -Ionen nötig. Die  $NO_2^-$ -Ionen bilden in saurem Milieu mit Sulfanilamid ein Diazoniumsalz. Dieses verbindet sich mit N-(1-Naphthyl)-ethylendiamin-dihydrochlorid zu einem rosafarbenen Komplex. Die Messung der Extinktion erfolgt bei einer Wellenlänge von 520 nm.

### Farbreaktion Ammonium:

Ammonium wurde als Salicylatkomplex gemessen. Dieser bildet sich aus  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  und Salicylat im alkalischen Milieu, wenn freies Chlor anwesend ist sowie Nitroprussid, das als Katalysator fungiert. Die resultierende Blaufärbung wird bei 660 nm erfasst.

Die Ergebnisse wurden in mg N/Liter Extrakt ausgegeben. Zur Kalibrierung wurden Standards mit den Konzentrationen 1 und 2 mg  $\text{NO}_3^-$ -N/l sowie 0,25 und 0,5 mg  $\text{NH}_4^+$ -N/l verwendet. Proben, deren Konzentration den Kalibrationsbereich um mehr als 35 % überstieg, wurden in einem erneuten Durchgang nach passender Verdünnung erneut gemessen. Auf Grundlage des Wassergehaltes der Bodenproben, der Einwaage, des Volumens der zugegebenen Extraktionslösung und gegebenenfalls des Verdünnungsfaktors konnten die Konzentrationen an  $\text{NO}_3^-$ -N und  $\text{NH}_4^+$ -N bezogen auf das Trockengewicht des Bodens berechnet werden. Als Einheit wurde mg/100 g Boden gewählt. Zusätzlich wurde anhand des Gesamtgewichtes der Mischproben die N-Konzentration in Bezug auf das Bodenvolumen berechnet. Dies erlaubte auch eine auf die Geländefläche bezogene Aufsummierung des  $\text{NO}_3^-$ -N- und  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehaltes für die beprobten oberen 30 cm des Bodens.

### **5.3.8 Bestimmung von Munsell-Farben**

Die Farben von 34 Proben der Schicht 0-10 cm wurden im Labor anhand von Munsell-Farbtafeln (OYAMA und TAKEHARA 1970) bestimmt. Dazu wurden die bereits auf 2 mm gesiebten lufttrockenen Proben verwendet. Die Farbe wurde zunächst im trockenen Zustand ermittelt und dann erneut nach Anfeuchten der Probe.

### **5.3.9 Mittelinfrarotspektroskopie (MIRS)**

#### **5.3.9.1 Analyseprinzip und multivariate Kalibration**

Neben den oben genannten Analysen, die jeweils nur für eine Auswahl der Proben durchgeführt werden konnten, wurden von allen lufttrockenen Proben Spektren mit Mittelinfrarotspektroskopie aufgenommen. Diese dienten als Grundlage für die Vorhersage einiger der zuvor analysierten Parameter, indem die konventionell gewonnenen Daten für die

Entwicklung von Vorhersagemodellen verwendet wurden. Der Begriff „Vorhersage“ wird hier verwendet, um die Methode von konventionellen, ggf. verlässlicheren Analysemethoden abzugrenzen. Da es sich hierbei um eine neuere Methode zur Analyse von Bodenparametern handelt, soll sie hier ausführlich beschrieben werden.

Dem Messprinzip der Spektroskopie im (mittleren) Infrarotbereich liegt zugrunde, dass Molekülbindungen des Probenmaterials in Schwingungen versetzt werden, indem sie elektromagnetische Strahlung mit einem passenden energetischen Niveau absorbieren. Nur polare Bindungen können durch Infrarot-Strahlung angeregt werden (HEDIGER 1971; GÜNZLER und GREMLICH 2002). Dabei ist die absorbierte Wellenlänge charakteristisch für die jeweilige Bindung. Wenn man also infrarote Strahlung auf ein Stoffgemisch richtet, das zahlreiche unterschiedliche polare Molekülbindungen aufweist, wie es z. B. bei organischem Material der Fall ist, erhält man ein komplexes Absorptionsspektrum, das auf all diesen Bindungen und deren Häufigkeiten im Probenmaterial beruht. Es hat sich herausgestellt, dass Strahlung im mittleren Infrarotbereich (mit Wellenlängen zwischen 2.500 und 25.000 nm) für die Analyse bodenkundlicher Parameter am besten geeignet ist (VISCARRA ROSSEL et al. 2006). Drei Beispiele für MIR-Spektren von Böden der vorliegenden Untersuchung sind in Abbildung 5.3-2 (S. 107) zu sehen.

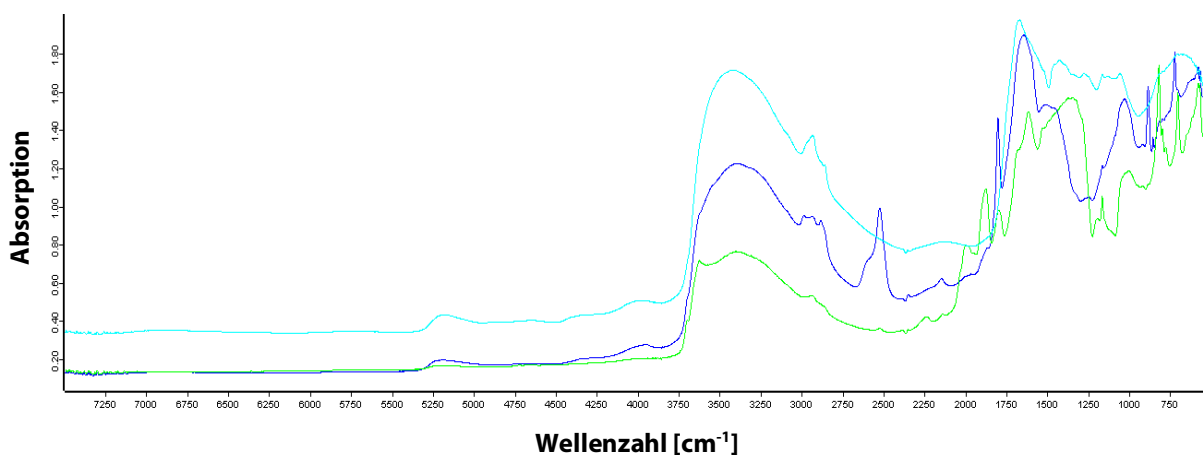


Abbildung 5.3-2: Drei Beispiele für MIR-Spektren von Oberboden-Proben der untersuchten Gebiete. Die hier gezeigten Proben unterscheiden sich deutlich bzgl. ihrer Gehalte an Kalk und organischem Material.

Um die Informationen, die über eine bestimmte Substanz im Spektrum enthalten sind, herauszufiltern, bedient man sich der multivariaten Kalibration. Dabei wird nicht nur die Extinktion bei einer bestimmten Wellenlänge oder Bande zur Konzentration des Analyten ins

Verhältnis gesetzt, sondern ganze Spektrenbereiche. Dazu muss man für eine ausreichende Zahl von Proben sowohl das Infrarot-Spektrum messen als auch den oder die interessierenden Parameter mit Hilfe einer Referenzmethode bestimmen. Die betreffenden Proben werden als Kalibrationsproben bezeichnet. Durch multivariate Kalibration kann man dann spektrale Strukturen zu den gemessenen Konzentrationen eines Parameters in den Proben in Bezug setzen. Dies geschieht durch eine Faktorzerlegung der Spektren, die einer Hauptkomponentenanalyse ähnlich ist (CONZEN 2005). Dazu werden die Spektren zunächst in viele Einzelpunkte zerlegt, die in eine Matrix geschrieben werden. Die Konzentrationsdaten der zugehörigen Proben werden ebenfalls in eine Matrix geschrieben. Die Daten in den beiden Matrizen werden dann durch eine Regression der partiellen kleinsten Quadrate (partial least squares regression, PLSR) miteinander verknüpft. Dabei werden die Spektraldaten in Eigenvektoren (Faktoren) und Scores zerlegt und zwar so, dass die Korrelation zwischen den beiden Matrizen maximal wird (für detaillierte Beschreibung des Verfahrens siehe CONZEN 2005). Anders ausgedrückt werden die Hauptkomponenten der Spektraldatenmatrix in Abhängigkeit von den Daten in der Konzentrationsmatrix ermittelt. Damit ist das Verfahren einer Redundanzanalyse (RDA) ähnlich, ist aber dabei auf eine möglichst genaue Vorhersage der Konzentrationsdaten ausgelegt (RANDALL 2012). Die ermittelten Eigenvektoren (Faktoren) sind orthogonal zueinander, also voneinander unabhängig. Bei neuen Spektren unbekannter Proben können durch die Zerlegung in die Eigenvektoren die Scores und damit die Konzentration des interessierenden Parameters rekonstruiert werden.

Die Eigenvektoren werden nach ihrem Eigenwert sortiert. Der erste Eigenvektor hat die stärkste Bedeutung für das Vorhersagemodell und sagt am meisten über die Konzentration des Parameters aus. Weitere Eigenvektoren haben eine abnehmende Bedeutung für das Modell und enthalten einen zunehmenden Anteil an spektralem Rauschen (CONZEN 2005). Daher ist die Auswahl einer geeigneten Anzahl an Eigenvektoren bzw. Faktoren entscheidend, um ein bestmögliches Vorhersagemodell zu erhalten. Diese Anzahl bezeichnet man als Rang. Wählt man einen zu niedrigen Rang, wird nicht die gesamte in den Spektren enthaltene Information über den vorherzusagenden Parameter durch das Modell wiedergegeben, es ist somit unterbestimmt (englisch „underfitted“). Wählt man dagegen einen zu hohen Rang, wird ein zu großer Anteil des spektralen Rauschens in das Modell mit einbezogen, das mit dem



interessierenden Parameter gar nichts zu tun hat. Das Modell ist dann überbestimmt (englisch „overfitted“). In beiden Fällen wird die maximal mögliche Vorhersagegenauigkeit nicht erreicht (CONZEN 2005; BRUKER OPTIK GMBH 2011).

### 5.3.9.2 Durchführung der MIRS-Messungen

Da die Vorhersage mit MIRS keine Standardmethode für die Analyse bodenkundlicher Parameter in Ungarn ist (Csaba Centeri, pers. Mitteilung), soll an dieser Stelle ausführlich auf die Vorgehensweise und die Erfahrungen bei der Vorhersage der ungarischen Proben eingegangen werden.

Für die Parameter Kalkgehalt und Gesamtgehalt an Kohlenstoff und Stickstoff, die mit den genannten konventionellen Methoden für eine Auswahl von Proben bestimmt wurden, konnten für weitere Proben Werte mit Hilfe von Mittelinfrarotspektroskopie (MIRS) vorhergesagt werden. Eine Übersicht über die erstellten Vorhersagemodelle mit den dafür verwendeten Kalibrationsproben und Kennwerten für die Qualität der Modelle gibt Tabelle 5.3-1 (S. 110). Die verwendeten Kennwerte werden weiter unten erläutert.

Es wurde auch für folgende Parameter die Entwicklung von Vorhersagemodellen für die untersuchten Grünland- und Ackerflächen versucht; dies führte allerdings zu ungenügenden Ergebnissen:

- pH-Wert
- Körnung bzw. Sandanteil, Schluffanteil oder Tonanteil
- Phosphor
- Kalium
- $N_{\min}$

Tabelle 5.3-1: Übersicht über verwendete Kalibrationsproben und Kennwerte für die drei Modelle, die in der vorliegenden Arbeit zur Vorhersage angewandt wurden

Die Vorhersagemodelle wurden mit der Software OPUS QUANT auf Grundlage der MIR-Spektren der Kalibrationsproben und der zugehörigen konventionell ermittelten Messdaten erstellt. **RMSECV**: Wurzel des mittleren Fehlerquadrats der Kreuzvalidierung (engl.: root mean square error of cross validation), **RPD**: Verhältnis der Standardabweichung der wahren Daten zum Standardfehler (engl.: residual prediction deviation), **MSC**: Multiplikative Streukorrektur (BRUKER OPTIK GMBH 2011)

Vorherzusagende Größe		Kalk [%]	C <sub>tot</sub> [%]	N <sub>tot</sub> [%]
<b>Referenzmethode</b>		Gasvolumetrische Bestimmung nach Scheibler	Elementaranalyse	Elementaranalyse
<b>Herkunft Kalibrationsproben</b>	Grünland/Acker Hauptprobenahme	58	56	56
	Probenahme N <sub>min</sub> , Schicht 0-10 cm		49	49
	Probenahme N <sub>min</sub> , Schicht 10-30 cm	8	60	60
	LSG Ócsa - Wald	30		
	LSG Sárrét - Grünland und Brachen	4	4	4
	Anzahl ausgelassener Proben (Ausreißer)	1	1	3
	Gesamtanzahl Kalibrationsproben	99	168	166
<b>Vorhersagemodell</b>	Regressionskoeffizient (r <sup>2</sup> ) Kreuzvalidierung	0,9941	0,9954	0,9879
	RMSECV Kreuzvalidierung (Standardfehler der Vorhersage)	1,54	0,301	0,0282
	RPD Kreuzvalidierung	13	14,7	9,1
	Optimaler Rang Kreuzvalidierung (d. h. Anzahl der verwendeten Faktoren)	9	10	10
	Datenvorbehandlung	Zweite Ableitung	Erste Ableitung + MSC	Erste Ableitung + MSC
	Verwendete Wellenzahlen-Bereiche	6803,5 - 5413,1 cm <sup>-1</sup>	6803,5 - 5413,1 cm <sup>-1</sup>	6803,5 - 4022,7 cm <sup>-1</sup>
		4718,8 - 4022,7 cm <sup>-1</sup>	4024,6 - 3328,5 cm <sup>-1</sup>	2634,2 - 549,6 cm <sup>-1</sup>
	2634,2 - 1243,8 cm <sup>-1</sup>	2634,2 - 549,6 cm <sup>-1</sup>		

MIR-Spektren wurden von allen Bodenproben aufgenommen, für die lufttrockenes Material zur Verfügung stand (d. h. 305 Proben aus der Schicht 0-10 cm aus der Hauptprobenahme sowie 49 Proben der Schicht 0-10 cm und 60 Proben der Schicht 10-30 cm von der  $N_{\min}$ -Probenahme; siehe Kapitel 5.2.2.1). Für die Aufnahme der Spektren wurden feingemahlene Proben verwendet. Es wurde jeweils eine kleine Menge davon auf eine Mikrotiterplatte aufgetragen und die Oberfläche mit einem Stempel gleichmäßig verdichtet und abgeflacht. Die Spektren wurden mit einem Bruker Tensor 27, einem Fourier-Transform-Infrarotspektrometer, aufgenommen. Dieser war an ein Mikrotiterplattenmodul (Bruker HTS-XT) gekoppelt, in dem sich ein Quecksilber-Cadmium-Tellurid- (MTC-) Detektor befand. Letzterer wurde mit flüssigem Stickstoff gekühlt. Die Spektren wurden mit Wellenzahlen zwischen ca. 8.000 und 600  $\text{cm}^{-1}$  (entspricht Wellenlängen zwischen 1.250 und 16.700 nm) aufgenommen; die Auflösung betrug 4  $\text{cm}^{-1}$  (AMELUNG und WELP 2010). Jede Probe wurde 5-fach aufgetragen, und jede der Parallelen 120 mal gescannt, um den Messfehler möglichst gering zu halten (BORNEMANN et al. 2008).

### 5.3.9.3 Vorhersagemodelle mit PLSR

Tabelle 5.3-1 (S. 110) zeigt eine Übersicht über die Herkunft und Anzahl der Proben, die für die vorherzusagenden Größen zur Kalibration eingesetzt wurden. Dabei wurden auch die Daten von 4 Proben in die Modellentwicklung einbezogen, die aus der Schicht 0-10 cm von Aufnahmequadraten eines weiteren Untersuchungsgebietes stammen. Es handelt sich dabei um das Landschaftsschutzgebiet Sárrét, welches im transdanubischen Teil der Großen Tiefebene zu finden ist und ca. 70 km westlich der Turján-Landschaft gelegen ist. Aufgrund der sehr geringen Anzahl von Aufnahmen und Bodenproben in diesem Gebiet wurde es in die weitere Auswertung nicht einbezogen; die gemessenen Daten konnten aber zur Entwicklung eines möglichst robusten Vorhersagemodells beitragen. Weiterhin wurden für die Vorhersage des Kalkgehaltes einige Proben einbezogen, die in demselben Zeitraum in den Wäldern des Landschaftsschutzgebietes Ócsa genommen wurden, aber über die Modellentwicklung hinaus ebenfalls nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind. Für die Vorhersage von  $C_{\text{tot}}$  und  $N_{\text{tot}}$ , die zum größten Teil in Form von organischen Verbindungen vorliegen, wurde von der

Nutzung von Waldproben abgesehen, da hier wesentliche Qualitätsunterschiede des organischen Bodenmaterials im Vergleich zum Grünland zu erwarten sind.

Für die Entwicklung von Vorhersagemodellen mit PLSR wurde die Software OPUS QUANT (©BRUKER, 2006) verwendet. Diese setzt ausschließlich den PLS 1-Algorithmus ein, bei dem ein Modell immer nur für einen Parameter entwickelt wird, nicht für mehrere gleichzeitig (BRUKER OPTIK GMBH 2011). Als Methode zur Einschätzung der Vorhersagegenauigkeit eines Modells wurde zunächst die Kreuzvalidierung gewählt. Dabei wird aus dem Kalibrationsdatensatz jede Probe einzeln herausgenommen und dann deren Wert auf der Grundlage der verbleibenden Proben (also basierend auf deren Spektren und dazugehörigen Messwerten) vorhergesagt (CONZEN 2005). Eine Auftragung der bekannten Werte gegen die auf diese Weise vorhergesagten Werte gibt Aufschluss über die Qualität der Vorhersage, indem eine lineare Regression durchgeführt wird. Diese liefert drei charakteristische Kennwerte (vgl. BRUKER OPTIK GMBH 2011), die in Tabelle 5.3-1 (S. 110) aufgeführt sind:

- das Bestimmtheitsmaß  $r^2$ ,
- den Standardfehler RMSECV (root mean square error of cross validation bzw. Wurzel des mittleren Fehlerquadrats der Kreuzvalidierung) sowie
- den RPD-Wert, das Verhältnis der Standardabweichung der wahren Daten zum Standardfehler der Vorhersage (residual prediction deviation).

Die Qualität des Vorhersagemodells ist umso höher, je größer  $r^2$  und RPD sind und je kleiner der RMSECV ist. Im vorliegenden Fall zeigen die Kennwerte an, dass für die Parameter Kalk,  $C_{\text{tot}}$  und  $N_{\text{tot}}$  eine ausgezeichnete Vorhersagegenauigkeit gegeben ist. WILLIAMS (2001) bezeichnet Vorhersagen mit RPD-Werten bereits ab 8,1 als exzellent.

Die Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit eines Modells lässt sich auf zweierlei Weise erzielen: zum einen durch die Auswahl geeigneter Wellenlängenbereiche und zum anderen durch verschiedene Datenvorbehandlungsmethoden, denen die Spektren unterzogen werden können (für Erläuterungen der Datenvorbehandlungsmethoden vgl. BRUKER OPTIK GMBH 2011). Dieses Vorgehen bezeichnet man als Optimierung des Vorhersagemodells. OPUS QUANT bietet die Möglichkeit zur automatischen Optimierung eines Modells, indem

nacheinander zahlreiche Kombinationen von Wellenlängenbereichen und Datenvorbehandlungen getestet werden. Das Programm ermittelt außerdem automatisch den optimalen Rang, also die Anzahl der Faktoren, die für die Vorhersage eingesetzt werden sollten. Zusätzlich werden bei der Kreuzvalidierung Spektren gekennzeichnet, deren vorhergesagter Wert besonders stark vom wahren Wert abweicht und die daher als Ausreißer angesehen werden müssen. Auf dieser Grundlage wurden einzelne Proben komplett aus dem jeweiligen Kalibrationsdatensatz entfernt (siehe Tabelle 5.3-1, S. 110).

Ist man mit der durch Kreuzvalidierung ermittelten Qualität eines Vorhersagemodells zufrieden, kann man dieses abspeichern. Das Modell wird im Programm als Methode bezeichnet und beinhaltet die mit dem PLS1-Algorithmus errechnete Verknüpfung zwischen den Spektren und Konzentrationswerten aller Kalibrationsproben. Im Folgenden kann man das Vorhersagemodell einsetzen, um die Konzentrationswerte unbekannter Proben, deren Spektren gemessen wurden, vorherzusagen. Tabelle 5.3-1 (S. 110) zeigt die für die einzelnen Vorhersagemodelle verwendeten Parameter an.

Um die Eignung des verwendeten Datensatzes für die Vorhersage noch besser abschätzen zu können, wurden zusätzlich Testsetvalidierungen durchgeführt. Es wurden Sets von 10 (für den Parameter Kalk) oder 15 (für die Parameter  $C_{\text{tot}}$  und  $N_{\text{tot}}$ ) Proben dem Kalibrationsdatensatz entnommen und mit dem Rest der Daten wurde eine Optimierung durchgeführt. Dabei wurde darauf geachtet, dass sich keine Proben im Kalibrationsdatensatz und im Testset gegenüberstanden, die zu unterschiedlichen Zeiten von derselben Fläche aus derselben Schicht entnommen wurden (wegen der zunächst erfolgten Hauptprobenahme und der später erfolgten  $N_{\text{min}}$ -Probenahme war dies für 21 Probenpaare bei den Parametern  $C_{\text{tot}}$  und  $N_{\text{tot}}$  der Fall). Die Werte der entnommenen Proben wurden dann mit der Methode, die aus der Optimierung resultierte, vorhergesagt. Dies wurde mehrfach mit wechselnden Testsets durchgeführt. Beim Auftrag aller resultierenden Ergebnisse gegen die konventionell ermittelten Daten ergaben sich wiederum sehr hohe Regressionskoeffizienten von 0,9902 (Kalk), 0,9949 ( $C_{\text{tot}}$ ) und 0,9845 ( $N_{\text{tot}}$ ). Dies bestätigt die Verlässlichkeit der hier angewendeten Vorhersagen.

#### **5.3.9.4 Vorhersage der Konzentrationswerte unbekannter Proben**

Zur Vorhersage bei unbekanntem Proben wurden die Methoden verwendet, die in der Tabelle unter „Vorhersagemodell“ beschrieben sind. Setzt man solche Modelle zur Vorhersage unbekannter Proben ein, sollte gewährleistet sein, dass diese von denselben Flächen wie die Kalibrationsproben stammen und möglichst auch in demselben Zeitraum genommen wurden (Gerd Welp, persönliche Mitteilung). Nimmt man zu einem späteren Zeitpunkt erneut Proben im selben oder einem benachbarten Gebiet, sollte man wieder einige der neuen Proben mit der Referenzmethode untersuchen und damit die Gültigkeit des Modells auch für die neuen Proben prüfen. Die neu untersuchten Proben können dann wiederum zur Verbesserung des Modells eingesetzt werden. So wurde auch im vorliegenden Fall vorgegangen.

Zusätzlich zur beschriebenen Absicherung der Gültigkeit der Vorhersagemodelle durch Testsetvalidierungen hat man bei OPUS QUANT die Möglichkeit, bei der Vorhersage unbekannter Werte Ausreißer herauszufiltern. Das sind solche unbekannte Proben bzw. Spektren, die sich von den Kalibrationsproben zu sehr unterscheiden. Die Abweichung zwischen Spektren wird durch die sogenannte Mahalanobisdistanz (BRUKER OPTIK GMBH 2011) wiedergegeben, auf deren Berechnung hier nicht genauer eingegangen werden soll. Bei der Vorhersage der Werte unbekannter Proben gibt diese Größe an, in welchem Maße sich einzelne Spektren der unbekanntem Proben von einem mittleren Spektrum unterscheiden, das aus allen Kalibrationsspektren berechnet wurde. Übersteigt die Mahalanobisdistanz eines Spektrums den vom Programm angegebenen Grenzwert, ist es für die Vorhersage ungeeignet und muss unberücksichtigt gelassen werden (es ist als Ausreißer anzusehen). OPUS QUANT beinhaltet die Möglichkeit, über einen Faktor, der in die Berechnung der Mahalanobisdistanz einfließt, manuell den Grenzwert zu verändern. Die Standardeinstellung für den Faktor ist im Programm 2. Aufgrund der sehr guten Vorhersagegenauigkeit für die drei Parameter wurde entschieden, den Faktor im vorliegenden Fall auf 3 zu setzen, woraufhin weniger Ergebnisse verworfen werden mussten. In der vorliegenden Untersuchung standen für jede Bodenprobe aufgrund der fünf Parallelen fünf Spektren zur Verfügung. Wenn davon mindestens drei die Mahalanobisdistanzgrenze nicht überschritten, wurde der Mittelwert aus den dazugehörigen Vorhersagewerten berechnet und als Ergebnis genommen, ohne die verbleibenden, ungültigen Spektren zu berücksichtigen. Proben, bei denen nur ein, zwei oder gar kein akzeptables

Spektrum gemessen wurde, wurden für den vorherzusagenden Parameter komplett verworfen; der Wert stand dann für die statistische Auswertung nicht zur Verfügung.

Bei der Vorhersage des Kalkgehaltes gab es sieben Proben, bei denen der Mittelwert der Vorhersagen ein negatives Ergebnis ergab (zwischen -0,24 % und -1,15 %). Man kann davon ausgehen, dass es sich um Proben handelt, die keinen oder höchstens Spuren von Kalk enthalten. Um diese Information für die Auswertung nutzen zu können, wurde diesen Proben der Wert von 0 % zugeordnet. Der Betrag der vorgenommenen Korrektur (höchstens +1,15 %) ist kleiner als der Standardfehler der Methode für die Kalk-Vorhersage.

Wie in Abschnitt 5.3.3 bereits erwähnt wurde, errechnet sich der Gehalt an organischem Kohlenstoff bei den hier untersuchten Böden aus der Differenz von  $C_{\text{tot}}$  und Kalk-C. Das bedeutet, dass zur Berechnung des C/N-Verhältnisses der organischen Substanz drei verschiedene Messwerte nötig sind. Die drei beteiligten Größen –  $C_{\text{tot}}$ , Kalk und  $N_{\text{tot}}$  – können zwar jeweils sehr gut mit MIRS vorhergesagt werden, aber angesichts der Tatsache, dass zwischen diesen deutliche Korrelationen vorliegen (vgl. Tabelle 6.6-2, S. 215), muss damit gerechnet werden, dass die Vorhersagen dieser Parameter nicht völlig unabhängig voneinander erfolgen. Das heißt, dass evtl. teilweise die gleichen Strukturen der Spektren als Grundlage für die jeweiligen Vorhersagemodelle dienen. Dies wird bei der Berechnung des C/N-Verhältnisses relevant: Hier geht es um sehr feine Unterschiede der Gehalte der beiden Elemente, da  $C_{\text{org}}$ - und  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt äußerst eng miteinander korreliert sind (Tabelle 6.6-2, S. 215). Ob auch diese feinen Unterschiede mit MIRS ausreichend erfasst wurden, ist fraglich. Deshalb wurde die Auswertung des C/N-Verhältnisses hier auf diejenigen Proben beschränkt, für die alle erforderlichen Parameter, d. h.  $C_{\text{tot}}$ ,  $N_{\text{tot}}$  und Kalkgehalt, aus konventionellen Analysen vorlagen.

## 5.4 Statistische Auswertung der Daten

### 5.4.1 Vegetation

#### 5.4.1.1 Multivariate Ordination – DCA

Zur Identifikation der Hauptgradienten in den Vegetationsdaten wurde eine „Entzerrte“ Korrespondenzanalyse (engl.: detrended correspondence analysis) durchgeführt. Die Korrespondenzanalyse ist für pflanzensoziologische Daten mit einem langen Gradienten geeignet, entlang dessen die Arten ein unimodales Verhalten zeigen (LEYER und WESCHE 2007). Dies trifft auf den vorliegenden Datensatz zu (vgl. Kapitel 6.1). Die Methode dient dazu, die Aufnahmequadrate entlang imaginärer Gradienten so anzuordnen, dass diese einen möglichst großen Anteil der Variation in der Artenzusammensetzung der Aufnahmen wiedergeben. Die gefundenen Gradienten können dann anhand ihrer Korrelation mit gemessenen Umweltparametern und/oder mit den Zeigerwerten der beteiligten Arten interpretiert werden. Beim „Detrending“ bzw. „Entzerren“ handelt es sich um zwei zusätzliche Schritte, die aufgrund mathematischer Artefakte notwendig sind, welche die Korrespondenzanalyse produziert (LEYER und WESCHE 2007). Bei den Artefakten handelt es sich um den sogenannten „Arch“- (*Bogen*) Effekt und die Stauchung der Achsen zu den Enden hin. Ein Nebeneffekt der Korrektur ist, dass die Achsen in Standardabweichungen (SD) skaliert sind, die den Artenwechsel wiedergeben: Vier Standardabweichungen entlang einer Achse entsprechen einem kompletten Artenwechsel (LEYER und WESCHE 2007).

Die DCA für die vorliegende Arbeit wurde mit dem Programm PC-ORD 5.0 (MCCUNE und MEFFORD 1999) für die 308 Vegetationsaufnahmen erstellt. Die Analyse wurde zum einen mit binären Daten berechnet, d. h. nur die An- oder Abwesenheit der Arten berücksichtigt, zum anderen mit der prozentualen Deckung der Arten. Der weiteren Interpretation wurden aber im Wesentlichen die binären Daten zugrunde gelegt, da sich bei den Regressionsanalysen (Kapitel 6.3.1) herausgestellt hat, dass diese im vorliegenden Datensatz für die bearbeiteten Fragestellungen eine größere Aussagekraft besitzen. Wie an Tabelle 6.3-1 (S. 164) im Vergleich mit der Tabelle in Anhang II (S. 373) abzulesen ist, werden die meisten Zusammenhänge durch binäre Daten schärfer abgebildet als durch quantitative Daten. Auch eine logarithmische Transformation der Deckungsgrade änderte daran wenig und brachte keinen



Erkenntniszuwachs, so dass auf die Darstellung der Daten mit anderen Transformationen als der binären verzichtet wurde.

Zunächst wurden Arten mit nur einem oder zwei Vorkommen gelöscht, so dass 354 Arten übrig blieben, die in die Analyse eingeflossen sind. Diese Maßnahme ist sinnvoll, da die Aussagekraft von Arten mit so wenigen Vorkommen gering ist und der Algorithmus der Korrespondenzanalyse außerdem dazu führt, dass seltenere Arten im Vergleich zu häufigeren Arten überbewertet werden. Um dem entgegenzuwirken, gibt es bei PC-ORD die Option „Downweight rare species“ (*Herabgewichten seltener Arten*), die ebenfalls angewendet wurde. Ansonsten wurden die Standardeinstellungen des Programms für die DCA verwendet, nämlich „Rescale axes“ (*Achsen neu skalieren*), „Rescaling threshold“ (*Schwelle für die Neuskalierung*) = 0 und „Number of segments“ (*Anzahl der Segmente*) = 26.

Zur Interpretation der Ergebnisse wurden die Aufnahmepunkte im Diagramm durch Symbole und Farben nach verschiedenen Kriterien gekennzeichnet. Außerdem wurde die Korrelation verschiedener Umweltparameter sowie der Zeigerwerte der Vegetation mit den Ordinationsachsen durch einen sogenannten „joint plot“ (*kombiniertes Diagramm*) dargestellt. Hier erscheinen die Parameter als Vektoren, deren parallel zu einer Achse verlaufende Länge die Stärke der Korrelation mit dieser Achse wiedergibt. Da auch die Altwiesen-Aufnahmen Gegenstand der Analyse waren, war es für die Berücksichtigung des Bestandsalters im joint plot erforderlich, auch diesen ein Alter zuzuordnen. Da die älteste Information über die untersuchten Gebiete, die aus der II. Militärischen Vermessung stammt, etwa 150 Jahre zurückliegt, kann man von einem Alter von mindestens 150 Jahren ausgehen, das daher als Näherung genommen wurde. Da das Entwicklungsalter einen nichtlinearen Zusammenhang mit der Vegetation zeigt (vgl. Kapitel 6.3.3), der joint plot aber lineare Zusammenhänge mit den Gradienten wiedergibt, wurden hier die logarithmierten Werte für das Alter verwendet. Außer dem geschätzten Grundwasserstand sind von den bodenkundlichen Daten auch die Parameter Bodendichte, Kalkgehalt und Gesamtstickstoff-Gehalt in den joint plot eingeflossen. Dabei spiegelt der  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt auch den Gehalt an SOM wider, da die beiden Parameter eng korrelieren. Für die drei genannten Parameter fehlten einzelne Werte: Für drei Aufnahmeflächen fehlen alle drei, da die zugehörigen Bodenproben verloren gegangen sind; weitere acht Werte fehlen für den  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt, da hier die Vorhersage mit MIRS nicht möglich

war (vgl. Kapitel 5.3.9.4, S. 114). Um diese Parameter trotzdem im joint plot aller Vegetationsaufnahmen berücksichtigen zu können, wurden diese Lücken durch Mittelwerte ersetzt, die aus allen jeweils für die restlichen Aufnahmeflächen vorhandenen Daten errechnet wurden. Diese Vorgehensweise führt trotz Lücken zu klaren Ergebnissen (vgl. Abbildung 6.1-1 b, S. 148), da die Anzahl der Lücken im Vergleich zur Gesamtzahl vorliegender Daten gering ist.

#### 5.4.1.2 Clusteranalyse und Distanzen

Es wurde eine Clusteranalyse (hierarchisch-agglomeratives Klassifikationsverfahren) mit den binären Daten durchgeführt. Sie wurde mit dem Programm PC-ORD berechnet unter Anwendung des Algorithmus Group Average und des Distanzmaßes Bray-Curtis-Unähnlichkeit. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt durch unterschiedliche Kennzeichnung der 6 wichtigsten Cluster:

- in einer Vegetationstabelle, die die prozentuale Stetigkeit der Arten innerhalb der Cluster zeigt, wobei die Arten von Hand nach Clusterzugehörigkeit geordnet wurden
- in Form von Boxplots oder Balkendiagrammen, die verschiedene Parameter wiedergeben, welche die Aufnahmequadratrate in den Clustern kennzeichnen
- in Form einer DCA mit Kennzeichnung der Aufnahmepunkte nach Clustern.

Die Boxplots und Balkendiagramme wurden mit dem Programm SigmaPlot erstellt, die DCA mit PC-ORD.

Zusätzlich wurde für jede Aufnahmefläche ermittelt, welche andere Aufnahmefläche ihr auf Grundlage der Bray-Curtis-Unähnlichkeit nach binären Daten und nach Deckungsgraden am ähnlichsten ist und welchen Wert die jeweils geringstmögliche floristische Distanz annimmt. Dabei wurden solche Aufnahmeflächen, die einer anderen am ähnlichsten waren, welche sich auf derselben Gesamtfläche befand, solchen gegenübergestellt, deren ähnlichster „Partner“ sich auf einer anderen Gesamtfläche fand. Diese Gruppen wurden jeweils mit Boxplots grafisch dargestellt und mit einem t-Test verglichen, da sie normalverteilt waren (beides wurde mit der

Software SigmaPlot durchgeführt). Dies diente der Beantwortung der Frage, ob die Tatsache, dass Aufnahmequadrate sich auf derselben Gesamtfläche befanden, bei der statistischen Auswertung berücksichtigt werden muss.

#### **5.4.1.3 Regressionsanalyse mit Zeigerwerten und funktionellen Eigenschaften**

Die Zeigerwerte von BORHIDI (1993), die eng an das Werk von ELLENBERG (1974) angelehnt sind, sowie eine Reihe von Daten aus der Datenbank BiolFlor (KLOTZ et al. 2007, zugänglich unter [www.biolflor.de](http://www.biolflor.de)) dienten als Grundlage für eine zusammenfassende Charakterisierung der Aufnahmeflächen nach den Eigenschaften ihrer Arten. Für einige Arten lagen gar keine Daten in den Datenbanken vor (einige Funde konnten auch nicht bis zur Art bestimmt werden). Die Daten für die Merkmalskategorie „Gilde“ konnten für sämtliche Arten nach eigenen Kenntnissen ergänzt werden.

Für jede Merkmals-Kategorie der beiden Datenbanken gibt es verschiedene Merkmals-Zustände. Zunächst wurde für jede Aufnahmefläche die Gesamtzahl der Arten bestimmt, für die Daten aus der jeweiligen Kategorie vorlagen. Für jedes Aufnahmequadrat wurde dann die Anzahl der Arten mit den einzelnen Merkmals-Zuständen durch die Gesamtzahl der Arten geteilt, für die es Daten in der betroffenen Kategorie gab. Das Ergebnis war ein prozentualer Wert für jeden Merkmals-Zustand für jede Aufnahmefläche. Arten, die mehrere Merkmals-Ausprägungen zeigen, wurden jeweils bei jeder dieser Ausprägungen mitgerechnet. Da hier lediglich die Identifizierung von Tendenzen und keine tiefere statistische Analyse angestrebt wurde, ist dies akzeptabel. Nach demselben Muster wurden Berechnungen auf Grundlage der Deckungsgrade durchgeführt. Hier wurden die Deckungen aller Arten mit der einzelnen Merkmals-Ausprägung summiert und durch die Deckungsgrad-Summe aller derjenigen Arten der Aufnahmefläche geteilt, für die es Daten für die entsprechende Kategorie gab.

Bei der Aufnahme im Gelände wurden einige weitere grundlegende, von Datenbanken unabhängige Kennwerte von Vegetationsaufnahmen festgehalten: Gesamtartenzahl, Gesamtdeckung und die Deckung der Moosschicht. Aus den Artdaten wurde außerdem die

Evenness als Maß für die Ausgewogenheit der Deckungsgrade berechnet (nach DIERSCHKE 1994, S. 145).

Die Werte der Aufnahmeflächen für die einzelnen Merkmals-Ausprägungen wurden gegen den geschätzten Grundwasserstand (im Jahr 2010) und gegen die Entwicklungszeit der Aufnahmequadrate aufgetragen. In Bezug auf das Bestandsalter entspricht das Vorgehen dem Prinzip „Ersatz von Zeit durch Raum“ (in der englischsprachigen Literatur „space for time substitution“). Dies bedeutet, dass anhand einer Zeitreihe verschieden alter Flächen mit ähnlichen Voraussetzungen Rückschlüsse auf die zeitliche Entwicklung der Vegetation auf diesen Flächen gezogen werden. Die Diagramme wurden dann Regressionsanalysen unterzogen, wozu die Software SigmaPlot angewandt wurde. Da das Alter der Referenzbestände nicht konkret festgelegt werden kann (nur das Mindestalter), wurden diese aus den Regressionsanalysen ausgeschlossen (40 Aufnahmen). Dadurch blieben 268 Aufnahmequadrate für die Regressionsanalysen mit dem Entwicklungsalter übrig. Dieser Datensatz wurde zusätzlich nach Zugehörigkeit zu den beiden Feuchteregimen aufgeteilt, wobei 103 Aufnahmen für Regressionsanalysen im nassen und 165 Aufnahmen für Analysen im trockenen Feuchteregime zu Verfügung standen.

Sowohl in Bezug auf den Grundwasserstand als auch auf das Bestandsalter handelt es sich um nichtlineare Zusammenhänge. Um die Daten untereinander vergleichen zu können, wurden bei den Zusammenhängen mit Grundwasserstand und Alter jeweils durchgehend dieselben nichtlinearen Regressionsgleichungen zugrunde gelegt. Dies war möglich, da sich die folgenden Gleichungen in fast allen Fällen für das typische Muster der Zusammenhänge als passend erwiesen.

#### Grundwasserstand:

exponentielles Wachstum mit drei Parametern

$$f(x) = y_0 + a * \exp(b * x) \quad (3)$$

exponentielle Abnahme mit drei Parametern

$$f(x) = y_0 - a * \exp(b * x) \quad (4)$$

Bestandsalter:

Begrenztes Wachstum (= Sättigungskurve, exponentielle Annäherung) mit drei Parametern

$$f(x) = y_0 + a * (1 - \exp(-b * x)) \quad (5)$$

Begrenzte Abnahme mit drei Parametern

$$f(x) = y_0 + a * \exp(-b * x) \quad (6)$$

Die Ergebnisse der Kurvenanpassung wurden nur akzeptiert, wenn sie eine realistische Kurve ergaben, die auch aus den Datenpunkten ersichtlich wurde. Z. T. wurden sehr steil ansteigende oder abfallende Kurven als signifikant angezeigt, die aber als Überanpassung interpretiert werden mussten, da sie nur einzelne Punkte miteinander verbanden, aber nicht den Trend in den gesamten Daten repräsentierten. Dieses Phänomen trat aber nur bei schwachen Zusammenhängen auf. Für die Fragestellung sind jedoch die stärkeren Zusammenhänge interessant, welche auch präzise durch die Kurven nachgezeichnet werden (vgl. Abbildungen 6.3-2+3, S. 177 u. 179) und wo der Regressionskoeffizient  $r^2$  einen aussagekräftigen Wert annimmt.

Wenn die Gleichungen mit drei Parametern nicht anwendbar waren (Anpassung durch das Programm nicht möglich oder überangepasst), obwohl ein Zusammenhang erkennbar war, wurden alternativ die entsprechenden Gleichungen mit 2 Parametern getestet: Für den Grundwasserstand waren das die Gleichungen  $f(x) = a * \exp(b * x)$  und  $f(x) = -a * \exp(b * x)$ , für die Entwicklungsdauer die Gleichungen  $f(x) = a * (1 - \exp(-b * x))$  und  $f(x) = a * \exp(-b * x)$ . Diese ergeben sich aus den obigen Gleichungen, wenn man für den Faktor  $y_0$  Null einsetzt; im Grunde handelt es sich also um dieselbe Funktion. Trotzdem produziert das Programm teilweise bei den Gleichungen mit 2 Parametern auch dann Ergebnisse, wenn bei denen mit 3 Parametern eine Fehlermeldung kommt oder gar kein Zusammenhang angezeigt wird. Nur wenn weder die Gleichungen mit 3 noch die mit 2 Parametern anwendbar waren, wurde auf den linearen Zusammenhang zurückgegriffen. Dieses ist in den Tabellen und Grafiken gekennzeichnet.

Die Regressionen wurden auch mit absoluten Werten von Artenanzahlen und Deckungsgrad-Summen getestet, also ohne, wie oben beschrieben, durch die Gesamtartenzahl oder Gesamt-Deckungssumme zu teilen. In den meisten Fällen wurden Zusammenhänge dabei weniger scharf abgebildet als bei den relativen Werten. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Artenzahlen und Gesamtdeckungen der untersuchten Aufnahmequadrate sehr unterschiedlich sind und dadurch z. T. den Einfluss von Grundwasserstand oder Alter überlagern. Deshalb wurde diese Option nicht weiter berücksichtigt.

Eine Auswahl von Regressionen, die einige der wichtigsten Zusammenhänge in den Daten repräsentieren, wurde auch grafisch dargestellt. Dabei wurden dort, wo es aufgrund der Konstellation der Merkmals-Ausprägungen einer Kategorie sinnvoll erschien, die Daten mehrerer Merkmals-Ausprägungen zusammengefasst, d. h. der Anteil derjenigen Arten berechnet, die einem Bündel aus verwandten Merkmals-Ausprägungen angehören (z. B. Arten mit Feuchtezahlen 7 oder höher). Für die Grafiken wurden keine Arten eingerechnet, die beide gegenübergestellten Merkmals-Ausprägungen annehmen können. (Z. B. wurden bei der Kategorie „Lebensdauer“ alle Arten ausgeschlossen, die sowohl annuell oder bienn als auch plurienn-pollakanth leben können.)

Als Anhaltspunkt für den Fortgang der Sukzession wurde in erster Linie die Zeigerwert-Kategorie „social behaviour types“ bzw. „naturalness values“ von BORHIDI (1993) verwendet. Das dabei verwendete System zur Einteilung der Arten basiert grundlegend auf dem Konzept der C-S-R-Strategietypen von GRIME (1979). Dementsprechend hat BORHIDI (1993) die Arten zunächst in die drei Haupttypen Kompetitoren (C), Stresstolerante (S) und Ruderalarten (R) unterteilt. Zur weiteren Differenzierung unterscheidet der Autor innerhalb der Stresstoleranten zwischen stenöken Arten (Spezialisten) und euryöken Arten (Generalisten). Innerhalb der Ruderalarten (Arten gestörter Standorte) wird unterschieden nach Ursprung der Störung (natürlich oder anthropogen), nach dem Ausbreitungspotential in der Landschaft, zwischen indigenen und gebietsfremden Arten und bei letzteren zwischen verschiedenen Wegen der Einwanderung.

Die Kategorien „social behaviour types“ und „naturalness values“ sind eng miteinander verknüpft, denn Letztere sind ordinalskalierte Werte, welche die namentlich bezeichneten „social behaviour types“ in eine Rangfolge bringen. Der Begriff „naturalness value“ kann mit

„Natürlichkeitswert“ übersetzt werden und gibt Auskunft darüber, wie naturnah die Standorte der betreffenden Art erfahrungsgemäß sind. Die Natürlichkeitswerte rangieren zwischen -3 und 10, wobei besonders seltene Kompetitoren, Spezialisten und Generalisten zusätzliche Pluspunkte erhalten (BORHIDI 1993; vgl. Legende zu Anhang I). Eine direkte Übersetzung des Begriffs „social behaviour type“ ins Deutsche könnte missverständlich werden (der Begriff „Sozialverhalten“ ist in erster Linie mit zoologischen und humanbiologischen Themen verknüpft) bzw. Angaben zu syntaxonomischen Inhalten nahelegen. In erster Linie wird damit die ökologische Reaktion der Arten auf anthropogene Einflussfaktoren beschrieben. Aufgrund der verschiedenartigen Zusatzkriterien deckt aber kein übergeordneter Begriff die Kategorie adäquat ab. Deshalb wird in der vorliegenden Arbeit auf eine Übersetzung verzichtet.

Zur Auswertung in der vorliegenden Arbeit wurden zwei zusammenfassende Artengruppen gebildet. Mit der Kategorie „**Arten naturnaher Standorte**“ werden Arten mit einem Natürlichkeitswert von 4 und höher zusammengefasst. Das sind Kompetitoren, Spezialisten und Generalisten (also die Haupttypen Kompetitoren (C) und Stresstolerante (S)). Diese Kategorie enthält auch die Arten halbnatürlicher Standorte, wo unter anderem Mahd und Beweidung als Stressfaktoren wirken. Der genannten Kategorie wurden Arten mit einem Natürlichkeitswert von 1 oder weniger gegenübergestellt und als „**Störzeiger**“ (in Bezug auf anthropogene Störungen) bezeichnet. Diese Kategorie umfasst die „social behaviour types“ natürliche Unkräuter, verwilderte gebietsfremde Kultur- und Zierpflanzen, eingeschleppte bzw. adventive Arten, ruderale Kompetitoren sowie invasive gebietsfremde Arten (BORHIDI 1993; vgl. Legende zu Anhang I). Die Kategorie „Störzeiger“ umfasst damit Arten aus dem Haupttyp Ruderalarten (R), deren Standorte durch häufige anthropogene Störungen gekennzeichnet sind, welche über Mahd und Beweidung hinausgehen. Übrig bleiben zwei „social behaviour types“, die von BORHIDI (1993) ebenfalls zum Haupttyp Ruderalarten (R) gerechnet werden: natürliche Pioniere (Natürlichkeitswert +3) und Störungstolerante (Natürlichkeitswert +2). Diese wurden in keine von beiden Kategorien übernommen, da ihnen bei vorliegender Aufgabenstellung eine indifferente Zwischenstellung beigemessen werden kann. Für natürliche Pioniere sind nämlich natürliche (und nicht anthropogene) Störungen der maßgebliche Standortfaktor. Sie können also im Rahmen von natürlich auftretenden Störungen auch Teil natürlicher oder halbnatürlicher Vegetationsbestände sein. Störungstolerante wiederum

können zwar auch anthropogene Störungen tolerieren, sind aber keine ausgesprochenen Störzeiger. Laut BORHIDI (1993) waren viele Arten dieses „social behaviour types“ ursprünglich Generalisten natürlicher Trockenrasen, die aber gleichzeitig auch an gestörten Standorten vorkommen können.

Für die grafisch dargestellten Parameter wurden zusätzlich statistische Tests zum paarweisen Vergleich der Altersklassen durchgeführt. Da es häufig vorkam, dass die Daten innerhalb der Altersklassen nicht normalverteilt waren, wurde dazu der Mann-Whitney-Rangsummentest verwendet, der im Programm SigmaPlot zur Verfügung steht.

#### **5.4.1.4 Verhalten der Arten entlang des Zeitgradienten**

Mit dem Ziel, eine nach dem Bestandsalter geordnete, synoptische Vegetationstabelle zu erstellen, wurden die Aufnahmeflächen in relativ enge Altersstufen eingeteilt: Bis zum Alter von 54 Jahren wurden jeweils 5 Jahre zu einer Stufe zusammengefasst; danach wurden noch die Stufen 55-62 Jahre, 91-137 Jahre sowie Altwiesen gebildet. Die Berechnung der Stetigkeiten der Arten pro Altersgruppe wurde getrennt für das nasse und das trockene Feuchteregime durchgeführt. Die Altersstufe 91-137 kommt nur bei feuchten Aufnahmeflächen vor. Obwohl die Obergrenzen der Altersstufen jeweils 4, 9, 14 Jahre usw. sind, wird im Weiteren vereinfacht von den ersten 5, 10, 15 usw. Jahren gesprochen.

Wenn Arten in einer Altersstufe auf einer untersuchten Gesamtfläche, aber nicht innerhalb eines Aufnahmequadrates auftraten, wurden sie in der entsprechenden Altersstufe mit einem kleinen Kreuz gekennzeichnet. Da für solche zusätzlichen Beobachtungen nicht bekannt ist, zu welchem Feuchteregime sie gehören (die Gesamtflächen umfassten ja häufig nasse und trockene Bereiche), wurde der Vermerk für beide Feuchteregime vorgenommen. Zusätzlich wurde das auf das jeweils andere Feuchteregime beschränkte Vorkommen einer Art als Kreuz notiert. So kann man ablesen, in welchen Altersstufen eine Art innerhalb der vorliegenden Untersuchung überhaupt gefunden wurde; die Stetigkeit innerhalb der Feuchteregime wurde aber nur auf Grundlage des Auftretens in den zugehörigen Aufnahmequadraten bestimmt.



Gruppen von Arten mit ähnlichem Verhalten entlang des Zeitgradienten wurden manuell ermittelt und die Tabelle entsprechend geordnet. Zur Einordnung wurden prinzipiell die Vorkommen in beiden Feuchteregimen berücksichtigt. Es ist aber dennoch erforderlich, nasse und trockene Aufnahmen getrennt darzustellen, da es ein Ungleichgewicht in der Verteilung nasser und trockener Aufnahmeflächen über die Altersstufen gibt: Unter den jungen (besonders 0-9 Jahre alten) Aufnahmequadraten überwiegen trockene, während unter den Altwiesen die nassen Aufnahmeflächen in der Überzahl sind (vgl. Tabelle 5.2-1, S. 88 und Kapitel 7.7.2.2). Dies hätte zu falschen Schlüssen geführt, wenn man die Stetigkeit auf die Gesamtzahl der Aufnahmen pro Altersstufe bezogen hätte. So wäre beispielsweise eine Art, die vorwiegend an nasse Standorte gebunden ist und prinzipiell gleichmäßig in allen Altersstufen vorkommen kann, automatisch in jungen Aufnahmequadraten seltener, da diese für sie überwiegend zu trocken sind.

### **5.4.1.5 Zielarten und pflanzensoziologische Einordnung**

Neben der Betrachtung einzelner Kennwerte im zeitlichen Verlauf wurde auch eine stärker differenzierte Charakterisierung der Aufnahmeflächen vorgenommen. Diese wurde in erster Linie an den Zielvegetationstypen (siehe Kapitel 4) orientiert. Dazu wurden verschiedene Quellen zu Rate gezogen, die charakteristische und dominante Arten der Zielvegetationstypen nennen. BORHIDI (1993) und HORVÁTH et al. (1995) nehmen eine detaillierte syntaxonomische Einordnung der ungarischen Flora vor. Bei BORHIDI (1993) ist die unterste Ebene der Verband, bei HORVÁTH et al. (1995) die Assoziation. Sowohl auf Grundlage der Assoziationen als auch der Verbände, denen die Zielvegetation angehört, lassen sich allerdings nur wenige Zielarten festlegen, da nur sehr wenige Arten tatsächlich auf diese syntaxonomischen Einheiten beschränkt sind. Selbst bei Berücksichtigung passender Ordnungen ergeben sich nur wenige Zielarten, da viele charakteristische Arten der Referenzvegetation in den genannten Publikationen übergeordneten Syntaxa zugeordnet sind. Letztere sind aber wiederum zu weit gefasst. Deshalb wurden neben den beiden genannten Publikationen, denen Charakterarten der unten aufgeführten Verbände und Ordnungen entnommen wurden, noch weitere Quellen ausgewertet, die detaillierte Beschreibungen der Zielvegetationstypen enthalten: BORHIDI et al. (2012) und BÖLÖNI et al. (2011) für alle Vegetationstypen sowie KOVÁCS (1962) für Moorwiesen

und MOLNÁR, ZS. et al. (2008b) für Steppenwiesen. Die beiden letzteren Quellen sind insofern besonders interessant, als hier Informationen über die Zielvegetationstypen enthalten sind, die relativ alt sind und damit auch Zeiträume abdecken, in denen diese Vegetation noch weiter in der Landschaft verbreitet war und möglicherweise weniger durch intensive Landwirtschaft beeinträchtigt war als heute. Die Dissertation von KOVÁCS (1962) beschreibt die Moorwiesen Ungarns in der Mitte des 20. Jahrhunderts. Aus dieser Publikation geht hervor, dass die Bestände damals noch ausgedehnter waren. Sie lässt auch vermuten, dass die beschriebenen Moorwiesen-Gesellschaften damals noch kaum bedroht waren bzw. dass es kein Bewusstsein dafür gab, da u. a. die Melioration der Feuchtwiesen thematisiert wird. MOLNÁR, ZS. et al. (2008b) haben zahlreiche alte Quellen, die bis zur zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts zurückreichen, ausgewertet, um eine Liste der typischen Arten der Sandsteppenwiesen des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes zu erstellen. Es werden auch einige genannt, die nach der Vermutung der Autoren zu Lösssteppenwiesen gehören. Da Sandsteppenwiesen im ursprünglichen Zustand fast nicht mehr existieren bzw. fraglich ist, ob die Überbleibsel noch dem ursprünglichen Zustand entsprechen (vgl. Kapitel 7.7.2.2), sind dies sehr wertvolle Informationen über den ursprünglichen Charakter der Steppenwiesen.

Arten der Zielvegetationstypen wurden aus den genannten Quellen gemäß der nachfolgenden Auflistung von Vegetationstypen bzw. Syntaxa ausgewählt. Für die Zielvegetation Pfeifengraswiesen/Moorwiesen wurden auch Arten von Niedermoor-Gesellschaften berücksichtigt, da diese typische Elemente relativ nasser Pfeifengraswiesen sind und als schützenswert eingestuft werden können. Als Zielarten wurden solche Arten angesehen, die in den Quellen als charakteristisch, typisch oder dominant für die Zielvegetation beschrieben werden oder als deren Charakterarten bezeichnet werden. Solche Arten, die in den Quellen zwar als typische Elemente der Zielvegetation, gleichzeitig aber (im Fall ihrer Dominanz) als Zeiger von Störungen beschrieben werden, wurden nicht als Zielarten berücksichtigt und als neutral eingestuft.

BÖLÖNI et al. (2011)

- Moorzweiden auf Kalk, Weidenmoore (*Caricion davallianae*) (*Rich fens*)
- Pfeifengrasweiden (*Molinia meadows*)
- Steppenweiden auf Sand (*Closed sand steppes*)
- Lössrasen, Steppenweiden auf schwereren Böden (*Closed steppes on loess*)

BORHIDI et al. (2012)

- *Caricion davallianae* mit allen Assoziationen außer *Cladio marisci-Schoenetum nigricantis* Soó 1930, da dieses laut Beschreibung eher einem Großseggenried ähnelt
- *Molinion coeruleae* Koch 1926
- *Molinietum coeruleae* Koch 1926
- *Succiso-Molinietum hungaricae* (Komlódi 1958) Soó 1969 corr. Borhidi 2001
  
- *Festucion rupicolae* (Soó 1940) Borhidi 2012 comb. nova
- *Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae* Soó 1957
- *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964

KOVÁCS (1962)

- *Caricion davallianae*, darin alle Assoziationen:
- *Schoenetum nigricantis*
- *Juncetum subnodulosi*
- *Caricetum davallianae*
- *Seslerietum uliginosae*
  
- *Molinion/Molinietum*
- *Molinietum molinietosum* (*molinosum*) Scherrer 1925

MOLNÁR, Zs. et al. (2008b)

Als Zielarten wurden Arten aus einer Liste berücksichtigt, die laut Zitat die „charakteristischeren Arten der zonalen Sandsteppenwiese des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes“ enthält. Darin enthalten ist ein Abschnitt mit „Arten, die vermutlich auf lehmigerem Boden gesehen wurden“; diese wurden zu den Arten der Lösssteppenwiesen gezählt.

HORVÁTH et al. (1995)

- (Molinion – keine Arten aus der vorliegenden Studie enthalten)
- *Caricetalia davalliana*
- *Caricetalia davalliana* & Molinion
- *Festucion rupicolae*

BORHIDI (1993)

- Molinion
- *Caricion davalliana*
- *Festucion vallesiaca* (incl. *Festucion rupicolae*)

Eine Auflistung der gewählten Zielarten für Moorwiesen und Steppenwiesen findet sich in Tabelle 6.4-2 (S. 195).

Anzahl und Deckung der Zielarten wurden zunächst gegen das Bestandsalter aufgetragen und Regressionsanalysen unterzogen (wie in Kapitel 5.4.1.3 beschrieben).

Weiterhin waren die Anzahl und Deckung der Zielarten die wichtigste Grundlage für die Klassifikation der Aufnahmeflächen. Dabei war die Identifikation solcher Aufnahmeflächen, die als Ausschnitt eines Bestandes der Zielvegetation angesehen werden können, das vordergründige Ziel. Die Anwesenheit von Zielarten wurde als Indiz dafür interpretiert, dass sich ein dem ursprünglichen Erscheinungsbild der Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen ähnlicher Bestand entwickelt hat. Das ursprüngliche Erscheinungsbild bzw. das, was darüber bekannt ist, wurde hier als Leitbild für eine erfolgreiche Neuentstehung gewählt. Zu diesem

Leitbild gehörte auch, einen größeren Anteil von Arten aus der bereits in Kapitel 5.4.1.3 beschriebenen Kategorie „Störzeiger“ als Bestandteil der Zielvegetation auszuschließen. Diese Arten, denen BORHIDI (1993) einen Natürlichkeitswert von 1 oder weniger zugeordnet hat, werden aus dem Blickwinkel der genannten Zielsetzung als unerwünscht angesehen: Arten, die an intensiv und häufig vom Menschen beeinträchtigte Standorte angepasst sind, sollten kein Bestandteil extensiv bewirtschafteter, ungestörter Graslandbestände sein. Eine Störung lässt sich häufig an einer Zunahme der Deckung solcher Arten ablesen, was gleichzeitig zu einer Verminderung von Arten der Zielvegetation führen kann. Daher ist die Deckung der „Störzeiger“ als negativer Faktor in die Bewertung der Aufnahmeflächen eingeflossen. Einige Arten, für die keine Daten bei BORHIDI (1993) vorliegen, wurden ebenfalls als negativ eingestuft, wenn es sich dabei nach eigenen Kenntnissen oder nach Angaben bei KIRÁLY (2009) um Ackerunkräuter oder um die auf dem Acker angebauten Nutzpflanzen handelte. Alle übrigen Arten wurden als neutral gewertet.

Die folgenden Definitionen sind Ergebnis der eigenen Einschätzung der untersuchten Bestände und können als Vorschlag für die Beurteilung von Beständen der Zielvegetation angesehen werden. Sie sind objektiv nachvollziehbar und wurden einheitlich auf alle Vegetationsaufnahmen der vorliegenden Arbeit angewendet. Zusätzlich zu den Definitionen der Zielvegetationstypen werden noch einige einzelne Aufnahmeflächen oder kleine Gruppen von Aufnahmen beschrieben, die anderen Vegetationstypen zugeordnet werden können oder diesen zumindest nahe stehen. Diese Zuordnung wurde auf der Grundlage von BORHIDI (1993) und BORHIDI et al. (2012) vorgenommen. Beispiele für alle beschriebenen Vegetationstypen finden sich in Anhang III (S. 381).

Vegetationstypen, die in erster Linie an nasse Standorte gebunden sind

Pfeifengraswiese

Die Aufnahme­fläche enthält *Molinia caerulea* mit einem Deckungsgrad von mindestens 30 % sowie 4 weitere Zielarten der Moorwiesen.

oder

Die Aufnahme­fläche enthält *Molinia caerulea* mit einem Deckungsgrad von mindestens 15 % sowie 8 weitere Zielarten der Moorwiesen.

Leicht degradierte Pfeifengraswiese

Die Deckung von *Molinia caerulea* beträgt mindestens 10 %, und 8 weitere Zielarten sind vorhanden oder die oben genannten Bedingungen für Pfeifengraswiesen sind erfüllt, aber die Deckung von *Deschampsia cespitosa* übersteigt die von *Molinia caerulea*.

*Deschampsia*-Wiese (Sumpfwiese)

Die Aufnahme­fläche erfüllt die Bedingungen für eine Pfeifengraswiese oder leicht degradierte Pfeifengraswiese nicht und enthält *Deschampsia cespitosa* mit einem Deckungsgrad von mindestens 20 % sowie mindestens 6 typische Moorwiesen-Arten.

Unspezifische Moorwiese

Die Aufnahme­fläche zeigt keine ausreichende Deckung von *Molinia* oder *Deschampsia*, um obige Bedingungen zu erfüllen, aber die summierte Deckung der Moorwiesenarten + *Deschampsia* erreicht mindestens 15 %. Außerdem sind insgesamt mindestens 6 Moorwiesenarten vorhanden und die Deckung von Störzeigern beträgt unter 20 %.

Röhricht-artige Vegetation, die dem Polygono-Bolboschoenetum Bodrogközy 1962 nahesteht

Dabei handelt es sich um zwei Aufnahmeflächen mit Dominanz von *Bolboschoenus maritimus* (hier 35 % und 40 %). Einzelne weitere Arten von Röhricht-Gesellschaften sind mit geringer Deckung anwesend; Großseggen fehlen.

Großseggenried (Magnocaricetalia)

Dazu gehört eine Aufnahmefläche mit Dominanz von *Carex elata* (35 % + 5 % *Carex riparia*), die dem Caricetum elatae Koch 1926 nahesteht, aber strukturell einer Mähwiese ähnelt (d. h. *Carex elata* zeigt kaum Horstbildung). Eine weitere Aufnahmefläche wurde hier eingeordnet, die eine hohe Deckung von *Carex acutiformis* und *Carex riparia* (zusammen 28 %) aufweist; dieser Bestand steht dem Caricetum acutiformis Egger 1933 nahe. In beiden Fällen handelt es sich um zwei der nassesten Flächen der aufgenommenen Bandbreite, die 2010, soweit beobachtet, das ganze Jahr über überschwemmt waren (die beiden Quadrate wurden 2008 aufgenommen).

Sumpfwiese, die dem Agrostio-Deschampsietum caespitosae Újvárosi 1947 nahesteht

Zu dieser Kategorie wurden 5 Aufnahmen gezählt, in denen *Agrostis stolonifera* dominiert (mindestens 25 %) und auch *Deschampsia cespitosa* stets vorhanden ist (meist auch mit höherer Deckung), gleichzeitig aber nur wenig Moorwiesenarten gedeihen.

Vegetationstypen, die in erster Linie an trockene Standorte gebunden sind

Steppenwiese

Die Aufnahmefläche enthält mindestens 11 Arten, die typische Elemente von geschlossenen Sand- oder Lösssteppenrasen sind und keine Zeiger von Degradation sind. Die summierte Deckung dieser Arten beträgt mindestens 35 %, während die Summe der Deckungsgrade von Störzeigern 2/3 des letzteren Wertes nicht übersteigt.

### Leicht degradierte Steppenwiese

Die Anzahl der Steppenwiesen-Arten beträgt mindestens 11, während die summierte Deckung dieser Arten nur zwischen 20 und <35 % liegt. Die Deckungsgradsumme von Störzeigern übersteigt 2/3 der summierten Deckung der Steppenwiesen-Arten nicht.

oder

Die Anzahl der Steppenwiesen-Arten liegt nur bei 8-10, während die summierte Deckung dieser Arten 35 % oder mehr erreicht. Die Deckungsgradsumme von Störzeigern übersteigt 2/3 der summierten Deckung der Steppenwiesen-Arten nicht.

### Bestand mit Dominanz von Fabaceae-Arten

Aufnahmeflächen, bei denen der Anteil von kleinwüchsigen, beweidungsresistenten Fabaceae an der Gesamtdeckungssumme bei mindestens 40 % liegt. Dieser Wert wird jeweils von der Summe der drei Arten *Trifolium repens*, *Trifolium pratense* und *Medicago lupulina* erreicht. Sie werden oft von weiteren kleinwüchsigen Fabaceae-Arten begleitet, die aber zur Gesamtdeckung unwesentlich beitragen. In den meisten Fällen ist auch *Lolium perenne* anwesend, was eine Verwandtschaft zum Lolio-Cynosuretum Tx. 1937 nahelegt. Es handelt sich ausschließlich um beweidete Flächen.

### Übergang Sandsteppenwiese/offener Sandsteppenrasen

Dabei handelt es sich um eine Aufnahmefläche, die die Kriterien einer leicht degradierten Sandsteppenwiese erfüllt und insgesamt 6 Arten enthält, die BORHIDI (1993) den Festucetalia vaginatae zuordnet (davon wurden 2 gleichzeitig als Zielarten für die Sandsteppenwiese eingestuft). Diese Arten erreichen eine summierte Deckung von 35 %.



### Offener Sandsteppenrasen

So wurde eine Aufnahme­fläche definiert, die insgesamt 9 Arten enthält, die BORHIDI (1993) den Festucetalia vaginatae zuordnet (davon wurden 2 gleichzeitig als Zielarten für die Sandsteppenwiese eingestuft). Diese Arten erreichen eine summierte Deckung von 35 %. Diese und die vorgenannte Aufnahme­fläche setzen sich von allen anderen nicht nur durch die relativ hohe Anzahl an Arten der Festucetalia vaginatae, sondern auch durch eine relativ hohe Deckung von *Euphorbia seguieriana* (13 bzw. 12 %) ab.

### Weitere Vegetationsbestände

#### Vegetation, die gleichzeitig mehrere Moor- und Steppenwiesenarten enthält

Hier wurden Aufnahme­flächen eingeordnet, die insgesamt mindestens 10 Zielarten enthalten, davon pro Vegetationstyp jeweils mindestens 3. Die aufsummierte Deckung von beiden beträgt mindestens 25 %, und die summierte Deckung von Störzeigern beläuft sich auf weniger als 2/3 der summierten Deckung der Zielarten. Diese Aufnahmen entsprechen vom naturschutzfachlichen Wert her etwa leicht degradiertes Zielvegetation.

### Halbtrockenrasen

Hierbei handelt es sich um eine Aufnahme­fläche, in der *Brachypodium pinnatum* mit 70 % Deckung stark dominiert. Die Aufnahme­fläche erfüllt zwar auch die Anforderungen einer Steppenwiese; die Dominanz dieser Art kennzeichnet jedoch Halbtrockenrasen, die u. a. durch das Austrocknen von Moorwiesen zustande kommen können (BÖLÖNI et al. 2011). Dementsprechend befindet sich die betroffene Aufnahme­fläche in der direkten Nachbarschaft zu Pfeifengraswiesen und enthält auch 5 Moorwiesen-Zielarten.

### Glatthaferwiese

Hierzu gehören zwei Aufnahme­flächen, die *Arrhenatherum elatius* mit einer Deckung von 25 bzw. 28 % enthalten.

### Störzeiger-dominierter Bestand

Die Deckungsgradsumme von Störzeigern erreicht mindestens 40 % der summierten Deckung aller Arten und die Aufnahme­fläche weist höchstens 4 Zielarten auf.

### Rumpfgesellschaft

In diese Kategorie wurden alle weiteren Vegetationsaufnahmen eingeordnet, auf die keine der obigen Definitionen/Beschreibungen zutrifft. Diese enthalten keine bis eine mittlere Anzahl an Zielarten. Meist sind sie gekennzeichnet durch eine Mischung aus störungstoleranten und/oder indifferenten Arten – die auch oft dominant sind – sowie durch Störzeiger. Der Begriff „Rumpfgesellschaft“ wurde von BRUN-HOOL (1963), S. 77 u. 78, definiert, der darunter „im Entstehen begriffene, erst teilweise entwickelte, noch nicht voll ausgeprägte, pionierhafte Gesellschaften ohne eigene Kennarten“ versteht. Diese Definition trifft auf die genannten Vegetationsbestände zu.

Die Ergebnisse der Klassifikation und Charakterisierung der Vegetation in den Aufnahme­flächen wird nach Altersklassen getrennt in Balkendiagrammen dargestellt (erstellt mit der Software Microsoft Excel). Die Aufnahmen wurden aufgrund des geschätzten Grundwasserstandes in die beiden Feuchtigkeitsregimes eingeteilt. Eine einzelne Aufnahme­fläche wurde für die grafische Darstellung der Vegetationstypen jedoch vom trockenen ins nasse Feuchtere­gime verschoben, da sie zwar aufgrund der bodenkundlichen Gegebenheiten dem trockenen Feuchtere­gime zugeordnet wurde, sich der Definition nach aber als Pfeifengraswiese erwiesen hat.

## 5.4.2 Boden

### 5.4.2.1 Aufbereitung der bodenkundlichen Daten

Zunächst wurde eine nach Untersuchungsgebieten unterteilte Tabelle mit Minimal- und Maximalwerten für die meisten gemessenen Parameter erstellt, um einen Überblick über die bodenkundliche Kennzeichnung der untersuchten Flächen zu geben.

Für die Darstellung der im Labor ermittelten Bodenarten wurde ein Korngrößendreieck mit dem Programm SigmaPlot erstellt. Die Grenzziehung zwischen den Bodenarten wurde dabei nach STEFANOVITS et al. (2010) vorgenommen.

Für vier Sets von Bodenproben (vgl. Punkt 5.4.2.2) wurden Zusammenhänge der Bodenparameter untereinander getestet. Die Ermittlung dieser Korrelationen diente in erster Linie als Hintergrundinformation für die Interpretation der Zusammenhänge der Bodenparameter mit der Entwicklungsdauer (Abschnitt 5.4.2.2) sowie mit der Vegetationszusammensetzung (Abschnitt 5.4.3). Es wurden jeweils alle unter Punkt 5.4.1.3 genannten Funktionen sowie auch die lineare Regression getestet. Diese Funktionen reichten aus, um die analysierten Zusammenhänge gut abzubilden, so dass darauf verzichtet wurde, weitere Funktionen zu testen.

Die Ergebnisse der Klassifikation von Bodenprofilen nach dem ungarischen System wurden in einer Tabelle (erstellt mit der Software Microsoft Excel) nach Feuchteregimen sowie nach Untersuchungsgebieten differenziert aufgelistet. Zur Illustration der Verteilung der Bodentypen über die Altersklassen wurde dagegen eine grafische Darstellung gewählt (vgl. Abschnitt 5.4.2.2).

Zusätzlich wurde der Versuch unternommen, eine nachträgliche Einordnung der untersuchten Profile nach der Bodenklassifikation der World Reference Base (IUSS WORKING GROUP WRB 2006) und der deutschen Bodensystematik vorzunehmen. Dies ist nur unter Vorbehalten möglich, da notwendige Daten vor allem für die Schichten unterhalb von 10 bzw. 30 cm unter der GOF nicht erfasst wurden. Vorschläge für eine Zuordnung wurden trotzdem gemacht, da besonders die Übertragung in das System der WRB und auch die an internationale Standards angelehnte Verbesserung des ungarischen Systems aktuelle Themen sind (MICHÉLI et al. 2006;

LÁNG 2013; MICHÉLI et al. 2015). Zudem wird auf diese Weise eine bessere Verständlichkeit für nicht ungarische Leser erreicht. Als Grundlage für eine Einordnung der untersuchten Profile nach der WRB und nach der deutschen Bodensystematik dienten die in Tabellenform festgehaltenen, im Gelände ermittelten Daten (Beispiele in Anhang IV, S. 397). Zusätzlich wurden die Daten aus den Laboranalysen zu Rate gezogen, die für die obersten 10 cm und stellenweise auch für die Schicht 10-30 cm zur Verfügung standen. Als Grundlage für die Übertragungsversuche dienten die Nachschlagewerke der IUSS WORKING GROUP WRB (2006) und der AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005). Da diese Klassifikationssysteme teilweise Informationen erforderten, die nicht zur Verfügung standen, können die gewählten Entsprechungen nur Orientierungscharakter haben. Im Folgenden wird beschrieben, auf welchen Überlegungen die Wahl der einzelnen Entsprechungen beruht.

### Übertragung in Bodengruppen nach der WRB

Maßgeblich für die Berücksichtigung des Grundwassereinflusses in den untersuchten Böden nach der WRB ist in den meisten Fällen die Entscheidung darüber, ob die Farben in den Profilen als reduzierend oder als oxidierend angesehen werden können bzw. ob ein gleyic Farbmuster vorliegt (IUSS WORKING GROUP WRB 2006). In den Oberböden muss laut der im Labor bestimmten Munsell-Farben (Anhang IV, S. 397) auch bei den nassen Böden überwiegend von Oxidationsfarben ausgegangen werden, da meist der Munsell-Farbtone 10 YR ermittelt wurde. Die Farbtöne von Unterböden wurden leider nicht bestimmt. Es soll aber davon ausgegangen werden, dass es sich bei den häufig auftretenden weißen bis grauen Farben im Unterboden um Reduktionsfarben handelt. Oxidationsflecken traten nur in einem Teil der wasserbeeinflussten Profile auf. Da für einen Gleysol mindestens 25 cm der obersten 50 cm des Bodenprofils ein gleyic Farbmuster aufweisen müssen, was aber nie der Fall war, da die A-Horizonte meist tiefer als 25 cm waren (vgl. Anhang IV, S. 397), kann keiner der Böden als Gleysol bezeichnet werden.

Die A-Horizonte der untersuchten Profile erfüllen jedoch häufig die Kriterien des mollic Horizont (IUSS WORKING GROUP WRB 2006). Wie Anhang IV (S. 397) zeigt, sind die Munsell-Farben der oberen 10 cm stets durch eine Sättigung (chroma) von höchstens 3 (feucht) und eine Helligkeit (value) von höchstens 3 (feucht) und von höchstens 5 (trocken) gekennzeichnet. Eine Basensättigung von mindestens 50 % kann aufgrund der überall nahe bei oder über 6 liegenden

pH-Werte sowie der fast stets kalkhaltigen Oberböden ebenfalls als gegeben angenommen werden (BLUME et al. 2010; STEFANOVITS et al. 2010). Weiterhin muss der Gehalt an organischem Kohlenstoff mindestens 0,6 % betragen, was nur bei wenigen Profilen auf Sand nicht der Fall ist. Die erforderliche Mächtigkeit von 25 cm ist bis auf einzelne Ausnahmen ebenfalls überwiegend gegeben. Schließlich muss der mollic Horizont noch ein gutes Bodengefüge haben. Dieses Kriterium ist in einer Reihe von Profilen nicht erfüllt, die stark bis sehr stark verdichtete Oberböden aufweisen.

Die Mehrzahl der untersuchten Profile kann aufgrund der Existenz eines mollic Horizonts als Chernozem eingeordnet werden (Anhang IV, S. 397). Der in vielen Profilen sichtbare Grundwassereinfluss kann mit dem Qualifier gleyic berücksichtigt werden, da die Unterböden vor allem der (Moorigen) Wiesenböden meist die Kriterien eines gleyic Farbmusters im obigen Sinne (weiße bis graue Farben und/oder Oxidationsflecken) und damit die des gleyic Qualifiers erfüllen. Beginnt das gleyic Farbmuster erst unterhalb von 50 cm unter der GOF, wird der Qualifier endogleyic gewählt (Nr. 74 u. 117 in Anhang IV, S. 399 u. 404). Entsprechend wurde bei Auftreten von fluviatilen Sedimenten unterhalb von 50 cm unter der GOF der Qualifier endofluvic vergeben (Nr. 327 in Anhang IV, S. 401).

Böden mit stark bis sehr stark verdichteten Oberböden, welche im trockenen Zustand sehr hart werden können, mussten als Regosol eingeordnet werden, da sie aufgrund der zur Verfügung stehenden Informationen keinem anderen Bodentyp entsprechen (Nr. 74 u. 117 in Anhang IV, S. 399 u. 404). Für einige Profile der Tápió-Landschaft und der Peszéradacser Wiesen wurde aber eine Ausnahme gemacht. Diese entsprechen aufgrund ihres tiefen, dunklen A-Horizontes in besonderem Maße dem typischen Erscheinungsbild einer Schwarzerde, haben aber einen stark verdichteten Oberboden, der auf Beweidung durch Großtiere zurückzuführen ist. Diese Profile wurden trotz der Verdichtung als Chernozeme eingeteilt (Nr. 209, 146, 266 u. 142 in Anhang IV, S. 403, 405 u. 407), es könnte aber auch eine Einteilung als Regosol korrekt sein. Wie bereits erwähnt, können die hier gewählten Entsprechungen nur den Charakter von Vorschlägen haben.

Auenböden wurden als Fluvisols eingeordnet. Auch hier können die Spuren des Grundwassereinflusses mit dem Qualifier „gleyic“ berücksichtigt werden. Laut der Beschreibung der WRB kann helles, sehr carbonatreiches Material (Mergel) in Fluvisols als

limnic Material angesehen werden. Daher konnten einige Fluvisols mit dem Qualifier limnic versehen werden (Nr. 2, 237 u. 251 in Anhang IV, S. 399, 400 u. 401).

Die meisten untersuchten Humosen Sandböden können aufgrund eines ausreichenden Humus-Gehaltes im Oberboden als Chernozeme klassifiziert werden, da sie damit die Bedingungen eines mollic Horizont erfüllen. Nur einige wenige Profile mit lockerem Sand auch an der GOF erreichen durchschnittlich über die obersten 20 cm gesehen nicht die erforderlichen  $> 0,6 \% C_{org}$  (d. h.  $> 1,2 \% SOM$ ). Deshalb ist hier Arenosol die zu wählende Bodengruppe (Nr. 25 u. 12 in Anhang IV, S. 408 u. 409).

Die Solonetze der vorliegenden Untersuchung können möglicherweise auch nach WRB als Solonetze angesehen werden. Da aber keine entsprechenden Messdaten vorliegen, kann dies nicht überprüft werden.

Solchen Profilen, die für keinen speziellen Qualifier die Kriterien erfüllen, wird der Qualifier haplic vorangestellt.

Ein Blick auf Tabelle 6.6-3 (S. 216) zeigt, dass sich die Zeichen des Grundwassereinflusses in den Profilen des nassen Feuchtereimes, aber auch noch in den Wiesenböden häufig im Qualifier gleyic widerspiegeln. Tschernoseme und Humose Sandböden setzen sich dadurch ab, dass dieser Qualifier hier kaum noch auftaucht.

Die gewählten Suffixe für die Beispiele in Anhang IV (S. 397) sind hinter den Hauptbodengruppen in Klammern gesetzt. Sie geben zusätzliche, weniger stark ins Gewicht fallende Eigenschaften der Profile an. Die Suffixe sollen hier nicht näher erläutert werden. Ihre Bedeutung kann bei IUSS WORKING GROUP WRB (2006) nachgelesen werden. Prinzipiell kommen auch weitere Suffixe für die untersuchten Profile infrage, für die aber keine ausreichende Informationsgrundlage gegeben ist.

#### Übertragung in Bodentypen der deutschen Systematik

Bei der Einordnung nach der deutschen Bodensystematik (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005) wurden in Bezug auf kritische Punkte, wo möglich, ähnliche Prinzipien angewandt wie bei der Einordnung nach der WRB. So wurden entsprechend der Vorgehensweise bei der Klassifizierung nach WRB auch hier graue bis weiße Unterbodenhorizonte als G-Horizonte

angesehen. Oxidationsmerkmale fehlen häufig trotz hoher Grundwasserstände. Die Gründe dafür sind nicht klar, da Profile mit Oxidationsflecken und solche ohne solche Flecken z. T. nah beieinander liegen, so dass die Annahme nicht nahe liegt, dass es sich um ein nicht zeichnendes Substrat (und damit um den Bodentyp Bleichgley) handeln könnte. Es kann auch letztlich nicht geklärt werden, ob es sich bei den weißen und grauen Unterboden-Farben tatsächlich um Merkmale handelt, die reduzierende Bedingungen widerspiegeln, oder ob sie lediglich durch die oft hohen Kalkgehalte zustande kommen (vermutlich ist beides mehr oder weniger der Fall – die hohen Grundwasserstände lassen zumindest zeitweise reduzierende Bedingungen vermuten). Für eine korrekte Klassifikation wären Laboranalysen auch der Unterbodenhorizonte vonnöten gewesen, so dass hier lediglich Vermutungen über mögliche Entsprechungen angestellt werden können.

Bei der deutschen Bodensystematik ist entscheidend, ob Gley-Merkmale innerhalb der obersten 4 dm des Profils auftreten bzw. beginnen (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Dies ist bei einer Reihe von Profilen der Fall, so dass diese als Gley eingeordnet wurden. In Fällen, wo Oxidationsflecken fehlen, ist das nicht ganz korrekt, gibt aber die Tatsache wieder, dass auch hier ein starker Grundwassereinfluss herrscht. In Fällen, wo Gley-Merkmale in den obersten 4 dm lediglich in Form eines Misch-Horizontes mit einem A<sub>xh</sub>-Horizont auftraten, wurde der Subtyp Tschernosem-Gley gewählt (Nr. 1 u. 115 in Anhang IV, S. 398 u. 402). Gleye, für die in den oberen 10 cm SOM-Gehalte von über 15 % ermittelt wurden (A<sub>a</sub>-Horizont) und bei denen gleichzeitig ein Grundwasserstand nahe der Geländeoberfläche zu beobachten war, wurden als Anmoorgleye eingestuft (Nr. 11 in Anhang IV, S. 397). (Die Obergrenze für den A<sub>a</sub>-Horizont von 30 % SOM wurde bei keinem Profil überschritten.)

Bei Profilen, in denen Oxidations- oder (vermeintliche) Reduktionsfarben nicht innerhalb der oberen 4 dm auftreten, ist im Normalfall der A-Horizont dementsprechend mindestens 4 dm tief. Das entscheidende Merkmal für einen A<sub>h</sub>-Horizont, dass er, je nach Körnung, mindestens 0,6-1,2 Masse-% organische Substanz enthalten muss (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005), ist vermutlich in allen Profilen gegeben. (Die Einschränkung „vermutlich“ muss deshalb gemacht werden, weil die genaue Korngrößenverteilung nur für einen Teil der Aufnahmepunkte vorliegt – vgl. Abbildung 6.6-1, S. 212.) Bei gutem Bodengefüge kann man noch präziser von einem A<sub>xh</sub>-Horizont ausgehen. Als gutes Bodengefüge wurde das solcher

Oberböden betrachtet, die bei der Bohrung als locker oder leicht verdichtet oder seltener als mittelmäßig verdichtet eingeschätzt wurden. Eine weitere Voraussetzung für einen Axh-Horizont, eine Basensättigung von mindestens 50 % (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005), entspricht einem der Kriterien für den mollic Horizont in der WRB und kann, wie im Abschnitt zur WRB bereits erläutert, als gegeben angenommen werden (BLUME et al. 2010; STEFANOVITS et al. 2010). Böden mit mindestens 4 dm tiefem Axh-Horizont wurden als Tschernosem eingeordnet. Falls Gley-Merkmale unterhalb von 4 dm unter der GOF auftraten, wurde der Subtyp Gley-Tschernosem gewählt (Nr. 150, 74, 235 u. 117 in Anhang IV, S. 398, 399 u. 404) (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Da Sekundärcarbonat-Anreicherungen normalerweise nicht deutlich im Profil erkennbar waren, wurde der Bodentyp Kalktschernosem nicht berücksichtigt.

Für Profile mit weniger als 4 dm tiefen A(x)h-Horizonten wurde der Bodentyp Pararendzina gewählt. Bei entsprechenden Merkmalen im Unterboden ist hier der Subtyp Gley-Pararendzina (Nr. 327 u. 264 in Anhang IV, S. 401 u. 409) möglich (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

Voraussetzung für eine Pararendzina ist ein kalkhaltiger Unterboden. In einem einzelnen Fall des Profils eines Sandbodens, der bis 1 m Tiefe (weitgehend) entkalkt war, wurde stattdessen bei sonst ähnlichen Merkmalen der Bodentyp Regosol gewählt (Nr. 12 in Anhang IV, S. 409) (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

Problematisch ist die Einordnung von Böden, deren Ah-Horizont tiefer als 4 dm ist, aber aufgrund starker bis sehr starker Verdichtung die Gefüge-Anforderungen eines Axh-Horizontes nicht erfüllt. Möglicherweise ist ein solcher Fall in der deutschen Bodensystematik gar nicht vorgesehen. Im einfachen Bestimmungsschlüssel für Terrestrische Böden auf Seite 193 der Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005) ist nur von der Mächtigkeit des Ah-Horizontes die Rede. Wenn diese über 4 dm liegt, handelt es sich um einen Tschernosem. So wurden hier auch die verdichteten Böden mit über 4 dm tiefem Ah-Horizont unter Vorbehalt als Tschernoseme eingeordnet. Sie wurden aber zusätzlich mit dem Hinweis „verdichtet“ versehen.

Profile, die nach der ungarischen Bodenklassifikation dem Hauptbodentyp Auenboden entsprachen, wurden als Auengley eingeordnet, wenn sie die Anforderungen eines Gleys



erfüllten, ansonsten als Tschernitza (Nr. 151, 237 u. 251 in Anhang IV, S. 400 u. 401), da die Tiefe des A-Horizontes dann 4 dm überstieg. Bei stark verdichteten, aber mehr als 4 dm tiefen Ah-Horizonten wurde die Verdichtung ähnlich wie für Tschernoseme mitnotiert, da im Typ Tschernitza normalerweise die Anforderungen eines Axh-Horizontes erfüllt sein sollten (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Bei solchen Profilen, in denen das Vorhandensein von fluviatilen Sedimenten bei der ungarischen Nomenklatur nur in Form eines Untertyps berücksichtigt wurde (z. B. Auenboden-Wiesenboden), wurde dieser Aspekt in die deutsche Benennung nur eingebracht, falls aus den Profildaten ersichtlich war, dass die Sedimente bereits innerhalb von 4 dm unter der GOF auftraten (Nr. 2 in Anhang IV, S. 399).

Ein einzelnes Profil mit einer anthropogen aufgebrauchten Schicht wurde als Kolluvisol eingestuft (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass einige der untersuchten Profile auch durch Stauwasser gekennzeichnet waren. Da aber bekannt ist, dass in den untersuchten Gebieten flächendeckend hohe Grundwasserstände auftreten und nicht genug Informationen zur Differenzierung zwischen Gleyen und Pseudogleyen vorliegen, wurde der letztere Typ hier ausgeklammert.

### **5.4.2.2 Regressionsanalyse mit Bodenparametern**

Die Analyse der Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und Entwicklungsdauer sowie zwischen Bodenparametern und dem geschätzten Grundwasserstand wurde nach denselben Prinzipien vorgenommen wie die entsprechende Analyse für vegetationskundliche Parameter (Abschnitt 5.4.1.3). Dies gilt auch für die Kurvenanpassung und die zugehörigen Abbildungen. Auch hier wurden für die Analyse von Zusammenhängen mit der Entwicklungsdauer jeweils die Daten der Altwiesen-Proben ausgeklammert und nur bei der grafischen Darstellung zum Vergleich als Boxplots eingefügt. Auch paarweise Vergleiche zwischen Altersklassen mittels Mann-Whitney-Rangsummentests wurden durchgeführt.

Da die Anzahl zur Verfügung stehender Daten zwischen den Parametern stark variierte (vgl. Abschnitt 5.3), wurden die Regressionsanalysen nach zwei verschiedenen Strategien

durchgeführt. Zunächst wurde für jeden Parameter eine Regression mit der Maximalzahl vorliegender Daten berechnet (Tabelle 6.7-1, S. 224), die überwiegend auch bei grafischen Darstellungen ausgewählter Parameter zugrunde gelegt wurde. Zusätzlich wurden dann vier Sets von Aufnahmequadraten (bzw. Proben) ausgewählt, für die eine Teilmenge von Parametern komplett zur Verfügung stand (Anhang V a-d, S. 410). Die Anzahl der Aufnahmequadrate in den Sets betrug 85, 63, 49 und 22. Sie ergaben sich folgendermaßen: Für 85 Aufnahmeflächen von Brachen liegen Werte zu pflanzenverfügbarem P und K vor. Davon gehören 22 dem nassen, 63 dem trockenen Feuchteregime an. Das Set 63 schließt ein Set von 49 Aufnahmeflächen mit ein, für die zusätzlich  $N_{\min}$  gemessen wurde. In diesen 49 Quadraten wurde zugleich die Schicht 10-30 cm beprobt, für welche die Gehalte an  $N_{\min}$ , Kalk, SOM und  $N_{\text{tot}}$  bestimmt wurden. Eine weitere Aufnahmefläche mit  $N_{\min}$ -Analyse wurde als starker Ausreißer eingestuft, da sie in den oberen 10 cm durch einen  $\text{NH}_4^+$ -Wert von 2,68 mg/100 g bei einer Entwicklungszeit von 11 Jahren gekennzeichnet war. Diese Aufnahmefläche wurde daher nur im Set 63 berücksichtigt. Die vier genannten Probensets waren auch die Grundlage für die Analyse von Zusammenhängen zwischen Boden- und Vegetationsparametern (vgl. folgender Abschnitt).

Die Ergebnisse der Bohrstockanalyse wurden ebenfalls in Abhängigkeit von der Entwicklungsdauer dargestellt. Dazu wurden die ungarischen Bodentypen differenziert nach Altersklassen in einem Balkendiagramm wiedergegeben (erstellt mit der Software Microsoft Excel).

Für das organische Material wurde zum Vergleich mit anderen Studien die Akkumulationsrate in den obersten 10 cm in g pro Jahr und Quadratmeter berechnet. Dies wurde für die beiden Feuchteregime getrennt durchgeführt. Für das trockene Feuchteregime wurde das Probenset 49 zugrunde gelegt, da in diesem keine Korrelation zwischen Bestandsalter und Grundwasserstand vorlag, die das Ergebnis hätte verfälschen können (vgl. Kapitel 6.7.2 sowie Tabelle 6.7-1, S. 224 und Anhang V a, S. 410). Zur Bestimmung der Akkumulationsrate wurden jeweils die MW der SOM-Gehalte in der jüngsten (hier 0-7 Jahre) und der ältesten Altersklasse bestimmt. Da die Werte in diesem Fall normalverteilt waren, war dies zulässig. Die älteste Altersklasse umfasste beim Set 49 nur 40-51 Jahre alte Flächen. Um Vergleiche zwischen den beiden Bodenfeuchteregimen möglich zu machen, wurde die Analyse im nassen Feuchteregime

ebenfalls auf die Altersspanne 40-51 beschränkt. Es wurden jeweils auch Altersmittelwerte für die beiden Altersklassen ermittelt. Schließlich wurden die Differenzen zwischen den beiden Altersklassen bezüglich der Durchschnittswerte für SOM und Alter berechnet. Daraus ließ sich dann die durchschnittliche Zunahme an SOM pro Jahr über ca. 42 Jahre hinweg berechnen (das durchschnittliche Bestandsalter der jüngsten Altersklasse lag bei 2-3, das der ältesten bei ca. 44,8 Jahren). Dies wurde für die volumen- bzw. flächenbezogenen Daten durchgeführt.

### **5.4.3 Zusammenhänge zwischen Vegetation und Boden**

Da die verschiedenen bodenkundlichen Parameter vielfach untereinander und mit den Hauptgradienten korreliert sind (vgl. Kapitel 6.6.5 und 6.7), wurde das Modell der multiplen linearen Regression gewählt, um die Stärken der Einflüsse der einzelnen Parameter auf den Erfolg der Neuentwicklung trotzdem gegeneinander abwägen zu können. Die bodenkundlichen Parameter und die beiden Hauptgradienten sind im Modell die erklärenden bzw. unabhängigen Variablen. Als Repräsentanten für das Resultat der Neuentwicklung aus Naturschutzsicht wurden die vegetationskundlichen Parameter „Anteil an Arten naturnaher Standorte“, „Anteil an Störzeigern“ (vgl. Kapitel 5.4.1.3) und „Anzahl der Zielarten“ gewählt. Diese sind die Zielvariablen (abhängigen Variablen) des Modells. Auch hier wurde, wie bereits für die Identifikation von Vegetationstypen (vgl. Kapitel 5.4.1.5), eine naturschutzfachliche Wertung der Arten in Bezug auf die Zielsetzung vorgenommen. Diese wurde an der Bewertung der Arten in der Literatur festgemacht. Zielarten im Sinne von Kapitel 5.4.1.5 oder Arten mit hohem Natürlichkeitswert nach BORHIDI (1993) wurden als Zeichen einer erfolgreichen Entwicklung halbnatürlicher Grasländer interpretiert. In diesen beiden Kategorien gibt es eine Reihe von Überschneidungen; dennoch sollen beide Bewertungsansätze im Modell getestet werden. Die Artengruppe „Störzeiger“ wiederum wurde in Bezug auf die Zielsetzung als negativ angesehen (vgl. Kapitel 5.4.1.5).

Der multiplen linearen Regression wurden die vier Datensets (vgl. Abschnitt 5.4.2.2) zugrunde gelegt, für die jeweils eine bestimmte Schnittmenge bodenkundlicher Parameter zur Verfügung stand, welche allerdings nicht alle in das Modell eingeflossen sind. Für alle Sets wurden dieselben acht unabhängigen Variablen analysiert, für das Set 49 zusätzlich Ammonium und

Nitrat (vgl. Tabelle 6.8-1, S. 237). Da die Parameter SOM und  $N_{\text{tot}}$  stark korreliert sind, war es sinnvoll, nur einen der beiden Parameter in den Modellen zu berücksichtigen. Da der Gesamtstickstoff im Hinblick auf den mineralischen Stickstoff besonders interessiert, wurde dieser gewählt.

Da die Zusammenhänge mit dem Bestandsalter und dem pflanzenverfügbaren P nicht-linear sind, wurden diese beiden Parameter einer logarithmischen Transformation unterzogen, um diese Korrelationen linearen Zusammenhängen anzupassen. Eine weitere Voraussetzung linearer Modelle, nämlich, dass die Zielvariablen normalverteilt sein müssen, war für die Zielvariablen „Anteil an Störzeigern“ und „Anzahl der Zielarten“ nicht gegeben. Diese Parameter wurden daher durch Ziehen der Quadratwurzel einer Normalverteilung angepasst. Ob eine Normalverteilung vorlag, wurde jeweils mit dem Shapiro-Wilk-Test geprüft, der im Programm SigmaPlot zur Verfügung steht. Die multiple lineare Regression für die vier Datensets wurde mit der Software SPSS vorgenommen.

Zusätzlich zu den multiplen linearen Regressionen wurden zum Vergleich einzelne Regressionen zwischen den beteiligten abhängigen und unabhängigen Variablen durchgeführt. Dabei wurden jeweils zwei unterschiedliche Regressionen berechnet: einmal mit den untransformierten Parametern mit nicht-linearen Regressionsgleichungen (siehe Abschnitt 5.4.1.3, alle dort genannten Funktionen wurden jeweils getestet) und zum Zweiten mit den zum Teil transformierten Parametern in der Form, wie sie in die multiplen linearen Modelle eingeflossen sind, mit linearen Regressionen. Die letzteren Daten geben also genau die Korrelationen wieder, die in die linearen Modelle eingeflossen sind. Die Ergebnisse der beiden Regressionen wurden in Form der Regressionskoeffizienten einander gegenübergestellt, um einschätzen zu können, wie gut das multiple lineare Modell die ursprünglichen Zusammenhänge wiedergibt.

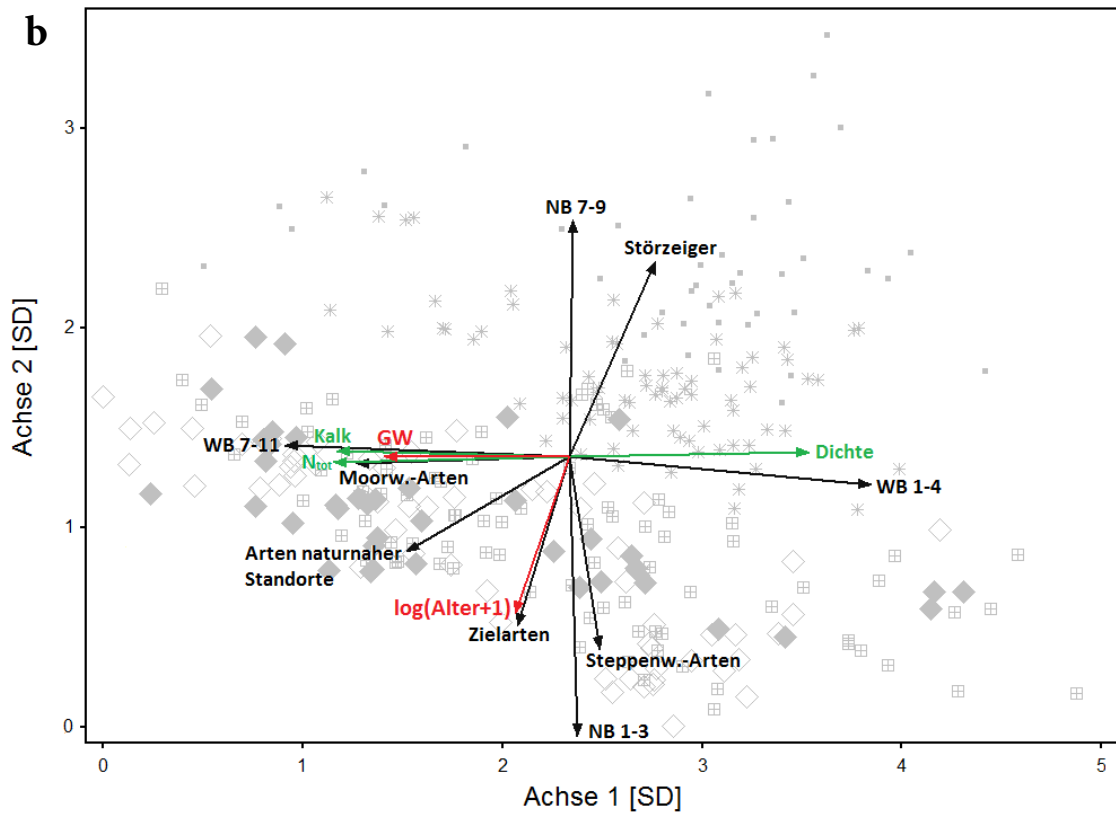
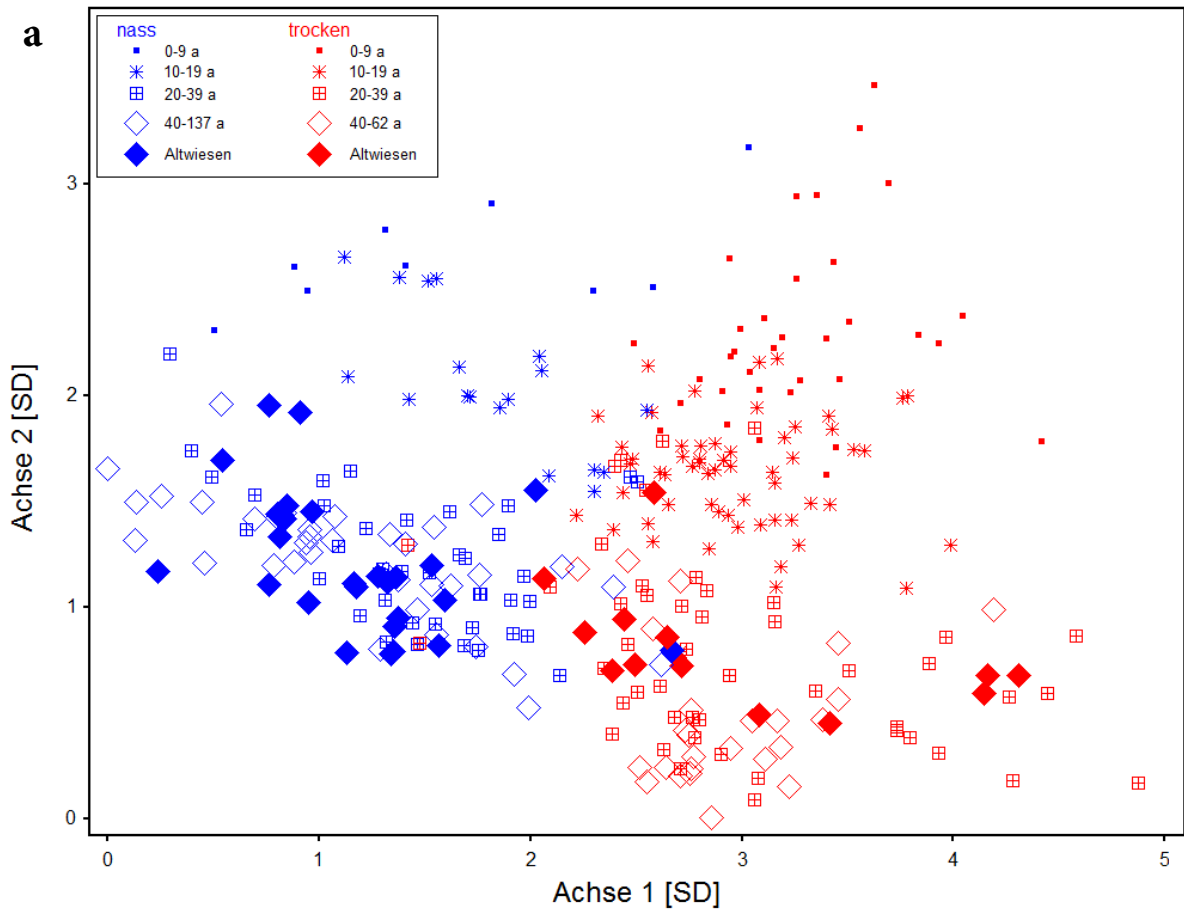
Zusätzlich wurden Effekte der genannten Umweltparameter auf eine weitere abhängige Variable, die Stickstoffzahl nach BORHIDI (1993), getestet. Auch hier wurden die vier Probensets zugrunde gelegt und jeweils einfache nicht-lineare Regressionen und multiple lineare Regressionen durchgeführt.

## 6 Ergebnisse

### 6.1 Ordination der Vegetationsaufnahmen

Die multivariate Ordination (DCA, „Entzerrte“ Korrespondenzanalyse) in Abbildung 6.1-1 (S. 148) bietet einen Überblick über den untersuchten Datensatz. Die Darstellung der beiden wichtigsten Achsen (Abbildung 6.1-1 a, S. 146) bildet den größten Teil der Variation in den Daten ab und hält daher den Großteil der relevanten Informationen bereit. Der längste, durch Achse 1 repräsentierte Gradient umfasst annähernd 5 Standardabweichungen (SD). Dies bedeutet, dass sich zwischen den Enden der Achse ein vollständiger Artenwechsel vollzieht und die Aufnahmen am linken Ende mit denen am rechten Ende keine Arten gemeinsam haben. Der zweite Gradient ist mit fast 3,5 Standardabweichungen ebenfalls deutlich ausgeprägt. Hier ist zwar die Länge von 4 SD, die einen kompletten Artenwechsel kennzeichnet (LEYER und WESCHE 2007), nicht ganz erreicht, aber dennoch gibt es einzelne Aufnahmen an den beiden Enden, die keine Arten gemeinsam haben.

Die Kennzeichnung der Aufnahmepunkte mit Symbolen und Farben (Abbildung 6.1-1 a, S. 146) lässt erkennen, dass der dominante Gradient (Achse 1) die Wasserversorgung ist und dass es einen zweiten, ebenfalls stark ausgeprägten Gradienten gibt (Achse 2), nämlich das Bestandsalter. Das DCA-Diagramm zeigt, dass sich die Einteilung der Aufnahmeflächen in zwei Feuchteregime, welche auf Grundlage des geschätzten Grundwasserstandes vorgenommen wurde, deutlich in der Vegetation widerspiegelt: Abgesehen von wenigen Ausnahmen sind die Aufnahmepunkte der beiden Feuchteregime gut voneinander getrennt.



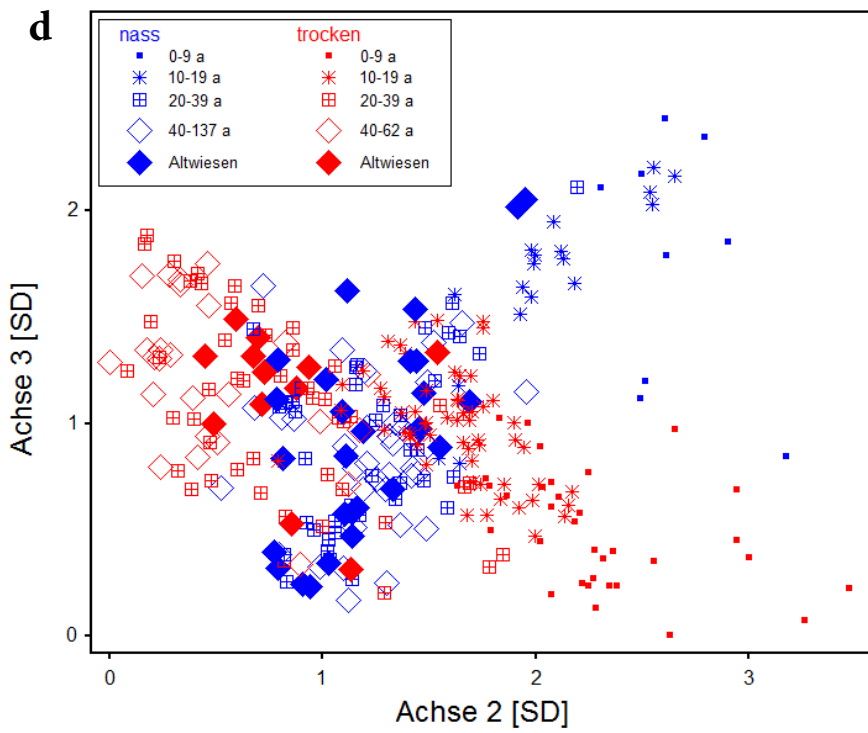
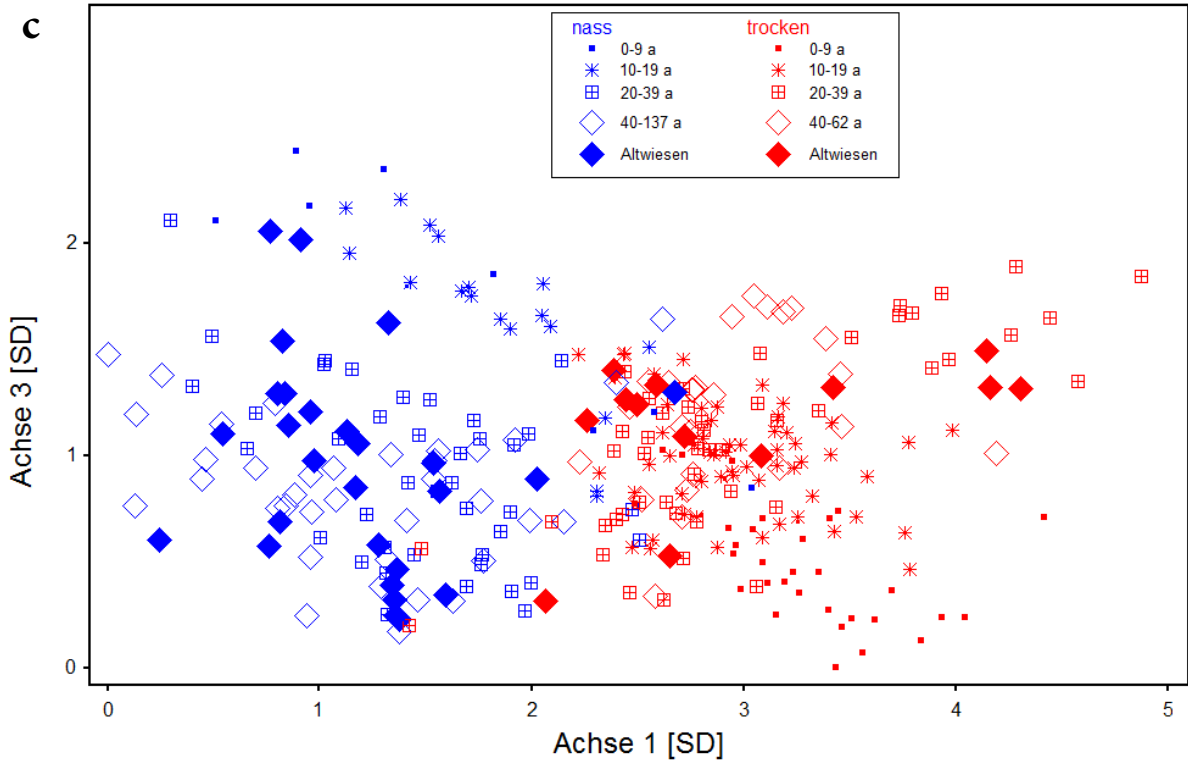




Abbildung 6.1-1 a-d: DCA auf Grundlage binärer Daten mit Kennzeichnung der Feuchtereime und Altersklassen

Die dargestellten Punkte repräsentieren 308 Vegetationsaufnahmen von 25 m<sup>2</sup> Größe. Die Zugehörigkeit der Aufnahmen zu Feuchtereimen und Altersklassen wird durch unterschiedliche Farben und Symbole wiedergegeben (siehe Legende). Die Ordinationsachsen sind in Standardabweichungen (SD) skaliert. Alle drei möglichen Kombinationen der ersten drei Achsen sind dargestellt (**a**, **c** und **d**). Abbildung 6.1-1 b zeigt das Diagramm aus Abbildung 6.1-1 a als joint plot, in dem die Korrelation verschiedener, an die einzelnen Aufnahmeflächen gebundener Merkmale mit den Achsen wiedergegeben wird. (Aus Platzgründen sind die Vektoren mit nur 68 % der ursprünglichen Länge dargestellt.) Es gibt zwei Kategorien solcher Merkmale:

1.) Vegetationsparameter, die eine literaturbasierte zusammenfassende Bewertung der Artenzusammensetzung der einzelnen Aufnahmequadrate darstellen. Diese geben also indirekt die Daten wieder, die in die Analyse eingeflossen sind.

- **WB 1-4** und **WB 7-11**: Anteil der Arten in den Aufnahmeflächen, denen BORHIDI (1993) niedrige bzw. hohe Feuchte-Zeigerwerte zugeordnet hat
- **NB 1-3** und **NB 7-9**: Anteil der Arten in den Aufnahmeflächen, denen BORHIDI (1993) niedrige bzw. hohe Stickstoff-Zeigerwerte zugeordnet hat
- **Störzeiger**: Anteil der Arten in den Aufnahmeflächen, denen BORHIDI (1993) Natürlichkeitswerte von 1 oder niedriger zugeordnet hat
- **Arten naturnaher Standorte**: Anteil der Arten in den Aufnahmeflächen, denen BORHIDI (1993) Natürlichkeitswerte von 4 oder höher zugeordnet hat
- **Moorw.-Arten**: Anzahl der Moorwiesenarten nach Tabelle 6.4-2 (S. 195) pro Aufnahmefläche
- **Steppenw.-Arten**: Anzahl der Steppenwiesenarten nach Tabelle 6.4-2 (S. 195) pro Aufnahmefläche
- **Zielarten**: Summe Moorwiesenarten + Steppenwiesenarten

2.) Umweltparameter (meist Bodenparameter), die für die einzelnen Aufnahmeflächen erfasst wurden, aber selbst nicht in die Ordination eingeflossen sind. Die beiden rot gekennzeichneten Parameter repräsentieren die Hauptursachen für die beiden wichtigsten Gradienten.

- **GW**: Geschätzter Grundwasserstand in den Aufnahmequadraten 2010
- **log(Alter+1)**: Transformiertes Entwicklungsalter (Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus in Jahren): dekadischer Logarithmus des um eins erhöhten Alters der Aufnahmeflächen
- **Kalk**: Kalkgehalt in den obersten 10 cm des Bodens
- **N<sub>tot</sub>**: Gesamtstickstoff-Gehalt in den obersten 10 cm des Bodens
- **Dichte**: Bodendichte in den obersten 10 cm



Wichtige Erkenntnisse in Bezug auf die zeitliche Entwicklung der Vegetation liefert Achse 2. Entlang dieser Achse findet eine gute Abtrennung der Altersgruppen 0-9 a und 10-19 a voneinander und von älteren Aufnahmeflächen statt. Dies zeigt, dass die zwischen diesen Gruppen liegende Entwicklungsdauer zu einer deutlichen floristischen Differenzierung geführt hat. Ebenso aufschlussreich ist die Anordnung der beiden älteren Altersklassen jenseits der 20 Jahre und der Altwiesen: Die Aufnahmepunkte dieser drei Gruppen sind weitgehend miteinander vermischt. Dies lässt den Schluss zu, dass neuentwickelte Bestände, die älter als 20 Jahre sind, in der überwiegenden Zahl der Fälle den Altwiesen ähnlicher sind als jüngeren Brachen, und dass man die ehemaligen Äcker ab diesem Alter auf floristischer Grundlage nicht mehr eindeutig von den Altwiesen unterscheiden kann.

Der joint plot (Abbildung 6.1-1 b, S. 146) bestätigt die Identität der beiden Hauptgradienten, auch wenn die zugehörigen Parameter – der geschätzte Grundwasserstand und das logarithmierte Entwicklungsalter – eine weniger starke Korrelation mit den Achsen zeigen als die Zeigerwerte der Vegetation. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Artenzusammensetzung direkt in die Analyse und damit in die Berechnung der Achsen eingeflossen ist, während die Umweltparameter nur nachträglich zu den Achsen in Beziehung gesetzt wurden. Letzteres gilt auch für die bodenkundlichen Parameter Kalkgehalt, Gesamtstickstoff und Bodendichte, die klar mit dem Feuchtegradienten korrelieren. Die Vegetationsparameter schließlich geben wieder, welche Eigenschaften die Arten besitzen, deren Anwesenheit in den Aufnahmequadraten für die Ausbildung der Achsen verantwortlich war. Hohe und niedrige Feuchtezahlen der beteiligten Arten sowie der Anteil an Moorwiesenarten korrelieren deutlich mit Achse 1, was deren Identität als Feuchtegradient bestätigt. Im Gegensatz zu den Moorwiesenarten sind die Zielarten trockenen Grünlandes, die Steppenwiesenarten, kaum mit dem Feuchtegradienten korreliert, sondern in erster Linie mit dem Altersgradienten. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass der Altersgradient in der Vegetation des trockenen Feuchteregimes stärker ausgeprägt ist als im nassen Feuchteregime (vgl. Abbildung 6.3-2 b+c, S. 176). Eine klare Tendenz zeigt auch das Verhalten der Artengruppen „Störzeiger“ sowie „Arten naturnaher Standorte“ entlang der zweiten Achse: Erstere haben einen hohen Anteil im oberen Teil der Achse, wo sich junge Aufnahmeflächen befinden, während letztere eher im unteren Bereich mit Aufnahmeflächen höheren

Bestandsalters zu finden sind. Gleichzeitig sind aber auch im linken Bereich des Feuchtegradienten, in dem sich Aufnahmen von Feuchtwiesen befinden, mehr Arten naturnaher Standorte zu finden als im Bereich trockener Grünlandaufnahmen (vgl. dazu Kapitel 6.3.2, Abbildung 6.3-1 e, S. 174). Die stärkste Korrelation mit der zweiten Achse zeigen schließlich die Stickstoffzahlen. Dies ist allerdings nicht auf einen tatsächlichen N-Gradienten zurückzuführen, da die  $N_{\min}$ - und  $N_{\text{tot}}$ - Gehalte eine gegenteilige Tendenz zeigen: Sie nehmen mit dem Alter zu (Abbildung 6.7-3 a, S. 231, Abbildung 6.7-2 a+b, S. 227;  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt entspricht etwa dem SOM-Gehalt), während der Anteil an Stickstoffzeigern mit dem Alter abnimmt (Abbildung 6.3-2 f, S. 177).

Die dritte Achse der DCA (Abbildung 6.1-1 c und d, S. 147) bildet im Vergleich zu den Achsen 1 und 2 weniger Variation ab und kann im Gegensatz zu diesen auch nicht klar einem Umweltgradienten zugeordnet werden. Es fällt auf, dass die jungen trockenen und nassen Aufnahmepunkte an entgegengesetzten Enden der Achse 3 angeordnet sind; dies lässt darauf schließen, dass sie sich in zusätzlichen Aspekten unterscheiden, die über den in Achse 1 abgebildeten Gradienten hinausgehen. Auch die Punktwolken der über 20-jährigen Altersklassen der beiden Feuchtereime nehmen auf der 3. Achse eine leicht unterschiedliche Position ein. Wie in Abbildung 6.1-1 d (S. 147) erkennbar wird, resultiert daraus, dass die Altersgradienten der nassen und trockenen Flächen verdreht zueinander im Ordinationsraum liegen. Abgesehen von den Aufnahmen, die im mittleren Bereich der Gradienten liegen, werden nasse und trockene Aufnahmeflächen also auch dann noch voneinander getrennt, wenn die 1. Achse nicht abgebildet wird.

Auf Grundlage der prozentualen Deckungsgrade Abbildung 6.1-2 (S. 151) ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei den binären Daten, allerdings ist die Differenzierung zwischen den Altersklassen hier nicht so scharf wie in Abbildung 6.1-1 a (S. 146). Als wichtigstes Resultat ist auch hier festzuhalten, dass die über 20 Jahre alten Aufnahmeflächen sich mit denen der Altwiesen vermischen.

Die Abbildungen 6.1-3 und 6.1-4 (S. 152) zeigen das DCA-Diagramm für binäre Daten kombiniert mit unterschiedlichen Informationen. In Abbildung 6.1-3 (S. 152) ist dies die Verteilung verschiedener Nutzungs-Kategorien über das DCA-Diagramm. Die Kategorien „Acker“ und „junge Brache noch ohne Nutzung“, die ja automatisch ein sehr geringes Alter mit

sich bringen, erscheinen entsprechend im Bereich der jüngsten Aufnahmen. Abgesehen von diesen bildet kein Nutzungstyp eine abgetrennte Gruppe. Die Tatsache, dass unter den älteren, nassen Beständen die Nutzung Mahd vorherrscht, ist zum einen darauf zurückzuführen, dass für Feuchtwiesen diese Nutzung besser geeignet ist und zum anderen darauf, dass es sich hierbei zu einem großen Teil um Aufnahme­flächen aus den Gebieten Ócsa und Dabas handelt, in denen die Mahd prinzipiell vorherrscht. Trotzdem kann ausgeschlossen werden, dass die Abgrenzung der Aufnahmen nasser, alter Flächen auf diesen Nutzungstyp zurückgeht, da er auch in den meisten anderen Bereichen des Diagramms vertreten ist. Ähnliches gilt für die Aufnahmen im rechten unteren Bereich des Diagramms. Auch die beiden hier vorherrschenden Nutzungstypen sind in weiteren Bereichen des Diagramms zu finden und ihre Anordnung ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass in denjenigen Abschnitten der untersuchten Gebiete, die besonders trockene, sandige Böden aufwiesen, die entsprechenden Nutzungen vorherrschten.

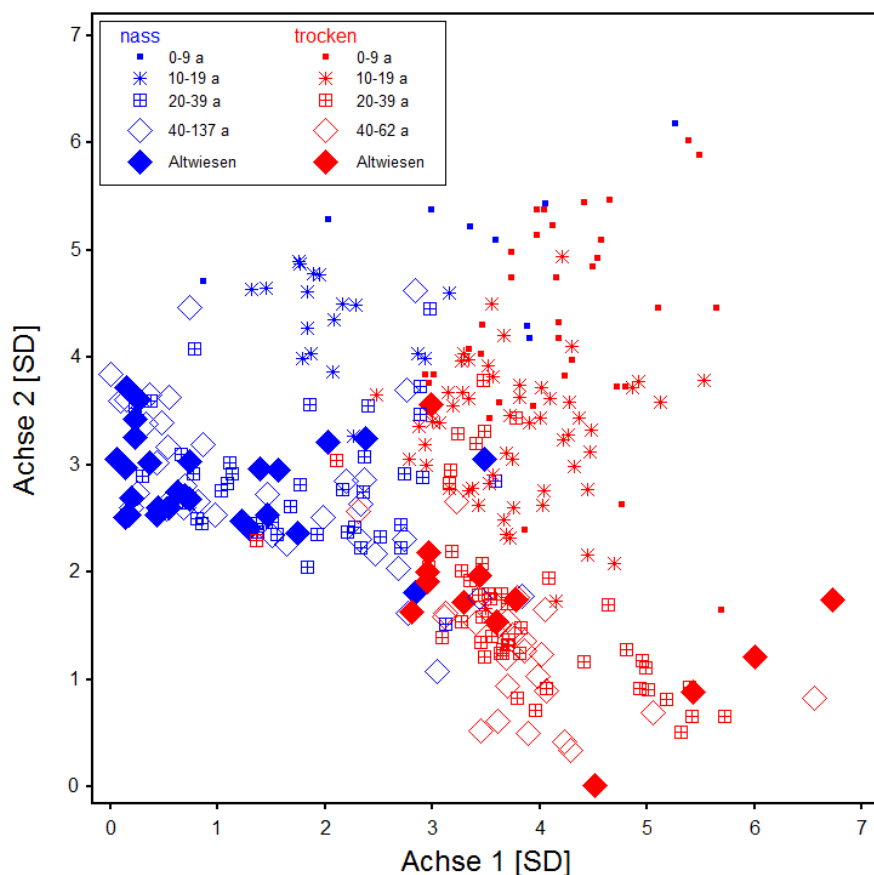


Abbildung 6.1-2: DCA auf Basis der Deckungsgrade

DCA von 308 Aufnahme­flächen auf Grundlage der prozentualen Deckungsgrade der Arten auf 25 m<sup>2</sup>. Die Kennzeichnung der Aufnahme­punkte entspricht derjenigen in Abbildung 6.1-1 (S. 148).

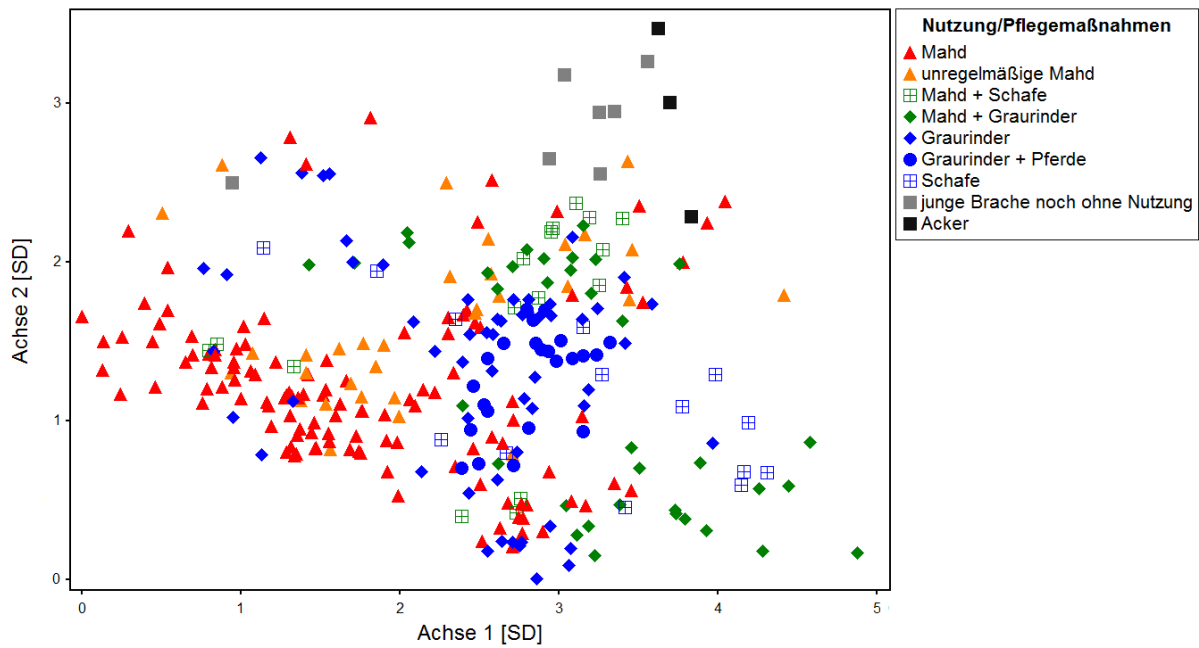


Abbildung 6.1-3: DCA mit Kennzeichnung der Nutzung bzw. Pflegemaßnahmen

Dieses DCA-Diagramm entspricht dem aus Abbildung 6.1-1 a (S. 146) mit veränderter Kennzeichnung der Aufnahmepunkte.

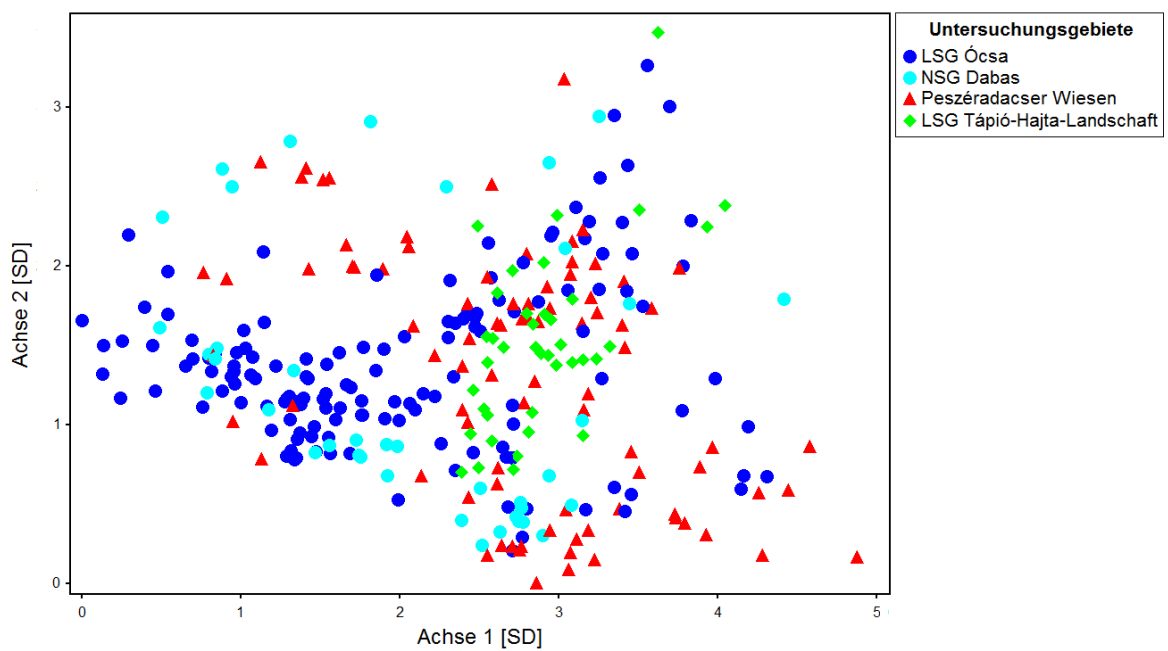


Abbildung 6.1-4: DCA mit Kennzeichnung der Untersuchungsgebiete

Dieses DCA-Diagramm entspricht dem aus Abbildung 6.1-1 a (S. 146) mit veränderter Kennzeichnung der Aufnahmepunkte.

Abbildung 6.1-4 (S. 152) schließlich zeigt die Zugehörigkeit der Aufnahme­flächen zu den 4 Untersuchungsgebieten. Diese sind zwar nicht gleichmäßig über das Diagramm verteilt, aber dennoch findet in allen Bereichen des Diagramms eine Vermischung der Untersuchungsgebiete statt, so dass es legitim ist, die Aufnahmen zusammen auszuwerten. Die Tatsache, dass die Aufnahmen des LSG Tápió-Hajta auf die trockene Seite des Diagramms beschränkt sind, erklärt sich von selbst, da in diesem Gebiet ausschließlich trockene Flächen in die Analyse einbezogen wurden. Obwohl dieses Untersuchungsgebiet geografisch weiter von den drei anderen entfernt ist als diese untereinander (Abbildung 3.1-1, S. 48), findet in der DCA eine vollständige Vermischung mit den Aufnahmen aus den Gebieten der Turján-Landschaft statt (Abbildung 6.1-4, S. 152). Bei der Bewertung bzgl. der drei letzteren Gebiete sollte berücksichtigt werden, dass insbesondere die Untersuchungsgebiete Ócsa und Dabas auch zusammengenommen betrachtet werden können, da sie geografisch eng beieinander liegen (vgl. Abbildung 3.1-1, S. 48) und sich auch vom Landschaftsbild her äußerst ähnlich sind.

## 6.2 Klassifikation der Vegetationsaufnahmen und floristische Distanzen

### 6.2.1 Clusteranalyse

Abbildung 6.2-1 (S. 156) zeigt die zusammenfassende Kennzeichnung der Cluster nach den Zeigerwerten der Arten, welche die Grundlage für das Klassifikationsverfahren waren. Dadurch lassen sich die einzelnen Cluster gut charakterisieren. Wie aus den Abbildungen 6.2-1 b+d (S. 155) hervorgeht, ist Cluster 3 durch einen besonders hohen Anteil an Störzeigern gekennzeichnet. Wie an dem zugehörigen Dendrogramm abzulesen ist, setzt es sich dadurch von allen anderen Vegetationsaufnahmen (= Cluster 1+2) ab. Das Cluster 1 wiederum ist durch einen besonders hohen Anteil an Feuchtezeigern gekennzeichnet, während Cluster 2 und 3 eher Aufnahmequadrate mit Trockenheitszeigern beinhalten (Abbildungen 6.2-1 a+c, S. 155). Auf Grundlage der Abbildungen 6.2-1 b+d (S. 155) lassen sich die Cluster 1 und 2 weiter nach der Naturnähe ihrer Aufnahmequadrate einteilen. So finden sich in Cluster 1a vorwiegend Feuchtezeiger naturnaher Standorte und in Cluster 1b Feuchtezeiger ruderaler Standorte. Cluster 2a ist durch Arten trockener, naturnaher Standorte gekennzeichnet, Cluster 2b durch Arten trockener Ruderalstandorte. In Cluster 2c finden sich wie in Cluster 2a vorwiegend Arten trockener, naturnaher Standorte; dieses Cluster fällt darüber hinaus aber im Vergleich zu allen anderen Clustern durch besonders viele Trockenheitszeiger und Pionierarten (Abbildung 6.2-1 e, S. 155) auf.

Abbildung 6.2-2 (S. 159) zeigt die Kennzeichnung der Cluster durch standörtliche Bedingungen, die unabhängig von der Vegetation sind, also selbst nicht in die Clusteranalyse eingeflossen sind. In Einklang mit dem Zeigerwert der Vegetation, der in Abbildung 6.2-1 (S. 156) präsentiert wird, geht aus Abbildung 6.2-2 a (S. 157) hervor, dass das Cluster 1 durch nasse Standorte gekennzeichnet ist, während Cluster 2 und 3 Aufnahmeflächen von trockeneren Standorten beinhalten. Abbildung 6.2-2 b (S. 157) kennzeichnet die Cluster 1a, 2a und 2c als solche mit überwiegend älteren Flächen und Altwiesen, die restlichen Cluster als solche mit überwiegend jüngeren Flächen, ebenfalls in Übereinstimmung mit dem ruderalen oder naturnahen Charakter der Vegetation, wie er aus den Abbildungen 6.2-1 b+d (S. 155) hervorgeht.

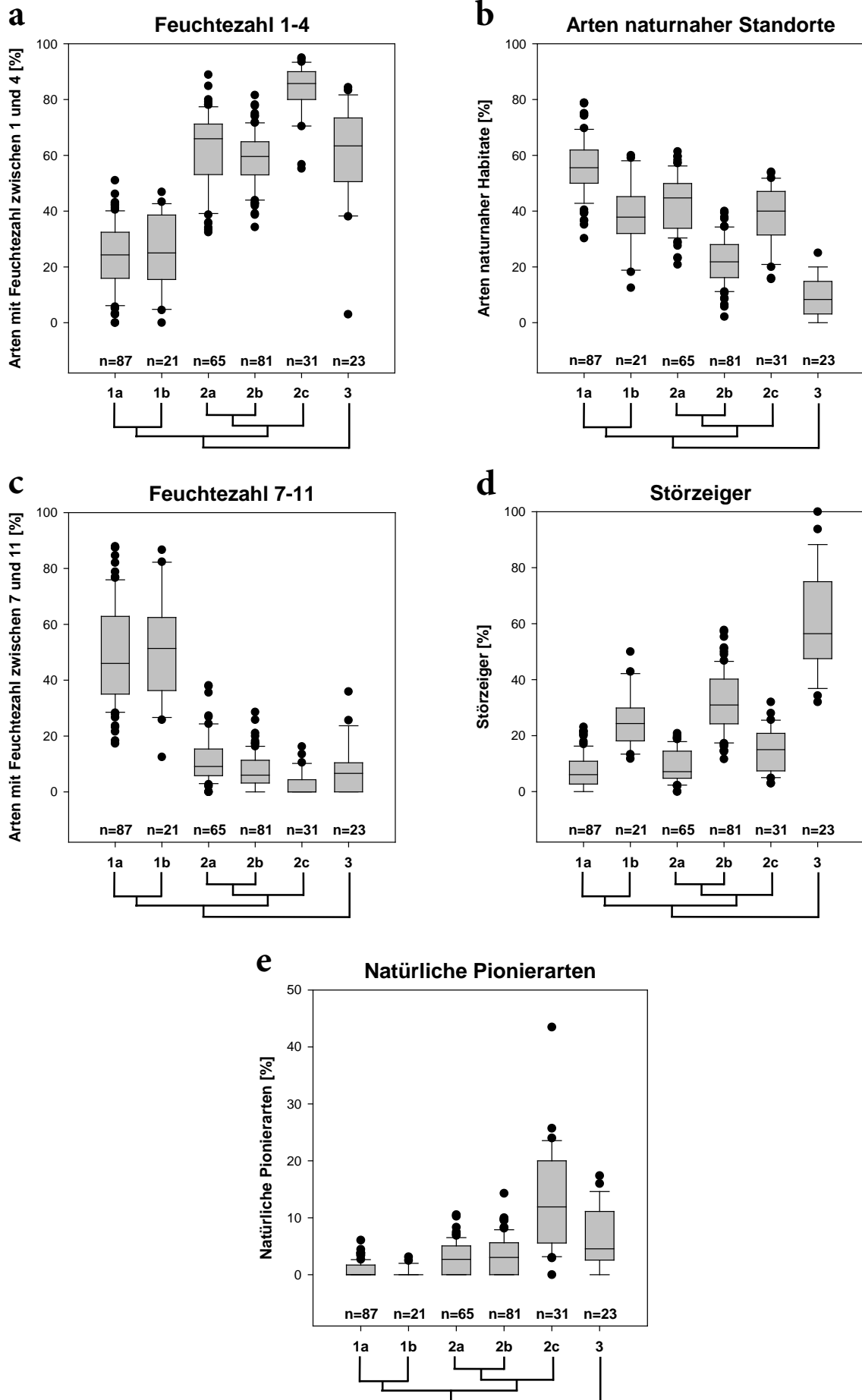
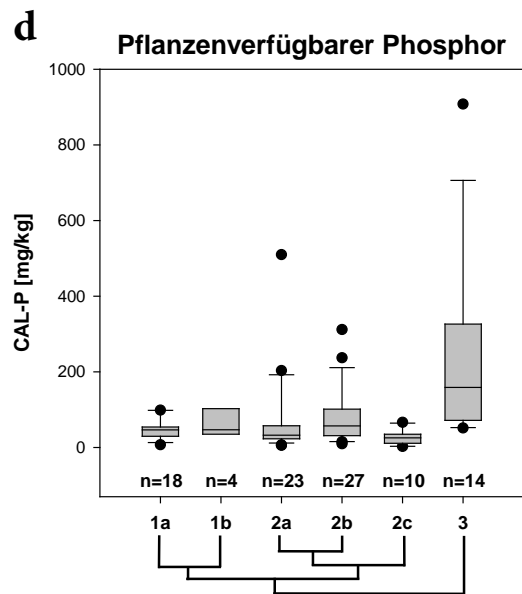
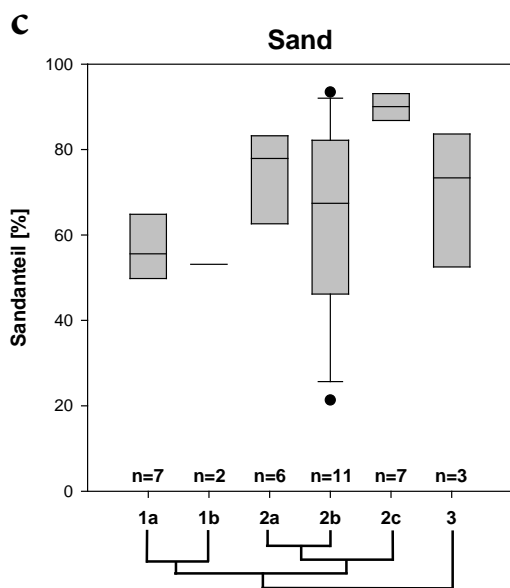
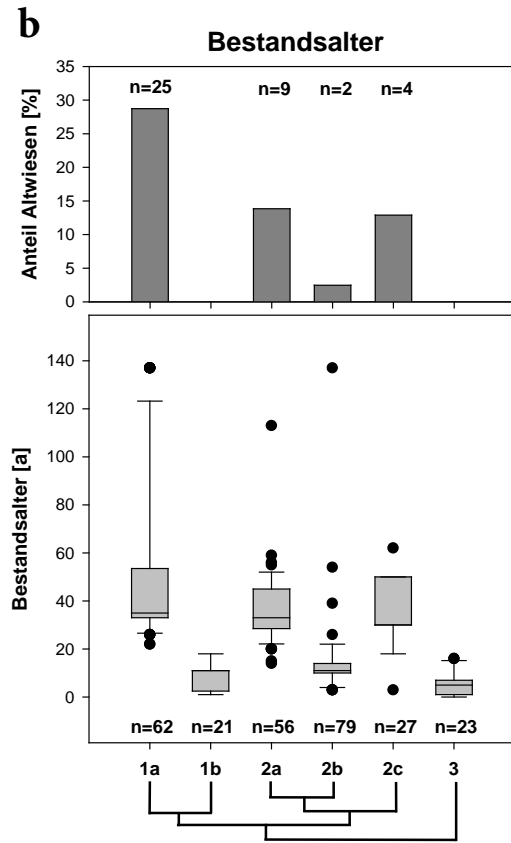
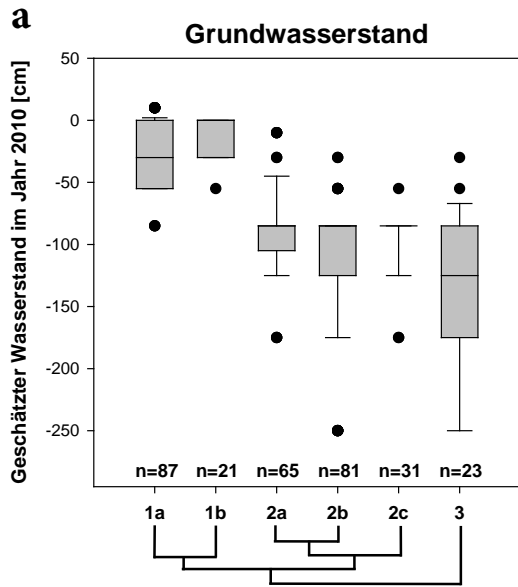




Abbildung 6.2-1 a-e: Anteile von Zeigerarten in 6 Clustern aus einer Clusteranalyse von 308 Aufnahmequadraten auf der Grundlage von binären Daten (Anwesenheit oder Abwesenheit der Arten). Die Cluster werden durch die Zeigerwerte (BORHIDI 1993) ihrer Vegetation gekennzeichnet (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Die Prozentangaben beziehen sich auf die Anteile der jeweiligen Artengruppen an allen Arten der einzelnen Aufnahmeflächen. Alle verfügbaren Daten der einzelnen Cluster werden durch einen Boxplot oder einen Balken zusammengefasst. Bei den Boxplots repräsentieren die Ober- und Untergrenze der Box das obere und untere Quartil, die Whisker (Antennen) das 10 %- und 90 %-Quantil. Alle Ausreißer wurden als Punkte in die Diagramme übernommen. Innerhalb der Boxen ist der Median als waagerechter Strich eingetragen (vorausgesetzt die Datenanzahl ermöglicht dessen Berechnung). Die Anzahl der Aufnahmeflächen pro Cluster ist in allen Boxplot-Diagrammen angegeben.

Abbildung 6.2-2 c (S. 157) zeigt den Grund dafür, warum in Cluster 2c besonders viele Trockenheitszeiger und Pionierarten auftauchen: Der Sandgehalt im Oberboden liegt bei allen auf Körnung untersuchten Aufnahmequadraten dieses Clusters zwischen 85 und 95 % und damit deutlich über dem der meisten Flächen anderer Cluster. Die Geländebeobachtungen belegen zudem, dass die Bodenoberfläche bei allen Aufnahmeflächen dieses Clusters durch lockeren Sand gekennzeichnet ist, also ein Habitat, das vor allem für Pionierarten und Trockenheit ertragende Arten geeignet ist. Durch den Effekt der Bodenart ist der Anteil an Trockenheitszeigern im Cluster 2c höher als in allen anderen Clustern (Abbildung 6.2-1 a, S. 155), obwohl der geschätzte Grundwasserstand hier in etwa dem der restlichen Aufnahmen der Cluster 2 und 3 entspricht (Abbildung 6.2-2 a, S. 157). Abbildung 6.2-2 d (S. 157) liefert einen Hinweis auf eine weitere mögliche Ursache (neben dem Bestandsalter) für den besonders hohen Störzeiger-Anteil der Vegetation in Cluster 3: Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor ist im Oberboden der Aufnahmequadrate dieses Clusters überdurchschnittlich hoch (vgl. Kapitel 6.8.1). Die Abbildungen 6.2-2 e+f (S. 158) zeigen weitere Bodenparameter, die mit dem Charakter der Cluster zusammenhängen: Der Kalkgehalt ist an nassen Standorten höher (vgl. Abbildung 6.7-1 a, S. 226), und der Gehalt an organischem Material hängt sowohl mit dem geschätzten Grundwasserstand als auch mit dem Alter zusammen (vgl. Abbildungen 6.7-1 b, S. 226 und 6.7-2 a+b, S. 227). Deshalb ist der SOM-Gehalt an nassen und gleichzeitig alten Standorten am höchsten und an trockenen, jungen Standorten am niedrigsten.





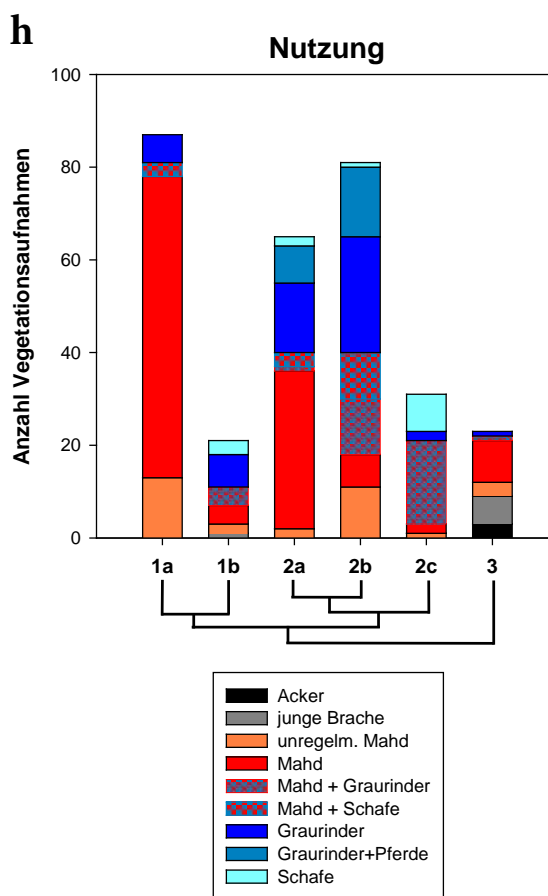
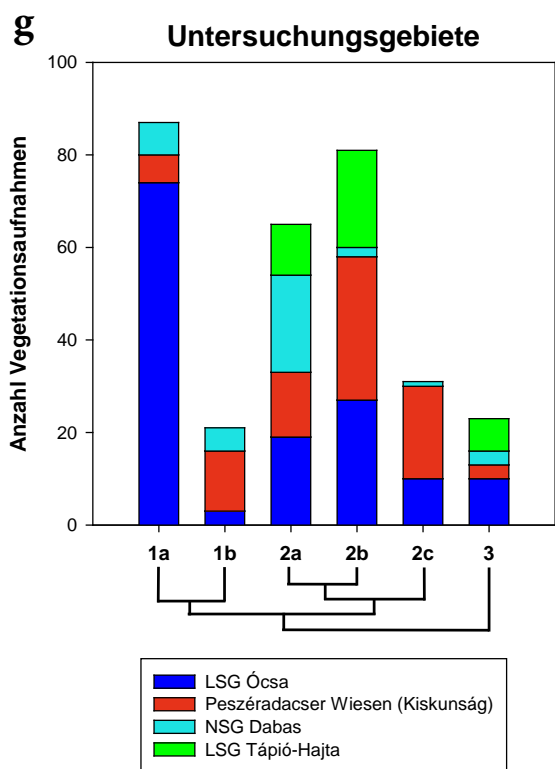
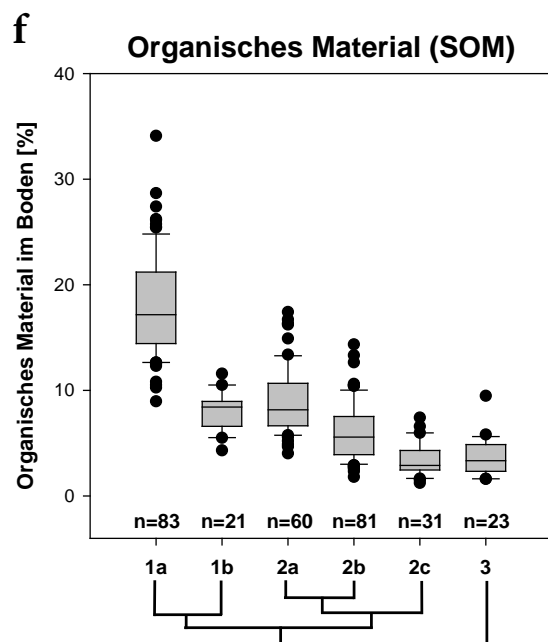
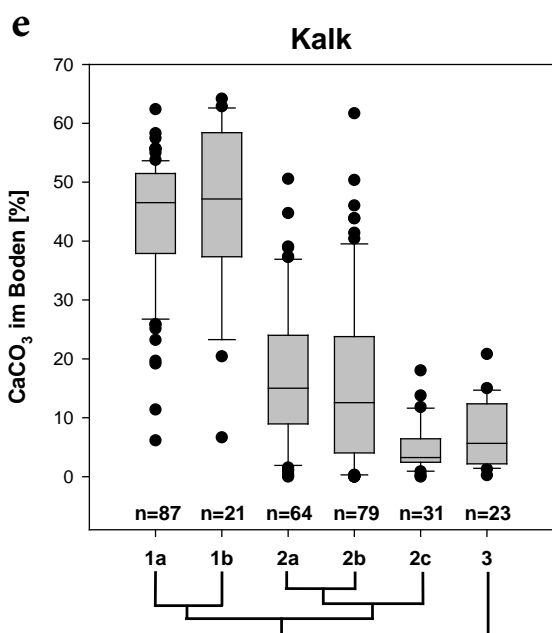




Abbildung 6.2-2 a-h: Standörtliche Kennzeichnung von 6 Clustern aus einer Clusteranalyse von 308 Aufnahmequadraten auf der Grundlage von binären Daten (Anwesenheit oder Abwesenheit der Arten). Die Cluster werden durch bodenkundliche Parameter und andere, von der Artenzusammensetzung unabhängige Standortfaktoren gekennzeichnet. Einzelheiten über die Darstellung der Boxplots können der Beschreibung zu Abbildung 6.2-1 (S. 156) entnommen werden. Die Anzahl der Aufnahmeflächen pro Cluster ist in allen Boxplot-Diagrammen angegeben. Beim geschätzten Grundwasserstand, dem Bestandsalter (inklusive Altwiesen), den Untersuchungsgebieten und der Nutzung entsprechen diese Zahlen der Gesamtzahl der Aufnahmeflächen in den Clustern; bei den restlichen bodenkundlichen Parametern ist die Darstellung auf diejenigen beschränkt, für die die entsprechenden Daten zur Verfügung standen. Beim Bestandsalter wurden die Referenzbestände getrennt als Balkendiagramm berücksichtigt, welches den Anteil der Altwiesen an den Aufnahmequadraten der einzelnen Cluster wiedergibt.

Bezüglich der Untersuchungsgebiete (Abbildung 6.2-2 g, S. 158) ist festzustellen, dass es keinen klaren geografischen Bezug der Cluster gibt. In allen Clustern finden sich Aufnahmeflächen aus allen drei Untersuchungsgebieten der Turján-Landschaft. Da in der Tápió-Landschaft nur trockene Flächen untersucht wurden, war zu erwarten, dass im Cluster 1 keine Aufnahmen aus diesem Gebiet auftauchen. Auch in Cluster 2c finden sich keine Aufnahmen aus der Tápió-Landschaft, weil dort insgesamt nur drei Aufnahmen auf lockerem Sand angefertigt wurden, die aber aufgrund ihrer sehr kurzen Entwicklungsdauer von 5 Jahren in Cluster 3 gelandet sind. Die Tatsache, dass sich in Cluster 1a besonders viele Aufnahmeflächen des Landschaftsschutzgebietes Ócsa befinden, ist darauf zurückzuführen, dass dort besonders viele Feuchtwiesen zu finden sind und untersucht wurden.

Unter dem Gesichtspunkt der Pflegemaßnahmen (Abbildung 6.2-2 h, S. 158) sind lediglich die Aufnahmen auf Äckern oder noch ungenutzten 1-2-jährigen Brachen speziell an eines der Cluster gebunden. Hier ist die Nutzung gleichbedeutend mit einem sehr geringen Entwicklungsalter, was daher der wesentliche Grund für die Bindung an Cluster 3 ist. Es fällt außerdem auf, dass der Anteil der gemähten Flächen im Cluster 1a (eher feuchten, älteren Flächen) besonders hoch ist. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das ganze Landschaftsschutzgebiet Ócsa, in dem der größte Teil der Feuchtwiesen-Aufnahmen gemacht wurde, in erster Linie durch Mahd statt Beweidung gekennzeichnet ist. Zudem ist die Mahd die bevorzugte Pflegemaßnahme auf Feuchtwiesen. Die Mahd ist aber sicherlich nicht der primäre Grund für die Verwandtschaft der Aufnahmen in Cluster 1a, sondern der hohe Grundwasserstand und das hohe Bestandsalter.

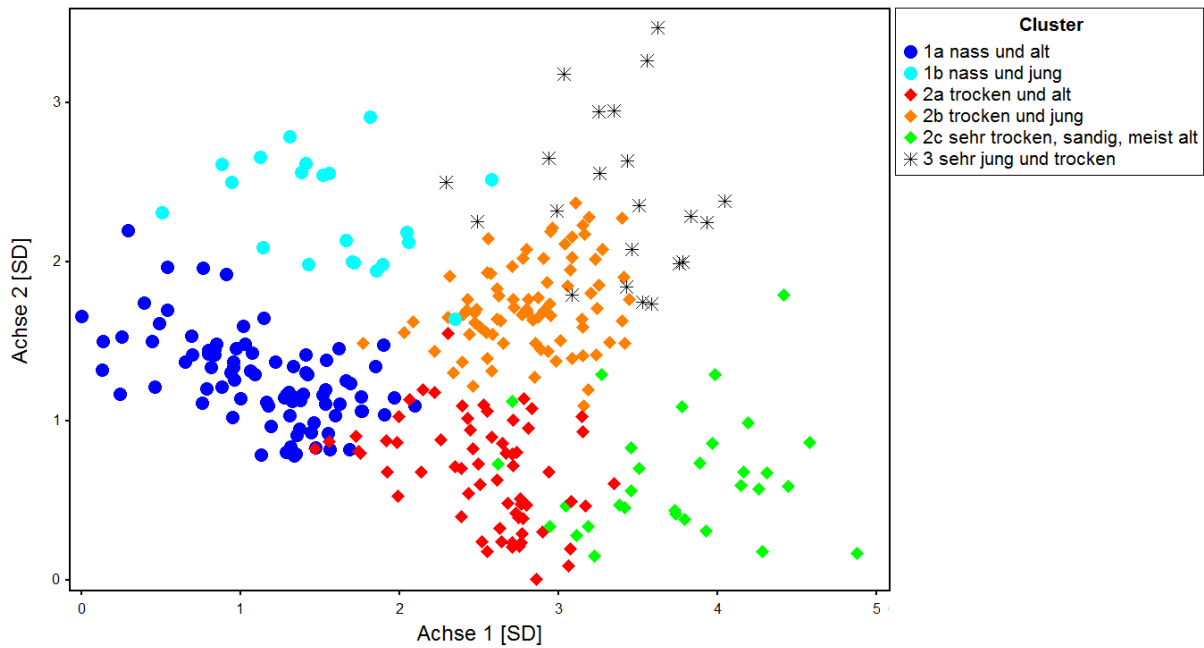


Abbildung 6.2-3: DCA mit Kennzeichnung der 6 Cluster

Dieses DCA-Diagramm entspricht dem aus Abbildung 6.1-1 a (S. 146) mit veränderter Kennzeichnung der Aufnahmepunkte.

Wie Abbildung 6.2-3 (S. 160) zeigt, stimmen die Ergebnisse der DCA und der Clusteranalyse gut überein. Auf der linken Seite befinden sich die beiden Cluster des nassen Feuchteregimes (1a+b) mit den jüngeren Brachen oben und den älteren Wiesen unten. Im trockenen Feuchteregime auf der rechten Seite des Diagramms finden sich die vier anderen Cluster. Davon sind die jüngsten trockenen Aufnahmeflächen, die in der Clusteranalyse von allen anderen Aufnahmen abgesetzt sind (Cluster 3), am oberen Ende der 2. Achse angeordnet. Entlang der 2. Achse, d. h. entlang des Altersgradienten, folgen dann Cluster 2b mit weiteren Aufnahmen auf unter 20 Jahre alten Flächen und schließlich die über 20 Jahre alten Aufnahmequadrate des trockenen Feuchteregimes (Cluster 2a). Cluster 2c schließlich umfasst Aufnahmen besonders trockener Sandböden und ist deshalb noch weiter rechts als die bereits genannten Cluster des trockenen Feuchteregimes angeordnet, d. h. am äußersten trockenen Ende des Feuchtegradienten. Da dieses Cluster außerdem überwiegend ältere Grasland-Bestände enthält (Abbildung 6.2-2 b, S. 157), ist es gleichzeitig am unteren Ende des Altersgradienten auf Höhe des Clusters 2a zu finden.

Anhang I (S. 363) zeigt die Clusteranalyse als synoptische Tabelle, aus der hervorgeht, welche Arten für die einzelnen Cluster charakteristisch sind und welchen Zeigerwert diese bzgl. der beiden Hauptgradienten besitzen. Die Clusterzugehörigkeit der Arten spiegelt bezüglich ihrer Zeigerwerte die Ergebnisse der Boxplots in Abbildung 6.2-1 (S. 156) wider.

### **6.2.2 Bray-Curtis-Distanzen**

Für die Daten in Abbildung 6.2-4 (S. 162) wurde für jede untersuchte Aufnahme­fläche die jeweils nach dem Distanzmaß Bray-Curtis-Distanz ähnlichste aller anderen Aufnahme­flächen ermittelt. Die resultierenden geringstmöglichen Bray-Curtis-Distanzen zwischen Paaren von Vegetationsaufnahmen sind zum einen für den Fall dargestellt, dass sich die jeweils ähnlichste Aufnahme auf derselben Gesamtfläche (d. h. einer Fläche mit, soweit bekannt, gleicher Geschichte) befand oder aber auf einer anderen Gesamtfläche. Erwartungsgemäß ist bei solchen Aufnahmen, deren ähnlichster „Partner“ sich auf derselben Gesamtfläche fand, die ermittelte Distanz im Mittel geringer als beim zweiten Fall. Bei den binären Daten beläuft sich der Mittelwert im ersteren Fall auf 0,326 und im letzteren Fall auf 0,368; bei prozentualen Deckungsgraden liegen die Mittelwerte bei 0,408 und 0,429. Für die binären Daten ergab der t-Test einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Gruppen, bei der Deckungsgrad-basierten Analyse dagegen keinen. Trotz des signifikanten Unterschiedes bei den binären Daten lässt sich erkennen, dass auch zwischen Aufnahme­flächen derselben Gesamtfläche Mindestunterschiede in der Artenzusammensetzung bestehen, die denen nahe kommen, die zwischen Aufnahmen unterschiedlicher Gesamtflächen auftreten. Letzteres gilt umso mehr bei Berücksichtigung der Deckungsgrade. Dies deckt sich mit der Beobachtung aus dem Gelände, dass die Gesamtflächen in sich meist sehr heterogen waren. Aufgrund dieser Erkenntnisse ist es sinnvoll, bei der statistischen Analyse jede Vegetationsaufnahme als eigenen Datenpunkt einfließen zu lassen, da auch innerhalb einer Gesamtfläche jede einen ausreichenden Informationszuwachs bringt.

Eine rechnerische Zusammenfassung der vorliegenden Daten nach Gesamtflächen wurde jedoch in BOECKER et al. (2015) vorgenommen. In die statistischen Analysen ist dort nur ein gemittelter Wert pro Gesamtfläche und Feuchtere­gime eingeflossen. Dabei ergaben sich

Ergebnisse, die mit den vorliegenden übereinstimmen, so dass man davon ausgehen kann, dass beide Auswertungsmethoden angemessen sind.

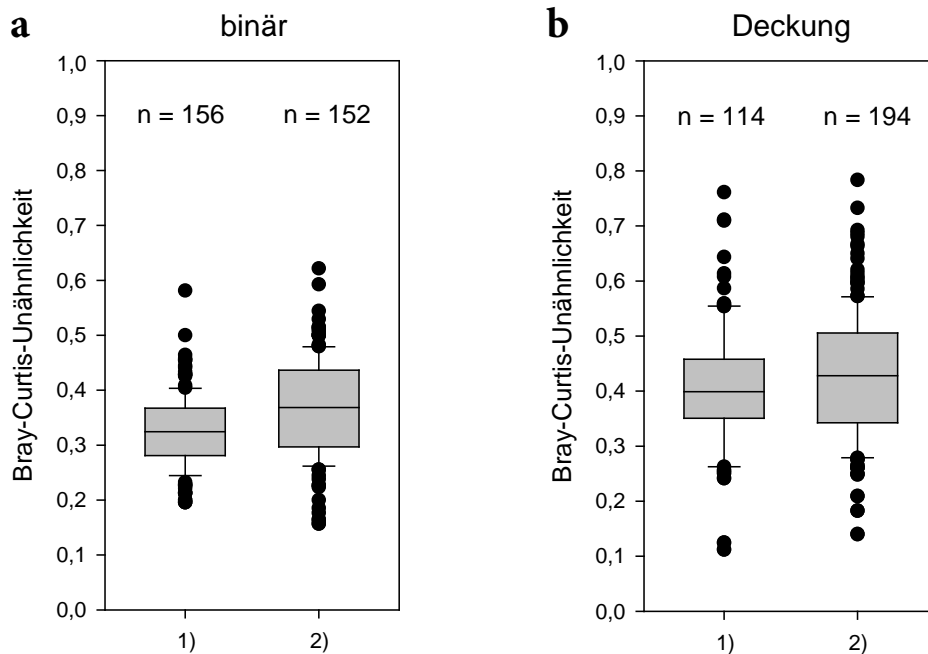


Abbildung 6.2-4: Distanzen der einzelnen Vegetationsaufnahmen zur jeweils ähnlichsten aller anderen Aufnahmen der vorliegenden Untersuchung

**a** auf Anwesenheit oder Abwesenheit der Arten (binären Daten) basierende Distanzen

**b** auf Deckungsgraden der Arten basierende Distanzen

1) Vegetationsaufnahmen, für die die jeweils ähnlichste andere Aufnahme auf derselben Gesamtfläche liegt

2) Vegetationsaufnahmen, für die die ähnlichste andere Aufnahme auf einer anderen Gesamtfläche liegt

In den Boxplots repräsentieren die Ober- und Untergrenze der Box das obere und untere Quartil, die Whisker (Antennen) das 10 %- und 90 %-Quantil. Alle Ausreißer wurden als Punkte in die Diagramme übernommen. Innerhalb der Boxen ist der Median als waagerechter Strich eingetragen. Die Anzahlen der Daten pro Box sind in die Diagramme eingetragen.

## 6.3 Vegetationskennwerte und die beiden Hauptgradienten

### 6.3.1 Vergleich von binären und Deckungsgrad-basierten Ergebnissen

Beim Vergleich der Tabelle 6.3-1 (S. 164) mit der Tabelle in Anhang II (S. 373) zeigt sich, dass sich deutliche Zusammenhänge, die sich bei den binären Daten zeigen, in den meisten Fällen bei den auf Deckungsgraden basierenden Daten nur in abgeschwächter Form oder gar nicht wiederfinden (vgl. dazu auch Abbildungen 6.3-2 a, d+e, S. 176 u. 177 sowie Abbildung 6.5-1, S. 202). In der Tabelle, die auf Deckungsgraden beruht, finden sich dagegen nur selten deutliche Zusammenhänge, die nicht auch bei den binären Daten zu finden sind. Selbst wenn dies der Fall ist, wie z. B. bei „gut schnittverträglich“ und „mäßig weideverträglich“ bei nassen Flächen, handelt es sich häufig um solche Merkmalsausprägungen, die nur durch wenige Arten vertreten werden. Deshalb kann hier nicht ausgeschlossen werden, dass die Verteilung der betroffenen Artengruppen entlang des Gradienten zufallsbedingt ist. Allgemein muss bei der Interpretation beider Tabellen berücksichtigt werden, dass die Ergebnisse für eine Merkmalsausprägung nur eine geringe Aussagekraft haben, wenn diese Ausprägung von nur wenigen Arten oder von fast allen auswertbaren Arten vertreten wird. Merkmalsausprägungen, für die das zutrifft, können aber trotzdem einen klaren Aussagewert haben, wenn sie in einem logischen Zusammenhang mit anderen Merkmalsausprägungen innerhalb derselben Kategorie stehen, z. B. als Teil einer zusammenhängenden Reihe von Merkmalsausprägungen mit zunehmendem Zeigerwert. Diese können dann gemeinsam ein klares Bild ergeben. Solche Strukturen finden sich aber bei den Deckungsgrad-basierten Ergebnissen nur in solchen Kategorien, wo sie bei den binären Daten ebenfalls vorhanden sind.

Die Zusammenhänge im vorliegenden Datensatz spiegeln sich also am besten in der Anwesenheit von Arten wider und weniger deutlich in deren Deckungsgraden. Deshalb sollen im Folgenden vorwiegend die Zusammenhänge bei den binären Daten näher betrachtet werden. Auch die grafische Darstellung eines Teils der Daten wurde weitgehend auf die Ergebnisse der binären Daten beschränkt.

Tabelle 6.3-1: Regression vegetationskundlicher Parameter der Aufnahmeflächen, berechnet auf der Grundlage binärer Daten, gegen den geschätzten Grundwasserstand und das Bestandsalter (d. h. die vergangene Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus).

Bei den Parametern handelt es sich größtenteils um Zeigerwerte nach BORHIDI (1993) und funktionelle Eigenschaften aus der Datenbank BiolFlor (KLOTZ et al. 2007). Für das Alter wurden jeweils Regressionen für alle Daten sowie für nasse und trockene Flächen getrennte Regressionen durchgeführt. Da den Altwiesen kein bestimmtes Alter zugeordnet werden kann, wurden sie bei den Regressionen gegen das Alter nicht berücksichtigt. Für jede Kategorie ist angegeben, für wie viele Arten in den Datenbanken Informationen dazu zur Verfügung standen. Auch für die einzelnen Ausprägungen ist die Anzahl der Arten angegeben, die diese Ausprägung zeigen, so dass abgelesen werden kann, auf wie vielen Arten das jeweilige Ergebnis beruht. Diese Zahlen stehen jeweils für den Grundwasserstand und für das Alter zur Verfügung. Die Stärke der ermittelten Zusammenhänge wird jeweils durch den Regressionskoeffizienten wiedergegeben. Dabei sind positive Zusammenhänge mit dem Zeichen ↑ gekennzeichnet, negative Zusammenhänge mit ↓. Parameter, für die kein signifikanter Zusammenhang ermittelt werden konnte (d. h.  $P < 0,05$ ), wurden mit der Abkürzung „n. s.“ versehen. Solche Fälle, bei denen auf eine lineare Regression zurückgegriffen werden musste (vgl. Kapitel 5.4.1.3), sind mit Kursivschrift gekennzeichnet. k. D.: keine Daten vorhanden

Ausprägungen	Grundw.-stand n=308	Zusammenhänge mit			Anzahl Arten für Wasserstand	Anzahl Arten für Alter
		Bestandsalter				
		alle, n= 268	nass, n=103	trocken, n= 165		
<b>Datenbank-unabhängige Parameter</b> - Daten für alle, d. h. für 468/453 Arten						
Gesamtartenzahl	n. s.	0,0776 ↑	0,1982 ↑	n. s. ↑	468	453
Anzahl Zielarten	0,0987 ↑	0,5287 ↑	0,4985 ↑	0,5152 ↑	468	453
<b>"social behaviour types" und Natürlichkeitswerte</b> - Daten für 456/440 Arten						
invasive gebietsfremde Arten; -3 [%]	-0,0858 ↓	-0,2980 ↓	-0,0836 ↓	-0,4355 ↓	9	9
ruderale Kompetitoren; -2 [%]	n. s.	-0,7371 ↓	-0,4709 ↓	-0,4309 ↓	9	9
verwilderte und adventive Arten; -1 [%]	n. s.	-0,2240 ↓	n. s.	-0,3282 ↓	14	14
natürliche Unkräuter; +1 [%]	-0,2079 ↓	-0,6369 ↓	-0,5194 ↓	-0,6981 ↓	72	72
Störungstolerante; +2 [%]	n. s.	0,1706 ↑	n. s.	0,3001 ↑	119	116
natürliche Pioniere; +3 [%]	-0,2155 ↓	n. s.	n. s.	n. s.	24	22
Generalisten; +4 (+6) [%]	0,2529 ↑	0,6424 ↑	0,5037 ↑	0,6899 ↑	141	133
Kompetitoren; +5 [%]	0,4878 ↑	0,1205 ↑	n. s.	0,1664 ↑	36	35
Spezialisten; +6 bis +10 [%]	0,1821 ↑	0,1100 ↑	0,105 ↑	0,0285 ↑	32	30
<b>Temperaturzahlen</b> - Daten für 446/430 Arten						
TB 4	0,1354 ↑	0,0745 ↑	0,1029 ↑	n. s.	9	7
TB 5	0,2334 ↑	0,0923 ↑	0,1906 ↑	n. s.	148	141
TB 6	0,0569 ↑	-0,0358 ↓	n. s.	-0,171 ↓	146	145
TB 7	-0,2877 ↓	-0,0892 ↓	-0,3085 ↓	n. s.	97	92
TB 8-9	-0,2436 ↓	n. s.	-0,061 ↓	n. s.	46	45



## 6 Ergebnisse

	Grundw.-		Bestandsalter				
	stand	alle	nass	trocken			
<b>Feuchtezahlen - Daten für 447/431 Arten</b>							
WB 1	-0,0612 ↓	n. s. -	k. D.	n. s. -		12	12
WB 2	-0,1931 ↓	0,0227 ↑	n. s. -	0,1611 ↑		51	47
WB 3	-0,5255 ↓	n. s. -	n. s. -	0,3234 ↑		79	76
WB 4	-0,3357 ↓	-0,2385 ↓	n. s. -	-0,3155 ↓		91	88
WB 5	-0,1261 ↓	-0,1245 ↓	n. s. -	-0,2699 ↓		55	54
WB 6	0,0392 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		31	31
WB 7	0,6064 ↑	0,1488 ↑	n. s. -	n. s. -		52	50
WB 8	0,616 ↑	0,1256 ↑	n. s. -	n. s. -		37	36
WB 9	0,6854 ↑	n. s. -	-0,0682 ↓	n. s. -		29	28
WB 10-11	0,4164 ↑	n. s. -	-0,2632 ↓	n. s. -		10	9
<b>Reaktionszahlen - Daten für 447/431 Arten</b>							
RB 4	-0,1602 ↓	n. s. -	0,1212 ↑	n. s. -		6	5
RB 5	-0,0511 ↓	-0,2704 ↓	-0,1369 ↓	-0,3343 ↓		25	24
RB 6	0,2486 ↑	-0,0236 ↓	0,0582 ↑	-0,333 ↓		110	103
RB 7	0,1846 ↑	0,0951 ↑	n. s. -	n. s. -		147	143
RB 8	-0,2405 ↓	n. s. -	-0,0869 ↓	0,3271 ↑		148	145
RB 9	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0377 ↑		11	11
<b>Stickstoffzahlen - Daten für 446/430 Arten</b>							
NB 1	-0,156 ↓	n. s. -	n. s. -	0,0858 ↑		27	25
NB 2	-0,0732 ↓	0,3016 ↑	0,2895 ↑	0,6246 ↑		82	76
NB 3	0,1643 ↑	0,5124 ↑	0,4976 ↑	0,4655 ↑		80	78
NB 4	0,0595 ↑	-0,0378 ↓	0,1408 ↑	-0,2962 ↓		88	85
NB 5	0,0444 ↑	-0,0395 ↓	-0,1521 ↓	-0,0537 ↓		68	66
NB 6	n. s. -	-0,1812 ↓	n. s. -	-0,3664 ↓		38	37
NB 7	n. s. -	-0,6092 ↓	-0,6458 ↓	-0,6145 ↓		42	42
NB 8-9	0,0467 ↑	-0,2004 ↓	-0,2694 ↓	-0,2895 ↓		21	21
<b>Lichtzahlen - Daten für 446/430 Arten</b>							
LB 4-5	-0,082 ↓	-0,0783 ↓	n. s. -	-0,1094 ↓		14	14
LB 6	0,304 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,2341 ↓		44	42
LB 7	0,1593 ↑	n. s. -	0,3641 ↑	n. s. -		180	154
LB 8	n. s. -	n. s. -	-0,2402 ↓	0,2236 ↑		165	159
LB 9	-0,3321 ↓	-0,0566 ↓	n. s. -	n. s. -		63	61
<b>Kontinentalitätszahlen - Daten für 446/430 Arten</b>							
CB 2	0,3389 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		15	15
CB 3	0,1889 ↑	0,1207 ↑	0,1449 ↑	n. s. -		113	107
CB 4	-0,1518 ↓	-0,1160 ↓	n. s. -	-0,1211 ↓		80	78
CB 5	0,1541 ↑	n. s. -	-0,1319 ↓	-0,0243 ↓		111	110
CB 6	-0,327 ↓	-0,0197 ↓	n. s. -	n. s. -		61	59
CB 7	n. s. -	n. s. -	-0,0649 ↓	n. s. -		52	49
CB 8-9	-0,0571 ↓	-0,0198 ↓	-0,1613 ↓	n. s. -		14	12

## 6 Ergebnisse

	Grundw.-stand		Bestandsalter				
	alle	nass	trocken				
<b>Salzzahlen - Daten für 446/430 Arten</b>							
SB 0	-0,2675 ↓	0,0339 ↑	0,4411 ↑	n. s. -		367	353
SB 1	0,2292 ↑	-0,0562 ↓	-0,4968 ↓	n. s. -		50	49
SB 2	0,0883 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		11	11
SB 3-4	0,1511 ↑	-0,0152 ↓	-0,2404 ↓	n. s. -		9	9
SB 5-7	0,0539 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		9	8
<b>Lebensform - Daten für 414/399 Arten</b>							
Hydrophyt	0,3807 ↑	n. s. -	-0,1923 ↓	n. s. -		7	6
Chamaephyt	-0,0684 ↓	0,1817 ↑	0,143 ↑	0,2987 ↑		13	12
Geophyt	0,4221 ↑	n. s. -	-0,1467 ↓	n. s. -		64	60
Hemikryptophyt	-0,1815 ↓	n. s. -	0,2679 ↑	0,3423 ↑		286	275
Makrophanerophyt	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		9	9
Nanophanerophyt	0,0964 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		15	15
Hemiphanerophyt	-0,0366 ↓	0,0797 ↑	n. s. -	n. s. -		8	8
Therophyt	-0,4196 ↓	-0,4098 ↓	-0,3217 ↓	-0,4646 ↓		109	107
<b>Lebensdauer - Daten für 414/399 Arten</b>							
annuell	-0,4392 ↓	-0,4288 ↓	-0,3363 ↓	-0,4904 ↓		115	113
bienn	-0,242 ↓	-0,1863 ↓	n. s. -	-0,162 ↓		46	45
plurienn-hapaxanth	-0,0519 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		16	15
plurienn-pollakanth	0,4444 ↑	0,4493 ↑	0,3102 ↑	0,5137 ↑		283	270
<b>Vegetative Vermehrung und Ausbreitung - Daten für 216/206 Arten</b>							
Ausläufer	0,1453 ↑	0,1663 ↑	n. s. -	0,1981 ↑		91	88
Ausläufferrhizom	n. s. -	-0,2676 ↓	-0,2131 ↓	-0,2774 ↓		6	6
Fragmentation	-0,1629 ↓	0,056 ↑	0,0631 ↑	0,1882 ↑		7	5
Innovationsknospe mit Wurzelknolle	0,0799 ↑	0,0686 ↑	n. s. -	0,0437 ↑		8	7
Rhizom	0,569 ↑	0,2531 ↑	0,1907 ↑	0,1378 ↑		69	65
Rhizompleiokorm	-0,0451 ↓	0,0362 ↑	n. s. -	0,1325 ↑		15	15
Sprossknolle	0,1069 ↑	0,2164 ↑	0,3555 ↑	n. s. -		4	4
Wurzelspross	-0,3919 ↓	-0,3293 ↓	-0,1806 ↓	-0,3371 ↓		41	40
Zwiebel	-0,0496 ↓	0,0426 ↑	n. s. -	0,1574 ↑		5	4
<b>Speicherorgane - Daten für 271/258 Arten</b>							
Ausläufer	0,4688 ↑	0,125 ↑	n. s. -	0,1207 ↑		86	83
Ausläufferrhizom	n. s. -	-0,274 ↓	-0,3046 ↓	-0,2748 ↓		6	6
Horst	-0,041 ↓	n. s. -	0,2179 ↑	0,0625 ↑		28	27
Pleiokorm	-0,3679 ↓	n. s. -	0,1419 ↑	0,1712 ↑		62	59
Rübe	0,4404 ↑	-0,2853 ↓	-0,0583 ↓	-0,3058 ↓		60	60
Rhizom	0,6271 ↑	0,1707 ↑	0,0718 ↑	0,0552 ↑		77	72
Rhizompleiokorm	n. s. -	0,0228 ↑	n. s. -	0,116 ↑		14	14
Sprossknolle	0,1877 ↑	0,2089 ↑	0,2631 ↑	n. s. -		7	7
Wurzelknolle (nur Orchideen)	0,1065 ↑	0,0705 ↑	n. s. -	0,0438 ↑		8	7
Zwiebel	-0,0309 ↓	0,0485 ↑	n. s. -	0,1574 ↑		7	6
<b>Rosettentypen - Daten für 414/399 Arten</b>							
rosettenlos	0,1372 ↑	n. s. -	-0,0682 ↓	n. s. -		168	163
Halbrosettenpflanze	-0,3889 ↓	-0,0543 ↓	n. s. -	-0,0309 ↓		226	216
Ganzrosettenpflanze	0,245 ↑	0,118 ↑	0,0655 ↑	0,0713 ↑		26	25

6 Ergebnisse

	Grundw.-stand		Bestandsalter		nass	trocken		
	alle		nass	trocken				
<b>Blattausdauer</b> - Daten für 403/389 Arten								
sommergrün	0,2848 ↑	0,1276 ↑	n. s. -	n. s. -			238	229
überwinternd grün	-0,4885 ↓	-0,2321 ↓	-0,1068 ↓	-0,196 ↓			66	63
immergrün	0,1618 ↑	0,1328 ↑	n. s. -	0,2541 ↑			96	94
<b>Blattanatomie</b> - Daten für 394/380 Arten								
blattsukkulent	n. s. -	-0,0445 ↓	n. s. -	-0,0365 ↓			5	5
skleromorph	-0,3653 ↓	n. s. -	0,063 ↑	0,2785 ↑			166	160
mesomorph	-0,456 ↓	-0,0147 ↓	0,0761 ↑	-0,0829 ↓			288	278
hygromorph	0,3248 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,3597 ↓			31	30
helomorph	0,7885 ↑	0,061 ↑	n. s. -	n. s. -			81	76
hydromorph	0,1026 ↑	-0,0443 ↓	-0,0856 ↓	n. s. -			4	3
<b>Blühbeginn</b> - Daten für 414/399 Arten								
Blühbeginn MW	0,1659 ↑	-0,1307 ↓	-0,4931 ↓	-0,1386 ↓			414	399
Beginn März	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			16	15
Beginn April	-0,0528 ↓	0,0599 ↑	n. s. -	0,2121 ↑			35	33
Beginn Mai	-0,0784 ↓	0,3361 ↑	0,5476 ↑	0,323 ↑			119	113
Beginn Juni	n. s. -	-0,0177 ↓	n. s. -	-0,1829 ↓			141	138
Beginn Juli	0,2377 ↑	-0,1914 ↓	-0,4851 ↓	-0,0265 ↓			93	90
Beginn August	-0,0785 ↓	-0,1475 ↓	n. s. -	-0,2124 ↓			8	8
<b>Blühende</b> - Daten für 414/399 Arten								
Blühende MW	n. s. -	-0,4934 ↓	-0,3811 ↓	-0,5669 ↓			414	399
Ende April	0,064 ↑	0,0273 ↑	n. s. -	n. s. -			6	5
Ende Mai	-0,0902 ↓	0,0331 ↑	n. s. -	0,2183 ↑			20	19
Ende Juni	0,044 ↑	0,3497 ↑	0,3791 ↑	0,3164 ↑			58	55
Ende Juli	n. s. -	0,2214 ↑	0,303 ↑	0,1968 ↑			79	77
Ende August	0,2847 ↑	n. s. -	-0,1792 ↓	0,0814 ↑			91	86
Ende September	n. s. -	-0,0322 ↓	n. s. -	-0,129 ↓			92	90
Ende Oktober	-0,2077 ↓	-0,4478 ↓	-0,266 ↓	-0,4981 ↓			60	59
Ende November/Dezember	n. s. -	n. s. -	0,1998 ↑	-0,2015 ↓			8	8
<b>Blühdauer</b> - Daten für 414/399 Arten								
Blühdauer MW	-0,3205 ↓	-0,2832 ↓	n. s. -	-0,3854 ↓			414	399
1 Monat	-0,0561 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			7	7
2 Monate	0,2493 ↑	0,273 ↑	0,1478 ↑	0,2756 ↑			130	123
3 Monate	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,1392 ↑			140	136
4 Monate	n. s. -	-0,2371 ↓	-0,1119 ↓	-0,2963 ↓			79	77
5 Monate	-0,1784 ↓	-0,0161 ↓	n. s. -	-0,0453 ↓			36	34
6 Monate	-0,0619 ↓	n. s. -	0,0898 ↑	n. s. -			12	12
7 Monate	-0,0592 ↓	-0,1079 ↓	n. s. -	-0,1001 ↓			4	4
8 Monate	n. s. -	-0,0725 ↓	n. s. -	-0,0975 ↓			4	4
12 Monate	n. s. -	-0,0904 ↓	n. s. -	-0,118 ↓			2	2
<b>Anzahl Blühphasen</b> - Daten für 414/399 Arten								
2 Blühphasen	n. s. -	-0,0751 ↓	n. s. -	-0,1283 ↓			9	9

	Grundw.-stand		Bestandsalter			
	alle	nass	trocken			
<b>Symphänologische Gruppen</b> - Daten für 334/322 Arten						
<i>Corylus-Leucojum</i> -Phase	n. s. -	-0,0351 ↓	n. s. -	-0,0591 ↓	5	5
<i>Acer platanoides-Anemone nemorosa</i> -Phase	n. s. -	0,0161 ↑	0,0788 ↑	n. s. -	7	6
<i>Prunus avium-Ranunculus auricomus</i> -Phase	-0,1411 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	24	22
<i>Fagus-Lamiae-Phase</i>	0,0599 ↑	0,3683 ↑	0,4436 ↑	0,2942 ↑	21	21
<i>Sorbus aucuparia-Galium odoratum</i> -Phase	0,2055 ↑	0,1394 ↑	0,0889 ↑	0,1295 ↑	28	25
<i>Cornus sanguinea-Melica uniflora</i> -Phase	-0,3304 ↓	0,133 ↑	0,1603 ↑	0,2801 ↑	73	72
<i>Ligustrum-Stachys sylvatica</i> -Phase	-0,1584 ↓	-0,289 ↓	n. s. -	-0,3603 ↓	70	68
<i>Clematis vitalba-Galium sylvaticum</i> -Phase	0,337 ↑	-0,0746 ↓	-0,412 ↓	-0,1386 ↓	100	97
<i>Hedera-Solidago</i> -Phase	0,074 ↑	0,0283 ↑	n. s. -	n. s. -	5	5
<b>Reproduktionstyp</b> - Daten für 414/399 Arten						
Samen/Sporen	-0,5778 ↓	-0,1804 ↓	n. s. -	-0,3006 ↓	203	198
meist Samen, selten vegetativ	0,0357 ↑	0,2607 ↑	0,3332 ↑	0,2187 ↑	37	35
Samen und vegetativ	0,6353 ↑	0,1587 ↑	n. s. -	0,2547 ↑	160	152
meist vegetativ, selten Samen	n. s. -	-0,0981 ↓	-0,1717 ↓	-0,099 ↓	12	12
vegetativ	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	2	2
<b>Diklinie</b> - Daten für 406/391 Arten						
synözisch (hermaphroditisch)	n. s. -	-0,1396 ↓	-0,2245 ↓	n. s. -	309	299
monözisch	0,4745 ↑	0,168 ↑	0,1651 ↑	n. s. -	17	17
diözisch	n. s. -	-0,0584 ↓	-0,0665 ↓	-0,0871 ↓	21	19
gynomonözisch	n. s. -	-0,043 ↓	-0,1237 ↓	n. s. -	29	28
gynodiözisch	n. s. -	0,2185 ↑	0,3007 ↑	0,2118 ↑	22	21
andromonözisch	-0,1107 ↓	n. s. -	0,0911 ↑	n. s. -	17	15
<b>Dichogamie</b> - Daten für 341/330 Arten						
ausgeprägt protogyn	0,1537 ↑	-0,0892 ↓	-0,2219 ↓	-0,0511 ↓	18	17
protogyn	0,302 ↑	0,1154 ↑	n. s. -	0,1745 ↑	43	42
leicht protogyn	0,0279 ↑	0,0453 ↑	n. s. -	0,1111 ↑	33	30
homogam	-0,1333 ↓	n. s. -	0,1542 ↑	n. s. -	167	163
leicht proterandrisch	n. s. -	n. s. -	0,2108 ↑	n. s. -	25	24
proterandrisch	0,0974 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	103	100
ausgeprägt proterandrisch	-0,1098 ↓	n. s. -	n. s. -	0,0814 ↑	21	19
<b>Selbstkompatibilität</b> - Daten für 333/322 Arten						
selbstkompatibel oder "± selbstkompatibel"	-0,1573 ↓	-0,2308 ↓	-0,2559 ↓	-0,2376 ↓	234	224
selbstinkompatibel oder "± selbstinkompatibel"	0,1573 ↑	0,2308 ↑	0,2546 ↑	0,2376 ↑	76	75
<b>Bestäubung/Pollenvektor</b> - Daten für 394/380 Arten						
Windbestäubung	0,2483 ↑	0,0555 ↑	n. s. -	n. s. -	85	81
Selbstbestäubung	-0,4082 ↓	-0,3074 ↓	-0,3131 ↓	-0,3244 ↓	106	101
Kleistogamie	-0,081 ↓	-0,0272 ↓	n. s. -	n. s. -	12	11
Insektenbestäubung	0,0747 ↑	0,2517 ↑	0,2287 ↑	0,2609 ↑	239	230
<b>Befruchtungssystem</b> - Daten für 346/333 Arten						
xenogam	0,0831 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	114	111
fakultativ xenogam	0,1519 ↑	0,2989 ↑	0,1044 ↑	0,3852 ↑	80	75
gemischte Befruchtung	0,1189 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	72	69
fakultativ autogam	-0,2622 ↓	-0,1638 ↓	-0,1089 ↓	-0,1786 ↓	57	55
obligat autogam	-0,4453 ↓	-0,1726 ↓	-0,1226 ↓	-0,1471 ↓	40	39

## 6 Ergebnisse

	Grundw.-stand		Bestandsalter				
	alle	nass	trocken				
<b>Belohnung - Daten für 260/250 Arten</b>							
Nektar	0,0345 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,0645 ↓	227	220	
Pollen	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	41	38	
<b>Blumenklassen - Daten für 408/394 Arten</b>							
Blumen mit freiliegendem Nektar	n. s. -	0,0774 ↑	0,2388 ↑	n. s. -	32	30	
Blumen mit halbverborgenem Nektar	0,0668 ↑	0,0383 ↑	0,0867 ↑	n. s. -	43	41	
Blumen mit völlig verborgenem Nektar	-0,1076 ↓	-0,0734 ↓	-0,0605 ↓	n. s. -	45	45	
Blumengesellschaften mit völlig verborgenem Nektar	-0,0208 ↓	-0,0654 ↓	n. s. -	-0,0977 ↓	58	57	
Hymenopterenblüten	-0,2251 ↓	-0,0374 ↓	n. s. -	n. s. -	50	49	
Bienenblumen i.e.S.	-0,0717 ↓	0,1056 ↑	n. s. -	0,2256 ↑	13	13	
Hummelblumen	n. s. -	0,1023 ↑	0,1545 ↑	0,0703 ↑	14	14	
Nachtfalterblumen	0,0377 ↑	-0,0843 ↓	-0,1466 ↓	-0,1253 ↓	7	7	
Pollenblumen	n. s. -	-0,0718 ↓	-0,1069 ↓	-0,0326 ↓	19	17	
Windblütler	0,1738 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	85	83	
Windblumen: Windblütler, die gelegentlich Insektenbesuch erhalten	-0,0485 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	15	13	
Übergangstyp Blüten mit völlig verborgenem Honig - Fliegenblüten	0,5311 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	5	4	
<b>Fruchttyp - Daten für 408/394 Arten</b>							
Bruchfrucht	0,0239 ↑	0,0226 ↑	n. s. -	n. s. -	34	33	
Hülse	-0,1993 ↓	n. s. -	0,1857 ↑	0,091 ↑	33	32	
Kapsel	-0,0394 ↓	-0,0205 ↓	-0,1747 ↓	n. s. -	109	105	
Nuss	0,0328 ↑	-0,0672 ↓	-0,0677 ↓	-0,1733 ↓	156	153	
Sammelnussfrucht	0,4198 ↑	0,1674 ↑	0,1276 ↑	0,0814 ↑	19	16	
Schote	-0,0439 ↓	n. s. -	0,0678 ↑	n. s. -	10	10	
Spaltfrucht	n. s. -	0,118 ↑	0,2458 ↑	0,0883 ↑	27	25	
Steinfrucht	0,0699 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,0598 ↓	8	8	
<b>Diasporentyp - Daten für 413/398 Arten</b>							
Frucht	0,0375 ↑	-0,0492 ↓	-0,2137 ↓	-0,0624 ↓	50	49	
Früchtchen	0,4185 ↑	0,1243 ↑	n. s. -	0,11 ↑	16	13	
Frucht mit Zusatzbildung	-0,0425 ↓	-0,0443 ↓	n. s. -	-0,1306 ↓	153	149	
Same	-0,1102 ↓	-0,0174 ↓	n. s. -	n. s. -	145	141	
Sammelfrucht	0,0495 ↑	n. s. -	0,079 ↑	0,038 ↑	6	6	
Spore	0,022 ↑	0,0287 ↑	n. s. -	n. s. -	5	4	
Teilfrucht	n. s. -	0,1197 ↑	0,1581 ↑	0,1322 ↑	61	58	
Teil-Fruchtstand	-0,0928 ↓	-0,3807 ↓	-0,2521 ↓	-0,4326 ↓	14	14	
<b>Gewichte Diasporen - Daten für 202/196 Arten</b>							
Gewicht Diasporen (Minimum) [mg]	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	202	196	
Gewicht Diasporen (Mittelwert) [mg]	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	202	196	
Gewicht Diasporen (Maximum) [mg]	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	202	196	
Median Gewicht Diasporen (Minimum)	-0,1501 ↓	0,0319 ↑	n. s. -	n. s. -	202	196	
Median Gewicht Diasporen (Mittelwert)	-0,1676 ↓	0,0689 ↑	0,1709 ↑	0,0893 ↑	202	196	
Median Gewicht Diasporen (Maximum)	-0,1777 ↓	0,092 ↑	0,2076 ↑	0,129 ↑	202	196	

## 6 Ergebnisse

	Grundw.-stand		Bestandsalter				
	alle	nass	trocken				
<b>Gewichte Germinulen</b> - Daten für 247/239 Arten							
Gewicht Germinulen (Minimum) [mg]	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	247	239	
Gewicht Germinulen (Mittelwert) [mg]	n. s. -	-0,0169 ↓	n. s. -	n. s. -	247	239	
Gewicht Germinulen (Maximum) [mg]	n. s. -	-0,0264 ↓	n. s. -	n. s. -	247	239	
Median Gewicht Germinulen (Minimum)	-0,1427 ↓	0,0237 ↑	0,1942 ↑	n. s. -	247	239	
Median Gewicht Germinulen (Mittelwert)	-0,1425 ↓	0,0515 ↑	0,2543 ↑	n. s. -	247	239	
Median Gewicht Germinulen (Maximum)	-0,1405 ↓	0,0615 ↑	0,2992 ↑	n. s. -	247	239	
<b>Strategietyp</b> - Daten für 411/397 Arten							
Konkurrenz-Strategen	0,0857 ↑	n. s. -	0,1114 ↑	-0,057 ↓	89	87	
Konkurrenz-Ruderal-Strategen	-0,2965 ↓	-0,5724 ↓	-0,3482 ↓	-0,6504 ↓	54	54	
Konkurrenz-Stress-Strategen	0,3194 ↑	0,3131 ↑	n. s. -	0,5217 ↑	76	71	
Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen	0,1285 ↑	0,3036 ↑	n. s. -	0,4193 ↑	123	119	
Ruderal-Strategen	-0,3528 ↓	-0,3451 ↓	-0,0725 ↓	-0,4551 ↓	38	37	
Stress-Strategen	n. s. -	0,044 ↑	n. s. -	0,127 ↑	5	4	
Stress-Ruderal-Strategen	-0,1723 ↓	-0,0148 ↓	-0,0609 ↓	n. s. -	26	25	
<b>Vorkommen</b> - Daten für 221/213 Arten							
Äcker und Gärten	-0,2057 ↓	-0,6075 ↓	-0,7291 ↓	-0,5548 ↓	13	12	
Extensivgrünland	0,2188 ↑	0,6579 ↑	0,5711 ↑	0,667 ↑	132	127	
Wirtschaftsgrünland	-0,3036 ↓	-0,1169 ↓	n. s. -	-0,1735 ↓	20	19	
Nicht-Kulturland und Brachen	n. s. -	-0,4379 ↓	-0,6082 ↓	-0,4054 ↓	34	33	
Waldrand und Säume	-0,027 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	22	22	
<b>Gilde</b> - Daten für alle, d. h. für 468/453 Arten							
(Süß-)Gras	-0,0803 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	60	59	
Sauergras (inklusive Juncaceae und <i>Typha</i> )	0,5854 ↑	0,1249 ↑	n. s. -	n. s. -	32	31	
Holzgewächs	0,0794 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	29	29	
Kraut (inkl. Farne)	-0,0461 ↓	-0,099 ↓	-0,059 ↓	-0,0935 ↓	309	296	
Leguminose	-0,2711 ↓	-0,018 ↓	0,1396 ↑	0,0872 ↑	39	38	
<b>Mahdverträglichkeit</b> - Daten für 221/213 Arten							
1 völlig schnittunverträglich + zwischen 1 und 3 stehend	-0,0314 ↓	-0,0459 ↓	n. s. -	-0,0636 ↓	20	20	
3 schnittempfindlich	0,2138 ↑	0,0627 ↑	n. s. -	0,0259 ↑	62	59	
zwischen 3 und 5 stehend (schnittempfindlich bis mäßig schnittverträglich)	n. s. -	n. s. -	-0,0634 ↓	n. s. -	54	53	
5 mäßig schnittverträglich	0,2594 ↑	0,1364 ↑	n. s. -	0,0925 ↑	38	36	
zwischen 5 und 7 stehend (mäßig schnittverträglich bis gut schnittverträglich)	-0,0505 ↓	n. s. -	0,1994 ↑	0,0882 ↑	20	20	
7 gut schnittverträglich	-0,3769 ↓	-0,1538 ↓	n. s. -	-0,1654 ↓	13	11	
zwischen 7 und 9 stehend + 9 überaus schnittverträglich	-0,041 ↓	-0,1457 ↓	-0,0953 ↓	-0,1752 ↓	14	14	

## 6 Ergebnisse

	Grundw.-stand		Bestandsalter				
		alle	nass	trocken			
<b>Weideverträglichkeit - Daten für 221/213 Arten</b>							
1 völlig weideunverträglich	0,4606 ↑	n. s. -	-0,1357 ↓	n. s. -		10	10
zwischen 1 und 3 stehend (weideunverträglich bis weideempfindlich)	0,0322 ↑	-0,0429 ↓	0,0737 ↑	-0,0875 ↓		31	29
3 weideempfindlich	n. s. -	0,0533 ↑	0,1546 ↑	n. s. -		42	40
zwischen 3 und 5 stehend (weideempfindlich bis mäßig weideverträglich)	-0,1026 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		64	62
5 mäßig weideverträglich	-0,0797 ↓	-0,0361 ↓	-0,0807 ↓	n. s. -		16	15
zwischen 5 und 7 stehend (mäßig weideverträglich bis gut weideverträglich)	0,0254 ↑	0,0606 ↑	n. s. -	n. s. -		14	14
7 gut weideverträglich	0,0546 ↑	-0,0682 ↓	-0,1614 ↓	n. s. -		23	23
zwischen 7 und 9 stehend (gut weideverträglich bis überaus weideverträglich)	-0,1691 ↓	n. s. -	n. s. -	0,1342 ↑		15	14
9 überaus weideverträglich	0,0282 ↑	-0,2269 ↓	-0,4211 ↓	-0,1799 ↓		6	6
<b>Trittverträglichkeit - Daten für 221/213 Arten</b>							
1 völlig trittunverträglich	0,2492 ↑	-0,1506 ↓	-0,4125 ↓	-0,1388 ↓		14	14
zwischen 1 und 3 stehend (trittunverträglich bis trittempfindlich)	n. s. -	n. s. -	0,0608 ↑	n. s. -		49	46
3 trittempfindlich	0,0393 ↑	0,1998 ↑	0,1859 ↑	0,2321 ↑		42	41
zwischen 3 und 5 stehend (trittempfindlich bis mäßig trittverträglich)	n. s. -	n. s. -	0,0627 ↑	n. s. -		57	55
5 mäßig trittverträglich	n. s. -	0,0753 ↑	0,0746 ↑	0,0981 ↑		15	14
zwischen 5 und 7 stehend (mäßig trittverträglich bis trittverträglich)	-0,0565 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		19	19
7 trittverträglich	-0,0832 ↓	-0,2192 ↓	-0,2636 ↓	-0,1835 ↓		7	6
zwischen 7 und 9 stehend (trittverträglich bis überaus trittverträglich)	-0,179 ↓	-0,0522 ↓	n. s. -	n. s. -		7	7
9 überaus trittverträglich	0,0402 ↑	-0,0382 ↓	-0,1336 ↓	-0,1432 ↓		11	11
<b>Futterwert - Daten für 221/213 Arten</b>							
1 giftig für Nutztier (und Mensch)	-0,0325 ↓	0,095 ↑	n. s. -	0,3058 ↑		17	17
kein bis sehr geringer Futterwert	0,0632 ↑	-0,0156 ↓	-0,2278 ↓	n. s. -		79	76
3 geringer Futterwert	0,4057 ↑	0,1462 ↑	-0,0382 ↓	0,2805 ↑		53	51
zwischen 3 und 5 stehend (geringer bis mittlerer Futterwert)	-0,0438 ↓	-0,0421 ↓	0,0764 ↑	-0,1908 ↓		24	22
5 mittlerer Futterwert	n. s. -	0,0478 ↑	0,2803 ↑	n. s. -		12	12
zwischen 5 und 7 stehend (mittlerer bis hoher Futterwert)	-0,0839 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		13	13
7 hoher Futterwert	-0,1427 ↓	-0,0672 ↓	0,0725 ↑	-0,0933 ↓		11	10
zwischen 7 und 9 stehend (hoher bis bester Futterwert)	-0,2453 ↓	n. s. -	0,0876 ↑	n. s. -		7	7
9 bester Futterwert	-0,1331 ↓	-0,1132 ↓	n. s. -	-0,1555 ↓		5	5

6 Ergebnisse

	Grundw.-stand		Bestandsalter					
	alle	nass	trocken					
<b>Ozeanität - Daten für 350/338 Arten</b>								
litoral	0,1298 ↑	-0,0556 ↓	-0,1864 ↓	n. s. -			7	7
kontinental	-0,0785 ↓	n. s. -	-0,1091 ↓	0,0515 ↑			8	8
schwach kontinental	-0,0429 ↓	-0,023 ↓	-0,172 ↓	n. s. -			43	39
subkontinental	-0,1356 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			32	32
schwach subkontinental	-0,0382 ↓	-0,1177 ↓	-0,096 ↓	-0,0916 ↓			41	41
schwach subozeanisch	0,1641 ↑	0,0608 ↑	n. s. -	n. s. -			59	56
subozeanisch	-0,2161 ↓	-0,2506 ↓	-0,2218 ↓	-0,2945 ↓			43	43
schwach ozeanisch	0,1759 ↑	0,1347 ↑	0,2382 ↑	0,0653 ↑			107	102
ozeanisch	0,107 ↑	0,0269 ↑	n. s. -	n. s. -			20	20
<b>Florengbiet - Daten für 411/396 Arten</b>								
Asien	0,1367 ↑	-0,1807 ↓	-0,4278 ↓	-0,2343 ↓			70	68
circumpolar	0,1605 ↑	-0,0509 ↓	-0,1768 ↓	-0,4013 ↓			48	44
Europa	-0,0541 ↓	0,3132 ↑	0,2361 ↑	0,454 ↑			355	344
Afrika	n. s. -	n. s. -	-0,6006 ↓	n. s. -			15	14
Amerika	0,2607 ↑	n. s. -	-0,0616 ↓	-0,138 ↓			23	22
Ostamerika	0,4842 ↑	n. s. -	-0,1802 ↓	n. s. -			6	6
Sibirien	-0,0221 ↓	n. s. -	n. s. -	0,2073 ↑			14	13
Australien/Neuseeland	0,3636 ↑	n. s. -	-0,2814 ↓	0,0565 ↑			7	7
Vorderasien	-0,0476 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			6	6
Westasien	-0,3337 ↓	-0,0341 ↓	n. s. -	0,1018 ↑			129	125
Westsibirien	0,1396 ↑	0,3258 ↑	0,3043 ↑	0,2675 ↑			30	29
<b>Hemerobie - Daten für 411/397 Arten</b>								
oligohemerob	0,3455 ↑	0,561 ↑	0,2643 ↑	0,6923 ↑			228	217
mesohemerob	0,1865 ↑	0,5868 ↑	0,4407 ↑	0,6627 ↑			335	321
b-euhemerob	-0,2546 ↓	-0,4952 ↓	-0,4189 ↓	-0,5037 ↓			228	221
a-euhemerob	-0,3526 ↓	-0,6666 ↓	-0,6268 ↓	-0,6969 ↓			143	139
polyhemerob	-0,1596 ↓	-0,6374 ↓	-0,7118 ↓	-0,6183 ↓			67	66
Anzahl von Hemerobiestufen	-0,1932 ↓	-0,4936 ↓	-0,5464 ↓	-0,3983 ↓			414	399
<b>Urbanität - Daten für 409/395 Arten</b>								
urbanophob	0,3311 ↑	0,454 ↑	0,1786 ↑	0,6014 ↑			154	146
mäßig urbanophob	n. s. -	0,167 ↑	0,1539 ↑	0,2044 ↑			141	136
urbanoneutral	-0,2305 ↓	-0,5533 ↓	-0,4018 ↓	-0,5845 ↓			87	86
mäßig urbanophil	-0,2232 ↓	-0,0541 ↓	n. s. -	-0,0731 ↓			17	17
urbanophil	-0,1149 ↓	-0,2514 ↓	-0,2237 ↓	-0,1945 ↓			10	10



### 6.3.2 Vegetationskennwerte und geschätzter Grundwasserstand

Die Betrachtung der Feuchtezahlen (Abbildung 6.3-1 a-d, S. 174) gegenüber dem geschätzten Grundwasserstand zeigt zunächst, dass die Schätzung des Wasserstandes gut durch die Vegetation abgebildet wird. In den Abbildungen 6.3-1 a und b (S. 174) zeigt sich jeweils ein kleiner Sprung zwischen den Klassen -85 cm und -55 cm, die die Grenze zwischen den beiden Feuchteregimen markieren. Dieser Sprung ergibt sich durch die zusätzlich angewandten Kriterien zur Trennung zwischen diesen Klassen (Reaktion der Vegetation und des Bodens auf Trockenheitsperioden, Farbe auf Luftbildern) und demonstriert, dass hier eine sinnvolle Zweiteilung der Daten erfolgt ist.

Der Verlauf der Feuchtezahlen gegenüber dem Grundwasserstand demonstriert außerdem, dass der Einfluss verschiedener Grundwasserstände auf die Vegetation ab einem bestimmten Abstand von der GOF kaum mehr ersichtlich ist. So fällt der geschätzte Abstand innerhalb des trockenen Feuchteregimes (entspricht Wasserstand -85 cm oder tiefer) durchschnittlich wenig ins Gewicht, während man innerhalb der nassen Gruppe mit jeder Erhöhung des geschätzten Wasserstandes eine durchschnittliche Zunahme des Anteils der Feuchtezeiger mit gleichzeitiger Abnahme der Trockenheitszeiger beobachten kann (Abbildungen 6.3-1 a+b (S. 174)).

Abbildung 6.3-1 e (S. 174) zeigt, dass an nassen Standorten der untersuchten Gebiete durchschnittlich mehr Arten naturnaher Standorte (also Generalisten, Kompetitoren und Spezialisten) zu finden sind als an trockenen. Dies ist auch beim Vergleich der Grafiken 6.3-2 b und c (S. 176) erkennbar.

Arten aus den Familien Cyperaceae, Juncaceae und Typhaceae kommen typischerweise an nassen Standorten vor, was sich auch deutlich im Zusammenhang ihrer Anteile mit dem Grundwasserstand widerspiegelt (Abbildung 6.3-1 f, S. 174). Diese Arten besitzen gleichzeitig einen geringen Futterwert, was in der entsprechenden Kategorie in Tabelle 6.3-1 (S. 171) auch zum Tragen kommt.

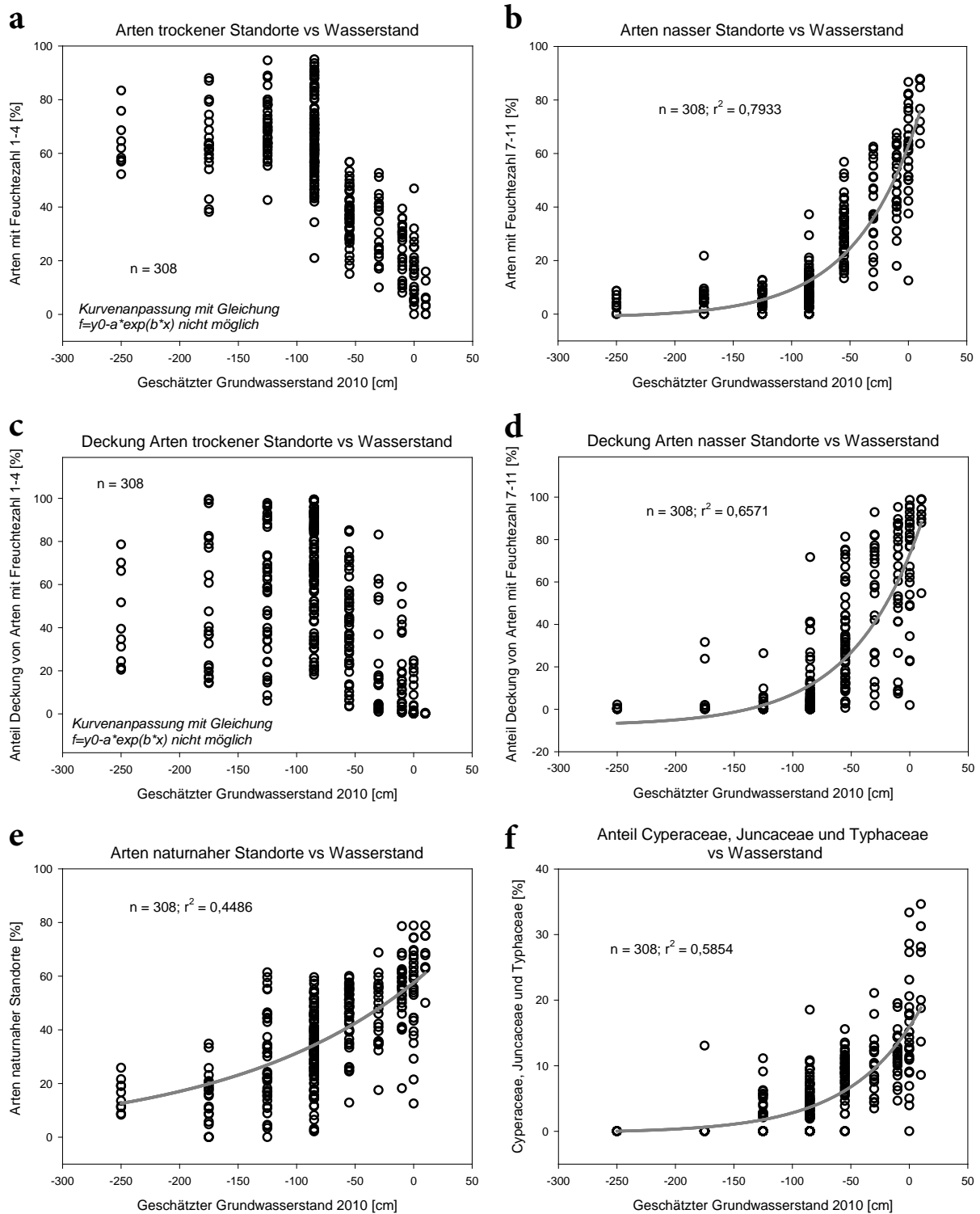


Abbildung 6.3-1 a-f: Zusammenhänge von Vegetationskennwerten nach BORHIDI (1993) und nach der Datenbank BiolFlor mit dem geschätzten Grundwasserstand für 308 Aufnahmeflächen

Jeder Krinkel repräsentiert eine Aufnahmefläche. Die Abbildungen a, b, e und f geben die Anteile der jeweiligen Artengruppen an der Gesamtartenzahl der Aufnahmeflächen an (ohne Berücksichtigung der Deckungsgrade). Es wurden die Regressionsfunktionen exponentielles Wachstum und exponentielle Abnahme verwendet (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Der Regressionskoeffizient  $r^2$  und die Anzahl der Daten sind in die Diagramme eingetragen. Für die Daten zur Anzahl und Deckung der Arten trockener Standorte war keine Anpassung der verwendeten Funktionen mit SigmaPlot möglich.

In Tabelle 6.3-1 (S. 164) und z. T. auch in Anhang II (S. 373) sind weitere Zusammenhänge mit dem geschätzten Grundwasserstand dokumentiert. Unter den Zeigerwerten können neben den Feuchtezahlen und „social behaviour types“ noch leichte Zusammenhänge von Temperaturzahl, Lichtzahl, Kontinentalitätszahl und Salzzahl mit dem Grundwasserstand ausgemacht werden. Arten nasser Standorte müssen im Allgemeinen mit niedrigeren Temperaturen zurechtkommen, da nasse Böden sich langsamer erwärmen. Außerdem kann durch das gute Wasserangebot eine relativ üppige, hohe Vegetation entstehen, wodurch viele Arten mit wenig Licht auskommen müssen, was sich ebenfalls schwach in den Zeigerwerten widerspiegelt. Auch Arten von Salzstandorten sind häufig mit nassen Verhältnissen assoziiert, da viele Salzböden zeitweise vernässt sind und diese Arten daher auch mit Nässe zurechtkommen müssen. So finden sie sich ebenfalls vergleichsweise häufig an nassen Wuchsorten der vorliegenden Untersuchung.

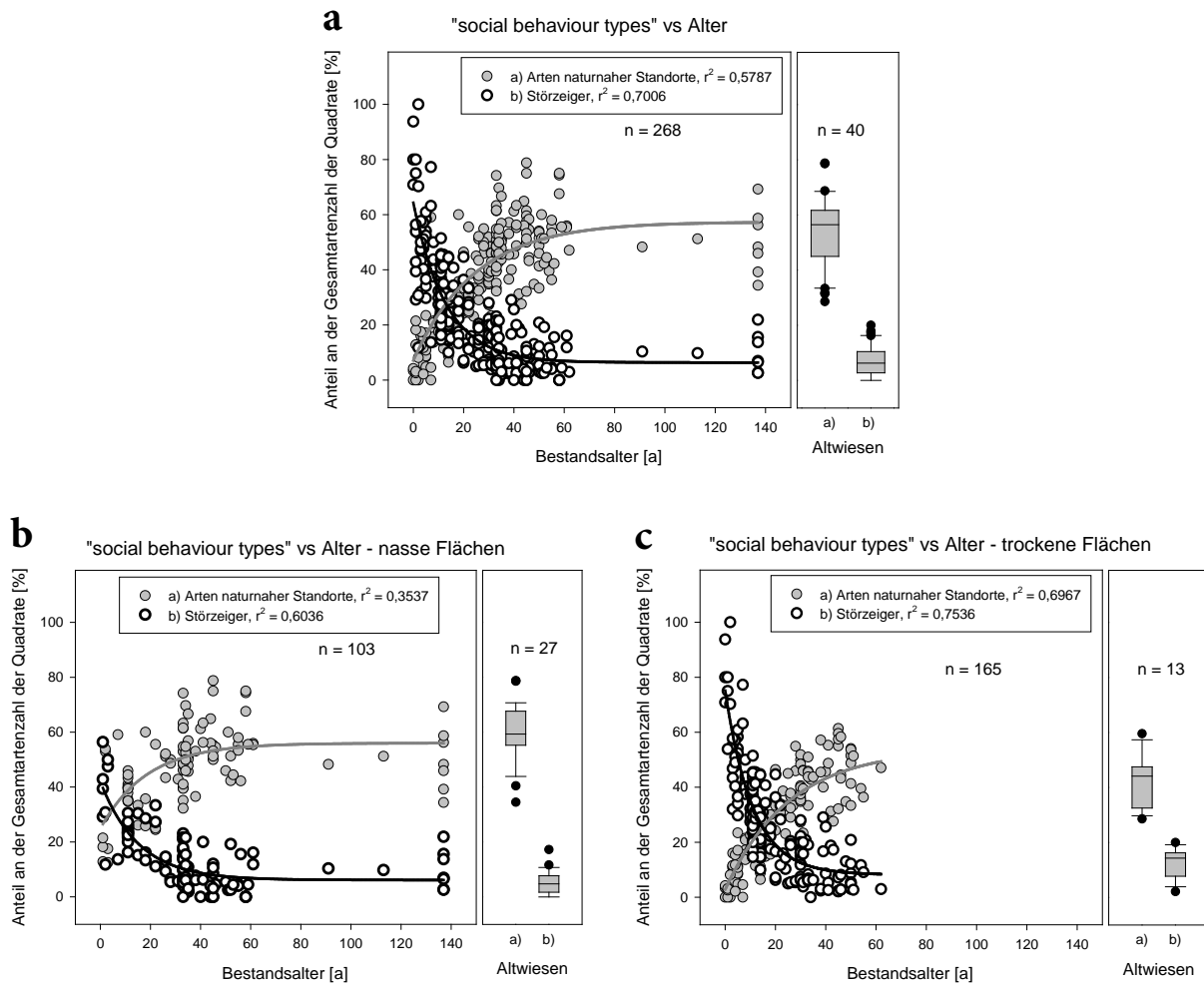
Da durch die üppige Vegetation und die zeitweise Vernässung die Etablierung neuer Individuen aus Samen an nassen Standorten erschwert ist, finden sich hier mehr ausdauernde Arten, während trockene Standorte viele kurzlebige Arten beherbergen (Kategorien Lebensdauer und Lebensform). Diese sind daran angepasst, dass sie oft nur ein kurzes Zeitfenster mit günstigen Wachstumsbedingungen haben, da sie auf die Wasserversorgung durch Niederschläge angewiesen sind. Außerdem entstehen durch die Trockenperioden oft Lücken in der Vegetation, in denen sich neue Individuen aus Diasporen etablieren können. Diese Zusammenhänge zeigen sich auch sehr gut beim Reproduktionstyp. Auch die Tatsache, dass sich Selbstbestäubung eher bei Arten findet, die an trockenen Wuchsorten aufgefunden wurden, weist auf ihre Anpassung an kurze Zeitfenster für die Reproduktion hin. Dasselbe gilt für Arten, die autogam sind.

Die Anpassung an nasse oder trockene Standorte spiegelt sich auch deutlich in der Blattanatomie wider.

Die Informationen, die BORHIDI (1993) mit den Natürlichkeitswerten bzw. den „social behaviour types“ vermittelt, werden in der BiolFlor-Datenbank in den Kategorien Strategietyp, Vorkommen, Hemerobie und Urbanität wiedergegeben. Die Tatsache, dass an nassen Standorten tendenziell mehr Arten naturnaher Standorte gefunden wurden, ist daher auch an den Ergebnissen in den genannten Kategorien ablesbar.

### 6.3.3 Vegetationskennwerte und Bestandsalter

In den Abbildungen 6.3-2+3 (S. 177 u. 179) wird deutlich, dass alle präsentierten Vegetationsparameter einen ähnlichen Zusammenhang mit der Zeit zeigen. Sie sind alle geeignet, den Verlauf der sekundären Sukzession nachzuzeichnen. Diese verläuft in Form einer Sättigungskurve, d. h. dass die Sukzession zunächst sehr schnell abläuft (vor allem in den ersten 10-20 Jahren) und dann allmählich langsamer wird, bis die Vegetation der der Altwiesen weitgehend angeglichen ist. Nach 20-40 Jahren hat der überwiegende Teil der Aufnahmeflächen Werte der dargestellten Parameter erreicht, die im Schwankungsbereich der Altwiesen-Werte liegen. Je stärker der Zusammenhang eines Parameters mit dem Entwicklungsalter ist, desto schärfer ist dieser asymptotische Verlauf (Sättigungskurve) zu erkennen. Unimodale Verläufe spielen höchstens eine sehr untergeordnete Rolle, da sie nur bei undeutlichen Zusammenhängen auftreten (nicht grafisch dargestellt).



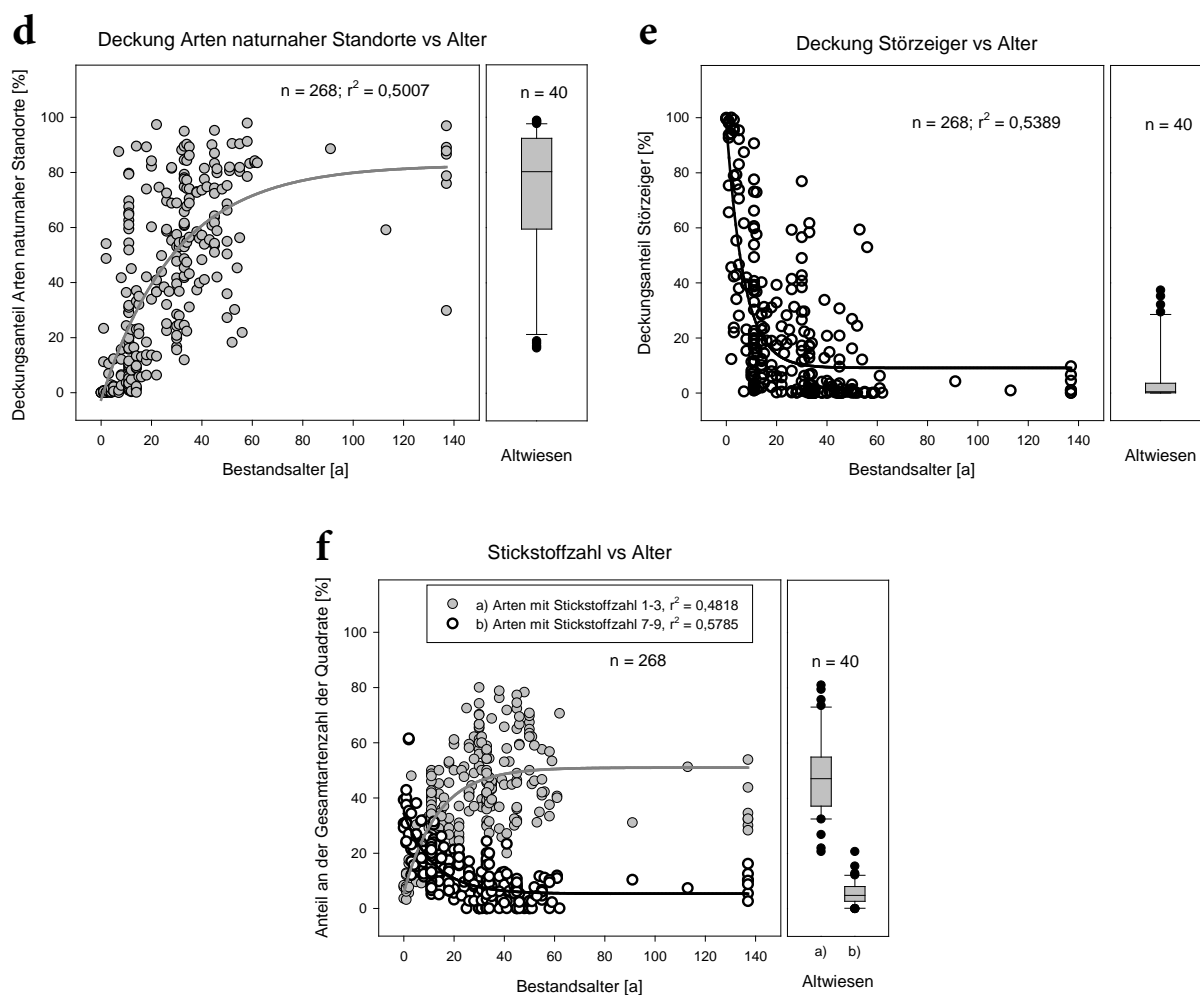


Abbildung 6.3-2 a-f: Zusammenhänge einiger Zeigerwerte nach BORHIDI (1993) mit dem Bestandsalter (d. h. der vergangenen Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus) für 308 Vegetationsaufnahmen. Jeder Kringle repräsentiert eine Aufnahme­fläche. Es wurden die Regressionsfunktionen begrenztes Wachstum und begrenzte Abnahme verwendet (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Für die "social behaviour types" wurde zusätzlich eine nach nassen und trockenen Aufnahme­flächen getrennte Auswertung vorgenommen. Die Werte der Referenzbestände bzw. Altweiden werden in getrennten Diagrammteilen als Boxplot dargestellt. In den Boxplots repräsentieren die Ober- und Untergrenze der Box das obere und untere Quartil, die Whisker (Antennen) das 10 %- und 90 %-Quantil. Alle Ausreißer sind als Punkte in die Diagramme eingetragen. Innerhalb der Boxen ist der Median als waagerechter Strich markiert. Der Regressionskoeffizient  $r^2$  und die Anzahl der Daten sind ebenfalls in den Diagrammen zu finden.

Die Tabellen 6.3-2 und 3 (S. 178 u. 180) basieren auf den Daten der Abbildungen 6.3-2 und 3 (S. 177 u. 179). Alle möglichen Paare von Altersklassen wurden Mann-Whitney-Tests unterzogen. Die Ergebnisse zeichnen ebenfalls den Verlauf der Sukzession nach: Mit nur einer Ausnahme (Anteil der Arten naturnaher Standorte auf nassen Flächen) unterscheiden sich die ersten drei Altersklassen jeweils signifikant voneinander. Ein Blick auf die zugehörigen Abbildungen zeigt, dass dies durch Ansteigen oder Abnahme der jeweiligen Parameter in

Richtung der Werte der Referenzbestände zustande kommt. In einem Teil der Fälle ist mit der dritten Altersklasse (20-39 Jahre) bereits ein Level erreicht, der dem der Referenzbestände nahe kommt, so dass dann kein signifikanter Unterschied zu den Referenzbeständen mehr aufgedeckt werden kann. Häufig unterscheiden sich die Werte der dritten Altersklasse aber auch noch signifikant von denen der vierten Altersklasse und denen der Referenzbestände. Bei der vierten Altersklasse (40 Jahre oder älter) wiederum findet man in keinem Fall mehr einen signifikanten Unterschied zu den Referenzbeständen. Im trockenen Feuchteregime liegt der Median der Daten der Referenzbestände z. T. zwischen den Medianen der Altersklassen 3 und 4; ein signifikanter Unterschied ist dabei zu keiner der beiden Altersklassen gegeben.

Tabelle 6.3-2: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.3-2 (S. 177) gezeigten Daten

Zwischen Altersklassen, deren Kennzeichnung denselben Buchstaben enthält, wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt. Die Anzahl der Aufnahmequadrate pro Altersklasse ist angegeben.

Bestandsalter [a]	0-9	10-19	20-39	40+	Referenz
	alle Daten				
Anzahl	43	76	88	61	40
% Arten naturnaher Standorte	a	b	c	d	d
% Störzeiger	a	b	c	d	d
% Deckung Arten naturnaher Standorte	a	b	c	d	d
% Deckung Störzeiger	a	b	c	d	d
% Arten mit Stickstoffzahlen 1-3	a	b	c	c	c
% Arten mit Stickstoffzahlen 7-9	a	b	c	c	c
	nasse Standorte				
Anzahl	9	18	40	36	27
% Arten naturnaher Standorte	a	a	b	c	c
% Störzeiger	a	b	c	d	d
	trockene Standorte				
Anzahl	34	58	48	25	13
% Arten naturnaher Standorte	a	b	c	d	cd
% Störzeiger	a	b	c	d	cd

Die „social behaviour types“ nach BORHIDI (1993) (Abbildung 6.3-2 a-e, S. 177) zeigen von allen geprüften Zeigerwerten den stärksten Zusammenhang mit der Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus. Sie geben u. a. die Intensität des anthropogenen Einflusses wieder, dem die Arten typischerweise ausgesetzt sind. Im hier untersuchten Fall nimmt der anthropogene Einfluss

bezüglich Ackerbewirtschaftung insofern mit der Zeit ab, als er immer weiter zurückliegt. An den Stickstoffzahlen (Abbildung 6.3-2 f, S. 177) der beteiligten Arten lässt sich die Abnahme des anthropogenen Einflusses in ähnlicher Weise ablesen wie an den „social behaviour types“, aber etwas weniger scharf.

Der Verlauf der Sukzession ist im nassen Feuchtereime (Abbildung 6.3-2 b, S. 176) im Wesentlichen gleich dem im trockenen (Abbildung 6.3-2 c, S. 176). In Einklang mit den Erkenntnissen aus Abbildung 6.3-1 e (S. 174) ist allerdings zu sehen, dass die Vegetation in nassen Aufnahmeflächen im Durchschnitt über alle Altersklassen hinweg einen leicht höheren Anteil an Arten naturnaher Standorte besitzt.

In den Deckungsgraden der Arten verschiedener „social behaviour types“ (Abbildung 6.3-2 d+e, S. 177) spiegelt sich der Sukzessionsverlauf in ähnlicher Form wider, wenn auch wesentlich weniger scharf.

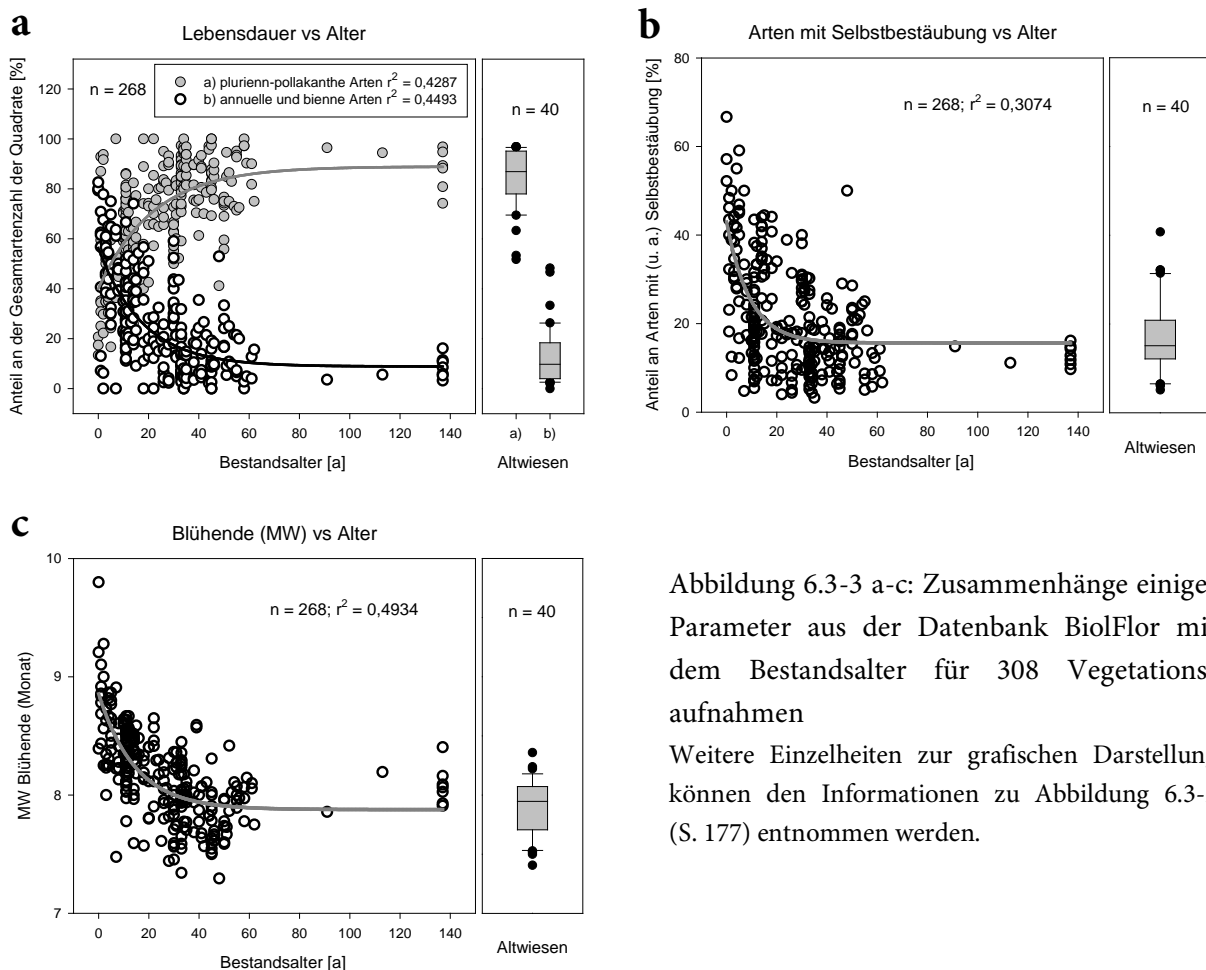


Abbildung 6.3-3 a-c: Zusammenhänge einiger Parameter aus der Datenbank BiolFlor mit dem Bestandsalter für 308 Vegetationsaufnahmen

Weitere Einzelheiten zur grafischen Darstellung können den Informationen zu Abbildung 6.3-2 (S. 177) entnommen werden.

Tabelle 6.3-3: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.3-3 (S. 179) gezeigten Daten

Zwischen Altersklassen, deren Kennzeichnung denselben Buchstaben enthält, wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt. Die Anzahl der Aufnahmequadratrate pro Altersklasse ist angegeben.

Bestandsalter [a]	0-9	10-19	20-39	40+	Referenz
	alle Daten				
Anzahl	43	76	88	61	40
<b>% annuelle u. bienne Arten</b>	a	b	c	c	c
<b>% plurienn-pollakanthe Arten</b>	a	b	c	d	d
<b>% Arten mit Selbstbestäubung</b>	a	b	c	c	c
<b>Blühende der Arten MW</b>	a	b	c	d	d

Eng mit dem Ruderalcharakter der Arten verknüpft sind auch die funktionellen Eigenschaften, die in Abbildung 6.3-3 (S. 179) thematisiert werden und der Datenbank BiolFlor entnommen sind. Arten an Ruderalstandorten, die an einen häufigen Umbruch des Bodens angepasst sind, müssen ihren Lebenszyklus schnell beenden und rasch Diasporen bilden, aus denen sie sich regenerieren können. Die Arten von Grünlandbeständen dagegen können mehrere Jahre an demselben Wuchsort verbleiben (Abbildung 6.3-3 a, S. 179). Um die schnelle Diasporenbildung zu garantieren, findet sich bei vielen Arten der Ruderalstandorte Selbstbestäubung (Abbildung 6.3-3 b, S. 179). Schließlich gibt es auch viele Arten ruderaler Standorte, die noch spät im Jahr blühen (Abbildung 6.3-3 c, S. 179). Diese haben sich daran angepasst, dass viele Felder ab dem Spätsommer brach liegen, was ihnen ein Zeitfenster gibt, um ihren Lebenszyklus abzuwickeln.

Zusammenhänge weiterer Parameter mit der Entwicklungsdauer finden sich in Tabelle 6.3-1 (S. 164) und in Anhang II (S. 373). Bei den Datenbank-unabhängigen Parametern zeigt sich, dass drei wichtige Kennwerte einer Vegetationsaufnahme, die Gesamtartenzahl, die Gesamtdeckung und die Evenness, keine deutlichen Zusammenhänge mit dem Bestandsalter zeigen. Sie sind daher für den untersuchten Datensatz keine brauchbare Grundlage, um die sekundäre Sukzession der Vegetation nachzuvollziehen. Schwache positive Zusammenhänge mit dem Alter können lediglich für die Daten des nassen Feuchteregimes festgestellt werden, was sich daraus ergibt, dass ein Teil der Aufnahmeflächen unter 20 Jahren jeweils niedrigere Werte unterhalb der breiten Variation der restlichen Aufnahmen aufweist.



Bei den Zeigerwerten von BORHIDI (1993) zeigen sich außer den grafisch dargestellten keine klaren Zusammenhänge mit dem Bestandsalter. Wie bereits in Abschnitt 6.3.2 erläutert, geben die BiolFlor-Kategorien Strategietyp, Vorkommen, Hemerobie und Urbanität analog zu den „social behaviour types“ von BORHIDI (1993) den Ruderalcharakter der Arten wieder. Dementsprechend zeigen sie ebenfalls klare Zusammenhänge mit der Zeit. Weiterhin gibt es viele Kategorien von BiolFlor-Daten, deren Zusammenhang mit dem Alter auf Anpassungen an gestörte Standorte zurückzuführen ist: So stellen die Zusammenhänge bei Lebensform (in erster Linie die Ausprägung Therophyt), Lebensdauer, Reproduktionstyp, Selbstkompatibilität, Selbstbestäubung und Befruchtungssystem Anpassungen der Störzeiger an kurze Reproduktions-Zeitfenster dar (vgl. Ausführungen für trockene Standorte in Abschnitt 6.3.2). Im Fall der Ruderalstandorte sind die kurzen Zeitfenster durch häufiges Umpflügen bedingt, während sie bei trockenen Standorten auf die Verkürzung der Vegetationsperiode durch Trockenzeiten zurückgehen. Auch die bereits erwähnte Verlängerung der Blütezeit bis in die spätsommerliche/frühherbstliche Brachperiode (vgl. Abbildung 6.3-3 c, S. 179) kann als Strategie der Anpassung an Ruderalstandorte gesehen werden.

## 6.4 Verhalten der Arten entlang des Zeitgradienten

### 6.4.1 Die wichtigsten zeitlichen Verteilungsmuster

In Tabelle 6.4-1 (S. 183) sind alle gefundenen Arten nach dem Muster ihrer Verteilung entlang des Zeitgradienten in Gruppen eingeteilt. Zunächst zeigt sich mit Gruppe 1, dass es zahlreiche Arten gibt, die bezüglich des Bestandsalters der Aufnahme­fläche mehr oder weniger indifferent sind, also über alle Altersstufen hinweg zu finden sind. Unter diesen Arten sind relativ viele, die von BORHIDI (1993) zu den störungstoleranten Arten gezählt werden. In Gruppe 1 treten außerdem viele Generalisten und Kompetitoren auf, welche typischerweise in älteren, halbnatürlichen Grünlandbeständen zu finden sind. Die Generalisten und Kompetitoren aus Gruppe 1 weisen zusätzlich eine gute Toleranz gegenüber Störungen auf, während diejenigen in den Gruppen 2-4 die jüngsten Flächen der untersuchten Gebiete noch nicht besiedeln können. Umgekehrt gibt es auf Seiten der Kategorie Störzeiger (d. h. Arten mit Natürlichkeitswert 1 oder kleiner) nur wenige, die außer auf den jüngsten Flächen auch auf älteren vorkommen, also eine große Toleranzbreite bzgl. des Bestandsalters besitzen. Dies zeigt sich darin, dass Arten mit Natürlichkeitswert  $\leq 1$  in Gruppe 1 rar sind und sich stattdessen auf die Gruppen 5 und 6 konzentrieren. Ein deutlicher Kontrast zeigt sich zu den Gruppen 2-4, die durch einen Schwerpunkt auf älteren Flächen gekennzeichnet sind und daher mit *Adonis aestivalis* nur eine einzige Art enthalten, die zur Kategorie Störzeiger gehört.

Alle 15 Arten, die ausschließlich in Altwiesen gefunden wurden (Gruppe 4), weisen dort eine sehr geringe Stetigkeit auf.

Auf die Zusammenstellung einer Gruppe mit Arten, die vorwiegend in mittleren Altersstufen zu finden sind, also sowohl in den ganz jungen als auch in den ganz alten Flächen fehlen, wurde verzichtet, da sich keine Arten finden lassen, die ein solches Verhalten mit ausreichender Deutlichkeit zeigen.

Tabelle 6.4-1: Nach Altersstufen (Zeit seit Aufgabe des Ackerbaus) zusammengefasste, synoptische Vegetationstabelle

Innerhalb der Altersstufen ist die Stetigkeit der Arten in Prozent angegeben und farblich unterlegt. Die Stetigkeiten werden für die beiden Feuchtereime getrennt wiedergegeben. Für das nasse Feuchtereime gibt es im Vergleich zum trockenen eine zusätzliche Altersstufe mit 91-137-jährigen Aufnahmequadraten. Die Arten sind nach ihrem Verhalten entlang des Zeitgradienten geordnet und in Gruppen mit bestimmten Altersprofilen eingeteilt. Die absoluten Anzahlen an Aufnahmeflächen pro Altersstufe und Feuchtereime finden sich im Kopf der Tabelle. Altersstufen mit nur 1-3 Aufnahmeflächen sind grau unterlegt; die Aussagekraft der Stetigkeiten ist in diesen sehr gering. Als Hilfe zur Interpretation der gefundenen Artengruppen sind für die einzelnen Arten Natürlichkeitswert (Nat) und Feuchtezahl (WB) nach BORHIDI (1993) angegeben, die mit den beiden Hauptgradienten des Datensatzes korrelieren (vgl. Abbildungen 6.3-1 u. 2, S. 174 u. 177). Arten, die in einer Altersstufe zwar auf einer untersuchten Gesamtfläche, aber außerhalb der Aufnahmequadratrate gefunden wurden, sind mit einem '+' markiert. Mit demselben Zeichen wurden Arten markiert, deren Vorkommen sich in der betreffenden Altersklasse auf das jeweils andere Feuchtereime beschränkt.

Anzahl Aufnahmeflächen pro Altersklasse	Nasses Feuchtereime													Trockenes Feuchtereime													Anz. Vorkommen	Nat	WB			
	8	1	13	5	3	5	23	9	5	7	5	10	9	27	18	16	49	9	11	8	24	5	6	9	8	2				13		
Altersklasse	0-4	5-9	10-14	15-19	20-24	25-29	30-34	35-39	40-44	45-49	50-54	55-62	91-137	Altweiden	0-4	5-9	10-14	15-19	20-24	25-29	30-34	35-39	40-44	45-49	50-54	55-62	Altweiden					
Arten	Gruppe 1 - über alle Altersstufen verteilt																															
<i>Poa angustifolia</i>	II	+	IV	IV	V	V	V	V	V	V	V	IV	V	IV	II	IV	V	V	V	V	V	V	V	V	IV	V	V	IV	252	2	3	
<i>Dactylis glomerata</i>	II	+	III	IV	V	IV	V	IV	V	IV	V	IV	V	IV	III	V	IV	IV	V	IV	V	IV	V	IV	V	IV	V	III	231	2	6	
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+	II	III	II	III	III	V	III	III	IV	III	IV	IV	III	III	V	IV	V	IV	IV	V	V	IV	V	V	IV	203	2	4		
<i>Achillea millefolium</i>	II	+	II	V	IV	II	II	II	II	I	III	I	I	II	IV	V	V	V	V	IV	V	V	V	V	V	V	III	180	2	6		
<i>Elytrigia repens</i>	V	V	V	V	IV	III	II	III	II	II	IV	I	II	I	V	V	V	IV	V	II	I	IV	IV	II	II	+	IV	171	-2	5		
<i>Picris hieracioides</i>	II	+	V	IV	V	IV	III	II	III	III	II	II	II	III	II	V	IV	V	III	V	II	III	IV	V	II	+	IV	168	2	4		
<i>Taraxacum sect. Taraxacum</i>	II	+	V	IV	IV	III	IV	III	I	III	IV	V	III	IV	IV	IV	IV	II	IV	II	+	II	II	I	III	II	165	-2	5			
<i>Daucus carota</i>	II	+	V	IV	IV	II	III	III	II	III	II	IV	III	II	III	III	IV	III	IV	III	II	II	+	+	II	+	II	149	2	4		
<i>Medicago lupulina</i>	I	+	III	II	IV	IV	I	II	+	II	III	II	II	II	IV	III	V	III	V	II	II	IV	I	II	IV	III	II	144	2	5		
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	+	+	I	V	IV	+	I	II	+	I	III	I	I	II	III	IV	V	IV	IV	IV	III	II	II	III	III	IV	125	2	3			
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	I	+	I	+	II	II	I	III	III	+	IV	II	II	II	V	IV	IV	V	I	II	II	+	I	III	II	+	III	123	3	3		
<i>Festuca pratensis</i>	+	+	I	V	IV	+	II	V	V	III	III	IV	III	III	I	IV	II	III	IV	II	I	II	+	+	I	+	III	116	5	6		
<i>Cynodon dactylon</i>	II	+	+	II	III	+	II	II	+	III	II	II	I	I	III	I	I	II	III	III	V	V	V	IV	V	III	V	112	-2	3		
<i>Crataegus monogyna</i>	+	+	IV	+	V	+	II	III	II	III	II	II	II	II	I	I	III	+	I	I	III	III	II	III	IV	III	+	107	4	4		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	II	V	V	III	II	IV	IV	IV	V	V	IV	V	IV	V	+	I	I	+	I	I	+	+	+	+	+	+	+	103	5	7		
<i>Agrostis stolonifera</i>	II	V	V	IV	II	II	IV	II	V	III	III	V	III	III	I	I	II	I	+	+	I	+	+	+	II	IV	+	101	5	7		
<i>Jacobaea erucifolia</i>	I	+	III	II	IV	II	II	+	+	III	II	I	II	I	+	+	III	+	II	I	II	II	III	V	III	II	85	4	6			
<i>Lotus maritimus</i>	I	+	IV	III	II	IV	IV	I	II	IV	IV	IV	II	II	+	I	II	I	I	I	I	II	+	I	I	+	I	83	2	7		
<i>Securigera varia</i>	+	+	I	II	+	III	I	+	+	+	III	+	I	I	II	+	III	I	II	IV	II	IV	IV	IV	V	V	I	79	2	4		
<i>Veronica arvensis</i>	+	+	+	+	II	+	+	II	+	+	II	I	II	I	III	III	II	IV	III	II	II	II	II	II	II	III	II	77	2	5		
<i>Leontodon hispidus</i>	+	+	I	+	II	V	III	IV	II	III	III	IV	II	II	I	+	II	+	II	I	I	+	+	+	+	II	+	76	2	4		
<i>Potentilla reptans</i>	II	V	III	+	II	IV	II	II	III	IV	III	III	II	III	+	I	II	I	I	I	+	+	I	+	+	+	+	75	2	6		
<i>Trifolium pratense</i>	+	+	+	II	II	III	I	IV	III		III	I	II	I	I	I	III	III	II	+	I	III	+		I	+	II	72	2	6		
<i>Phragmites australis</i>	II	+	V	III	II	IV	II	II	III	IV	II	II	II	II	I	I	I	+	+	I	I	+	+	+	+	+	II	66	5	10		
<i>Carex distans</i>	I	+	IV	IV	+	II	II	IV	III	III	II	IV	II	I	+	I	I	I	I	+	I	+	+	+	+	I	+	62	5	7		
<i>Medicago minima</i>	+	+	I	+	II	+	+	+	+	+	+	+	+	+	I	I	II	IV	I	II	IV		II	I	IV	III	I	62	4	2		
<i>Mentha aquatica</i>	II	V	IV	II	II	II	III	II	V	III	III	V	II	III	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	61	4	9		

6 Ergebnisse

<i>Trifolium campestre</i>	+	+	+	II	II	+	I	I	+	I	II			I	I	I	II	IV	III	I	II	II	IV	+	II		III	57	2	4	
<i>Lythrum salicaria</i>	IV	V	IV	+		III	II	I	IV	III	III	III	II	III	+	+	I	+		I	+	+	+	+	+	+	+	56	4	9	
<i>Calystegia sepium</i>	IV		V	III	II	+	III	II	V	III		III	I	II	+		I	+	I	I	+	+	+	+		+	+	55	2	9	
<i>Verbascum phoeniceum</i>	+	+	+	II	+	III	I	+	+	+	II	I		+	I	+	II	+	II	V	II	III	III	III	II	III	I	53	4	2	
<i>Cerastium fontanum</i>	I		I	II	+	II	I	II	II	+	II		I	I	+		II	II	I	+	I	+	+	+	I	I	III	51	2	5	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	I	+	IV	III	II	V	II		II	III	+	II	I	I	I	I	I	II	I	I	+		I	I	+	+	+	50	-2	5	
<i>Cichorium intybus</i>	+	+	+	III	IV	II	II	II			II	I	I	I	I	II	III	III	+	I	II				I	+	+	50	1	6	
<i>Erigeron annuus</i>	+	+	+	II	IV	III	II	II	II	II	+	II	I	I	II	II	I	I	II	+	+	+	+	I	I	+	+	48	-3	7	
<i>Eryngium campestre</i>	+	+	+	+			+	+	+	+	II	+		+	I	I	II	III	I		III	II	II	+	IV	III	II	48	2	2	
<i>Lotus tenuis</i>	II	+	V	III	+		II				II	I	I	I	I	II	II	+						I	III	I	47	2	7		
<i>Trifolium repens</i>	+	+	+	+	+		+	+	+				+	II	I	II	III	II		I	III	I		I		II		46	2	5	
<i>Cerastium pumilum</i>	+		I	+	+	+	+		+	I	+			I	I		II	II	I	I	I		I	IV	II		II	45	3	2	
<i>Stachys officinalis</i>	+		+	II	+	IV	III	III	II			I	I	II	+		I	+	I	II	I	+				+	II	44	4	4	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	I	V	II		II	II	II	II	V	II	II	III	II	III	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	44	2	8	
<i>Potentilla heptaphylla</i>	+		+		+	+	+	+	+	+	III	I		I	I		I			II	II	II	III	IV	IV	V	I	43	4	3	
<i>Cerastium semidecandrum</i>	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	II	+		I	I	I	III		I	II	II	IV	II	II	III	II	41	3	2
<i>Ranunculus repens</i>	II		+		II	II	II	II	V	III	III	IV	II	II	+		I		I	+	+	+	+	+	+	+	+	41	2	8	
<i>Sonchus arvensis</i>	IV	+	III	II		II	II		III		II	II	II	I	I	I	I	+		I	+			+	+	+	+	40	1	5	
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	+	+	+	+	+		I	II	+	+	II	+		+	I	+	I	I	II	II	III	III	+	II	III	III	I	38	2	2	
<i>Inula britannica</i>	I	V	IV	+			I	+		+				II	+	I	I	II	+		+	II		+	I		I	37	2	7	
<i>Odontites vulgaris</i>	I	+	II	III	+	+	I			II			+	I	I	I	I	II	II	I	+				+	+	I	36	2	5	
<i>Pilosella auriculoides</i>	+	+	+	+			I	+	+	+	+			I	I	I	II	II	II		I	II	I	II	II	III	I	34	4	3	
<i>Rumex acetosa</i>	+		+	+	+	IV	I	IV	II			II	III	II	+		I	+	I	I	I	+	I			+	+	34	2	5	
<i>Myosotis ramosissima</i>	+		+	+	II	+	+	II	+	+	II	+	I	I	I		I	II	II	II	I	+	I	I	II	III	II	33	3	3	
<i>Phleum phleoides</i>	+	+	+				+	+	+	+	+				I	I	+	II		II	III		II	II	II	+	II	31	4	2	
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>	+	+	+	+	+	+									+	I	I	II	III	I	I	I		I			II	29	2	5	
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	II		II	III	+	III	I			+	+	+	I	I	I	+		+	+	+	I	I		+	III	II	III	I	29	5	8
<i>Podospermum canum</i>	+	+	+	+	II		I	+	+	+	II	+		+	+	I	II	I	+		I	IV	I	I	II	+	I	29	4	4	
<i>Verbascum blattaria</i>	II	+	I	II	II		+	+	+	+				+	I	+	II	+	I		I	II	I	II			+	28	2	3	
<i>Pyrus communis</i> subsp. <i>pyraster</i>	I	+	III			+	+		+					I	+	I	II			+	I		+	II			+	27	4	4	
<i>Symphytum officinale</i>	+	+	I		II	IV	I	II	IV	III	III	I	I	+	+	+		I	+	+	+	+	+	+	+	+	+	26	4	8	
<i>Erysimum diffusum</i>	+	+	+	+			+	+	+	+					+	I	I	I	II		III		II	I	I		I	25	3	1	
<i>Torilis arvensis</i>	I	+	+		+	+	+	I			II			I	+	III	II	I		I	I	+	+			+	I	25	1	3	
<i>Silene multiflora</i>	I		+	II	II	+	I		+	II	III	I			I	+		I	+	+	+	I		I	II	+	+	+	24	4	5
<i>Solidago gigantea</i>	+	+	I		IV	V	II			II					I	+	+	I		I	II	+			+		+	24	-3	8	
<i>Equisetum ramosissimum</i>	+	+	I	III	+		I		+						I	I	+	I	II	I		+	II	I			II	22	6	2	
<i>Prunus spinosa</i>	I	+	IV				I					I			I	+	I	I				I					+	+	22	5	3
<i>Eleocharis uniglumis</i>	+	V	III				I	I	II	II	+	I	I	II	+	+	+				+	+	+	+	+	+	+	21	4	9	
<i>Juncus articulatus</i>	IV	V	II	+			I		II	II	+	III			I	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	21	2	8	
<i>Teucrium scordium</i>	II	V	II	+	+		II							I	+	+	I	+	+		+					+	+	21	4	9	
<i>Juncus compressus</i>	I	V	II	IV	+		I	I	II		+				I	+	+	+	+	+		+	+	+	I		I	19	2	8	
<i>Trifolium arvense</i>	+	+	+	+			+								+	I	I	I	II			I					I	19	2	2	
<i>Silene conica</i>	+	+	+				+		+						+	I	I	I	II			II			I		I	18	3	1	
<i>Verbascum phlomoides</i>	+	+	+	+	+	+		+	+						+	I	I	I	II	+	I	I		+	I		I	18	1	4	
<i>Veronica chamaedrys</i>	+			+	+	+	I	I	+						+	I			+	I	IV	II	+	II			I	18	2	5	
<i>Anthemis ruthenica</i>	+	+	+				+	+	+						+	I	I	I	II			I	+	I			II	17	3	2	
<i>Astragalus cicer</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	II					I	I	I	I	+	+	I	I	II		I	+	+	17	4	4	
<i>Euphorbia esula</i>	+	+	+	+	+		I		+						+	I	+	I	I	II	I	+		I			I	17	2	4	
<i>Eupatorium cannabinum</i>	I	+	+		II	III	I			I		II			I	I	+	I		+	+	+		+	+	+	+	16	2	7	
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	+	+	+		II		+	+	III		I	II	I	I	I	I	I		+		I		I	+	+	+	+	16			

6 Ergebnisse

<i>Celtis c. f. occidentalis</i>	I	+	I		II	I	+			I	I	II	I	+		+	+	+			+	+	15	-1						
<i>Argentina anserina</i>	I	V	I	III		II	+	I			I	+	+	I	+		+	+	+			+	15	1	7					
<i>Leontodon saxatilis</i>	I		III	+		I				I	+	I	I			+						+	15	4	7					
<i>Hypericum perforatum</i>	+	+	+	+		+	+		+	+	I	+	I	I			I	II			II	III	I	14	2	3				
<i>Poa trivialis</i>	III	+	+		+	II		II	+	I	I	I	I		I	+		+		+	+	+	14	2	7					
<i>Leopoldia comosa</i>	+			+	+	+	+	+	+	+	I			+	I	I	I		II	II	II		13	2	3					
<i>Thalictrum flavum</i>	+		I	II		I		I	+	I	I	I	+	+	+		+		+	+	+	+	13	4	8					
<i>Tragopogon pratensis</i> subsp. <i>orientalis</i>	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	I	II	I	II	I	II	I		II	I	13	2	4				
<i>Bromus inermis</i>	+	+	+	+	+	+	+				I	I		I	+	I	I	I	II			+	I	12	5	4				
<i>Plantago arenaria</i>	+	+	+			+					+	I	I	I				II					I	11	3	1				
<i>Thesium ramosum</i>	+			+	+	+	+	+			I	I				I	II	I	II			I	I	11	4	2				
<i>Galium palustre</i>	+		I			I		I	II		I	+	+			+		+	+	+	+	+	9	4	9					
<i>Cirsium brachycephalum</i>	+		II	+		I	II	II			I	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	8	6	9					
<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>glauca</i>	I		I	+		I		II	+		I	+	+	+		+		+	+	+	+	+	6	5	10					
<i>Gleditsia triacanthos</i>	+			+						I	I	+		I					I				I	5	-1					
<i>Rosa spec.</i>	+		I	+	+		+			I	I	+	+	I	+			+				+	4							
<b>Gruppe 2 - auf sehr jungen (0-15-jährigen) Flächen seltener</b>																														
<i>Galium verum</i>	+	+	IV	IV	V	V	V	V	IV	IV	V	V	V	V	V	I	III	IV	IV	V	V	III	V	V	III	V	IV	223	2	4
<i>Lotus corniculatus</i>	+	+	II	II	V	V	IV	V	II	III	V	III	III	IV	I	I	III	III	III	IV	III	V	II	IV	II	III	III	148	2	4
<i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i>	+	+	I	III	IV	V	III	IV	II	III	III	II	II	II	I	III	III	V	V	IV	II	V	V	IV	II	III	V	144	5	3
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	+	+	II	II	+	III	III	II	+	I	IV	IV	III	III		II	IV	III	I	II	III	IV	II	II	V	III	II	130	5	3
<i>Festuca arundinacea</i>	I	+	+	IV	IV	V	IV	V	IV	V	IV	V	IV	IV	II	II	II	I	II	III	II	III	III	I	II	III	II	128	2	8
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	I	+	I	II	+	III	III	V	III	II	V	II	II	III	I	I	I	+	II	IV	III	IV	V	IV	II	III	II	102	4	7
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i>	+	+	+	II	IV	III	I	I	+	III	III	I		I	+	+	II	+	III	V	IV	IV	IV	V	V	V	II	89	4	3
<i>Carex panicea</i>		V	IV		II	IV	III	V	V	V	III	V	II	V		+	+	+	I	+	+	+	+	+	+	+	+	84	4	8
<i>Rostraria cristata</i>	+	+	I	+	+	+	+	+	+	II	I		+	+	I	II	IV	II	II	IV	IV	III	IV	V	III	IV	77	4	3	
<i>Plantago media</i>	+	+	II	III	+	III	II	+	+	I	II	I		I	+	III	+	II	III	II	V	III	IV	II	III	I	72	2	5	
<i>Galium mollugo</i>	+	+	+	III	IV	III	II	V	IV	III	III	III	IV	III	I	+	I	+	III	III	I	+	I	+	+	+	+	68	4	5
<i>Arabis hirsuta</i>	+	+	+	III	+	III	II	IV	III	II	III	II	II	II	+	+	I	II	II	II	II	III	I	III	IV	III	+	66	4	3
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+	+	+	+	+	III	I	I	+	I	III	+		I	I	+	I	II	III	IV	II	V	IV	IV	II	V	II	66	4	3
<i>Ranunculus polyanthemos</i>			II	+	+	IV	III	V	II	+	IV	II	II	III			I	I	I	II	I	+	I	+	+	+	II	66	4	4
<i>Arrhenatherum elatius</i>	+	+	+	II	II	III	II	IV	IV	II	II		III	II	I	+	I	I	III	IV	I	+	II	I	+		I	57	2	5
<i>Prunella vulgaris</i>	I	+	+	II	II	II	III	IV	III	II	II	IV	II	III	I	I	I	+	I	I	+	+	+	+	+	+	+	54	2	6
<i>Ranunculus acris</i>	+	+	III	+	II	II	IV	V	II	III	V	III	III		+	+	I	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	50	4	7
<i>Frangula alnus</i>	+		I	III		IV	IV	I	III	III	III	III	II	II	I		I	+	+	+	+	+	+	+	+	+	I	49	4	7
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+	+	+	II	+	+	+	+	+	+	I		I	I		I	II	I	II	III		V	III	IV	III	III	48	2	3	
<i>Carex tomentosa</i>	+		III		II	II	II	II	II	II	II	II	II	III	+		I		+	+	I	II	+	+	+	+	II	44	4	6
<i>Chrysopogon gryllus</i>		+	+	+	II	I	+	+	+	+	II	+	I	+			I	+	I	I	II	IV	I	III	II	V	II	36	5	3
<i>Teucrium chamaedrys</i>	+		I	+		I	+	+	+	+	+	+	I		I	I	II			I	III	IV	II	IV	III	I	32	4	3	
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>pannonicus</i>	+	+	+	+	+	+	+								+	+	I	II	III	I	I	III	III	III	I		II	31	4	2
<i>Pastinaca sativa</i>	+		II	+	+	II	II	I			+	I	I	I			I	+	I	I	I	+		+	+	+	+	24	2	6
<i>Filipendula vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	I	+	+	+	+	I	I	I		+	I		I	I	I	+	+	III	I	+	III	23	4	4
<i>Veronica austriaca</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+						+	+	+	I	II	I	II	I	+	+	III		III	21	4	2
<i>Equisetum palustre</i>			I			II	I	I	III	I		II	I	I		+			I	+	+	+	+	+	+	+	+	18	6	9
<i>Ornithogalum orthophyllum</i> subsp. <i>kochii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+							+	+	I	+	I	I	I	II		II	II	III	II	17	4	3
<i>Carex spicata</i>	+	+	+	+	+	+	I	II			I	+		I	I	+	I	I		+	+						I	9	2	5

6 Ergebnisse

Gruppe 3 - deutliche Bindung an ältere, über 20-jährige Flächen																																	
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	+	+	I	+	II	IV	V	V	V	IV	IV	V	IV	V	+	I	I	II	II	II	I	III	+	+	I	+	III	113	4	5			
<i>Serratula tinctoria</i>			+	II	+	II	V	IV	IV	IV	V	V	V	V		I	I	I	I	I	II	I	+	I	+	+	II	112	4	5			
<i>Ononis spinosa</i>	+		I	+	II	III	III	IV	II	I	V	II	II	II	+	I	II	III	IV	III	IV	I	V	V	V	IV	107	2	3				
<i>Achillea asplenifolia</i>	+	+	II	II	II	V	IV	V	V	III	IV	V	IV	IV	+	+	II	+	I	I	I	+	+	+	+	+	II	102	2	6			
<i>Carex flacca</i>			III		+	V	IV	III	IV	V	III	V	IV	III		I		I	II	I	II	I	IV	II	III	+		92	4	7			
<i>Silene vulgaris</i>	I	+	I	+	IV	IV	II	IV	III	II	II	II	IV	II	+	I	II	+	I	IV	II	IV	III	IV	II	V	+	89	2	5			
<i>Molinia caerulea</i>			+		II	V	II	IV	IV	III	V	V	V	V		+	+	I	+	II	+	I	+	+	+			77	5	7			
<i>Vicia cracca</i>	+	+	+		II	V	II	V	V	III	II	V	IV	IV	+	I	I		I	II	+	+	II	I	+	+	I	71	2	4			
<i>Knautia arvensis</i>		+	+	+	+	IV	II	I	+	I	+	II	I	I		+	I	I	II	V	III	IV	III	IV	I	III	III	68	2	4			
<i>Briza media</i>			+		+	III	II	V	III	IV	III	V	II	III		+		+	II	I	III	I	III	I	+	I		67	4	6			
<i>Carex caryophylla</i>	+		I		+	II	II	III	II	I	III	II		I	I		I		+	II	II	III	II	IV	IV	III	IV	65	2	5			
<i>Carex acutiformis</i>			I		+	V	II	IV	V	II	III	III	V	III		+		I	I	+	+	I	+	+	+	I		63	5	9			
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+		+		+	IV	II	II	IV	III	IV	V	V	IV	+	+	+	+	I	+	+	I	+	+	+	+	I	62	6	7			
<i>Leucanthemum vulgare</i>	+	+	I		IV	II	I	V	II	III	II	II	II	I	+	I	I		I	II	II	II	+	II	I	+	I	58	4	7			
<i>Cirsium canum</i>	+	+	+		+	IV	III	V	V	II	II	IV	IV	II	+	+	I		+	I	+	+	+	+	+	+	I	57	4	8			
<i>Carex hirta</i>	+	V	+	+	+	IV	III	V	IV	III	IV	II	III	II	+	+	+	+	I	+	+	+	I	+	+	+	I	52	2	7			
<i>Fraxinus angustifolia</i>	+	+	+		II	III	II	II	V		II	IV		II	I	I	I		II	II	I	+	+	+	+	+	+	42	5	8			
<i>Inula salicina</i>	+		+		V	IV	II		II	III	+	III	I	II	+		I	I	I	+		+	II	+	+	+	+	42	4	5			
<i>Polygala comosa</i>			I		+	III	II	I	II	III	II	+	II				I	+	I	I	III	I	III	III	III	+		42	4	4			
<i>Succisa pratensis</i>					+	II	I	IV	II	IV	+	IV	I	III				I	+	+	+	+	I	+	+	+	+	42	4	7			
<i>Galium boreale</i>					+	III	II	III	II	III	+	III	II	III					I	I	+	+	+	+	+	+	+	41	4	8			
<i>Avenula pubescens</i>			+		+	+	I	III	II	I	II	+	II	I				I	I	III	I	+	III	III	I	III	II	39	4	4			
<i>Koeleria javorkae</i>			+	+	+	III	II	II	II	II	III	III	II	III		+	+	+	I	I	II	+	+	I	+	+	+	37	10	7			
<i>Potentilla erecta</i>			+			IV	I	II	III	I	II	III	II	IV		+			I	+	+	+	+	+	+	+	+	35	2	7			
<i>Salvia pratensis</i>			+	+	+	+	I	I	+	+	II	+	+	+		+	+	I	II	II	II	III	III	II	+	III		30	4	3			
<i>Holcus lanatus</i>			+		+	+	II		IV	V	I	II	II	III	II	+		+	I	+		+	+	+	+	+	+	27	4	6			
<i>Linum catharticum</i>							II	+	+	I	II	III	I	II							I	+	I	II	+	+	+	27	4	7			
<i>Salix cinerea</i>	+	V				III	I	II	IV	IV	II	III	II	I	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	27	5	9			
<i>Genista tinctoria</i>	+		+		+	III	II		+	II	+	II	I	I	+	+		I	I	+		+	II	+	+	+	+	25	4	5			
<i>Ajuga genevensis</i>			+	+	+	+	I	II	III		+	III		II		+	+	I	I	I	II	+		+	+	+	I	24	4	4			
<i>Lathyrus pratensis</i>					+	+	I	III	IV	I		IV	I					I	II	+	+	+	+			+	+	23	2	7			
<i>Dianthus superbus</i>							I	IV	V		+		II								+	+	+	+			+	22	8	8			
<i>Rhamnus cathartica</i>					+	+	I	I	+	II		II	I	II					I	II	+	+	I	+		+	+	20	4	4			
<i>Angelica sylvestris</i>			+	+	+	II	I	I	V	I	II	II	I	I	+	+		I	+	+	+	+	+	+	+	+	+	19	4	8			
<i>Silene otites</i>	+	+	+	+			+	+	+		+			+	+	+	+			III	II	I		IV		I		19	4	2			
<i>Silene nutans</i>					+	II	+	+	II	+	II	I	II	I					I	II	I	II	+	I	+	+	+	18	4	5			
<i>Carex riparia</i>					+		I		II	III	+	I	I					+	+			+	+	+	+	+	+	13	5	10			
<i>Anacamptis palustris</i>					+	II		I	I		II	+	II	I	I				+	+			+	+	+	+	+	13	4	8			
<i>Dactylorhiza incarnata</i>					+		I	I	III	I	II	I		I					I				+	+	+	+	+	12	6	8			
<i>Juncus subnodulosus</i>							+	I	II	II		II	I	I									+	+	+	+	+	12	5	8			
<i>Schoenus nigricans</i>							I			I		II	I	II								+		I		+	+	12	5	9			
<i>Taraxacum palustre</i>							I		II	II		II		I									+	+	+	+	+	11	4	8			
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>					+	+	II		I	II			I							I	I	+		I	+	+		11	2	2			
<i>Carex elata</i>								I	II	I		II	I	I									+	+	+	+	+	10	5	10			
<i>Plantago maritima</i>								I	+			II	I	I	I								+	II		+	+	+	10	4	6		
<i>Campanula glomerata</i>	+	+				IV	+	I	+	I	+	I	I	+						I	I	+	+	+	+	+	+	9	4	5			
<i>Carex disticha</i>								I	I	II	I			II	I								+	+	+	+	+	9	4	9			
<i>Lathyrus palustris</i>								I		III	I	+	I	I	I								+	+	+	+	+	9	4	9			
<i>Potentilla incana</i>								+	+	+	+			+													I	I	I	I	9	4	1











6 Ergebnisse

<i>Caltha palustris</i>					III			I									+						3	4	9																			
<i>Carex hostiana</i>						I		I	I									+				+	+	3	6	9																		
<i>Cuscuta epithimum</i>			I					I																3	4	3																		
<i>Descurainia sophia</i>			+	+																				I	3	1	4																	
<i>Erophila verna</i>				+																					I	3	3	3																
<i>Euphorbia esula</i> subsp. <i>tommasiniana</i>			+	I																					I	+	3	2	5															
<i>Glechoma hederacea</i>				+																					I		+	3	2	6														
<i>Gratiola officinalis</i>			+	V	+			II																	I	+	+	+	+	+	3	5	8											
<i>Ligustrum vulgare</i>			+	I																						I	+	I			+	3	4	5										
<i>Linaria genistifolia</i>			+	+	+																					I	I	+				I	3	4	2									
<i>Lycopus europaeus</i>			+		II																					+	+	+					+	3	2	9								
<i>Poa compressa</i>			+	+																						I	+	I					3	2	2									
<i>Populus alba</i>			+	V	+																					I		+	+				+	3	5	6								
<i>Prunella laciniata</i>				+																							I	+					+	3	4	3								
<i>Saxifraga tridactylites</i>																											+							I	3	3	2							
<i>Jacobaea vulgaris</i>			+	+	+																					+	+	+	+				+	+	II	I	3	2	3					
<i>Stipa pennata</i>																											+								II	3	5	2						
<i>Trifolium diffusum</i>			+	+	+																						+	I	I	+						3	6	3						
<i>Trifolium fragiferum</i>			+	+																							I		I					+		+	3	2	7					
<i>Valerianella locusta</i>			+	+																							I		+						I	3	2	4						
<i>Veronica anagalloides</i>			II																									+	+							+	3	2	8					
<i>Adonis vernalis</i>																												+								I	2	6	3					
<i>Agrostemma githago</i>			+	+																								+	I								2	1	5					
<i>Allium c. f. vineale</i>																												+							+	II	+	I	2	1	4			
<i>Alopecurus pratensis</i>			+																									+									I	+	2	5	6			
<i>Althaea officinalis</i>			+	+	+																						II	+								+	+	+	2	2	7			
<i>Artemisia austriaca</i>																																							2	6	1			
<i>Berberis vulgaris</i>																																							+	2	4	4		
<i>Camelina spec.</i>			+	+																																				2				
<i>Carex otrubae</i>			+			III																																		2	4	8		
<i>Centaurea stoebe</i>			+	+																																				2	4	2		
<i>Consolida orientalis</i>																																								2	1	4		
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>																																									2	4	2	
<i>Epipactis palustris</i>																																								+	+	2	6	8
<i>Euphorbia helioscopia</i>																																									2	1	4	
<i>Euphorbia spec.</i>																																									2			
<i>Galium uliginosum</i>																																									2	6	9	
<i>Silene flos-cuculi</i>																																									+	2	4	7
<i>Lysimachia nummularia</i>																																										2	2	7
<i>Morus alba</i>			+	+	+																																					2	-1	6
<i>Oenothera villosa</i> subsp. <i>strigosa</i>			+	+																																					2	-1		
<i>Orchis militaris</i>																																									2	4	5	
<i>Panicum capillare</i>			II																																						+	2	-3	4
<i>Polygonum arenarium</i>			+																																							2	3	1
<i>Ranunculus pedatus</i>																																										2	6	2
<i>Rumex acetosella</i>																																										2	3	2
<i>Secale sylvestre</i>																																									2	3	1	
<i>Stellaria graminea</i>																																										2	2	4
<i>Tribulus terrestris</i> subsp. <i>orientalis</i>			+																																							2	3	1







Tabelle 6.4-2: Liste aller Zielarten sowie Spezialisten nach BORHIDI (1993), die auf den untersuchten Flächen gefunden wurden

Für die Arten ist jeweils die Anzahl der Vorkommen in den Aufnahmequadraten der jeweiligen Kategorie angegeben; solche Arten, die nur außerhalb der Aufnahmequadraten gefunden wurden, sind mit dem Zeichen ‚+‘ gekennzeichnet. Angegeben sind die Gesamtzahl der Vorkommen sowie die Anzahl der Vorkommen getrennt nach Brachen und Referenzbeständen. Außerdem wurden die Daten der Turján-Landschaft mit vorwiegend Pfeifengraswiesen und Sandsteppenwiesen denen der der Tápió-Hajta-Landschaft mit vorwiegend Lösssteppenwiesen gegenübergestellt. Eine Ausnahme wurde für zwei Brachen im Westen des LSG Tápió-Hajta (Abbildung 5.2-4 c, S. 93) gemacht, die floristisch wie bodenkundlich eindeutig den Sandsteppenwiesen zugeordnet werden konnten (vgl. Kapitel 7.3.1.2). Die dort gesammelten Daten wurden mit denen der Turján-Landschaft zusammengefasst. Weiterhin sind angegeben die Zuordnung der Zielarten zu Vegetationstypen nach der Literatur (vgl. Kapitel 5.4.1.5) sowie die Zuordnung aller Arten zu "social behaviour types" (**soc behav**) bzw. Natürlichkeitswerten (**Nat**) und Feuchtezahlen (**WB**) nach BORHIDI (1993). **DT** (+2) Störungstolerante (disturbance tolerants), **NP** (+3) natürliche Pioniere (natural pioneers), **G** (+4) Generalisten (generalists), **C** (+5) Kompetitoren (competitors), **Gr** (+6) seltene Generalisten (rare generalists), **S** (+6) Spezialisten (specialists), **Sr** (+8) seltene Spezialisten (rare specialists), **Su** (+10) einzigartige Spezialisten, d. h. äußerst selten oder endemisch in Ungarn (unique specialists)

	Vorkommen differenziert nach Regionen sowie nach Brachen und Referenzbeständen						Zuordnung der Zielarten nach Literatur						Zeigerwerte			
	Turján Brachen	Turján Referenz	Tápió-H. Brachen	Tápió-H. Referenz	gesamt Brachen	gesamt Referenz	SUMME	Sandsteppenwiesen	übergeordnetes Syntaxon	Lösssteppenwiesen	Pfeifengraswiesen	übergeordnetes Syntaxon	Niedermoore	Nat	soc behav	WB
<b>Anzahl der Aufnahmeflächen</b>	<b>238</b>	<b>35</b>	<b>30</b>	<b>5</b>	<b>268</b>	<b>40</b>	<b>308</b>									
<b>Zielarten von Steppenwiesen, die als Spezialisten gelten</b>																
<i>Astragalus asper</i>	28	+	+		28	+	28	•	•					6	S	3
<i>Adonis vernalis</i>			+	2	+	2	2	•		•				6	S	3
<i>Achillea ochroleuca</i>	+				+		+	•						6	S	2
<i>Artemisia austriaca</i>	2				2		2		•					6	S	1
<i>Polygala major</i>				+	+	+	+		•					6	S	3
<i>Inula oculus-christi</i>				+	+	+	+		•	•				6	S	2
<i>Phlomis tuberosa</i>				+	+	+	+		•	•				6	S	3
<b>Andere Zielarten von Steppenwiesen</b>																
<i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i>	98	15	26	5	124	20	144	•	•	•				5	C	3
<i>Rostraria cristata</i>	56	4	13	4	69	8	77	•		•				4	G	3
<i>Plantago media</i>	62	1	8	1	70	2	72	•		•				2	DT	5
<i>Briza media</i>	54	12	+	1	54	13	67	•						4	G	6
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	45	16	3	2	48	18	66	•		•				4	G	4
<i>Chrysopogon gryllus</i>	29	2	2	3	31	5	36	•		•				5	C	3
<i>Pilosella auriculoides</i>	23	1	8	2	31	3	34	•						4	G	3

## 6 Ergebnisse

<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>pannonicus</i>	19	+	9	3	28	3	31		.	.				4	G	2
<i>Salvia pratensis</i>	21	2	3	4	24	6	30	.	.	.				4	G	3
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	26	3	+	+	26	3	29	.						5	C	8
<i>Filipendula vulgaris</i>	11	3	4	5	15	8	23	.		.				4	G	4
<i>Veronica austriaca</i>	10	2	5	4	15	6	21	.		.				4	G	2
<i>Asperula cynanchica</i>	8	4	5	1	13	5	18	.						4	G	3
<i>Astragalus cicer</i>	13	2	2	+	15	2	17		.					4	G	4
<i>Medicago falcata</i>	7	+	3	4	10	4	14	.						2	DT	3
<i>Bromus inermis</i>	7	2	3	+	10	2	12	.		.				5	C	4
<i>Securigera varia</i>	72	3	4		76	3	79			.				2	DT	4
<i>Verbascum phoeniceum</i>	49	2	2		51	2	53	.	.					4	G	2
<i>Avenula pubescens</i>	31	8	+		31	8	39	.						4	G	4
<i>Salvia nemorosa</i>	3	1	2		5	1	6	.		.				2	DT	3
<i>Carex caryophylla</i>	53	9		3	53	12	65	.						2	DT	5
<i>Dianthus pontederiae</i>	1	4		+	1	4	5	.						4	G	3
<i>Peucedanum cervaria</i>	2	1		1	2	2	4	.						4	G	2
<i>Veronica spicata</i>	+		2	3	2	3	5	.						4	G	2
<i>Fragaria viridis</i>	+		4	1	4	1	5	.		.				4	G	3
<i>Carex praecox</i>	1			+	1	+	1	.		.				4	G	3
<i>Stachys recta</i>	1			+	1	+	1	.		.				4	G	2
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i>	85	4			85	4	89	.		.				4	G	3
<i>Teucrium chamaedrys</i>	29	3			29	3	32	.		.				4	G	3
<i>Phleum phleoides</i>	27	4			27	4	31	.						4	G	2
<i>Erysimum diffusum</i>	23	2			23	2	25	.						3	NP	1
<i>Campanula sibirica</i>	18	+			18	+	18	.						4	G	3
<i>Carex liparocarpos</i>	15	3			15	3	18	.	.					4	G	2
<i>Carex stenophylla</i>	15	1			15	1	16	.						4	G	3
<i>Stipa capillata</i>	11	3			11	3	14	.		.				5	C	2
<i>Brachypodium pinnatum</i>	10	+			10	+	10	.		.				5	C	4
<i>Anthyllis vulneraria</i>	10	+			10	+	10	.						4	G	4
<i>Campanula glomerata</i>	8	1			8	1	9			.				4	G	5
<i>Potentilla incana</i>	5	4			5	4	9	.						4	G	1
<i>Euphrasia pectinata</i>	7	1			7	1	8		.					4	G	4
<i>Thesium linophyllon</i>	7	1			7	1	8	.						4	G	2
<i>Stipa pennata</i>	+	3			+	3	3	.		.				5	C	2
<i>Jacobaea vulgaris</i>	2	1			2	1	3	.						2	DT	3
<i>Galium glaucum</i>			8	4	8	4	12			.				4	G	2
<i>Trifolium montanum</i>			2	4	2	4	6	.		.				4	G	3
<i>Salvia austriaca</i>			1	3	1	3	4	.	.	.				4	G	3
<i>Trinia glauca</i>			1	3	1	3	4		.					4	G	1
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>			1	1	1	1	2		.	.				4	G	2
<i>Thalictrum minus</i>			+	1	+	1	1	.		.				4	G	3
<i>Ornithogalum pyramidale</i>			+	1	+	1	1			.				2	DT	4
<i>Nonea pulla</i>			1	+	1	+	1			.				2	DT	3
<i>Veronica prostrata</i>	21				21		21	.						4	G	2
<i>Arabis auriculata</i>	11				11		11		.					4	G	4



## 6 Ergebnisse

<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>germanicum</i>	4			4		4	•		•			4	G	3	
<i>Hypochaeris maculata</i>	1			1		1	•					4	G	5	
<i>Galatella linosyris</i>	+			+		+	•					4	G	3	
<i>Linum flavum</i>	+			+		+			•			4	G	2	
<i>Luzula campestris</i>		2			2	2	•					2	DT	4	
<b>Arten, die gleichzeitig Zielarten von Steppenwiesen und Pfeifengraswiesen sind</b>															
<i>Stachys officinalis</i>	33	6	2	3	35	9	44	•			•		4	G	4
<i>Inula salicina</i>	35	7			35	7	42	•			•		4	G	5
<i>Salix repens</i> subsp. <i>rosmarinifolia</i>	3	3			3	3	6	•			•		5	C	7
<i>Neotinea ustulata</i>	1				1		1	•			•		4	G	4
<b>Zielarten von Pfeifengraswiesen, die als Spezialisten gelten</b>															
<i>Iris spuria</i>	3	1	+	1	3	2	5				•		8	Sr	7
<i>Sanguisorba officinalis</i>	41	21			41	21	62				•	•	6	S	7
<i>Koeleria javorkae</i>	26	11			26	11	37				•		10	Su	7
<i>Dianthus superbus</i>	14	8			14	8	22				•	•	8	Sr	8
<i>Equisetum palustre</i>	13	5			13	5	18					•	6	S	9
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	8	4			8	4	12				•	•	6	S	8
<i>Allium angulosum</i>	3	5			3	5	8				•		6	S	8
<i>Cirsium brachycephalum</i>	7	1			7	1	8					•	6	S	9
<i>Scorzonera humilis</i>	2	5			2	5	7				•	•	6	S	7
<i>Iris sibirica</i>	2	4			2	4	6				•	•	8	Sr	8
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	2	3			2	3	5				•	•	6	S	8
<i>Veratrum album</i>	1	4			1	4	5				•	•	6	S	7
<i>Carex hostiana</i>	2	1			2	1	3				•	•	6	S	9
<i>Epipactis palustris</i>	1	1			1	1	2				•	•	6	S	8
<i>Ophrys sphegodes</i>	1				1		1				•		6	S	6
<b>Andere Zielarten von Pfeifengraswiesen</b>															
<i>Serratula tinctoria</i>	78	23	7	4	85	27	112				•		4	G	5
<i>Carex flacca</i>	76	15	1		77	15	92				•		4	G	7
<i>Carex panicea</i>	59	25			59	25	84				•	•	4	G	8
<i>Molinia caerulea</i>	53	24			53	24	77				•	•	5	C	7
<i>Cirsium canum</i>	46	11			46	11	57					•	4	G	8
<i>Prunella vulgaris</i>	41	13			41	13	54				•		2	DT	6
<i>Ranunculus acris</i>	37	13			37	13	50				•		4	G	7
<i>Succisa pratensis</i>	27	15			27	15	42				•	•	4	G	7
<i>Galium boreale</i>	25	16			25	16	41				•		4	G	8
<i>Potentilla erecta</i>	18	17			18	17	35				•		2	DT	7
<i>Eleocharis uniglumis</i>	15	6			15	6	21					•	4	G	9
<i>Anacamptis palustris</i>	11	2			11	2	13				•	•	4	G	8
<i>Juncus subnodulosus</i>	8	4			8	4	12				•	•	5	C	8
<i>Schoenus nigricans</i>	6	6			6	6	12				•	•	5	C	9
<i>Taraxacum palustre</i>	8	3			8	3	11				•		4	G	8
<i>Lathyrus palustris</i>	6	3			6	3	9					•	4	G	9
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	5	1			5	1	6				•		4	G	7
<i>Anacamptis coriophora</i>	2	3			2	3	5				•		4	G	7
<i>Gymnadenia conopsea</i>	2	1			2	1	3				•	•	6	Gr	7

<i>Festuca rubra</i>	16			16	16				•		5	C	5
<i>Euphorbia illirica</i>	5			5	5				•		4	G	7
<i>Orchis militaris</i>	2			2	2				•		4	G	5
<i>Valeriana dioica</i>	1			1	1					•	4	G	8
<i>Cladium mariscus</i>	+			+	+						5	C	9
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+			+	+				•		5	C	9
<i>Anacamptis morio</i>		1	+		1	1					4	G	4
<i>Selinum carvifolia</i>		1			1	1			•		4	G	7
<b>Spezialisten, die keine Zielarten von Steppen- oder Pfeifengraswiesen sind</b>													
<i>Equisetum ramosissimum</i>	17	5		17	5	22					6	S	2
<i>Euphorbia seguieriana</i>	5	2		5	2	7					6	S	2
<i>Limonium gmelinii</i>			8	3	11						6	S	6
<i>Ranunculus pedatus</i>			1	1	2						6	S	2
<i>Silene viscosa</i>			+	+	+	+	+				6	S	2
<i>Gypsophila paniculata</i>	6		+		6	6					6	S	2
<i>Trifolium diffusum</i>	3			3	3						6	S	3
<i>Galium uliginosum</i>	2			2	2						6	S	9
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	2			2	2						6	S	9
<i>Tripolium pannonicum</i> subsp. <i>tripolium</i>	1			1	1						6	S	2
<i>Triglochin maritima</i>	1			1	1						6	S	7
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	+			+	+						8	Sr	3
<i>Jacobaea paludosa</i>	+			+	+						6	S	9
<i>Lepidium cartilagineum</i>			1		1	1					6	S	3

### 6.4.3 Invasive Neophyten und konkurrenzstarke Ruderalarten

Abbildung 6.4-1 (S. 199) zeigt eine Auswahl einiger invasiver Neophyten und konkurrenzstarker Ruderalarten (BORHIDI 1993), die in den Untersuchungsgebieten mit hohen Deckungsgraden vorkommen und z. T. Dominanzbestände entwickeln. Die Mediane der Boxplots liegen stets bei 0 oder nahe 0; d. h. also, dass die gezeigten Arten in den meisten Aufnahmeflächen ganz fehlen oder nur einen geringen Deckungsgrad erreichen. Für *Ambrosia artemisiifolia* und *Elytrigia repens* zeigt sich ein klarer Abwärtstrend von den jüngsten zu den älteren Brachen und Altbeständen hin, der sich auch in den Stetigkeiten (Tabelle 6.4-1, S. 188 u. 183) widerspiegelt. *Ambrosia artemisiifolia* erreicht nur in der Altersklasse 0-9 Jahre regelmäßig eine Deckung von einigen Prozenten; in den Aufnahmequadraten aller weiteren Altersklassen fehlt sie dagegen meistens ganz. Sehr hohe Deckungsgrade kommen ab 10 Jahren Entwicklungsdauer nicht mehr vor. *Elytrigia repens* dagegen erreicht auch in den älteren Altersklassen noch hier und da sehr hohe Deckungsgrade, ist aber ebenfalls besonders stark in

jüngeren Flächen vertreten und fehlt in der überwiegenden Zahl der älteren Brachen und Altbestände.

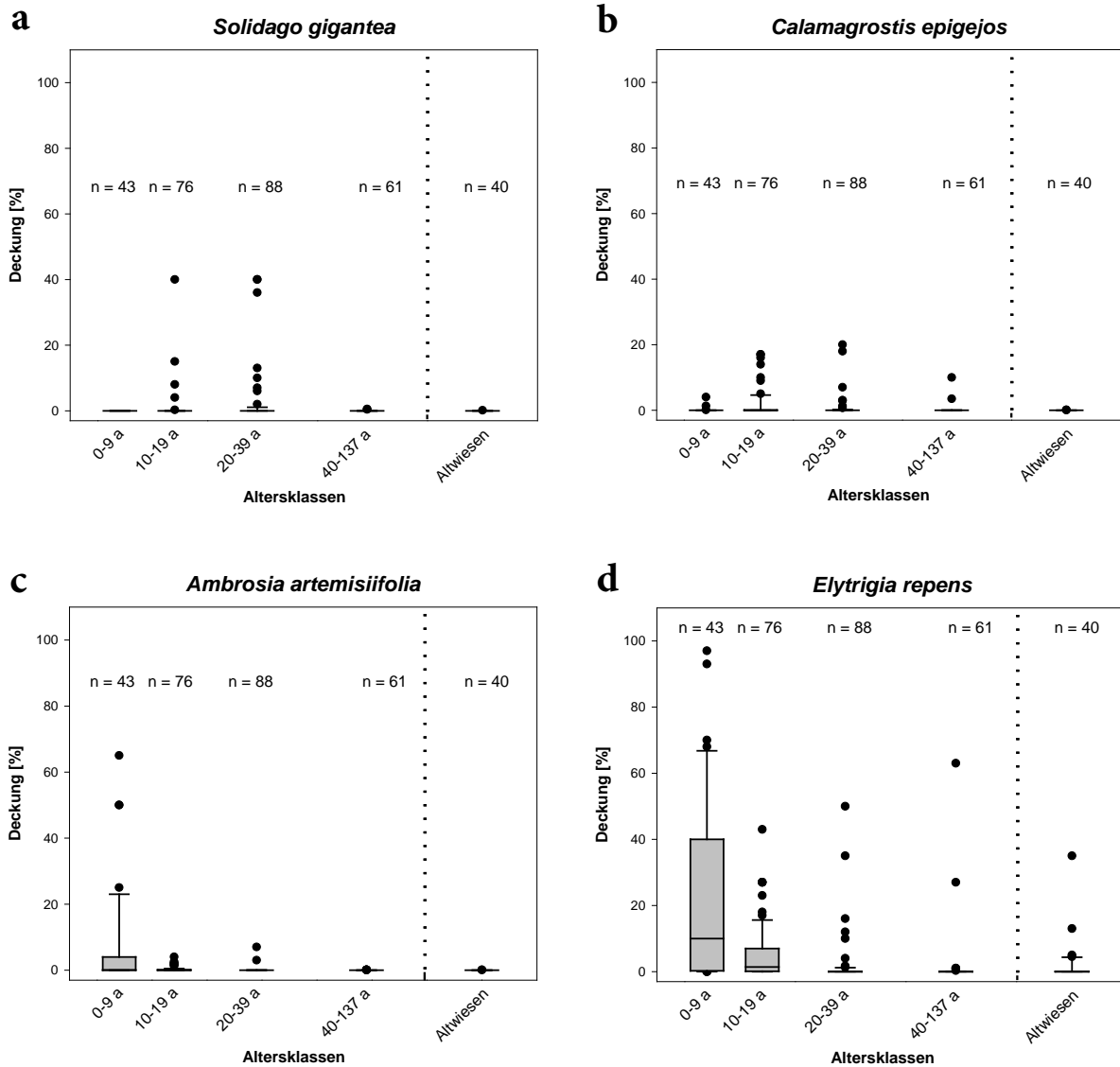


Abbildung 6.4-1 a-d: Verteilung der Deckungsgrade von vier invasiven Neophyten bzw. konkurrenzstarken Ruderalarten in den Aufnahmequadraten nach Altersklassen

Alle gezeigten Arten sind in den Untersuchungsgebieten häufig. Alle Outlier werden gezeigt und der Median jeder Altersklasse ist als Linie eingezeichnet. Die Anzahl der Aufnahmequadraten pro Boxplot ist in den Diagrammen angegeben.

Im Vergleich zu den beiden genannten Arten zeigen *Solidago gigantea* und *Calamagrostis epigejos* keine Präferenz für die jüngsten Flächen. Insgesamt fehlen sie in den meisten Aufnahmeflächen (vgl. auch Tabelle 6.4-1, S. 184). Besonders hohe Deckungsgrade kommen vor allem im zweiten und dritten Jahrzehnt nach dem Brachfallen vor, allerdings nur in einem

kleinen Teil aller Vegetationsaufnahmen. Weitere invasive Arten, die in den Untersuchungsgebieten stark vertreten sind und nicht grafisch dargestellt wurden, sind *Erigeron canadensis*, *Erigeron annuus* und *Solidago canadensis*. *Erigeron canadensis* zeigt ein ähnliches Verhalten wie *Ambrosia artemisiifolia*, erreicht aber keine Deckungsgrade über 7 %. *Erigeron annuus* und *Solidago canadensis* wiederum folgen dem Verteilungstyp von *Solidago gigantea* und *Calamagrostis epigejos*: Sie fehlen in allen Altersstufen meist, erreichen aber in einzelnen Aufnahmeflächen der Jahrzehnte 2-4 höhere Deckungsgrade (*Erigeron annuus* bis 20 %, *Solidago canadensis* bis 50 %).

Die beiden *Solidago*-Arten und *Erigeron annuus* erreichen nur im LSG Ócsa hohe Deckungsgrade, und dies meist auf Standorten im mittleren Bereich des Feuchtespektrums (geschätzter Grundwasserstand bei -55 oder -85 cm). Letzteres gilt auch für *Calamagrostis epigejos*, das sowohl im LSG Ócsa als auch auf den Peszéradacser Wiesen mit höheren Deckungsgraden in den Aufnahmen auftrat. Die drei Arten, die einen deutlichen Schwerpunkt auf jungen Brachen haben, also *Ambrosia artemisiifolia*, *Elytrigia repens* und *Erigeron canadensis*, treten dagegen sowohl in einem bis mehreren Untersuchungsgebieten der Turján-Landschaft als auch im LSG Tápió-Hajta auf. Von den genannten Arten zeichnen sich die beiden *Solidago*-Arten und *Calamagrostis epigejos* dadurch aus, dass sie in den untersuchten Wiesen häufig in Form von Flecken auftraten, innerhalb derer sie im Vergleich zur Umgebung stark dominierten. In solchen Aufnahmeflächen, die größtenteils von solchen Flecken eingenommen wurden, war die Gesamtartenzahl relativ gering. Unter den untersuchten Gesamtflächen waren aber auch zwei, die flächendeckend eine hohe Deckung von *Solidago gigantea* aufwiesen.

Als weitere invasive Art wäre *Elaeagnus angustifolia* zu nennen. Diese erreicht die Größe eines kleinen Baumes und war als solcher nicht in den Aufnahmeflächen vertreten, da die Aufnahmeflächen nur in die Bereiche zwischen den Bäumen platziert wurden. Die Art trat unter den untersuchten Gesamtflächen nur auf einer Schafweide im LSG Ócsa in größerer Menge auf. Nur dort, wo die kleinen Bäume relativ dicht standen, war eine augenscheinliche Beeinträchtigung der Grünland-Entwicklung festzustellen. In der Krautschicht war *Elaeagnus angustifolia* stets nur mit minimaler Deckung vertreten.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass alle invasiven Arten in den Altwiesen und den neuentwickelten Beständen ab 40 Jahren meist fehlen oder sehr geringe Deckungsgrade aufweisen.

## 6.5 Naturschutzfachliche Bewertung der neuentwickelten Grasländer

### 6.5.1 Zielarten in neuentwickelten Graslandbeständen

Aus Abbildung 6.5-1 (S. 202) und Tabelle 6.5-1 (S. 203) wird ersichtlich, dass die aus naturschutzfachlicher Sicht wichtigste Größe, die Anzahl der Zielarten (definiert gemäß Kapitel 5.4.1.5, aufgelistet in Tabelle 6.4-2, S. 195), einen ähnlichen Zusammenhang mit dem Bestandsalter zeigt wie der Anteil von Arten naturnaher Standorte (Abbildung 6.3-2 a-d, S.176, Tabelle 6.3-2, S. 178). Dies resultiert daraus, dass es sich bei den Zielarten überwiegend um solche handelt, die gleichzeitig als Arten naturnaher Standorte (d. h. als Generalisten, Kompetitoren oder Spezialisten) nach BORHIDI (1993) definiert sind (vgl. Tabelle 6.4-2, S. 195).

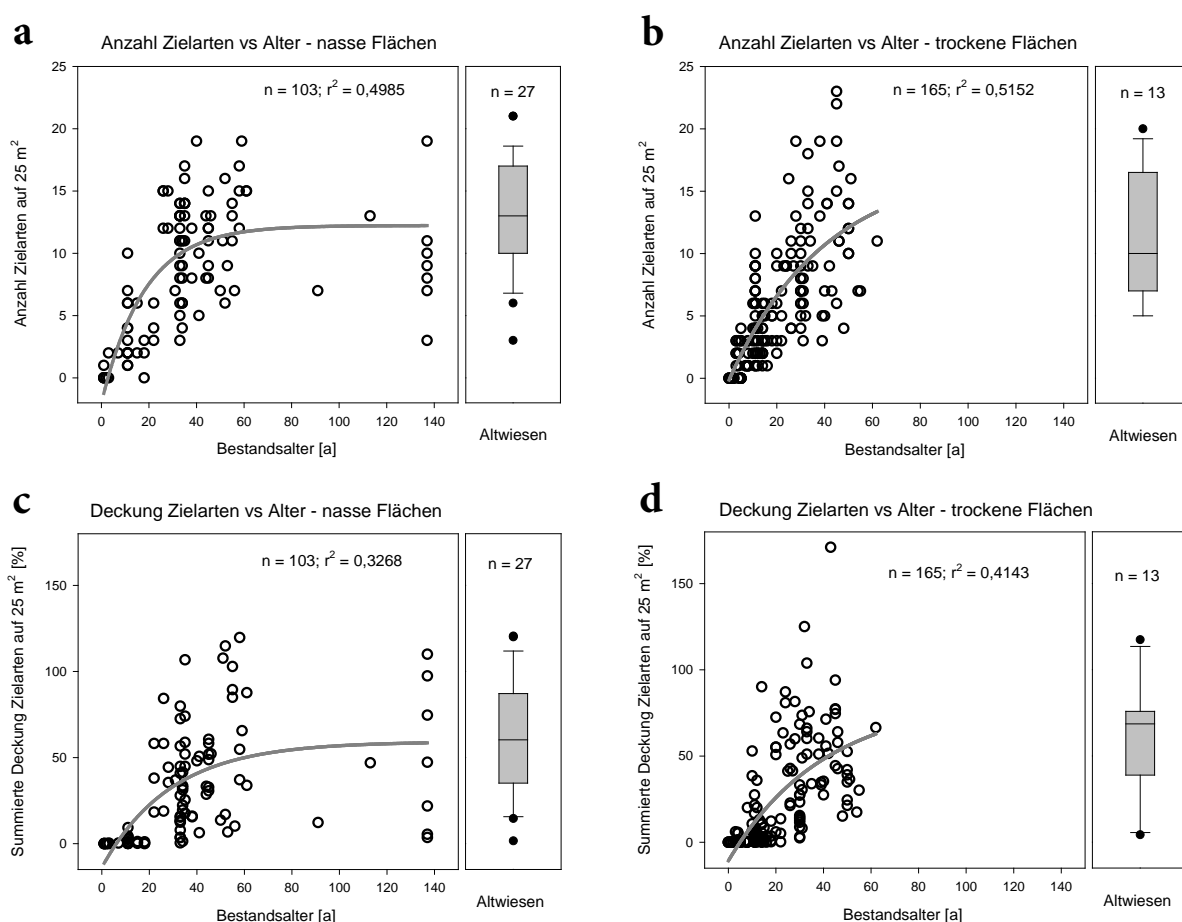


Abbildung 6.5-1 a-d: Zusammenhang der Anzahl und Deckung der Zielarten nach Tabelle 6.4-2 (S. 195) mit dem Bestandsalter

Es wurden die Regressionsfunktionen begrenztes Wachstum und begrenzte Abnahme verwendet (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Es wurde eine getrennte Auswertung für nasse und trockene Aufnahme­flächen vorgenommen. Dabei wurde allerdings nicht nach Moor- und Steppenwiesenarten unterschieden, da sonst einige Aufnahmequadrate mit einer Mittelstellung, die beiderlei Zielarten aufweisen, nicht sinngemäß repräsentiert würden. Weitere Einzelheiten zur grafischen Darstellung können den Informationen zu Abbildung 6.3-2 (S. 177) entnommen werden.

Bereits nach 20 Jahren weisen viele Aufnahmequadrate Werte im Schwankungsbereich der Referenzbestände auf, aber in den darauffolgenden zwei Jahrzehnten kommt es insgesamt noch zu einer weiteren Zunahme der Zielarten-Anzahlen und -Deckungen. In Bezug auf die Zielarten zeigt sich deutlich, dass die qualitative Variationsbreite innerhalb der älteren Aufnahmequadrate sehr groß ist: Die Anzahl der Zielarten bewegt sich meist zwischen 5 und 20, was erhebliche Unterschiede im Erfolg der Neuentwicklung aufdeckt (vgl. folgender Abschnitt). Die Qualität der Referenzbestände variiert in Bezug auf die Zielarten in gleichem Maße. Die Variationsbreite innerhalb der älteren Flächen erweist sich als noch größer, wenn die summierten Deckungsgrade der Zielarten berücksichtigt werden (Abbildung 6.5-1 c u. d, S. 202). Dabei ist zu berücksichtigen, dass Anzahl und Deckung der Zielarten positiv linear miteinander korreliert sind ( $r^2$  für alle 308 Aufnahmen = 0,5186): Bei Flächen mit vielen Zielarten erreichen also normalerweise zumindest eine oder mehrere davon auch höhere Deckungsgrade.

Tabelle 6.5-1: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.5-1 (S. 202) gezeigten Daten

Zwischen Altersklassen, deren Kennzeichnung denselben Buchstaben enthält, wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt. Die Anzahl der Aufnahmequadrate pro Altersklasse ist angegeben.

Bestandsalter [a]	0-9	10-19	20-39	40+	Referenz
	nasse Standorte				
Anzahl	9	18	40	36	27
<b>Anzahl Zielarten (nass)</b>	a	b	c	c	c
<b>Deckung (Summe) Zielarten (nass)</b>	a	b	c	d	d
	trockene Standorte				
Anzahl	34	58	48	25	13
<b>Anzahl Zielarten (trocken)</b>	a	b	c	d	cd
<b>Deckung (Summe) Zielarten (trocken)</b>	a	b	c	c	c

Die Gegenüberstellung der Zielarten-Anzahlen pro Aufnahmefläche in der Turján-Landschaft (inklusive der Daten aus dem Westen des LSG Tápió-H.) und der Tápió-Hajta-Landschaft (Abbildung 6.5-2, S. 204) zeigt deutliche Unterschiede auf. Die fünf Vegetationsaufnahmen von Referenzbeständen der Tápió-Hajta-Landschaft weisen insgesamt eine deutlich höhere Anzahl von Zielarten auf als die acht Referenz-Aufnahmen aus der Turján-Landschaft. Während die Werte der Tápió-H.-Landschaft bis 34 Jahre eine ähnliche ansteigende Kurve zeigen wie die der Turján-Landschaft, liegen die Werte von zwei 39-jährigen und einer 54-jährigen Aufnahme aus

der Tápió-H.-Landschaft mit nur 3-7 Zielarten deutlich am unteren Ende des Schwankungsbereichs der ältesten Brachen. Ein Vergleich der Daten dieser Altersgruppe mit den Altwiesen zeigt, dass in der Turján-Landschaft viele Aufnahmen älterer Brachen mehr Zielarten enthalten, als es in den zugehörigen Referenzbeständen der Fall ist, während es in der Tápió-H.-Landschaft umgekehrt ist: Die Aufnahmen der drei Brachen über 40 Jahren enthalten deutlich weniger Zielarten als die Referenzbestände. Sie untertreffen zudem die Werte von fünf jüngeren, 23-34-jährigen Aufnahmen, die zwischen 9 und 11 Zielarten aufweisen (zwei davon sind in der Grafik wegen Überlappung nicht zu sehen).

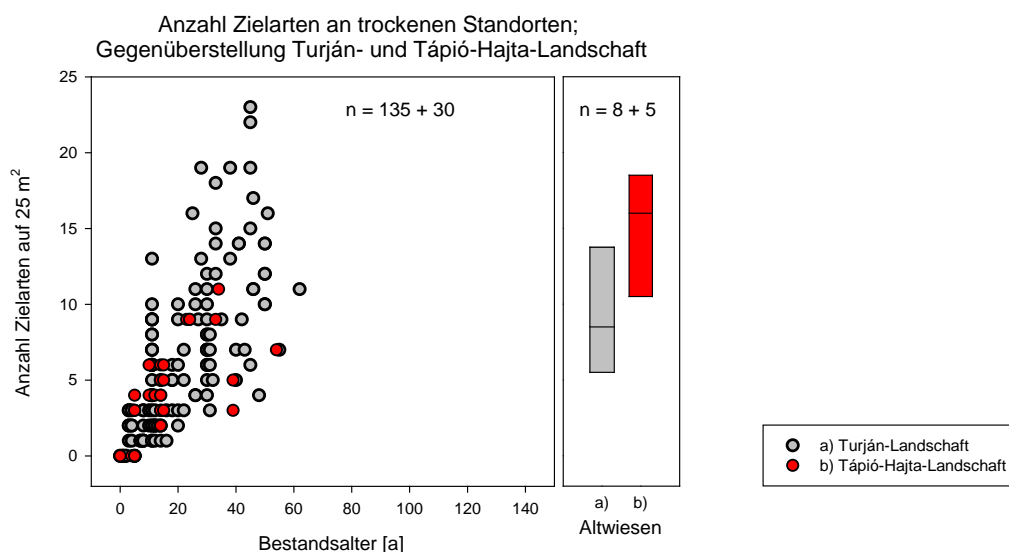


Abbildung 6.5-2: Gegenüberstellung der Anzahl der Zielarten pro Aufnahme in der Turján- und der Tápió-Hajta-Landschaft, aufgetragen gegen das Bestandsalter (d. h. die Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus)

Da in der Tápió-Hajta-Landschaft nur trockene Standorte untersucht wurden, ist die Darstellung auch für die Turján-Landschaft auf das trockene Feuchteregime beschränkt. Vier Aufnahmeflächen von Brachen aus einem Teilgebiet der Tápió-H.-Landschaft, die floristisch dem untersuchten Teil der Turján-Landschaft nahestehen, wurden dieser zugeordnet (vgl. Kapitel 7.3.1.2). Die Daten der Referenzbestände (Altwiesen) sind in einem eigenen Diagramm als Boxplot dargestellt.

### 6.5.2 Vegetationstypen verschiedener Altersklassen

Die Gegenüberstellung der Abbildungen 6.5-3 a und b (S. 206 u. 207) lässt zunächst erkennen, dass die charakteristischen Vegetationstypen deutlich nach Feuchteregimen differenziert auftreten. Abgesehen von den Störzeiger-dominierten Beständen und den Rumpfgesellschaften, die schon definitionsgemäß keinem speziellen Vegetationstyp zugeordnet werden können, sowie zwei einzelnen Aufnahmen von Arrhenathereten, sind alle

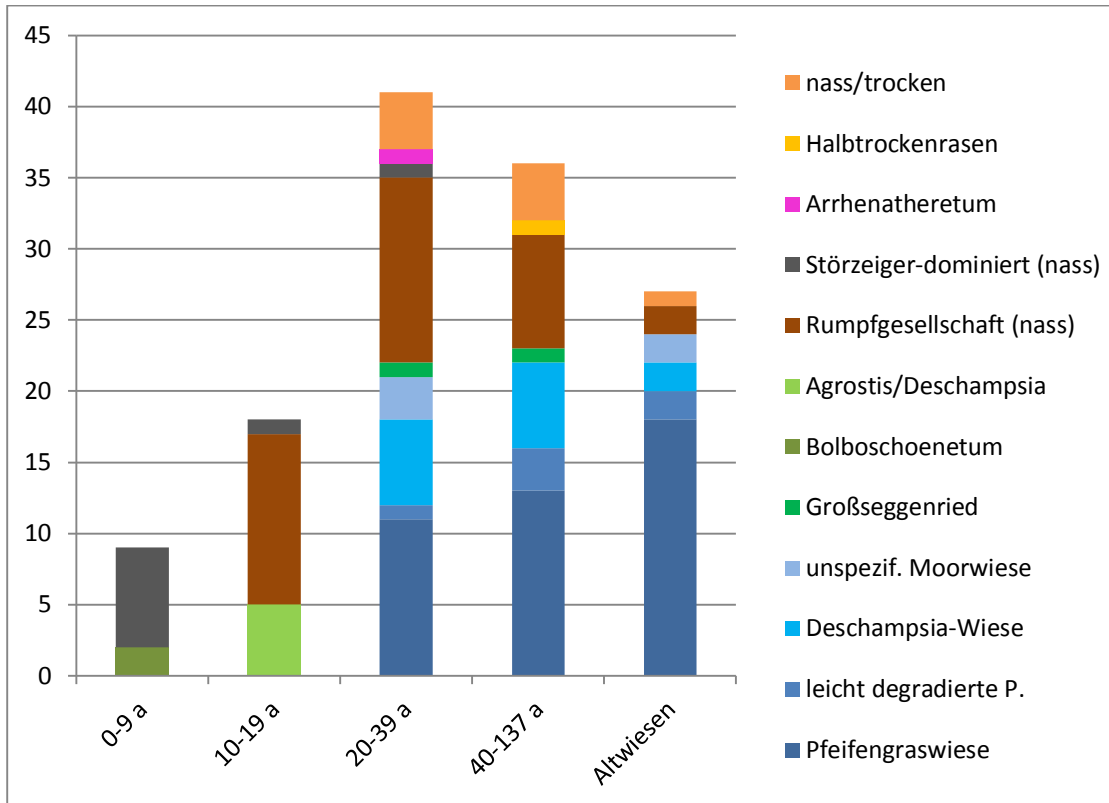


Vegetationstypen auf eines der beiden Feuchteregime beschränkt. Eine weitere Ausnahme stellt eine einzelne Aufnahme einer Pfeifengraswiese dar, die aufgrund ihrer Artenzusammensetzung für diese statistische Darstellung vom trockenen ins nasse Feuchteregime verschoben wurde. Weiterhin ist festzuhalten, dass die beiden untersuchten Typen von Zielvegetation unter den halbnatürlichen Vegetationsbeständen vorherrschen. Andere Vegetationstypen spielen nur eine untergeordnete Rolle. Für alle aufgelisteten Vegetationstypen finden sich Beispielaufnahmen in Anhang III (S. 381).

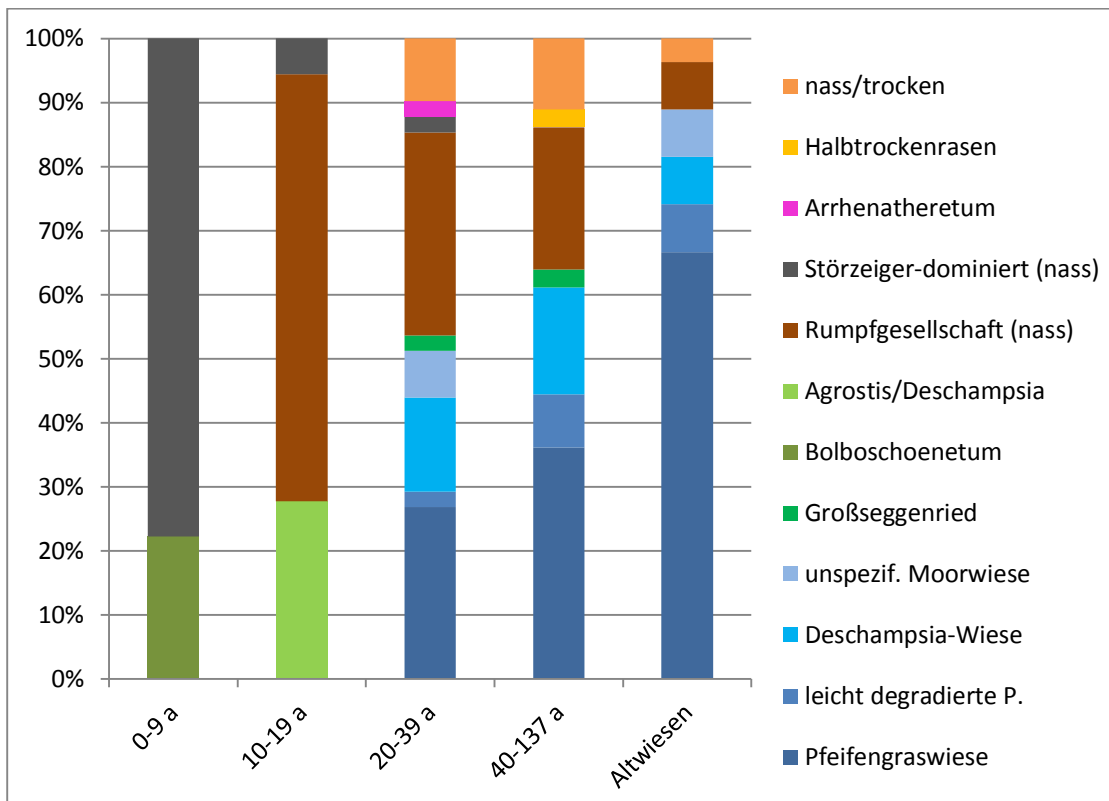
Ein deutlicher Sprung in der Zusammensetzung zeigt sich in beiden Feuchteregimen zwischen den Altersgruppen unter 20 und darüber: Während in den beiden jüngeren Altersgruppen Störzeiger-dominierte Bestände und Rumpfgesellschaften sowie andere Vegetationstypen mit wenigen Zielarten vorherrschen, sieht das Vegetations-Profil der Altersgruppen über 20 Jahre in groben Zügen dem der Altbestände ähnlich, wenn auch die quantitative Verteilung der beteiligten Vegetationstypen noch unterschiedlich ausfällt. Zwischen den Altersgruppen 20-39 und 40+ nimmt der Anteil der Zielvegetation in beiden Feuchteregimen noch zu. Für die Feuchtwiesen ist festzuhalten, dass sich ca. 35 % der Aufnahmequadrate auf Brachen über 40 Jahren zu einer Pfeifengraswiese entwickelt haben. Bei den trockenen Wiesen kann man entsprechend von ca. 50 % neugebildeten Steppenwiesen sprechen. Zählt man die leicht degradierten Bestände und die *Deschampsia*-Wiesen noch dazu, kommt man im nassen Feuchteregime auf ca. 60 %, im trockenen Feuchteregime auf knapp 70 % Aufnahmequadrate, die einen halbnatürlichen Charakter erreicht haben. Beim Vergleich mit den Referenzbeständen stellt man fest, dass der Anteil der Pfeifengraswiesen unter den ältesten Brachen deutlich hinter dem zurückbleibt, der in den Altwiesen zu finden ist (gut 65 %). Im trockenen Feuchteregime dagegen entspricht der Anteil von Steppenwiesen in der Altersgruppe ab 40 in etwa dem, der in den Referenzbeständen zu finden ist, nämlich knapp 50 %.

Anzumerken ist, dass die Verteilung der Vegetationstypen unter den neun Aufnahmen des nassen Feuchteregimes, die älter als 62 Jahre sind (91-137), ähnlich wie beim Rest der Gruppe ab 40 Jahren ist. Die Gruppe ab 91 Jahren ist aber zu klein, um eine ausreichende statistische Grundlage für eine eigene Altersstufe zu liefern. Da diese neun Aufnahmen sowohl hier als auch bei den Regressionsanalysen keine Ergebnisse zeigen, die wesentlich von denen der 40-62 Jahre alten Aufnahmeflächen abweichen, können sie mit diesen zusammengefasst werden.

### a Vegetation an nassen Standorten

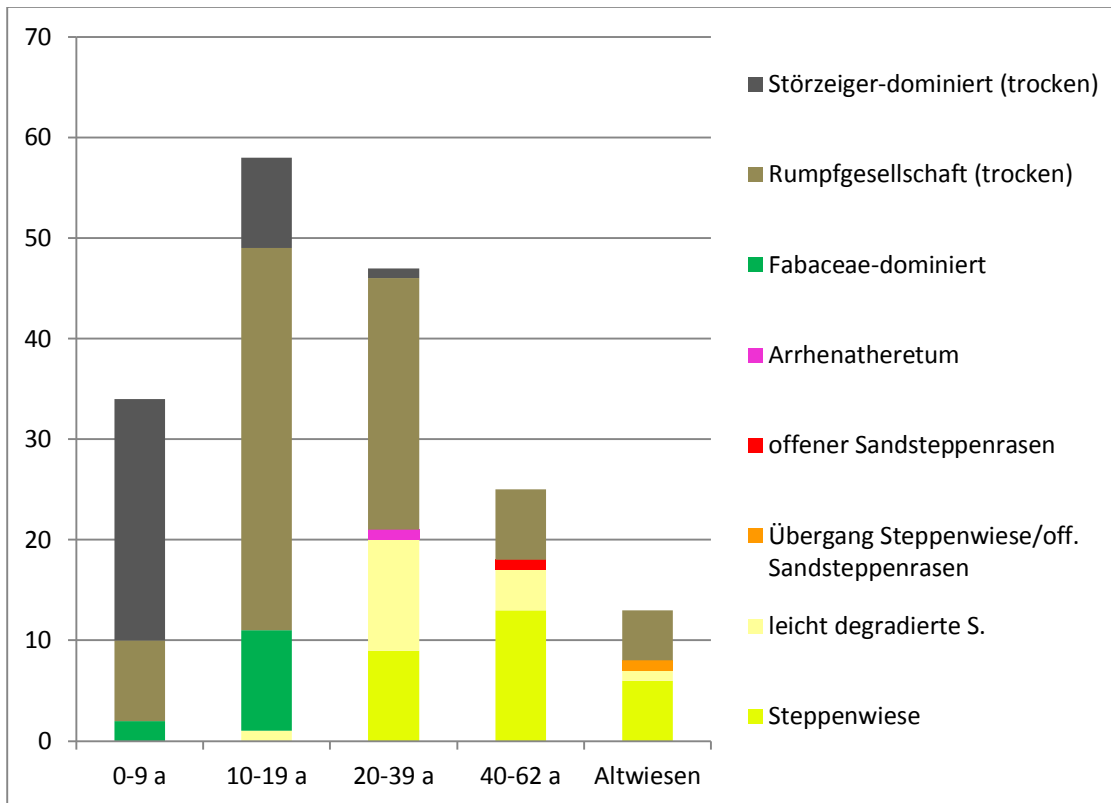


#### Anzahl der Aufnahmequadrate

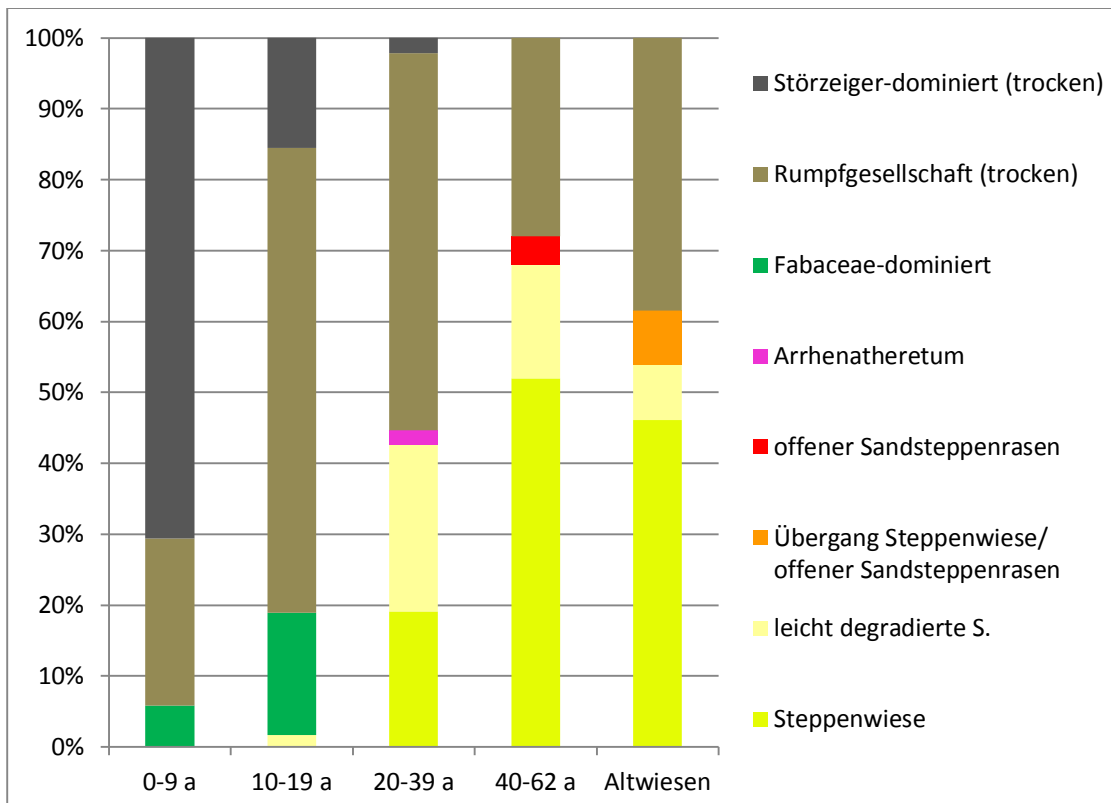


#### Anteil an der Altersklasse

## b Vegetation an trockenen Standorten



Anzahl der Aufnahmequadrate



Anteil an der Altersklasse



Abbildung 6.5-3 a+b: Verteilung der identifizierten Vegetationstypen der Aufnahmequadrate über die Altersklassen

Die Daten wurden nach Feuchteregimen getrennt ausgewertet, wobei eine einzelne Aufnahme­fläche aufgrund ihres Vegetationstyps Pfeifengraswiese vom trockenen ins nasse Feuchteregime verschoben wurde. Die Daten sind jeweils zweifach dargestellt; einmal ist die absolute Zahl der Aufnahmequadrate angegeben, einmal der Anteil der einzelnen Vegetationstypen an der jeweiligen Altersklasse. Letzteres macht einen direkten Vergleich zwischen den Altersklassen möglich. Die Kriterien für die Zuordnung der Aufnahmequadrate zu einzelnen Vegetationstypen sind in Kapitel 5.4.1.5 zu finden.

## 6.6 Bodenkundliche Kennzeichnung der Aufnahmeflächen

### 6.6.1 Organisches Material und Gesamtstickstoff, C/N-Verhältnis, pH-Wert

Eine Übersicht über die gemessenen Höchst- und Tiefstwerte einiger wichtiger Bodenparameter in den einzelnen Untersuchungsgebieten findet sich in Tabelle 6.6-1 (S. 209). Im Folgenden wird die Bandbreite dieser Parameter über die vier Untersuchungsgebiete hinweg betrachtet.

Tabelle 6.6-1: Minimale und maximale gemessene Werte einiger wichtiger Bodenparameter für die einzelnen Untersuchungsgebiete

Soweit nicht anders bezeichnet, beziehen sich die Daten auf die obersten 10 cm des Bodens. Die Proben aller Altersklassen inklusive der Altwiesen wurden berücksichtigt. Die für die Gesamtuntersuchung geltenden Mindest- und Höchstwerte sind fett gedruckt.

Untersuchungsgebiet	Kalk [%]		SOM [%] (= 2 * % C <sub>org</sub> )		N <sub>tot</sub> [%]		Verhältnis C <sub>org</sub> /N <sub>tot</sub>	
	min	max	min	max	min	max	min	max
LSG Ócsa	<b>0</b>	62,39	<b>1,236</b>	<b>34,096</b>	<b>0,039</b>	<b>1,776</b>	<b>9,605</b>	14,463
NSG Dabas	1,43	<b>64,18</b>	1,77	20,672	0,074	0,954	9,870	11,184
Peszéradacser Wiesen	0,53	62,87	1,526	16,32	0,059	0,703	11,453	<b>17,538</b>
LSG Tápió-Hajta	<b>0</b>	18,48	1,62	12,344	0,063	0,572	10,836	15,457

Untersuchungsgebiet	pH-Wert		CAL-P [mg/kg]		CAL-K [mg/kg]	
	min	max	min	max	min	max
LSG Ócsa	<b>5,89</b>	<b>8,1</b>	<b>2,65</b>	<b>907,69</b>	<b>14,8</b>	<b>433,6</b>
NSG Dabas	7,27	7,83	9,62	203,22	21,7	226,8
Peszéradacser Wiesen	7,11	7,98	19,57	171,39	34,5	277,5
LSG Tápió-Hajta	6,05	7,74	5,41	504,63	56,6	338,3

Untersuchungsgebiet	N <sub>min</sub> [mg/100g]		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/100g]		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/100g]		N <sub>min</sub> 10-30 cm [mg/100g]	
	min	max	min	max	min	max	min	max
LSG Ócsa	0,457	2,812	0,311	2,296	0,045	0,529	<b>0,110</b>	0,851
NSG Dabas	<b>0,264</b>	2,490	<b>0,186</b>	2,188	0,075	0,386	0,206	0,737
Peszéradacser Wiesen	0,342	<b>3,410</b>	0,298	<b>2,682</b>	<b>0,044</b>	<b>0,913</b>	0,203	<b>1,094</b>
LSG Tápió-Hajta	0,267	2,127	0,211	1,641	0,053	0,503	0,123	1,062

Der gemessene Gehalt an organischem Material in den obersten 10 cm der untersuchten Böden liegt zwischen ca. 1,2 % auf einem Boden aus lockerem Sand und ca. 34 % auf einem Moorwiesenboden. Dadurch zeigt auch die Bodendichte in dieser Schicht eine hohe

Variationsbreite zwischen 313 und 1504 g/dm<sup>3</sup>. Der gesamte Stickstoffgehalt beträgt 0,039-1,776 %, wobei der niedrigste und der höchste Wert jeweils in denselben Profilen gemessen wurden wie beim SOM-Gehalt (beide im LSG Ócsa). Das C/N-Verhältnis ( $C_{\text{org}}/N_{\text{tot}}$ ) variiert zwischen ca. 9,6 und 17,5. Die gemessenen pH-Werte reichen von 5,89 bis 8,1. Dabei liegen nur sechs Werte unter 7. Diese gehen mit weitgehend entkalkten Oberböden einher, die in den untersuchten Bereichen selten auftraten. Ab einem Kalkgehalt von 5 % liegen die meisten pH-Werte über 7,5.

### 6.6.2 Kalk

Die Carbonat-Gehalte in den analysierten Bodenproben, hier vereinfacht als CaCO<sub>3</sub>-Gehalte betrachtet, weisen eine sehr große Variationsbreite zwischen 0 und ca. 64 % auf. Wie Tabelle 6.6-1 (S. 209) zeigt, ist die Bandbreite der Kalkgehalte in den drei untersuchten Gebieten der Turján-Landschaft auch jeweils für sich genommen ähnlich groß. In der Tápió-Hajta-Landschaft ist der größte in einer Aufnahme­fläche gemessene Wert mit knapp 18,5 % dagegen geringer. Dabei muss berücksichtigt werden, dass im LSG Tápió-Hajta nur Aufnahmequadrare mit trockenem Bodenfeuchteregime analysiert wurden, die in den untersuchten Gebieten allgemein deutlich geringere Kalkgehalte aufweisen als nasse Standorte (vgl. Abbildung 6.7-1 a, S. 226).

Es gibt verschiedene Publikationen aus den untersuchten und benachbarten Regionen, wo über ähnlich hohe oder noch höhere Kalkgehalte in lockerem Bodenmaterial berichtet wird (KOVÁCS 1962; DÓDA et al. 1992; FÜGEDI et al. 2008). Der höchste angegebene Wert liegt bei 97 % (DÓDA et al. 1994). Diese sehr kalkreichen Böden enthalten ein Substrat, das im Ungarischen als „mésziszap“ oder „tavi mész“ bezeichnet wird. Die deutschen Entsprechungen zu diesen Begriffen sind vermutlich „Kalkmudde“ und „Seekalk“. Ausführliche Informationen über Kalkmudde finden sich bei MEIER-UHLHERR et al. (2011) und FÜGEDI et al. (2008). Wie auch bei anderen Formen von Mudden handelt es sich bei Kalkmudde um ein Sediment, das sich am Grund eines stehenden Gewässers gebildet hat. Wie bereits unter Punkt 3.2.1 beschrieben, geht die Entstehung der Feuchtgebiete in der Turján-Landschaft auch tatsächlich auf stehende Gewässer zurück, die aufgefüllt wurden (BARNA und GILLY 2010), nämlich auf das

wassergefüllte alte Flussbett der Donau. Die kalkreichen Sedimente können zum einen durch Ausfällung von Kalkpartikeln aus dem kalkhaltigen Wasser entstanden sein (präzipitative Kalkablagerung), zum anderen durch Anreicherung von Carbonaten durch Lebewesen (häufig Characeae oder Mollusken), deren Reste dann ebenfalls auf den Grund des Gewässers abgesunken sind (biogene Kalkablagerung). In den hier untersuchten Böden machten durch Präzipitation entstandene, fein verteilte Kalkpartikel den größten Anteil des Substrates aus; es waren aber oft auch Schneckenhausbruchstücke beigemischt. Kalkkonkretionen wurden im Oberboden nur selten gefunden. Während der Oberboden stets grabbar war, traten in tieferen Horizonten vereinzelt auch massive Schichten auf. Diese waren zum Teil hellgrau gefärbt, was auch hier einen hohen Kalkanteil vermuten lässt, wurden aber nicht näher analysiert.

Bei der Bohrstockanalyse wurde im Gelände an 142 Profilen eine Probe mit HCl durchgeführt. In den meisten Fällen war die Reaktion über die gesamte Länge des Profils gleich stark ausgeprägt, und zwar in Form eines deutlichen bis starken Aufschäumens (vgl. Beispiele in Anhang IV, S. 397). Eine zur GOF hin abnehmende Intensität der Reaktion wurde lediglich in 35 Profilen festgestellt. Es gab insgesamt nur 4 Profile, die in einer Tiefe von 1 m nur eine schwache oder gar keine Reaktion zeigten. Diese Beobachtungen belegen, dass der hohe Kalkanteil im Allgemeinen nicht auf einen Anreicherungshorizont beschränkt war, sondern bereits im Ausgangsmaterial der Bodenbildung enthalten war.

### **6.6.3 Korngrößenverteilung**

Wie das Körnungsdreieck (Abbildung 6.6-1, S. 212) zeigt, macht die Sand-Fraktion in allen vier Untersuchungsgebieten den größten Teil des Mineralbodens in den obersten 10 cm der untersuchten Böden aus. Als Bodenart ergeben sich überwiegend verschiedene Mischungen aus Sand und Lehm. In der Turján-Landschaft nimmt dabei im Allgemeinen der Sandanteil von nassen, niedriger gelegenen Bereichen zu trockeneren, erhöhten Bereichen zu (vgl. dazu Abbildung 6.7-1 c, S. 226). Auch im untersuchten Teil der Tápió-Landschaft, wo nur trockenere Bereiche analysiert wurden, herrschen sandreiche Korngrößenverteilungen vor, abgesehen vom südlichen Teil der Nyík-Wiese (Abbildung 5.2-4 b, S. 93): Dort finden sich relativ große

Schluffanteile in der Mineralbodenfraktion des Oberbodens (siehe die beiden Punkte im Feld schluffiger Lehm in Abbildung 6.6-1 (S. 212).

Es muss berücksichtigt werden, dass die Eigenschaften des Oberbodens besonders an nassen Standorten auch dadurch beeinflusst werden, dass pulverförmiger Kalk und organisches Material einen sehr großen Anteil des Feinbodens ausmachen. Dadurch fällt die Bodenart der Mineralbodenfraktion dort für die Bodeneigenschaften weniger stark ins Gewicht.

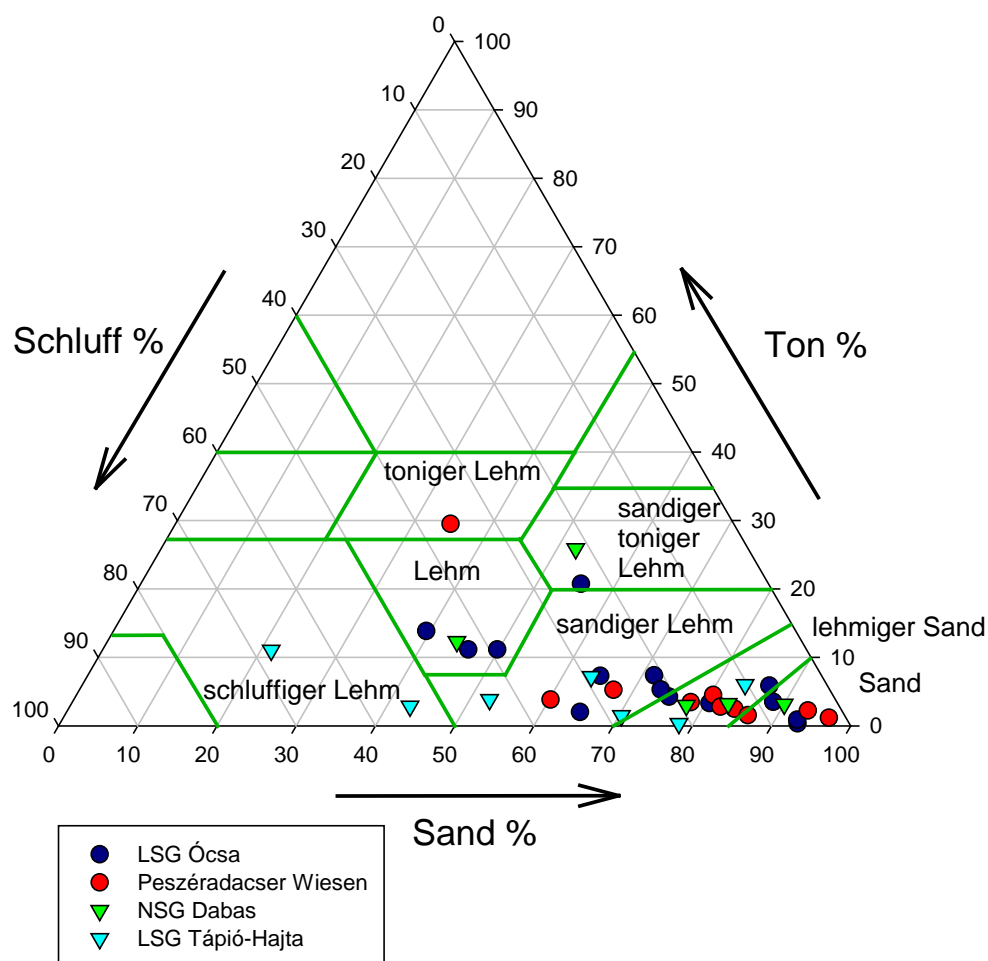


Abbildung 6.6-1: Körnungsdiagramm für 36 Bodenproben aus der Schicht 0-10 cm, für die eine Körnungsanalyse im Labor durchgeführt wurde

Die Zugehörigkeit der Bodenproben zu Untersuchungsgebieten wird durch verschiedene Symbole wiedergegeben. Die Abgrenzung der Bodenarten ist dem Diagramm in STEFANOVITS et al. (2010, S. 137) entnommen.



#### 6.6.4 Phosphor, Kalium und Stickstoff

Eine nach Untersuchungsgebieten getrennte Betrachtung von Höchst- und Tiefstwerten dieser Parameter ist in Tabelle 6.6-1 (S. 209) zu finden.

Der gemessene Gehalt an CAL-extrahierbarem Phosphor bewegt sich in den vier Untersuchungsgebieten zwischen 2,65 mg/kg und ca. 908 mg/kg. Diese Spannweite umfasst alle Gehaltsklassen der Düngeempfehlungen bezüglich  $P_2O_5$  der LUFA NRW (2014). Da die Verteilung der Werte stark rechtsschief ist, liegen ca. 72 % der Werte in den Gehaltsklassen A (sehr niedrig) bis C (anzustreben) und nur 28 % darüber (Gehaltsklassen D-E = hoch bis sehr hoch). Die Grenze zwischen den Gehaltsklassen C und D liegt umgerechnet bei 80,74 mg CAL-P/kg (bei Sand- oder Schluff-dominierter Bodenart).

Die Gehalte an CAL-extrahierbarem Kalium liegen zwischen 14,8 mg/kg und ca. 434 mg/kg (mit leicht rechtsschiefer Verteilung). Auch bezüglich dieses Nährelements sind alle Gehaltsklassen der Düngeempfehlungen der LUFA NRW (2014) vertreten.

Bezüglich des mineralischen Stickstoffs muss berücksichtigt werden, dass dieser Parameter aus Witterungsgründen im Gegensatz zu den anderen in Tabelle 6.6-1 (S. 209) zusammengestellten Parametern überwiegend für Aufnahmeflächen des trockenen Feuchteregimes gemessen wurde und für nur insgesamt fünf Aufnahmeflächen aus dem nassen Feuchteregime (vgl. Tabelle 5.2-1, S. 88). Die notierten Höchst- und Tiefstwerte entstammen alle dem trockenen Feuchteregime (da die Werte aus dem nassen Regime alle eine Zwischenstellung einnahmen). Der gemessene Gehalt an mineralischem Stickstoff bewegt sich in den vier Untersuchungsgebieten zwischen ca. 0,26 und 3,4 mg/100g. Beim letzteren Wert handelt es sich allerdings um einen Ausreißer, da dieses Ergebnis besonders angesichts des Alters der entsprechenden Aufnahmefläche ungewöhnlich hoch ist (vgl. Abbildung 6.7-3 a, S. 231). Der nächstniedrigere Wert liegt bei ca. 2,8 mg/100g. Die Verbindung Ammonium ( $NH_4^+$ ) macht bis auf eine Ausnahme stets einen größeren Anteil am mineralischen Stickstoff aus als Nitrat ( $NO_3^-$ ). Durchschnittlich beträgt der Gehalt an  $NH_4^+$  das Fünffache des  $NO_3^-$ -Gehaltes. In der Schicht 10-30 cm ist der  $N_{min}$ -Gehalt deutlich geringer und liegt bei ca. 0,11-1,1 mg/kg. Hier liegt das Verhältnis von  $NO_3^-$  zu  $NH_4^+$  durchschnittlich bei ca. 1:2,8. Das Verhältnis des  $N_{min}$ -Gehaltes der Schicht 10-30 cm zu dem der Schicht 0-10 cm beträgt ebenfalls durchschnittlich

etwa 1:2,8. Der Anteil des mineralischen Stickstoffs am Gesamtstickstoff bewegt sich zwischen ca. 1:60 und 1:600.

### 6.6.5 Korrelationen zwischen Bodenparametern

Zusammenhänge zwischen allen gemessenen Bodenparametern sind in den Tabellen 6.6-2 a bis d (S. 215-216) zusammengestellt. Der Kalkgehalt ist mit dem SOM- und  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt korreliert, was vermutlich auf den Zusammenhang aller drei Parameter mit dem Grundwasserstand (Tabelle 6.7-1, S. 224) zurückzuführen ist. Für das Set 22 ist anzunehmen, dass diese Zusammenhänge aufgrund der geringen Datenanzahl nicht zum Tragen kommen. Der Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Calciumcarbonaten und Boden-pH-Wert ist allgemein bekannt (BLUME et al. 2010). Im vorliegenden Fall steigt der pH-Wert zwischen einem Kalkgehalt von 0 und ca. 3 % steil von 6 auf 7,5 an und bleibt bei allen höheren Kalkgehalten auf einem konstanten Level (schwankt zwischen ca. 7,3 und 8). Im Set 22 finden sich nur Kalkgehalte über 5 %, welche sich in einem Bereich bewegen, in dem der pH-Wert mit dem Kalkgehalt nicht mehr steigt.

Da  $N_{\text{tot}}$  Teil der organischen Substanz ist und die  $C_{\text{org}}/N_{\text{tot}}$ -Verhältnisse im Boden nur in mäßigem Rahmen variieren (Abbildung 6.7-2 c, S. 227), sind die Parameter  $N_{\text{tot}}$  und SOM eng korreliert. Der Gehalt an organischem Material, das im Vergleich zum Mineralbodenanteil ein geringes Gewicht hat, spiegelt sich auch in der Dichte des Bodens wider. Weiterhin ist festzuhalten, dass die drei Bindungsformen, in denen N gemessen wurde,  $N_{\text{tot}}$  (entspricht überwiegend dem organisch gebundenen Stickstoff),  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$ , jeweils miteinander korreliert sind.

Für die Parameter, die in zwei Schichten (0-10 und 10-30 cm) gemessen wurden, sind die Gehalte der beiden Schichten jeweils miteinander korreliert.

Tabelle 6.6-2 a-d: Zusammenhänge der analysierten Bodenparameter untereinander für vier verschiedene Probensets

Wo nicht anders bezeichnet, beziehen sich die Daten stets auf die Schicht 0-10 cm. Es sind jeweils der Regressionskoeffizient  $r^2$ , die Richtung der Korrelation sowie die angewandte Regressionsfunktion (Bezeichnung in SigmaPlot) angegeben. Die Tabelle enthält jeweils das Ergebnis für diejenige Funktion, die gemäß Regressionskoeffizient den stärksten Zusammenhang ergab, sofern die zugehörige Kurve die Anordnung der Datenpunkte realistisch nachzeichnete.

getestetes Datenpaar		<b>a</b>		<b>b</b>	
		<b>Set 49, trocken, N<sub>min</sub>-Proben</b>		<b>Set 85, nass + trocken</b>	
		<b>r<sup>2</sup></b>		<b>r<sup>2</sup></b>	<b>Funktion</b>
Kalk [%]	SOM [%]	0,5713	↑ exp. rise to max	0,4301	↑ exp. rise to max
	N <sub>tot</sub> [%]	0,4677	↑ exp. rise to max	0,3767	↑ exp. rise to max
	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,4471	↓ exp. decay	0,5053	↓ exp. decay
	pH-Wert	0,7494	↑ exp. rise to max	0,6415	↑ exp. rise to max
	P [mg/kg]	n. s.	–	n. s.	–
	K [mg/kg]	n. s.	–	n. s.	–
SOM [%]	N <sub>tot</sub> [%]	0,9787	↑ exp. growth	0,9911	↑ exp. growth
	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,6276	↓ linear	0,8368	↓ exp. decay
	pH-Wert	0,188	↑ exp. rise to max	0,1952	↑ exp. rise to max
	P [mg/kg]	n. s.	–	n. s.	–
	K [mg/kg]	0,1999	↑ exp. rise to max	0,0936	↑ exp. rise to max
pH-Wert	P [mg/kg]	n. s.	–	n. s.	–
	K [mg/kg]	n. s.	–	n. s.	–
P [mg/kg]	K [mg/kg]	n. s.	–	0,1625	↑ linear
Kalk [%]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [%]	0,2494	↑ exp. rise to max		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [%]	0,2676	↑ exp. rise to max		
	N <sub>min</sub> [%]	0,3059	↑ exp. rise to max		
N <sub>tot</sub> [%]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [%]	0,4101	↑ exp. rise to max		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [%]	0,5714	↑ exp. rise to max		
	N <sub>min</sub> [%]	0,6094	↑ exp. rise to max		
N <sub>tot</sub> in 10-30 cm [%]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> in 10-30 cm [%]	0,4197	↑ exp. rise to max		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> in 10-30 cm [%]	0,4492	↑ exp. rise to max		
	N <sub>min</sub> in 10-30 cm [%]	0,5084	↑ exp. rise to max		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [%]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [%]	0,4134	↑ exp. rise to max		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> in 10-30 cm [%]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> in 10-30 cm [%]	0,5025	↑ exp. rise to max		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [%]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> in 10-30 cm [%]	0,5173	↑ exp. rise to max		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [%]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> in 10-30 cm [%]	0,6968	↑ exp. rise to max		
N <sub>min</sub> [%]	N <sub>min</sub> in 10-30 cm [%]	0,5545	↑ exp. rise to max		
Kalk [%]	Kalk in 10-30 cm [%]	0,9884	↑ exp. rise to max		
SOM [%]	SOM in 10-30 cm [%]	0,8746	↑ linear		
N <sub>tot</sub> [%]	N <sub>tot</sub> in 10-30 cm [%]	0,7768	↑ exp. growth		

		<b>c</b>			<b>d</b>		
		<b>Set 22, nass</b>			<b>Set 63, trocken</b>		
<b>getestetes Datenpaar</b>		<b>r<sup>2</sup></b>		<b>Funktion</b>	<b>r<sup>2</sup></b>		<b>Funktion</b>
Kalk [%]	SOM [%]	n. s.	–		0,5538	↑	exp. rise to max
	N <sub>tot</sub> [%]	n. s.	–		0,4438	↑	exp. rise to max
	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–		0,3791	↓	exp. decay
	pH-Wert	n. s.	–		0,6634	↑	exp. rise to max
	P [mg/kg]	n. s.	–		n. s.	–	
	K [mg/kg]	n. s.	–		0,1064	↑	exp. rise to max
SOM [%]	N <sub>tot</sub> [%]	0,9891	↑	exp. growth	0,9755	↑	exp. growth
	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,8909	↓	exp. decay	0,5219	↓	linear
	pH-Wert	0,5254	↓	exp. decay	0,1623	↑	exp. rise to max
	P [mg/kg]	n. s.	–		n. s.	–	
	K [mg/kg]	n. s.	–		0,1906	↑	exp. rise to max
pH-Wert	P [mg/kg]	n. s.	–		n. s.	–	
	K [mg/kg]	n. s.	–		0,1137	↑	exp. growth
P [mg/kg]	K [mg/kg]	0,1857	↑		0,175	↑	exp. growth

### 6.6.6 Bodentypen

Wie aus Tabelle 6.6-3 (S. 216) hervorgeht, waren die untersuchten Flächen der Turján-Landschaft nach der ungarischen Bodenklassifikation zu einem großen Teil durch Moorige Wiesenböden, Wiesenböden, Auenböden und Übergänge zwischen diesen Typen gekennzeichnet. Hierin spiegelt sich wider, dass diese Landschaft durch ausgedehnte Feuchtgebiete gekennzeichnet ist. (Moorige) Wiesenböden sind per Definition grundwasserbeeinflusste Böden, und auch Auenböden gehen auf den rezenten oder ehemaligen Einfluss von Gewässern zurück. Auenböden lassen sich am Auftreten einer charakteristischen Schichtung fluviatiler Sedimente im Profil erkennen (STEFANOVITS et al. 2010).



Tabelle 6.6-3: Systematische Einordnung von Bodenprofilen, die in 143 über die vier Untersuchungsgebiete verteilten Aufnahmeflächen mit einem Pürckhauer-Bohrer identifiziert wurden. Soweit möglich, wurden die Bohrungen bis 1 m Tiefe durchgeführt. Die Profile wurden im Gelände nach dort feststellbaren Merkmalen nach der ungarischen Bodenklassifikation eingeordnet. Die Tabelle enthält die Verteilung der ungarischen Bodentypen über die Feuchteregime und Untersuchungsgebiete. Außerdem sind Vorschläge für mögliche Entsprechungen zu Bodentypen der Klassifikation nach der World Reference Base (WRB) sowie zu Bodentypen der deutschen Bodenklassifikation angegeben. (Man beachte, dass Bodentypen der WRB und der deutschen Bodensystematik nicht in direkter Entsprechung zueinander angeordnet sind.) Die Anzahl der Profile, für die die jeweilige Entsprechung vermutet wird, ist ebenfalls angegeben.

## 6 Ergebnisse

Ungarischer Bodentyp	Anzahlen je Feuchte-regime		Anzahlen je Untersuchungs-gebiet				Mögliche Entsprechungen in der WRB	Anz.	Mögliche Entsprechungen in der deutschen Bodensystematik	Anz.
	nass	trocken	Ó	D	K	T				
Mooriger Wiesenboden	35	7	29	6	7		Gleyic Chernozem	28	Gley-Tschernosem	11
							Haplic Chernozem	6	Gley-Tschernosem - <i>verdichtet</i>	3
							Gleyic Regosol	3	Gley	6
							Endogleyic Regosol	3	Anmoorgley	4
							Haplic Regosol	2	Gley-Pararendzina	5
									Tschernosem	1
		Tschernosem-Gley	12							
Mooriger Auenboden	3	1	1		3		Gleyic Limnic Fluvisol	2	Tschernitza	3
							Mollic Gleyic Limnic Fluvisol	1	Gley-Tschernitza - <i>verdichtet</i>	1
							Endofluvic Chernozem	1		
Auenboden-Mooriger Wiesenboden	7		6	1			Gleyic Endofluvic Chernozem	4	Auengley	2
							Mollic Gleyic Limnic Fluvisol	2	Gley-Pararendzina	1
							Haplic Fluvisol	1	Gley-Tschernosem	1
									Gley-Tschernitza	1
									Gley	1
		Tschernitza - <i>verdichtet</i>	1							
Mooriger Wiesenboden-Auenboden	2			2			Gleyic Chernozem	1	Gley-Tschernitza	1
							Mollic Gleyic Limnic Fluvisol	1	Auengley	1
Auenboden	1				1		Gleyic Limnic Fluvisol	1	Gley-Tschernitza - <i>verdichtet</i>	1
Auenboden-Wiesenboden	2	2	3	1			Mollic Gleyic Limnic Fluvisol	2	Gley-Tschernosem	1
							Endofluvic Chernozem	1	Auengley	2
							Gleyic Endofluvic Chernozem	1	Gley	1

6 Ergebnisse

Wiesenboden	6	27	6	4	20	3	Gleyic Chernozem	17	Tschernosem	5
							Haplic Chernozem	11	Tschernosem - <i>verdichtet</i>	8
							Endogleyic Regosol	2	Gley-Tschernosem	7
							Endofluvic Gleyic Chernozem	1	Gley-Tschernosem - <i>verdichtet</i>	4
							Chernozem	1	Gley-Pararendzina	2
							Regosol	1	Gley	3
									Tschernosem-Gley	3
		Pararendzina	1							
ausgetrockneter Mooriger Wiesenboden		4	4				Haplic Chernozem	2	Gley-Tschernosem - <i>verdichtet</i>	2
							Endogleyic Regosol	2	Tschernosem	2
Tschernosem- Wiesenboden		6	1	4	1		Gleyic Chernozem	3	Gley-Tschernosem	2
							Haplic Chernozem	2	Gley-Tschernosem - <i>verdichtet</i>	1
							Endogleyic Regosol	1	Tschernosem	1
									Tschernosem - <i>verdichtet</i>	1
									Tschernosem-Gley	1
Wiesenboden- Tschernosem		1				1	Haplic Chernozem	1	Tschernosem - <i>verdichtet</i>	1
überdeckter Mooriger Wiesenboden		1			1		Haplic Chernozem	1	Tschernosem	1
überdeckter Wiesenboden		3			3		Haplic Chernozem	2	Tschernosem	2
							Gleyic Chernozem	1	Gley-Tschernosem	1
Tschernosem		13	4	4	2	3	Haplic Chernozem	12	Tschernosem	9
							Gleyic Chernozem	1	Tschernosem - <i>verdichtet</i>	3
									Pararendzina	1
Humoser Sandboden		15	9	1	4	1	Haplic Chernozem	11	Pararendzina	8
							Haplic Arenosol	3	Tschernosem	5
							Endogleyic Arenosol	1	Tschernosem-Gley	1
									Regosol	1
Oberflächlich ausgetrockneter Solonetz oder salzbeeinflusster Wiesenboden		3				3	Gleyic Solonetz	2	Gley-Tschernosem - <i>verdichtet</i>	1
							Endogleyic Regosol	1	Gley-Pararendzina	2
anthropogen veränderter Boden	1	3	3			1	Haplic Chernozem	2	Tschernosem	1
							Haplic Regosol	1	Pararendzina	1
							Haplic Solonetz	1	Gley	1
									<i>nicht zuordenbar</i>	1

In etwas erhöhten, weiter vom Grundwasser entfernten Teilen der Landschaft waren dagegen vorwiegend Tschernoseme und Humose Sandböden zu finden. Tschernoseme entwickeln sich auf kalkreichem, lockerem Ausgangsgestein und sind durch einen tiefen, humusreichen Oberbodenhorizont (A-Horizont) mit Krümelgefüge gekennzeichnet (STEFANOVITS et al. 2010). Als Humose Sandböden werden Böden aus Sand bezeichnet, in denen ein humoser Oberbodenhorizont erkennbar ist, weitere Anzeichen bodenbildender Prozesse aber fehlen. Der A-Horizont ist normalerweise nicht tiefer als 40 cm und enthält einen SOM-Gehalt von mindestens 1 % (STEFANOVITS et al. 2010). Durch letzteres Kriterium wird der Humose Sandboden von Rohböden aus Sand abgegrenzt. Ist der A-Horizont tiefer und reicher an organischem Material (eine genaue Grenze wird nicht angegeben), so spricht man von einem Tschernosem auf Sand (Csaba Centeri, pers. Mitteilung).

Auch in den untersuchten Teilen der Tápió-Hajta-Landschaft herrschten in grundwasserfernen Bereichen Tschernoseme und Humose Sandböden vor. In etwas tiefer gelegenen Bereichen waren dort Wiesenböden oder versteppte, d. h. oberflächlich ausgetrocknete Solonetze zu finden. Solonetze sind Böden, in denen sich durch das Zusammenwirken von hoch anstehendem Grundwasser und einem trockenen Klima Salz angereichert hat und die durch einen B-Horizont mit Säulengefüge gekennzeichnet sind. Zur Versteppung von Solonetzen kommt es dann, wenn der zunächst hohe Grundwasserspiegel dauerhaft absinkt. Dann werden die Salze durch Niederschläge allmählich in tiefere Schichten verlagert, so dass der Oberboden schließlich wieder eine geringere Salzkonzentration aufweist (STEFANOVITS et al. 2010; Tamás Vidra, pers. Mitteilung). In stark wasserbeeinflussten Bereichen in der Nachbarschaft der untersuchten Flächen findet man vermutlich unveränderte Solonetze und Moorige Wiesenböden, die in die vorliegende Untersuchung jedoch nicht einbezogen wurden. Der lediglich gemäßigte Salzeinfluss in den Aufnahmequadraten spiegelt sich auch in der Vegetation wider: Es wurden zwar einzelne Individuen dreier typischer Salzzeiger, nämlich *Lepidium cartilagineum*, *Limonium gmelinii* und *Plantago maritima* (Tabelle 6.4-1, S. 187, 189 u. 186), in einigen Aufnahmeflächen gefunden, bei entsprechendem Bestandsalter wurden diese Quadrate jedoch als Steppenwiesen und nicht als Salzsteppen eingestuft (vgl. Kapitel 6.5.2).

Wie Tabelle 6.6-3 (S. 216) zeigt, kommen die wichtigsten Hauptbodentypen trockener Standorte, nämlich Wiesenböden, Tschernoseme und Humose Sandböden, in

Aufnahmequadraten aller vier Untersuchungsgebiete vor. Die wichtigsten Hauptbodentypen nasser Standorte, Moorige Wiesenböden und Auenböden, wurden wiederum in allen drei Untersuchungsgebieten der Turján-Landschaft gefunden. Deshalb ist es sinnvoll, eine gebietsübergreifende Auswertung vorzunehmen.

Aus Tabelle 6.6-3 (S. 216; vgl. auch Abbildung 6.7-6, S. 236) lässt sich weiterhin entnehmen, dass die Einteilung der Profile nach ungarischen Bodentypen gut mit der Diskriminierung zwischen den beiden Feuchteregimen übereinstimmt: Fast alle Bodentypen sind schwerpunktmäßig an eines der beiden Feuchteregime gebunden. Nasse Böden sind dabei überwiegend solche, die mit der Bezeichnung „moorig“ versehen sind. Alle Wiesenböden tragen zumindest im Unterboden Zeichen des Grundwassereinflusses in Form von Reduktions- und/oder Oxidationsfarben. Moorige Wiesenböden (und Moorige Auenböden) zeichnet zudem eine im Vergleich zu typischen Wiesenböden verstärkte Akkumulation von organischem Material im Oberboden aus (STEFANOVITS et al. 2010), die auf zeitweise oder ehemals bis an die Geländeoberfläche reichende reduzierende Bedingungen im Oberboden zurückzuführen ist. Diese wurden durch sehr hohe, bis an oder über die Geländeoberfläche reichende Wasserstände hervorgerufen. Obwohl auch Wiesenböden vom Grundwasser beeinflusst sind, steht das Grundwasser hier vergleichsweise tief an, so dass der Oberboden in den meisten Sommern stark austrocknet. Daher ähneln die Standortbedingungen für die Vegetation hier häufig denen von Schwarzerden oder Humosen Sandböden.

Im Gelände konnten Moorige Wiesen- oder Auenböden im Vergleich zu „einfachen“ (typischen) Wiesen- oder Auenböden anhand einer Kombination einiger der folgenden Merkmale identifiziert werden. Wichtigstes Merkmal war gemäß der Literatur (STEFANOVITS et al. 2010) ein besonders hoher Gehalt an organischem Material im Oberboden (im Gelände optisch oder per Fingerprobe erkennbar). Als weitere Merkmale für Moorige Wiesen- oder Auenböden dienten Schneckenhausbruchstücke im Profil (die auf eine Vergangenheit als sehr nasser Lebensraum schließen lassen), eine graue Bodenfärbung bereits an der Geländeoberfläche oder kurz darunter sowie im A-Horizont die Bodenart Lehm, toniger Lehm oder Ton (nach Fingerprobe). Im Labor erwies sich der Sandgehalt der humus- und kalkfreien Feinerde solcher Oberböden meist als höher als durch die Fingerprobe geschätzt. Dies lässt sich vermutlich durch die sehr hohen Humus- und Kalkgehalte in den nassen Böden der



untersuchten Gebiete erklären. Als Kriterium für die Diskriminierung zwischen Moorigen und einfachen Wiesen- und Auenböden war die Fingerprobe trotzdem geeignet.

Für die Differenzierung zwischen Moorigen und einfachen Wiesen- oder Auenböden anhand des SOM-Gehaltes finden sich bei STEFANOVITS et al. (2010) klare Grenzen. Demnach sind Moorige Wiesenböden im Falle von Sandböden durch einen Gehalt an organischem Material von 4-10 %, im Falle von Lehm- oder Tonböden von 7-20 % gekennzeichnet. Die Körnungsanalyse der hier untersuchten Bodenproben des nassen Feuchteregimes ergab überwiegend Bodenarten mit Dominanz von Lehm, so dass man die Grenze von ca. 7 % SOM zwischen Moorigen und einfachen (typischen) Wiesenböden als gültig ansehen kann. Die gemessenen SOM-Gehalte implizieren jedoch eine Grenze bei etwa 8,5 % SOM. Bei dieser Grenzziehung sind nur noch sieben von 38 Wiesenböden/Auenböden und vier von 52 Moorigen Wiesenböden/Auenböden „falsch“ eingeordnet (für drei weitere Profile aus der letzteren Kategorie fehlen die SOM-Werte). Die Grenze, die auf die eigenen Daten am besten passt, ist also um 1,5 % Prozent höher als die Literaturangaben. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die eigenen ermittelten Werte sich lediglich auf die obersten 10 cm des Bodenprofils beziehen. Bei STEFANOVITS et al. (2010) ist dagegen vom Oberboden die Rede, so dass also möglicherweise der gesamte A-Horizont in Betracht gezogen wurde, dessen SOM-Gehalt nach unten hin abnimmt. Zudem wurde für die eigenen Werte ein relativ großer Faktor von 2 zur Berechnung des organischen Materials aus  $C_{org}$  gewählt, da dieser nach Revision zahlreicher Studien aus verschiedenen Teilen der Erde durch PRIBYL (2010) als der für den überwiegenden Teil der Böden am besten geeignete Faktor erkannt wurde. Konventionell wurde häufig ein Faktor von 1,72 verwendet (PRIBYL 2010), mit dem die Grenze dann tatsächlich bei ca. 7 % liegen würde.

Mögliche Entsprechungen zu den ungarischen Bodentypen nach dem System der WRB und nach der deutschen Bodensystematik finden sich ebenfalls in Tabelle 6.6-3 (S. 216). Wie bereits in Abschnitt 5.4.2.1 dargelegt wurde, können aufgrund der lückenhaften Daten lediglich Vorschläge für diese Entsprechungen gemacht werden. Die Grundlagen für diese Vorschläge werden im genannten Abschnitt diskutiert. Einige Beispiele für Bodenprofile und deren mögliche Zuordnung finden sich in Anhang IV (S. 397). Wie auch bei der deutschen Profilkennzeichnung repräsentiert der Buchstabe A hier den humosen Oberbodenhorizont und

der Buchstabe C das Ausgangsgestein, welches auch hydromorphe Merkmale aufweisen kann. Es ist zu beachten, dass der B-Horizont in der ungarischen Bodenklassifikation in Wiesenböden und Tschernosemen einen Übergangshorizont zwischen A- und C-Horizont darstellt, in dem der Gehalt an organischem Material kontinuierlich abnimmt (STEFANOVITS et al. 2010). Er liegt daher farblich zwischen A- und C-Horizont. Für Gleysole und Chernozeme in der WRB sowie für Gleye und Tschernoseme in der deutschen Bodenklassifikation ist dagegen kein B-Horizont vorgesehen (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005; IUSS WORKING GROUP WRB 2006). In Mischhorizonten mit der Kennzeichnung AC ist Material beider Horizonte flecken- bis streifenförmig miteinander vermischt.

## 6.7 Bodenparameter und die beiden Hauptgradienten

### 6.7.1 Grundwasserstand

Zusammenhänge zwischen den erfassten Bodenparametern und den beiden Hauptgradienten sind in Tabelle 6.7-1 (S. 224) zusammengefasst. Hier ist für jeden Parameter die maximale Anzahl zur Verfügung stehender Daten berücksichtigt worden. Die grundlegenden Tendenzen und Zusammenhänge werden aber größtenteils genauso in den vier in Kapitel 6.8 analysierten Datensets abgebildet (Anhang V a-d, S. 410-412). Diese Sets sind auf Proben bzw. Aufnahmequadrate reduziert, für die in einer bestimmten Auswahl von Parametern Daten für alle Proben vorliegen. Bei den beiden Sets mit 49 und 63 Proben kommen die Zusammenhänge mit dem Grundwasserstand allerdings nur undeutlich zum Tragen, da diese Sets auf das trockene Bodenfeuchteregime beschränkt sind.

Für die Parameter Kalk, organisches Material und gesamter Stickstoff stehen die meisten Daten zur Verfügung, da sie für fast alle Flächen, deren Proben nicht mit Standardmethoden gemessen wurden, mit Hilfe von MIRS vorhergesagt werden konnten. Sowohl der Kalkgehalt als auch der SOM-Anteil der Oberböden sind deutlich positiv mit dem geschätzten Grundwasserstand korreliert (Abbildung 6.7-1 a+b, S. 226). Dies zeigt sich in beiden untersuchten Schichten (0-10 und 10-30 cm; Tabelle 6.7-1, S. 224). Da der Anteil an gesamtem Stickstoff als Bestandteil des organischen Materials sehr stark mit diesem zusammenhängt (vgl. Tabelle 6.6-2, S. 215), findet man für  $N_{\text{tot}}$  sehr ähnliche Ergebnisse.

Eine weitere Kenngröße, die mit dem Grundwassereinfluss korreliert, ist die Bodenart. Der Sandanteil ist allgemein sehr hoch in den untersuchten Gebieten (Abbildung 6.7-1 c, S. 226), bei nassen Böden aber vergleichsweise niedrig mit entsprechend höherem Gehalt feinerer Korngrößenfraktionen, nämlich Ton (Abbildung 6.7-1 d, S. 226), Feinschluff und Mittelschluff.

Tabelle 6.7-1: Zusammenhänge von Bodenparametern mit den beiden Hauptgradienten, d. h. dem geschätzten Grundwasserstand und dem Bestandsalter

Wo nicht anders bezeichnet, beziehen sich die Daten stets auf die Schicht 0-10 cm. Es sind jeweils der Regressionskoeffizient sowie die Richtung der Korrelation angegeben. Für das Alter wurden jeweils gemeinsame sowie für nasse und trockene Flächen getrennte Regressionen durchgeführt (bei ausreichender Datenzahl). Da den Altwiesen kein Alter zugeordnet werden kann, wurden sie bei den Regressionen gegen das Alter nicht berücksichtigt. Für alle Parameter wurde die maximale Anzahl zur Verfügung stehender Daten zugrunde gelegt. Wie groß diese Anzahl ist, ist in den vier Spalten auf der rechten Seite angegeben. Wo nur 5 Werte zur Verfügung standen, wurde auf die Regressionsanalyse verzichtet. Parameter, für die kein signifikanter Zusammenhang ermittelt werden konnte (d. h.  $P < 0,05$ ), wurden mit der Abkürzung „n. s.“ versehen. Solche Fälle, bei denen auf eine lineare Regression zurückgegriffen werden musste (vgl. Kapitel 5.4.1.3), sind mit Kursivschrift gekennzeichnet.

KATEGORIE	Ausprägungen	Zusammenhänge mit						Anzahl Werte		
		Grundw.-stand	Bestandsalter			Grundw.	Alter			
			alle	nass	trocken		alle	nass	trock.	
<b>Grundwasserstand</b>	Grundwasserstand		0,1680 ↑	n. s. -	0,1421 ↑		281	104	177	
<b>Kalk</b>	Kalk [%]	0,5920 ↑	0,0936 ↑	n. s. -	n. s. -		318	279	104	175
	Kalk [g/dm <sup>3</sup> ]	0,4136 ↑	n. s. -	0,2689 ↓	n. s. -		318	279	104	175
	Kalk in 10-30 cm [%]	0,4651 ↑	n. s. -		n. s. -		60	55	5	50
<b>Organisches Material (SOM)</b>	SOM (=C <sub>org</sub> *2) [%]	0,4755 ↑	0,3730 ↑	0,4902 ↑	0,1286 ↑		309	271	96	175
	SOM [g/dm <sup>3</sup> ]	0,3809 ↑	0,3013 ↑	0,4103 ↑	0,1423 ↑		309	271	96	175
	SOM in 10-30 cm [%]	0,2771 ↑	n. s. -		n. s. -		60	55	5	50
<b>Gesamter Stickstoff (N<sub>tot</sub>)</b>	N <sub>tot</sub> [%]	0,4574 ↑	0,3791 ↑	0,4941 ↑	0,1482 ↑		310	272	97	175
	N <sub>tot</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]	0,3887 ↑	0,3411 ↑	0,4396 ↑	0,1793 ↑		310	272	97	175
	N <sub>tot</sub> in 10-30 cm [%]	0,2904 ↑	n. s. -		n. s. -		60	55	5	50
<b>C/N-Verhältnis (C<sub>org</sub>/N<sub>tot</sub>)</b>	C/N-Verhältnis	0,1567 ↓	0,1887 ↓	n. s. -	0,1959 ↓		46	41	17	24
<b>Bodendichte</b>	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,5042 ↓	0,3238 ↓	0,4449 ↓	0,0775 ↓		318	279	104	175
<b>pH-Wert</b>	pH-Wert	0,1308 ↑	n. s. -	0,4861 ↓	n. s. -		132	119	37	82
<b>Phosphor und Kalium</b>	P [mg/kg]	0,1191 ↓	0,1922 ↓	0,2912 ↓	0,2171 ↓		100	89	23	66
	P [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,1802 ↓	0,2195 ↓	0,5041 ↓	0,2412 ↓		100	89	23	66
	K [mg/kg]	0,0917 ↓	0,1068 ↓	n. s. -	0,1349 ↓		100	89	23	66
	K [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,2041 ↓	0,1864 ↓	0,2738 ↓	0,1739 ↓		100	89	23	66
<b>Korngrößen</b>	Sand	0,2008 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
	Schluff	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
	Ton	0,3395 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
	Grobsand	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
	Mittelsand	0,168 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
	Feinsand	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
	Grobschluff	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
	Mittelschluff	0,2521 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21
Feinschluff	0,2922 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		36	30	9	21	

<b>Mineralischer Stickstoff: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> in 0-10 cm [%]	0,1371	↑	0,1201	↑	n. s.	-	59	54	5	49		
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> in 10-30 cm [%]	n. s.	↑	n. s.	-	n. s.	-	59	54	5	49		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> in 0-10 cm [%]	0,2273	↑	0,5193	↑	0,5444	↑	59	54	5	49		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> in 10-30 cm [%]	0,1683	↑	0,1201	↑	n. s.	-	59	54	5	49		
	N <sub>min</sub> in 0-10 cm [%]	0,2336	↑	0,4473	↑	0,4424	↑	59	54	5	49		
	N <sub>min</sub> in 10-30 cm [%]	0,16	↑	n. s.	-	n. s.	-	59	54	5	49		
	N <sub>min</sub> in 0-10 cm [kg/ha]	0,1216	↑	0,4497	↑	0,4205	↑	59	54	5	49		
	N <sub>min</sub> in 10-30 cm [kg/ha]	0,1162	↑	0,2417	↑	0,2191	↑	59	54	5	49		
<b>Verhältnisse zwischen den beiden Schichten</b>	Kalk 0-10 cm/10-30 cm	n. s.	-	n. s.	-	n. s.	-	59	54	5	49		
	SOM 0-10 cm/10-30 cm	n. s.	-	0,3110	↑	0,3461	↑	59	54	5	49		
	N <sub>tot</sub> 0-10 cm/10-30 cm	n. s.	-	0,4563	↑	0,4550	↑	59	54	5	49		
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 0-10 cm/10-30 cm	n. s.	-	0,2626	↑	0,2028	↑	59	54	5	49		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 0-10 cm/10-30 cm	n. s.	-	0,4216	↑	0,4083	↑	59	54	5	49		
	N <sub>min</sub> 0-10 cm/10-30 cm	n. s.	-	0,4343	↑	0,4073	↑	59	54	5	49		
<b>Verhältnisse verschiedener N-Verbindungen zueinander</b>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> in 0-10 cm	n. s.	-	0,2023	↑	0,2687	↑	59	54	5	49		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> in 10-30 cm	n. s.	-	0,1035	↑	0,1092	↑	59	54	5	49		
	N <sub>min</sub> /N <sub>tot</sub> in 0-10 cm	n. s.	-	n. s.	-	n. s.	-	59	54	5	49		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /N <sub>tot</sub> in 0-10 cm	n. s.	-	n. s.	-	0,1258	-	59	54	5	49		
<b>Profilmerkmale</b>	Tiefe A-Horizont	0,0577	↓	0,1419	↓	n. s.	-	0,1474	↓	143	126	45	81
	Tiefe Beginn C-Horizont	n. s.	-	n. s.	-	n. s.	-	n. s.	-	143	126	45	81
	Tiefe Beginn Graufärbung	0,4705	↓	n. s.	-	n. s.	-	n. s.	-	143	126	45	81

Einige weitere Parameter zeigen aufgrund ihrer Korrelation mit den oben genannten Parametern ebenfalls einen Zusammenhang mit dem Grundwasserstand. Der pH-Wert hängt mit dem Kalkgehalt und zumindest an nassen Standorten auch deutlich mit dem SOM-Gehalt zusammen (Tabelle 6.6-2, S. 215). Die Bodendichte nimmt mit steigendem Gehalt an organischem Material ab (Tabelle 6.6-2, S. 215) und ist folglich auch negativ mit dem Grundwassereinfluss korreliert. Die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Gehalte wiederum hängen mit dem N<sub>tot</sub>-Gehalt zusammen (Tabelle 6.6-2, S. 215) und deshalb auch leicht mit dem Grundwasserstand.

Bei den Profilmerkmalen konnte eine graue Färbung nahe der Geländeoberfläche als Hinweis auf einen starken Grundwassereinfluss ausgemacht werden.

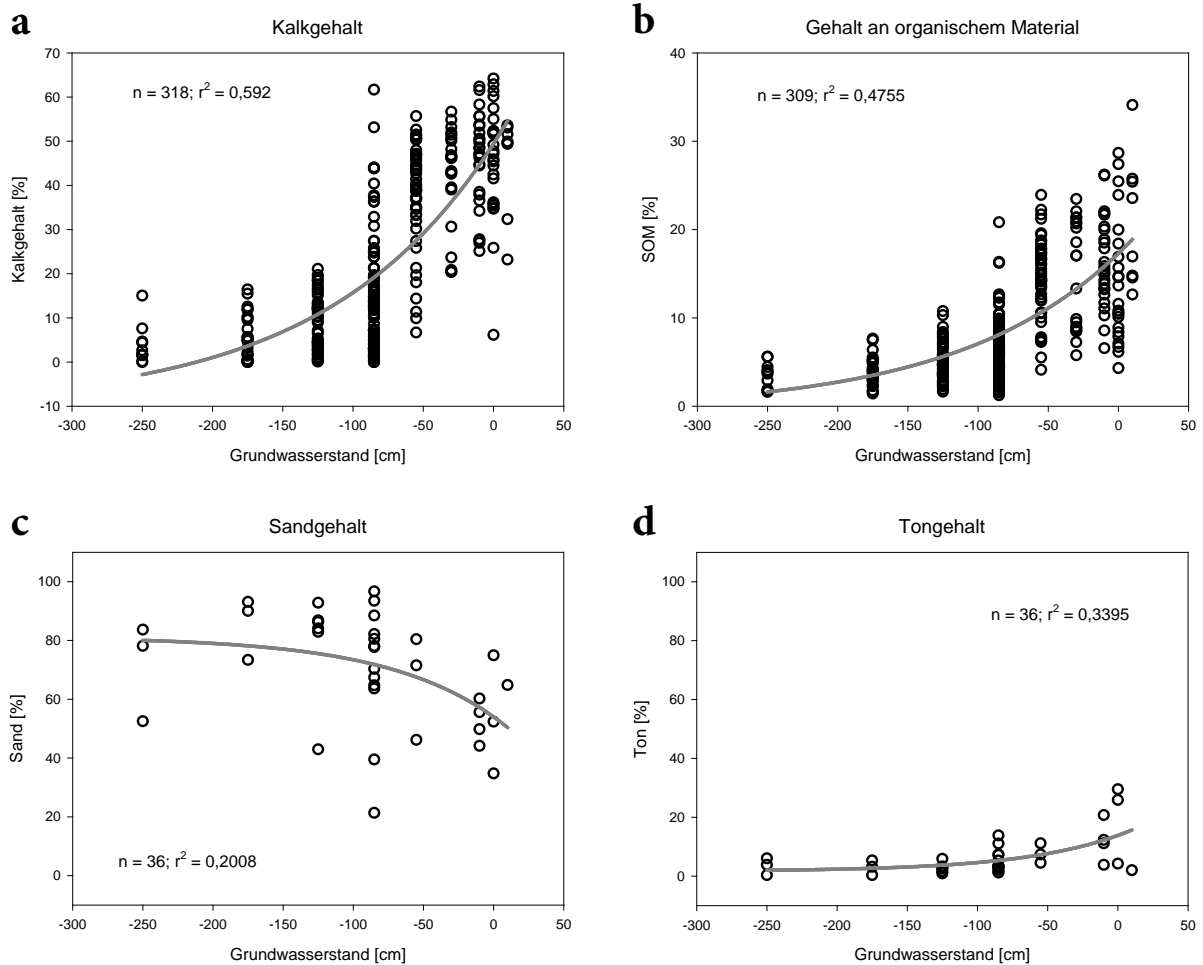


Abbildung 6.7-1: Regression bodenkundlicher Parameter gegen den geschätzten Grundwasserstand. Letzterer wird angegeben in cm relativ zur Geländeoberfläche (wie im Jahr 2010 beobachtet). Jeder Kringel repräsentiert eine Aufnahmeﬂäche. Es wurden die Regressionsfunktionen exponentielles Wachstum und exponentielle Abnahme verwendet (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Für die einzelnen Parameter wurde jeweils die maximale Anzahl zur Verfügung stehender Daten berücksichtigt. Der Regressionskoeffizient  $r^2$  und die Anzahl der Daten sind in die Diagramme eingetragen.

### 6.7.2 Bestandsalter

Auch für das Bestandsalter (Abbildung 6.7-2, S. 227, Tabelle 6.7-2, S. 228) lässt sich ein Zusammenhang mit dem Gehalt an organischem Material und assoziierten Parametern feststellen. An dieser Stelle muss berücksichtigt werden, dass im trockenen Feuchteregime eine schwache Korrelation zwischen Wasserstand und Alter besteht (Tabelle 6.7-1, S. 224). Da der SOM-Gehalt mit beiden Hauptgradienten korreliert (Tabelle 6.7-1, S. 224), könnte der Zusammenhang zwischen diesen die Ergebnisse bzgl. der zeitlichen Entwicklung des SOM-Gehaltes im trockenen Feuchteregime verfälschen. Eine Möglichkeit, dies zu umgehen, bietet

jedoch das Probenet mit den 49 Proben der  $N_{\min}$ -Untersuchung (Anhang V a, S. 410). In diesem findet sich der Zusammenhang zwischen Wasserstand und Alter nicht. Deshalb wurde für die weitere Auswertung mit dem organischen Material zusammenhängender Parameter im trockenen Feuchteregime dieses Set zugrunde gelegt.

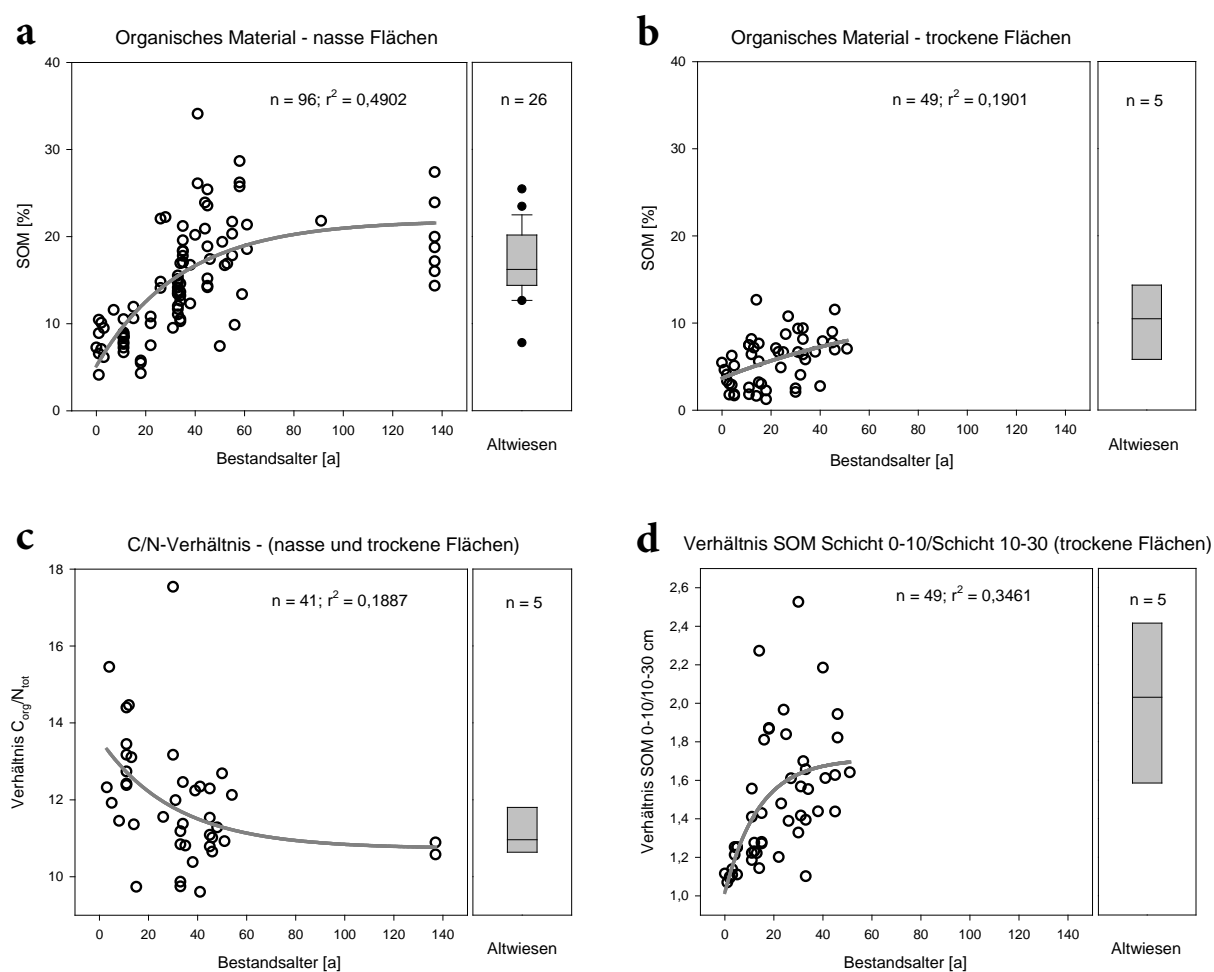


Abbildung 6.7-2: Regressionen des Gehaltes an organischem Material (SOM) und damit verknüpfter Parameter gegen das Bestandsalter

Jeder Krinkel repräsentiert eine Aufnahmefläche. Sofern keine Informationen zu den einbezogenen Schichten angegeben sind, beziehen sich die Daten stets auf die obersten 10 cm des Bodens. Für die einzelnen Parameter wurde jeweils die maximale Anzahl zur Verfügung stehender Daten berücksichtigt. Es wurden die Regressionsfunktionen begrenztes Wachstum und begrenzte Abnahme verwendet (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Die Werte der Altwiesen werden in getrennten Diagrammteilen als Boxplot dargestellt. In den Boxplots repräsentieren die Ober- und Untergrenze der Box das obere und untere Quartil, die Whisker (Antennen) das 10 %- und 90 %-Quantil. Alle Ausreißer wurden als Punkte in die Diagramme übernommen. Innerhalb der Boxen ist der Median als waagerechter Strich eingetragen. Der Regressionskoeffizient  $r^2$  und die Anzahl der Daten sind in die Diagramme eingetragen.

Tabelle 6.7-2: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.7-2 (S. 227) gezeigten Daten zum organischen Material im Boden

Zwischen Altersklassen, deren Kennzeichnung denselben Buchstaben enthält, wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt. Die Anzahl der Aufnahmequadrate pro Altersklasse ist angegeben.

Bestandsalter [a]	0-9	10-19	20-39	40+	Referenz
	nasse Standorte				
Anzahl	10	17	35	34	26
<b>% SOM nasse Standorte</b>	a	a	b	d	c
	trockene Standorte				
Anzahl	11	15	16	7	5
<b>% SOM trockene Standorte</b>	a	ab	bc	bc	c
<b>Verhältnis SOM 0-10/SOM 10-30</b>	a	b	bc	cd	d
	alle verfügbaren Daten				
Anzahl	4	10	13	14	5
<b>C/N-Verhältnis</b>	ab	a	ab	b	b

Der Zusammenhang des SOM-Gehaltes mit dem Bestandsalter kommt für den nassen Teil der Aufnahmeflächen wesentlich deutlicher zum Tragen als für den trockenen Teil (Abbildung 6.7-2 a+b, S. 227). Im nassen Feuchteregime zeigt sich dieser Zusammenhang in Form einer Sättigungskurve (Abbildung 6.7-2 a, S. 227), die denjenigen ähnelt, die für die Zusammenhänge zwischen Alter und Vegetationsparametern gefunden wurden (Abbildungen 6.3-2 u. 3, S. 177 u. 179 sowie 6.5-1, S. 202). Für den SOM-Gehalt an nassen Standorten ergibt sich auch eine klare Differenzierung der Altersgruppen durch Mann-Whitney-Tests. Dabei unterscheidet sich die Altersklasse 40+ nur deshalb von den Referenzbeständen, weil sie bereits höhere Gehalte an organischem Material aufweist als diese. Der SOM-Gehalt nicht beackelter Böden wurde also auf den nassen Brachen nicht nur erreicht, sondern übertroffen. Im trockenen Feuchteregime wurde der durchschnittliche SOM-Gehalt der Referenzbestände dagegen auch in den Böden der ältesten Brachen nicht ganz erreicht (Abbildung 6.7-2 b, S. 227).

In beiden Feuchteregimen besteht bei dem in Gewichtsprozent ausgedrückten SOM-Gehalt in den obersten 10 cm des Bodens eine deutliche Diskrepanz zwischen den jüngsten (0-7-jährigen) Brachen und den Referenzbeständen. Diese Diskrepanz manifestiert sich auch als signifikanter Unterschied in den Mann-Whitney-Tests (Tabelle 6.7-2, S. 228). Im nassen Feuchteregime lässt sich der durchschnittliche SOM-Gehalt bei den jüngsten Brachen auf ca. 48 % des Wertes der Referenzbestände beziffern, im trockenen Feuchteregime (bei Beschränkung auf das Set der



$N_{\min}$ -Proben) auf ca. 36 %. Im Oberboden der ältesten Brachen ab 40 Jahren findet man dagegen schon wesentlich höhere Werte (Mittelwerte sind hier zulässig, da die SOM-Werte für diese Gruppen von Aufnahme­flächen normalverteilt sind). An nassen Standorten weisen die 40-137 Jahre alten Aufnahme­flächen einen SOM-Gehalt von durchschnittlich ca. 20 % auf. Auch wenn man zum direkten Vergleich mit den Proben des trockenen Feuchteregimes nur Proben mit dem Alter 40-51 Jahre betrachtet, erhält man diesen Wert. Damit wird der durchschnittliche Wert der Altwiesen überschritten, welcher bei ca. 17 % liegt. Anders ausgedrückt werden in den ältesten Brachen ca. 118 % des Altwiesen-MW erreicht. An trockenen Standorten dagegen (beschränkt auf die Proben der  $N_{\min}$ -Analyse) stehen durchschnittlich ca. 7,6 % auf den 40-51-jährigen Brachen 10,2 % auf den Altwiesen gegenüber, wodurch der Gehalt in den ältesten Brachen nur ca. 75 % des Gehaltes der Altwiesen erreicht.

Die Ergebnisse für den Gehalt an organischem Material stellen sich anders dar, wenn man die SOM-Menge in Gewicht pro Volumen bzw. pro Fläche berechnet, d. h. wenn man die Menge berücksichtigt, die man insgesamt pro Flächeneinheit der Geländeoberfläche findet (hier bis zu der beprobten Tiefe). Dann beträgt der Anteil in den Böden der jüngsten Brachen im Vergleich zu den Altwiesen-Böden ca. 67 % auf nassen bzw. 54 % auf trockenen Flächen. Des Weiteren entspricht der SOM-Gehalt in den ältesten Brachen in beiden Feuchteregimen dann fast dem, der in Altwiesen-Böden zu finden ist. Auf nassen Flächen stehen für die obersten 10 cm durchschnittlich ca.  $10,7 \text{ kg m}^{-2}$  (40-51-jährige Aufnahmequadrat)  $11,1 \text{ kg m}^{-2}$  in Altwiesen-Böden gegenüber, was ca. 96 % entspricht. Auf trockenen Flächen (beschränkt auf die Proben der  $N_{\min}$ -Analyse) finden sich ca.  $8,3 \text{ kg m}^{-2}$  auf 40-51-jährigen Brachen gegenüber  $8,5 \text{ kg m}^{-2}$  auf Altwiesen, was ca. 97,6 % entspricht.

Aus den Daten ergeben sich zwischen den jüngsten (durchschnittlich 2-3 Jahre alten) und den ältesten (durchschnittlich ca. 42-45 Jahre alten) Brachen folgende Akkumulationsraten des organischen Materials für die obersten 10 cm des Bodens: ca.  $76 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  für nasse Standorte und  $88 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  für trockene Standorte. (Für das nasse Feuchteregime wurden auch hier nur die 40-51-jährigen Brachen berücksichtigt.) Das heißt also, dass die Akkumulationsrate für trockene Standorte etwas höher ist als für nasse, trotz der im Vergleich zu nassen Standorten allgemein niedrigeren Gehalte an organischem Material. Da für die Schicht 10-30 cm keine

Zunahme des organischen Materials mit dem Entwicklungsalter festgestellt werden konnte, erübrigt sich für diese die Berechnung von Akkumulationsraten.

Die Ergebnisse für den gesamten Stickstoff stimmen aufgrund von dessen starker Korrelation mit dem SOM-Gehalt (bzw. mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff) weitgehend mit den für diesen genannten Ergebnissen überein. Ähnliches gilt für die Bodendichte sowie den pH-Wert an nassen Standorten.

Das Verhältnis zwischen organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff (der stark überwiegend organisch gebunden ist, vgl. Kapitel 6.6.4) zeigt eine schwache negative Korrelation mit dem Bestandsalter Abbildung 6.7-2 c (S. 227). Besonders in der Altersgruppe 0-20 Jahre treten einige Böden mit im Vergleich zu den Altwiesen erhöhtem C/N-Verhältnis auf.

Da für die  $N_{\min}$ -Untersuchung Proben aus zwei Schichten (0-10 und 10-30 cm) entnommen wurden, kann für die entsprechenden Aufnahmequadratrate auch das Verhältnis des SOM-Gehaltes zwischen den beiden Schichten betrachtet werden (Abbildung 6.7-2 d, S. 227). Die Ergebnisse zeigen, dass die Diskrepanz zwischen den SOM-Gehalten der obersten 10 cm und der Schicht 10-30 cm im zeitlichen Verlauf zunimmt. Während der SOM-Gehalt in den obersten 10 cm zwischen jungen und alten Flächen ansteigt, zeigt der Gehalt in den beiden darunter liegenden Dezimetern keinen Zusammenhang mit dem Alter.

Ein weiterer Parameter, der mit dem SOM-Gehalt, genauer, mit dem gesamten Stickstoff-Gehalt, zusammenhängt (Tabelle 6.6-2 a, S. 215), ist der Gehalt an mineralischem Stickstoff ( $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+ - \text{N}$ ). Dieser zeigt eine deutliche wachsende Tendenz mit dem Entwicklungsalter (Abbildung 6.7-3 a, S. 231), die sich auch in signifikanten Unterschieden bei Mann-Whitney-Tests zwischen den ersten vier Altersklassen der Brachen widerspiegelt (Tabelle 6.7-3, S. 232). Da der  $N_{\min}$ -Gehalt in beiden Schichten deutlich mit dem Gesamtstickstoff korreliert (Tabelle 6.6-2, S. 215), zeigt das Verhältnis der  $N_{\min}$ -Gehalte zwischen den beiden gemessenen Schichten einen sehr ähnlichen Zusammenhang mit dem Alter (Abbildung 6.7-3 b, S. 231) wie das Verhältnis der SOM-Gehalte zwischen den beiden Schichten (Abbildung 6.7-2 d, S. 227). Wie aus Tabelle 6.7-1 (S. 225) hervorgeht, weist der Gehalt an  $\text{NH}_4^+$  für sich alleine genommen einen noch deutlicheren Zusammenhang mit dem Bestandsalter auf als  $N_{\min}$  insgesamt, während  $\text{NO}_3^-$

alleine keinen signifikanten Zusammenhang mit dem Alter zeigt (im Set 49 = rechte Spalte). Es ist also der Gehalt an  $\text{NH}_4^+$ , auf dem der Zusammenhang des mineralischen Stickstoffs mit dem Alter basiert. Deshalb nimmt auch das Verhältnis von  $\text{NH}_4^+$  zu  $\text{NO}_3^-$  mit zunehmendem Alter der Brachflächen zu (Abbildung 6.7-3 c, S. 231). In der Schicht 10-30 cm ist dieser Trend nur noch deutlich abgeschwächt zu erkennen (Tabelle 6.7-1, S. 225).

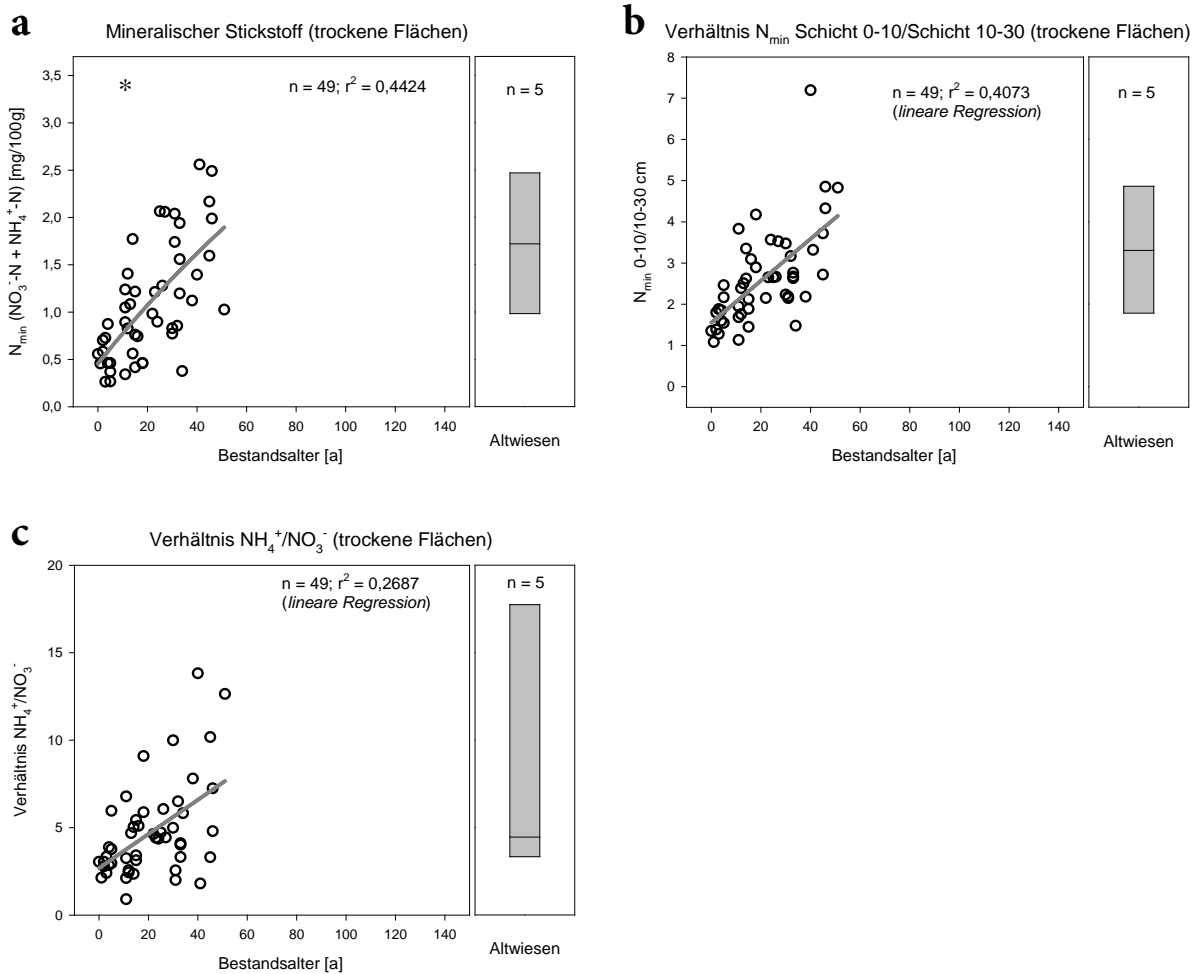


Abbildung 6.7-3: Regressionen des Gehaltes an mineralischem Stickstoff und damit verknüpfter bodenkundlicher Parameter gegen das Bestandsalter

Neben der Regressionsfunktion begrenztes Wachstum wurde in den Teilen b) und c) eine lineare Regression als Ersatz angewendet, da dort die Anpassung dieser Funktion durch das Programm SigmaPlot nicht möglich war (vgl. Kapitel 5.4.1.3). Weitere Informationen zur Darstellung der Daten können der Legende zu Abbildung 6.7-2 (S. 227) entnommen werden. Der in Teil a) mit einem ‚\*‘ gekennzeichnete Ausreißer wurde aufgrund seines sehr hohen  $N_{\min}$ -Wertes in allen gezeigten Analysen nicht berücksichtigt.

Tabelle 6.7-3: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.7-3 (S. 231) gezeigten Daten zum mineralischen Stickstoff im Boden

Zwischen Altersklassen, deren Kennzeichnung denselben Buchstaben enthält, wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt. Die Anzahl der Aufnahmequadrate pro Altersklasse ist angegeben.

Bestandsalter [a]	0-9	10-19	20-39	40+	Referenz
	trockene Standorte				
Anzahl	11	15	16	7	5
<b>N<sub>min</sub>-Gehalt</b>	a	b	c	d	cd
<b>Verhältnis N<sub>min</sub> 0-10/10-30 cm</b>	a	b	b	c	bc
<b>Verhältnis NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</b>	a	ab	b	b	b

Außer dem Stickstoff wurden als weitere wichtige Nährelemente die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium analysiert (Abbildung 6.7-4 u. Tabelle 6.7-4, S. 233). Der Phosphor zeigt in Bezug zum Alter eine zwar schwache, aber klar erkennbare Abwärtstendenz. Dadurch setzen sich die jungen (0-9-jährigen) Brachen in den Mann-Whitney-Tests signifikant von den Brachen 40+ und den Referenzproben ab (Tabelle 6.7-4, S. 233). Während Aufnahmeflächen mit geringem bis mäßigem Phosphorgehalt in allen Altersklassen vorherrschen, finden sich vor allem unter den 0-20 Jahre alten Proben zusätzlich viele mit hohem bis extrem hohem P-Gehalt. Dies ist allerdings nur bei trockenen Böden der Fall, während keiner der bei nassen Böden gemessenen P-Gehalte 120 mg/kg übersteigt (Abbildung 6.7-4 c+d, S. 233). Bis auf einen besonders hohen Wert bei einer der trockenen Flächen wurden auch bei den Altwiesen stets niedrige Werte gemessen. (Das ungewöhnlich hohe Ergebnis ist vermutlich durch die Nachbarschaft des betroffenen Grünlandbestandes zu einer jungen Ackerbrache bedingt.) Das Verhältnis von pflanzenverfügbarem Kalium zum Bestandsalter ist äußerst schwach ausgeprägt, aber eine abnehmende Tendenz kann diesem Parameter trotzdem zugeordnet werden. Schließlich ist noch festzuhalten, dass die Korrelation mit dem Alter sowohl für Phosphor als auch für Kalium bei Bezug der Ergebnisse auf das Bodenvolumen deutlicher wird.

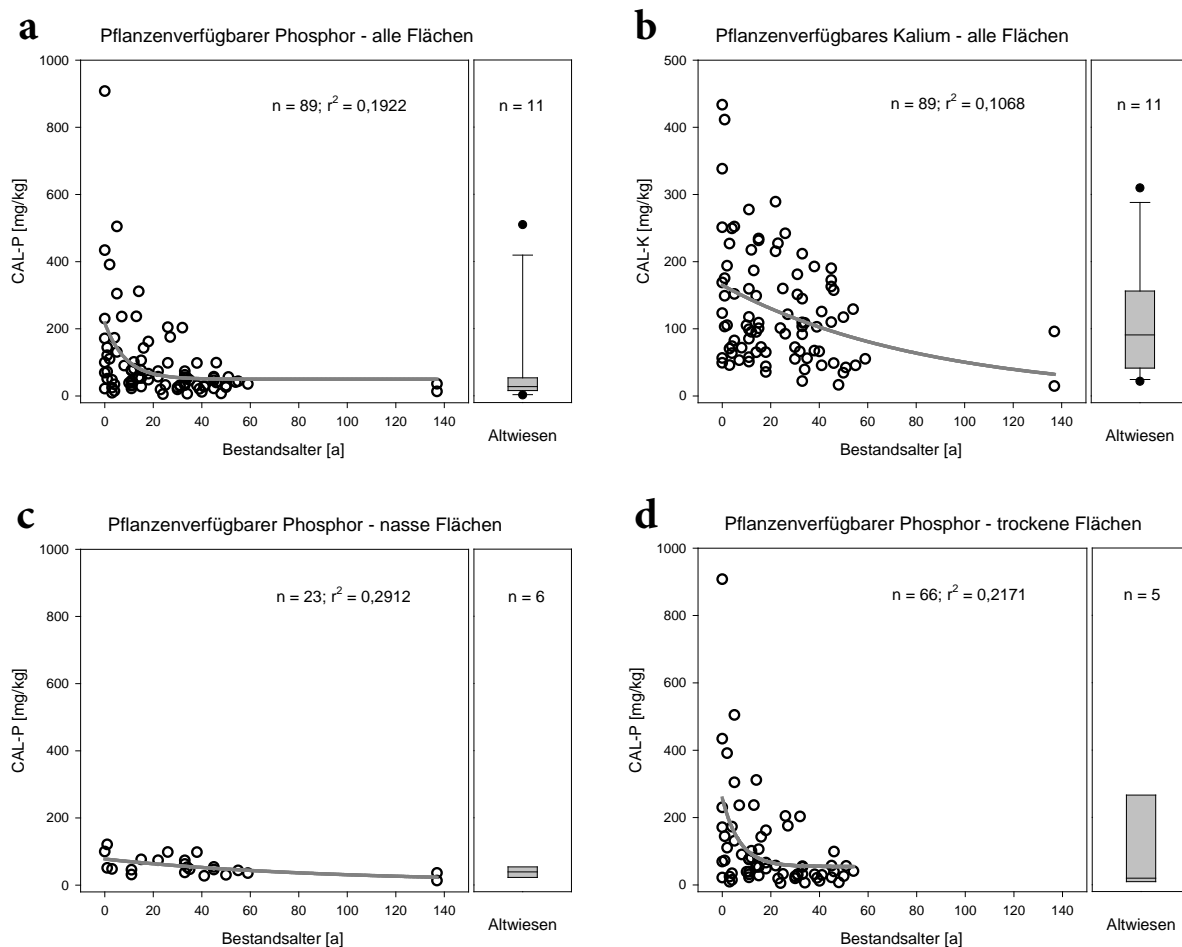


Abbildung 6.7-4: Regressionen der Gehalte an pflanzenverfügbarem P und K im Boden gegen das Bestandsalter

Informationen zur Darstellung der Daten können der Legende zu Abbildung 6.7-2 (S. 227) entnommen werden.

Tabelle 6.7-4: Mann-Whitney-Tests zwischen Altersklassen der in Abbildung 6.7-4 gezeigten Daten zum pflanzenverfügbarem P und K im Boden

Zwischen Altersklassen, deren Kennzeichnung denselben Buchstaben enthält, wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt. Die Anzahl der Aufnahmequadrante pro Altersklasse ist angegeben.

Bestandsalter [a]	0-9	10-19	20-39	40+	Referenz
alle verfügbaren Daten					
Anzahl	24	22	25	18	11
<b>P-Gehalt</b>	a	ab	bc	c	c
<b>K-Gehalt</b>	a	ab	ab	b	ab
nasse Standorte					
Anzahl	4	3	8	8	6
<b>P-Gehalt an nassen Standorten</b>	ac	ab	a	b	bc
trockene Standorte					
Anzahl	20	19	17	10	5
<b>P-Gehalt an trockenen Standorten</b>	a	a	b	b	ab

Abbildung 6.7-5 (S. 234) zeigt eine Auftrennung der Daten nach den beiden untersuchten Regionen (drei Untersuchungsgebiete der Turján-Landschaft und die Tápió-H.-Landschaft) bzw. nach Gebieten mit Sand- und mit Lösssteppenwiesen. Dargestellt sind die Parameter SOM,  $N_{\min}$  und Phosphor. Dabei zeigt sich, dass die Daten für die Tápió-H.-Landschaft bzw. für die Böden der Lösssteppenwiesen sich gut in die Werte der Turján-Landschaft einfügen. Bei Beschränkung auf die Daten der Turján-Landschaft können die jeweiligen Zusammenhänge der Bodenparameter mit der Zeit (vgl. Abbildungen 6.7-2 bis 4, S. 227, 231 u. 233) weiterhin beobachtet werden. Die Daten der Tápió-H.-Landschaft geben für sich allein genommen den Zusammenhang des pflanzenverfügbaren Phosphors mit der Zeit sehr gut wieder; für  $N_{\min}$  zeigt sich dagegen nur ein schwacher und für SOM gar kein signifikanter Zusammenhang mit der Zeit. Es lässt sich aber auch in der Tápió-H.-Landschaft für alle gezeigten Parameter eine Differenz zwischen den Werten der Brachen und der Referenzbestände erkennen.

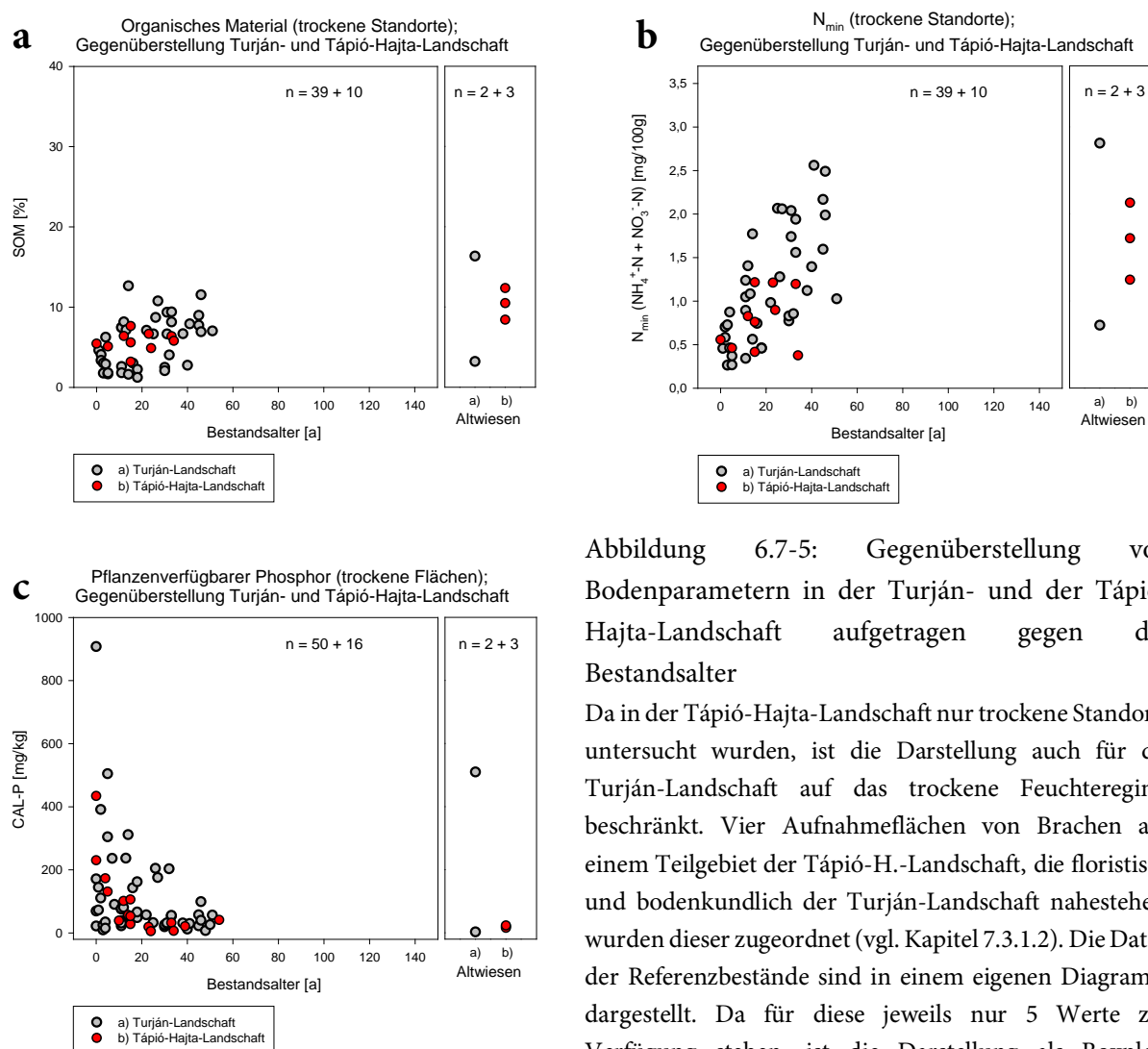


Abbildung 6.7-5: Gegenüberstellung von Bodenparametern in der Turján- und der Tápió-Hajta-Landschaft aufgetragen gegen das Bestandsalter

Da in der Tápió-Hajta-Landschaft nur trockene Standorte untersucht wurden, ist die Darstellung auch für die Turján-Landschaft auf das trockene Feuchteregime beschränkt. Vier Aufnahmeflächen von Brachen aus einem Teilgebiet der Tápió-H.-Landschaft, die floristisch und bodenkundlich der Turján-Landschaft nahestehen, wurden dieser zugeordnet (vgl. Kapitel 7.3.1.2). Die Daten der Referenzbestände sind in einem eigenen Diagramm dargestellt. Da für diese jeweils nur 5 Werte zur Verfügung stehen, ist die Darstellung als Boxplots hier nicht möglich.

In Abbildung 6.7-6 (S. 236) sind die Ergebnisse der Profilbohrungen nach Altersklassen differenziert dargestellt. Der Benennung der Profile liegt dabei die ungarische Bodensystematik zugrunde. Es lässt sich kein klarer Trend in Bezug auf das Bestandsalter erkennen. Die häufiger vorhandenen Bodentypen sind größtenteils sowohl in jüngeren als auch in älteren Altersklassen bzw. in den Referenzbeständen vertreten. Im nassen Feuchteregime machen Bodentypen ohne den Zusatz „moorig“ in den ersten beiden Jahrzehnten einen höheren Anteil aus als in den älteren Altersklassen. Wie Tabelle 6.7-1 (S. 224) zeigt, spiegelt sich dies aber im Datensatz des nassen Feuchteregimes nicht in einem Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und Alter wider, so dass kein Hindernis für die Regressionsanalysen zwischen dem Alter und weiteren Parametern gegeben ist. Im trockenen Feuchteregime machen die drei häufigsten Bodentypen, Wiesenböden, Tschernoseme und Humose Sandböden sowie deren Übergänge den größten Teil der vier Altersklassen der Brachen aus. Die Zusammensetzung der Referenzbestände sieht anders aus; da für diese Gruppe aber nur fünf Profile zur Verfügung stehen, ist ihre Anzahl zu gering, um ein repräsentatives Bild über Bodentypen zu bekommen.

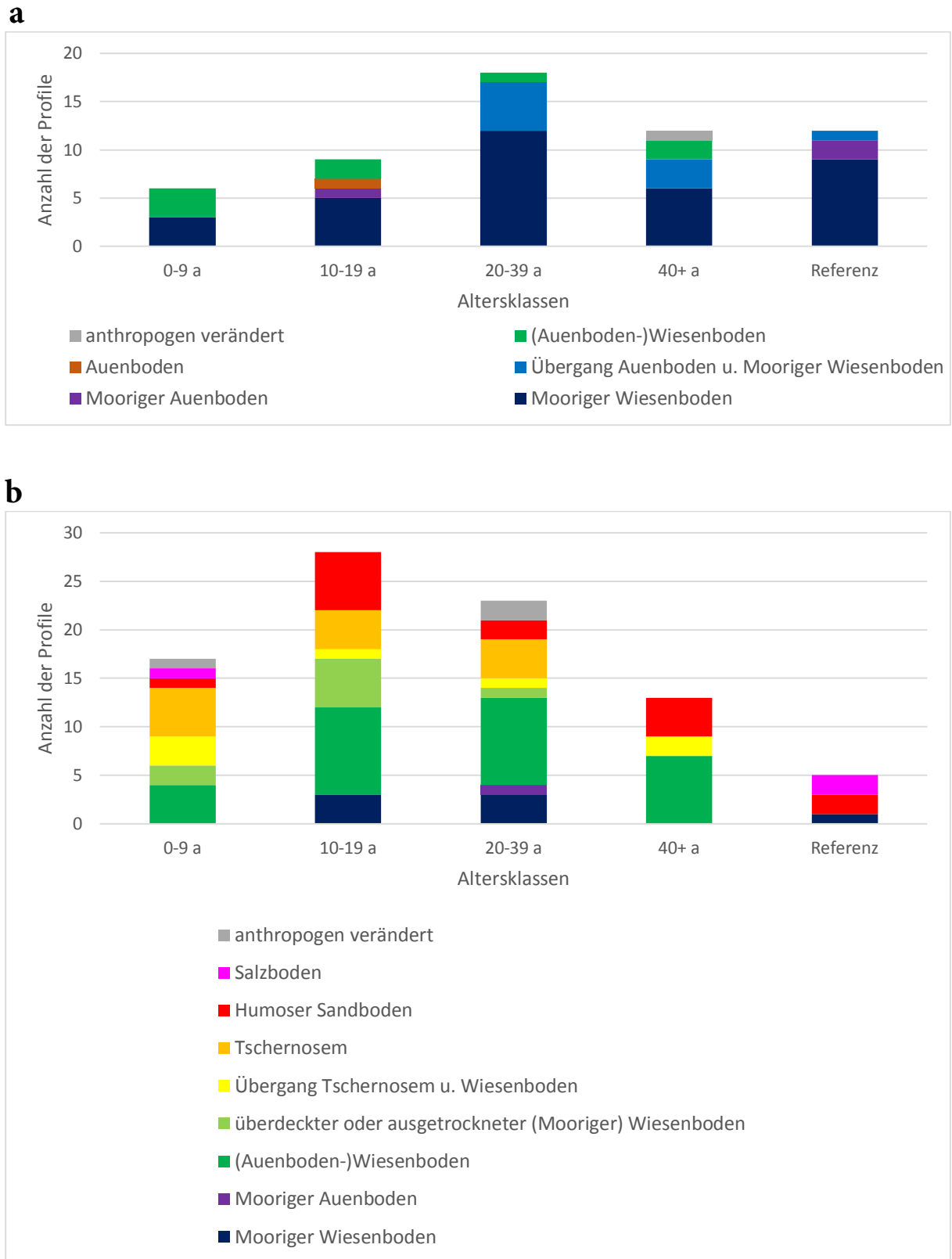


Abbildung 6.7-6: Verteilung von Bodentypen über die Altersklassen

Es liegen Daten für 143 Profile vor. Die Benennung der Profile basiert auf dem ungarischen Bodenklassifikations-System. Die Daten sind nach Feuchteregimen getrennt dargestellt. **a** nasse Standorte (n = 57), **b** trockene Standorte (n = 86)



## 6.8 Abhängigkeit der Vegetation von Bodenparametern

### 6.8.1 Korrelation funktioneller Artengruppen mit Bodenparametern

Tabelle 6.8-1 (S. 237 u. 238) dient der Prüfung der Voraussetzungen für die Anwendung einer multiplen linearen Regression auf den vorliegenden Datensatz. In der genannten Tabelle sind Einzelregressionen von Vegetationskennwerten gegen Hauptgradienten und Bodenparameter exemplarisch für das Set aus 49 Proben der  $N_{\min}$ -Analyse zusammengestellt. Dabei werden nicht-lineare Regressionen (mit den untransformierten Variablen) linearen Regressionen (mit teilweise transformierten Variablen) gegenübergestellt. Der zweite Fall gibt die Daten in der Form wieder, wie sie in die multiple lineare Regression (Tabelle 6.8-2, S. 239 u. 240) eingeflossen sind. Wie Tabelle 6.8-1 (S. 237 u. 238) zeigt, stimmen die Ergebnisse beider Varianten weitgehend überein, so dass man davon ausgehen kann, dass die bestehenden, größtenteils nicht-linearen Zusammenhänge auch im multiplen linearen Modell ausreichend zum Tragen kommen. Dies ist auch für die anderen drei Probensets weitgehend der Fall, mit Ausnahme dreier Werte im Set 22 (die die Parameter P und  $N_{\text{tot}}$  betreffen).



Tabelle 6.8-1: Gegenüberstellung nicht-lineare Regressionen und lineare Regressionen für das Datenset 49

Dieses umfasst Aufnahmequadrate und zugehörige Bodenproben von Brachen aus dem trockenen Feuchteregime, in denen der  $N_{\min}$ -Gehalt gemessen wurde. Auf der jeweils linken Seite werden die Regressionskoeffizienten der am besten passenden Exponential-Funktion aus Kapitel 5.4.1.3 bei untransformierten Variablen angegeben. (Wo nicht anders möglich, wurde stattdessen eine lineare Funktion verwendet, die dann mit Kursivschrift gekennzeichnet ist.) Die jeweils rechtsseitig zum Vergleich aufgeführten Regressionskoeffizienten spiegeln die linearen Zusammenhänge zwischen den (teils transformierten) Variablen wider, wie sie in die multiplen linearen Regressionen (Tabelle 6.8-2, S. 239 u. 240) eingeflossen sind. Alle Parameter beziehen sich auf die obersten 10 cm des Bodenprofils. Positive Zusammenhänge sind mit dem Zeichen  $\uparrow$  gekennzeichnet, negative Zusammenhänge mit  $\downarrow$ . Parameter, für die kein signifikanter Zusammenhang ermittelt werden konnte (d. h.  $P < 0,05$ ), wurden mit der Abkürzung „n. s.“ versehen. **Arten nat. Standorte:** Arten naturnaher Standorte, d. h. Arten mit Natürlichkeitswert 4 oder höher nach BORHIDI (1993), **Störzeiger:** Arten mit Natürlichkeitswert 1 oder niedriger nach BORHIDI (1993), **Zielarten:** vgl. Kapitel 5.4.1.5 und Tabelle 6.4-2 (S. 195)

Prädiktor-Variablen:	Exponential-Funktionen			linear, Variablen z. T. transformiert			Zielvariablen:		
	Exponential-Funktionen			linear, Variablen z. T. transformiert			Exponential-Funktionen		
	linear, Variablen z. T. transformiert			Exponential-Funktionen			linear, Variablen z. T. transformiert		
	Arten nat. Standorte [%]			Störzeiger [%]	$\sqrt{}$ (Störzeiger [%])		Anzahl Zielarten	$\sqrt{}$ (Anzahl Zielarten)	
Alter	0,7964		↑	0,7911		↓	0,6402		↑
log(Alter+1)		0,7165			0,7739			0,6839	
Grundwasserstand	0,1329	0,1326	↑	0,1008	0,0974	↓	0,0858	0,1222	↑
Kalk	n. s.	n. s.	–	n. s.	n. s.	–	n. s.	n. s.	–
N <sub>tot</sub>	0,1773	0,1536	↑	0,1986	0,2177	↓	0,2278	0,1956	↑
Bodendichte	n. s.	n. s.	↓	0,0796	0,085	↑	n. s.	n. s.	–
pH-Wert	n. s.	n. s.	–	n. s.	n. s.	–	n. s.	n. s.	–
Phosphor	0,2376		↓	0,2898		↑	0,2514		↓
log(Phosphor)		0,1830			0,2331			0,297	
Kalium	n. s.	n. s.	–	0,1648	0,0869	↑	n. s.	n. s.	–
Nitrat	0,1283	0,1283	↑	0,1287	0,1540	↓	0,1407	0,1355	↑
Ammonium	0,4766	0,4643	↑	0,3974	0,4300	↓	0,4133	0,4021	↑

Die Informationen aus Tabelle 6.8-1 (S. 237 u. 238) sind auch geeignet, um Informationen über die Richtung der Zusammenhänge zu bekommen, die man für die Ergebnisse der multiplen linearen Regression mit SigmaPlot nicht erhält. Die Richtungen der Korrelationen, die in Tabelle 6.8-1 eingetragen sind, treffen auch auf die entsprechenden Parameter in den drei anderen Probensets zu.

Die Ergebnisse der multiplen linearen Regressionen mit gewichtsbezogenen Daten sind in Tabelle 6.8-2 (S. 239 u. 240) zu finden. Dieselben Analysen wurden mit volumenbezogenen Daten (verfügbar für die Variablen Kalk, N<sub>tot</sub>, Phosphor, Kalium, Nitrat und Ammonium) durchgeführt und führten zu ähnlichen Ergebnissen (auf deren Darstellung deshalb verzichtet wird).

Wie man an den F-Werten ablesen kann, ist das Bestandsalter der bei weitem dominante Faktor, der die Artenzusammensetzung der Vegetation im Hinblick auf erwünschte Arten bedingt.

Unter den Bodenparametern ist der pflanzenverfügbare Phosphor derjenige, der den stärksten Einfluss hat, was daran abzulesen ist, dass diese Variable (abgesehen vom Datenset mit 22 Proben) konstant für alle drei Zielvariablen signifikant ist und zudem häufig höhere F-Werte als weitere signifikante Variablen aufweist. Auch in der Tabelle mit den einfachen Regressionen für das Probenet 49 (Tabelle 6.8-1, S. 237 u. 238) hat der Phosphor einen deutlichen Einfluss, und zwar einen negativen, d. h. er vermindert die Zahl der Arten naturnaher Standorte sowie der Zielarten, wirkt aber fördernd auf Störzeiger. Diese Korrelation zeigt sich für die meisten Zielvariablen und Datensets noch etwas intensiver bei den volumenbezogenen Daten. Für den pflanzenverfügbaren Phosphor zeigt sich im Gegensatz zum Alter bei einfachen Regressionen auch ein leichter negativer Einfluss auf die Gesamtartenzahl; dieser Vegetationsparameter wurde aufgrund der schwachen Korrelation aber nicht in der multiplen linearen Regression berücksichtigt.

Des Weiteren haben die Variablen Gesamtstickstoff und pH-Wert in einigen Fällen bei den beiden Datensets, die auf Proben trockener Standorte beschränkt sind, einen signifikanten Einfluss aufzuweisen, der aber insgesamt schwächer zu bewerten ist als der des Phosphors.

Unter den untersuchten pflanzenverfügbaren Nährelementen weisen die beiden Stickstoff-Verbindungen im Set 49 und Kalium in allen Sets im multiplen linearen Modell keinen signifikanten Einfluss auf die Zielvariablen auf (Tabelle 6.8-2, S. 239 u. 240). Dies ergibt im Falle des  $\text{NH}_4^+$  einen deutlichen Gegensatz zu den Ergebnissen der Einzelregressionen (Tabelle 6.8-1, S. 237 u. 238), die eine starke Korrelation mit den Zielvariablen belegen.



Tabelle 6.8-2: Multiple lineare Regressionen für vier verschiedene Sets von Aufnahmequadraten bzw. Bodenproben

Die Regression wurde jeweils für drei abhängige Zielvariablen durchgeführt, die die Anteile erwünschter (Arten nat. Standorte und Zielarten) und unerwünschter Arten (Störzeiger) in den Aufnahmeflächen widerspiegeln. Die Stärke des Einflusses der unabhängigen Variablen auf die jeweilige Zielvariable wird durch das Signifikanzniveau und den F-Wert beziffert. Die bodenkundlichen Daten beziehen sich auf die obersten 10 cm des Bodens. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt und farbig unterlegt. **Arten nat. Standorte:** Arten naturnaher Standorte, d. h. Arten mit Natürlichkeitswert 4 oder höher nach BORHIDI (1993), **Störzeiger:** Arten mit Natürlichkeitswert 1 oder niedriger nach BORHIDI (1993), **Zielarten:** vgl. Kapitel 5.4.1.5 und Tabelle 6.4-2, S. 195

<b>Set 49 (N<sub>min</sub>-Proben; trocken)</b>			
<b>unabhängige Variablen</b>	<b>abhängige Variablen</b>		
	Arten nat. Standorte [%]	√ (Störzeiger [%])	√(Anzahl Zielarten)
log(Alter+1)	<b>,000</b> 41,124	<b>,000</b> 46,381	<b>,000</b> 40,383
Grundwasserstand	,377 ,799	,699 ,152	,617 ,254
Kalk	,164 2,013	,138 2,291	,258 1,322
N <sub>tot</sub>	,926 ,009	<b>,012</b> <b>6,903</b>	<b>,006</b> <b>8,543</b>
Bodendichte	,457 ,565	,454 ,571	,095 2,929
pH-Wert	<b>,035</b> 4,787	,714 ,137	<b>,012</b> <b>6,943</b>
log(P)	<b>,026</b> 5,397	<b>,003</b> 10,057	<b>,000</b> 23,184
Kalium	,165 2,000	,416 ,677	,911 ,013
Nitrat	,858 ,032	,566 ,335	,481 ,506
Ammonium	,143 2,243	,937 ,006	,939 ,006

<b>Set 85 (trocken u. nass)</b>			
<b>unabhängige Variablen</b>	<b>abhängige Variablen</b>		
	Arten nat. Standorte [%]	√ (Störzeiger [%])	√(Anzahl Zielarten)
log(Alter+1)	<b>,000</b> 97,017	<b>,000</b> 118,818	<b>,000</b> 98,759
Grundwasserstand	,215 1,563	,777 ,080	,928 ,008
Kalk	,325 ,980	,335 ,942	,695 ,155
N <sub>tot</sub>	,152 2,095	,944 ,005	,805 ,061
Bodendichte	,921 ,010	,902 ,015	,991 ,000
pH-Wert	,104 2,713	,800 ,065	,194 1,718
log(P)	<b>,001</b> 12,701	<b>,003</b> 9,522	<b>,001</b> 11,490
Kalium	,180 1,833	,539 ,380	,186 1,784

<b>Set 22 (nass)</b>			
<b>unabhängige Variablen</b>	<b>abhängige Variablen</b>		
	Arten nat. Standorte [%]	√ (Störzeiger [%])	√(Anzahl Zielarten)
log(Alter+1)	<b>,009</b> 9,435	<b>,003</b> 12,918	<b>,007</b> 10,297
Grundwasserstand	,424 ,681	,785 ,077	,526 ,425
Kalk	,063 4,151	,793 ,071	,218 1,673
N <sub>tot</sub>	,699 ,157	,161 2,205	,294 1,197
Bodendichte	,313 1,101	,255 1,421	,312 1,105
pH-Wert	,792 ,072	,410 ,726	,579 ,324
log(P)	,179 2,013	,910 ,013	,503 ,474
Kalium	,627 ,247	,476 ,539	,705 ,150

<b>Set 63 (trocken)</b>			
<b>unabhängige Variablen</b>	<b>abhängige Variablen</b>		
	Arten nat. Standorte [%]	√ (Störzeiger [%])	√(Anzahl Zielarten)
log(Alter+1)	<b>,000</b> 82,795	<b>,000</b> 68,986	<b>,000</b> 48,245
Grundwasserstand	,144 2,202	,722 ,128	,167 1,962
Kalk	,052 3,955	,169 1,940	,103 2,755
N <sub>tot</sub>	,176 1,880	<b>,000</b> <b>16,584</b>	<b>,002</b> <b>11,147</b>
Bodendichte	,404 ,707	,080 3,175	,118 2,529
pH-Wert	<b>,005</b> <b>8,614</b>	,684 ,168	,058 3,746
log(P)	<b>,009</b> 7,259	<b>,003</b> 9,473	<b>,001</b> 13,317
Kalium	,067 3,487	,662 ,193	,843 ,040

## 6.8.2 Korrelation der Stickstoffzahlen mit Bodenparametern

Zunächst ist festzuhalten, dass das Entwicklungsalter auch in Bezug auf die Stickstoffzahlen einen deutlich stärkeren Effekt zeigt als die Verfügbarkeit von Nährstoffen. Dies kommt sowohl bei einfachen Regressionen als auch im multiplen linearen Modell zum Tragen (Daten sind nicht dargestellt). Die einfache Regression der Stickstoffzahlen gegen das Bestandsalter ist in Abbildung 6.3-2 f (S. 177) zu sehen.

Im trockenen Feuchteregime ergeben sich aber zusätzlich eine positive Korrelation des pflanzenverfügbaren Phosphors mit dem Anteil von Stickstoffzeigern und eine negative mit dem Anteil von Magerkeitszeigern in den Aufnahmeflächen (bei Anwendung einzelner Regressionen). Für pflanzenverfügbares Kalium kann man ähnliche, wenn auch äußerst schwache Tendenzen beobachten. Die Gehalte an mineralischem Stickstoff bzw. an  $\text{NH}_4^+$ , welche nur für das Set 49 zur Verfügung stehen, zeigen dagegen eine umgekehrte Korrelation mit dem Anteil von Stickstoff- und Magerkeitszeigern. Ähnlich den Beobachtungen aus Abschnitt 6.8.1 verschwinden die Zusammenhänge des Kaliums und des  $\text{NH}_4^+$  mit den N-Zahlen jedoch im multiplen linearen Modell, während der Effekt des Phosphors bestätigt wird (Daten sind nicht dargestellt).

Die Zusammenhänge des pflanzenverfügbaren Phosphors mit hohen und niedrigen Stickstoffzahlen sind in Abbildung 6.8-1 (S. 242) für das Set 85 grafisch dargestellt. Bei einer Orientierung an den Düngeempfehlungen bezüglich  $\text{P}_2\text{O}_5$  der LUFA NRW (2014) lässt sich feststellen, dass sich Aufnahmeflächen mit einem Anteil an Magerkeitszeigern von über 50 % (Abbildung 6.8-1 a) und solche mit weniger als 10 % Stickstoffzeigern (Abbildung 6.8-1 b) fast nur in den Gehaltsklassen A (sehr niedrig) bis C (anzustreben) finden. Die Grenze zu den beiden höheren Gehaltsklassen liegt bei umgerechnet 80,74 mg CAL-P/kg.

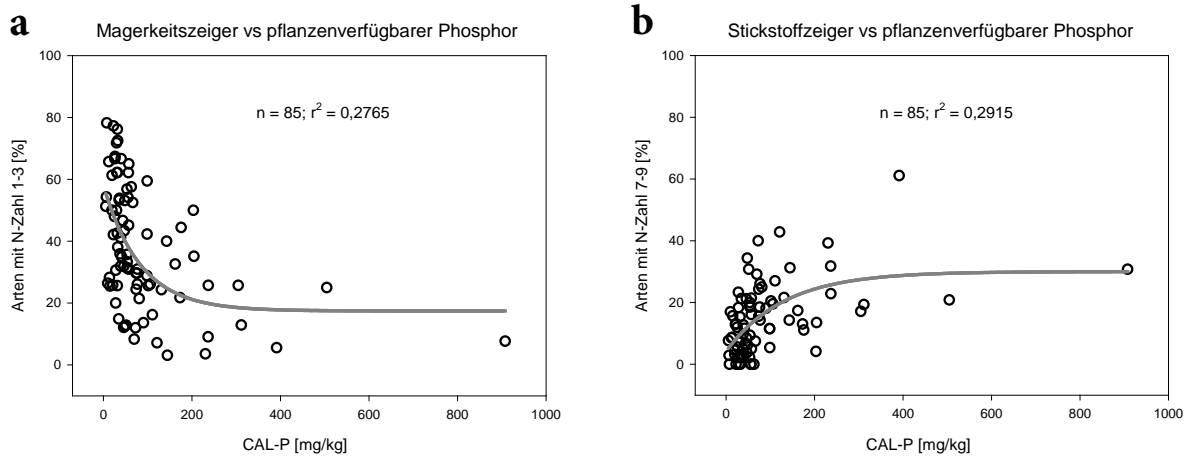


Abbildung 6.8-1: Korrelation des Anteils von Magerkeits- und Stickstoffzeigern mit dem Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor

Die bodenkundlichen Daten beziehen sich auf die obersten 10 cm des Bodens. Es liegen Daten für 85 Aufnahmequadrate aus beiden Feuchteregimen vor. Angewandte Regressionsgleichungen sind exponentielles Wachstum und exponentielle Abnahme. Die Regressionskoeffizienten sind in den Diagrammen angegeben.

## 7 Diskussion

### 7.1 Die beiden wichtigsten Umweltgradienten

Die beiden dominanten Umweltfaktoren, die die Vegetationszusammensetzung der untersuchten Aufnahmequadrate bedingen, sind die Wasserversorgung, welche durch den geschätzten Grundwasserstand repräsentiert wird, sowie das Bestandsalter, d. h. die vergangene Zeit seit der Aufgabe des Ackerbaus. Der Einfluss dieser beiden Gradienten auf die Vegetation zeigte sich besonders deutlich in der DCA (Kapitel 6.1), der Clusteranalyse (Kapitel 6.2) und den Regressionsanalysen (Kapitel 6.3). Es konnte gezeigt werden, dass die beiden Gradienten sich auch in diversen Bodenparametern widerspiegeln (Kapitel 6.7), wenn auch weniger deutlich, als es bei den floristischen Daten der Fall ist. Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt auf dem Einfluss des Alters vor dem Hintergrund eines großen Feuchtegradienten zwischen den Aufnahmeflächen. Die Grundwasserstände der untersuchten Flächen variieren weit. So ist ein Teil der Flächen ganzjährig nass und in niederschlagsreicheren Jahren auch zeitweise überflutet. Gleichzeitig gibt es solche, bei denen die Vegetation vermutlich keinen Zugang zum Grundwasser hat und zur Wasserversorgung auf Niederschläge angewiesen ist. Am trockenen Ende des Feuchtegradienten gibt es eine zusätzliche Verschärfung der Standortbedingungen bei solchen Böden, die durch einen Oberboden aus locker gelagertem Sand gekennzeichnet sind. Diese sind vermutlich die trockensten aller untersuchten Standorte. Die Abstufungen des Grundwassereinflusses lassen sich deutlich an den untersuchten Bodenprofilen nachvollziehen (Tabelle 6.6-3, S. 216); der Altersgradient dagegen spiegelt sich nicht in den Profilen wider (Abbildung 6.7-6, S. 236).

Wie in der DCA erkennbar ist, handelt es sich bei dem langen Feuchtegradienten um ein Kontinuum, was ja auch in der Natur ökologischer Daten liegt. Dennoch implizieren verschiedene Analysen, dass eine Einteilung in zwei Hauptgruppen sinnvoll ist. Wie in Abbildung 6.1-1 d (S. 147) zu sehen ist, sind nämlich die Altersgradienten der nassen und der trockenen Aufnahmen in der DCA räumlich gegeneinander verdreht: Nicht nur auf der zweiten, auch auf der dritten Achse lässt sich, abgesehen von der Vermischung in der Mitte des Diagramms, eine Auftrennung junger und alter Aufnahmen erkennen, allerdings bei den

beiden Feuchteregimen in entgegengesetzten Richtungen, also über Kreuz. Das lässt darauf schließen, dass es eine grundlegende Auftrennung zwischen einer nassen und einer trockenen Chronosequenz gibt, so dass es sinnvoll ist, die meisten Analysen für die beiden Feuchteregime getrennt anzuwenden. Ähnliche Ergebnisse finden sich in der Literatur bei PRACH et al. (2014), die prinzipielle Unterschiede im Sukzessionsverlauf dreier tschechischer Zeitreihen mit unterschiedlichem Bodenfeuchteregime gefunden haben. Ein Unterschied zu den eigenen Ergebnissen zeigt sich in der genannten Studie darin, dass die jungen Aufnahmeflächen der verschiedenen Feuchteregime dort in einer DCA kaum voneinander getrennt sind, sich also floristisch nicht stark unterscheiden. Mit fortschreitendem Entwicklungsalter kommt es dann zu einer deutlichen Differenzierung zwischen nassen Brachen auf der einen und frischen/trockenen Brachen auf der anderen Seite. Im Vergleich dazu ist die floristische Differenzierung zwischen dem nassen und dem trockenen Feuchteregime hier auch schon bei jungen Brachen deutlich ausgeprägt (Abbildung 6.1-1, S. 146-148).

Auch bei der Clusteranalyse zeigt sich eine klare Aufteilung in Cluster aus Aufnahmeflächen hoher oder niedriger geschätzter Grundwasserstände. Für die Zweiteilung spricht auch, dass der Großteil der untersuchten naturschutzfachlich wertvollen Vegetationsbestände einem der beiden Zielvegetationstypen entspricht (Abbildung 6.5-3, S. 206-208), wovon die Pfeifengraswiesen klar an ein nasses, die Steppenwiesen an ein trockenes Feuchteregime gebunden sind.



## 7.2 Verlauf der sekundären Sukzession

### 7.2.1 Verlauf der Sukzession auf Ackerbrachen

Bei Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Artenzusammensetzung der Aufnahme­flächen nach dem Prinzip der space-for-time-substitution zeigt sich ein Artenwechsel von Störzeigern zu Arten halbnatürlicher und naturnaher Lebensräume (Abbildung 6.3-2 a-c, S. 176). Dies bedeutet gleichzeitig einen Austausch von annuellen gegen plurienn-pollakanthe (mehrjährige) Pflanzen bzw. von Therophyten gegen Hemikryptophyten (Tabelle 6.3-1, S. 166; weitere Lebensdauern oder Lebensformen sind insgesamt weniger stark vertreten). Der beschriebene Wechsel zeichnet einen asymptotischen Verlauf der Sukzession nach: In den ersten 10-20 Jahren nach Aufgabe des Ackerbaus vollzieht sich ein rascher und vielfacher Artenwechsel; danach schwächt sich die Geschwindigkeit der Sukzession nach und nach ab. Je stärker der Zusammenhang eines Parameters mit der Entwicklungsdauer ist, desto besser wird der asymptotische Kurvenverlauf (im Weiteren auch als Sättigungskurve bezeichnet) abgebildet. Der Vegetations-Parameter mit dem schärfsten Zusammenhang mit der Zeit ist der Anteil an Störzeigern (Abbildung 6.3-2 a-c, S. 176). Dieser zeigt nämlich innerhalb der Altbestände eine relativ geringe Variationsbreite, während gleichzeitig die Spanne zwischen den frischen Brachen und den Altwiesen sehr groß ist.

Der asymptotische Verlauf der Sukzession lässt sich mit einem geringer werdenden Gefälle erklären, auf das die Vegetation reagiert. Im Moment des Brachfallens (d. h. des Wegfallens des Pflügens) und der Aufnahme von Mahd oder Beweidung ist die Diskrepanz zwischen dem Ist-Zustand und dem Zustand, der den neuen Pflegemaßnahmen entsprechen würde, sehr groß. Somit herrscht ein starker Druck auf die Vegetation, sich zu verändern: Arten, die bisher kaum oder gar nicht präsent waren, aber an die neuen Bedingungen besser angepasst sind als die vorhandenen Arten, können sich etablieren und letztere verdrängen. Mit zunehmender Annäherung an die Vegetation der Altwiesen, welche den Pflegemaßnahmen entspricht, wird diese Diskrepanz kleiner und somit die Geschwindigkeit der Sukzession geringer.

Für den hier beobachteten Verlauf der sekundären Sukzession finden sich Parallelen bei zwei Chronosequenzen auf ungarischem Gebiet, welche die Entwicklung von offenen Sandpuszтарasen (CSECSERITS und RÉDEI 2001; CSECSERITS 2007) und die (unvollständige)

Neuentwicklung von Lösssteppenwiesen (MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998) nachvollziehen. Einen asymptotischen Verlauf implizieren auch die Ergebnisse von BAER et al. (2002), RUPRECHT (2006), DU et al. (2007), ÖSTER et al. (2009) sowie LENCOVÁ und PRACH (2011). Auch die damit zusammenhängende Beobachtung, dass sich in den ersten ca. 10 Jahren ein schneller Artenwechsel mit darauf folgender Verlangsamung vollzieht, wurde bereits bei verschiedenen anderen Studien gemacht (CSECSERITS und RÉDEI 2001; DU et al. 2007; CSECSERITS et al. 2011).

Bei der breit angelegten Studie von BARTHA et al. (2014) dagegen, in der mehrere Zeitreihen von ungarischem Gebiet gemeinsam ausgewertet wurden, hat sich eine lineare Annäherung an die Referenzvegetation - verschiedene Steppenwiesen-Gesellschaften - ergeben. Möglicherweise ist dies darauf zurückzuführen, dass in der genannten Studie verschiedene Chronosequenzen mit unterschiedlich schnellen Sukzessionsverläufen miteinander vermischt wurden. Eine andere mögliche Interpretation ist, dass die bei den eigenen Daten beobachtete Verlangsamung der Annäherung an die Referenzbestände erst nach dem von BARTHA et al. (2014) erfassten Zeitrahmen von ca. 60 Jahren erfolgt. INOUE et al. (1987) haben für die Sukzession auf Brachen mit trockenen Sandböden in den USA ebenfalls einen linearen Verlauf des Artenwechsels (vor allem von Einjährigen zu Mehrjährigen, von Stauden zu Gräsern) dokumentiert. Allerdings sind in der dort vorgestellten 56-jährigen Chronosequenz nur zwei Brachen unter 10 Jahren beteiligt, so dass ein möglicherweise steilerer Verlauf in den ersten Jahren nach dem Brachfallen nicht erfasst wurde.

Z. T. werden für einzelne Lebensform-Kategorien auch unimodale zeitliche Verläufe beobachtet. Beispielsweise haben BONET und PAUSAS (2004) in einer 60-jährigen Chronosequenz in semiaridem Klima neben einer asymptotischen Zunahme der Artenzahlen von Gräsern und Gehölzen auch unimodale Kurven für die Anzahlen von Einjährigen und Stauden sowie für die Deckungsgrade von Gräsern und Stauden gefunden.

Ausführliche Analysen der sekundären Sukzession wurden anhand mehrerer Chronosequenzen in Tschechien durchgeführt. OSBORNOVÁ et al. (1990) haben den Verlauf der Sukzession in einer 60-jährigen trockenen und einer 50-jährigen mesischen Serie untersucht. Dabei zeigten sich asymptotische Verläufe für Annuelle (abnehmend) in beiden Serien, für Stauden in der trockenen Serie und für Gehölze in der mesischen Serie. Unimodale Verläufe waren dagegen für bienne Arten in der trockenen Serie und für mehrjährige Gräser und

Stauden in der mesischen Serie zu verzeichnen. Prinzipiell ähnliche Ergebnisse ergaben sich bei einer weiteren Analyse trockener und mesischer Chronosequenzen in Tschechien, die von PRACH et al. (2007) durchgeführt wurden. Zusätzlich beinhaltet diese Studie eine 40 Jahre umfassende nasse Serie. Wie zu erwarten, zeigte auch diese eine abnehmende asymptotische Kurve für Annuelle und einen unimodalen Verlauf für bienne Arten. Beide Artengruppen blieben dabei auf die ersten 20 Jahre beschränkt. Stauden zeigten einen unimodalen Verlauf über die gesamten vier Jahrzehnte hinweg, während mehrjährige Graminoide ab 20 Jahren steil zunahmen, um am Ende die dominante Rolle einzunehmen. Dabei war der Endzustand durch die Dominanz von Schilf (*Phragmites australis*) geprägt. Vermutlich ist es auf fehlende Pflegemaßnahmen zurückzuführen, dass sich dieses durchgesetzt hat und daher im Gegensatz zur vorliegenden Studie die Stauden und andere Graminoide zurückgedrängt hat.

Die eigenen Beobachtungen stimmen bzgl. der Therophyten mit denen von OSBORNOVÁ et al. (1990) und PRACH et al. (2007) überein: Bei allen drei Feuchteregimen in diesen Studien war keine anfängliche Verzögerung bzgl. der Ausbreitung der Einjährigen zu beobachten. Dies bedeutet, dass schon im ersten Jahr oder schon während der letzten (hier oft wenig intensiven) Ackerbewirtschaftung eine artenreiche Ackerunkraut-Gesellschaft ausgebildet wird, die dann in der Folge langsam verdrängt wird. Dauert deren anfängliche Entstehung dagegen länger, beobachtet man einen unimodalen Verlauf (wie z. B. BONET und PAUSAS 2004). Weiterhin können solche Vegetationsentwicklungen mit unimodalen Kurven einhergehen, die insgesamt mehr als zwei Hauptstadien umfassen. Im Fall der vorliegenden Untersuchung durchläuft die Entwicklung im Wesentlichen nur zwei verschiedene Vegetationstypen: Die anfängliche, durch Therophyten und andere Ruderalarten dominierte Ackerunkraut-Gesellschaft auf den Brachen wird durch allmählichen Artenaustausch in eine Grünland-Gesellschaft umgewandelt, die dann bereits das Endstadium darstellt. Dies ist durch die kontinuierlich angewandten Pflegemaßnahmen bedingt. Bei der Studie von BONET und PAUSAS (2004) und den mesischen Chronosequenzen von OSBORNOVÁ et al. (1990) und PRACH et al. (2007) dagegen liegt ein Wechsel von drei verschiedenen Pflanzengemeinschaften vor. Dies resultiert daraus, dass die menschliche Einflussnahme hier ausbleibt. Dadurch bildet sich ein von Gehölzen dominiertes Endstadium aus, welches ein zwischenzeitliches Wiesen-ähnliches (also von mehrjährigen Stauden und Gräsern beherrschtes) Stadium ablöst. Zusammen mit der Therophyten-

dominierten Ackerunkraut-Gesellschaft vom Anfang folgen bei diesen Serien daher drei Phasen aufeinander. Die Arten der mittleren Phase, nämlich mehrjährige Stauden und Gräser, nehmen dann beim Übergang zwischen den ersten beiden Phasen zu und später wieder beim Übergang zur dritten, Gehölz-dominierten Phase, ab. Sie zeigen also ein unimodales Verhalten. Die trockene Serie von OSBORNOVÁ et al. (1990) verläuft dagegen wiederum weitgehend analog zu der Entwicklung, die in der vorliegenden Studie beobachtet wurde: Die genannten Autoren haben dabei einen Zeitraum von 60 Jahren erfasst, in dem es nur sehr geringfügig zur Ansiedelung von Gehölzen kommt. Deshalb zeigen die mehrjährigen Kräuter und (annähernd) auch die mehrjährigen Gräser dort eine asymptotische Zunahme.

Bei den Datenbank-unabhängigen Parametern, von denen vor allem die Gesamtartenzahl und die Evenness häufig verwendete Kennwerte sind, ließ sich in der eigenen Untersuchung kein oder nur ein schwacher Zusammenhang mit dem Bestandsalter feststellen (Tabelle 6.3-1, S. 164 und Anhang II, S. 373). Demnach haben sich auf den untersuchten Brachen schon kurz nach dem Brachfallen meist artenreiche Ackerunkrautgesellschaften ausgebildet, die auf Ebene der Aufnahmequadrate häufig ähnlich ausgeglichene Dominanzverhältnisse wie in der Referenzvegetation zeigten. Während der Sukzession kommen also insgesamt nicht immer mehr Arten hinzu, sondern die vorhandenen werden kontinuierlich durch andere ersetzt. In der Literatur finden sich unterschiedliche Ergebnisse bezüglich der Gesamtartenzahl. So haben CSECSERITS und RÉDEI (2001) bei einer Chronosequenz offener Sandpuszтарasen im Kiskunság ebenfalls keinen Zusammenhang der Gesamtartenzahl mit der Zeit seit dem Brachfallen festgestellt. In anderen Studien wurde dagegen ein solcher Zusammenhang beobachtet. Beispielsweise haben SOJNEKOVÁ und CHYTRÝ (2015) für zwei Chronosequenzen von Ackerbrachen in der Waldsteppenzone in Tschechien eine Zunahme der Gesamtartenzahl pro Aufnahmequadrat von den jüngsten zu den ältesten (4-71 Jahre), vorwiegend mit Grünland bedeckten Brachen hin gefunden. BARTHA et al. (2014) haben eine kombinierte Analyse verschiedener, über das Gebiet Ungarns verteilter Zeitreihen trockenerer Standorte durchgeführt, wobei ehemalige Äcker, Weinberge und Obstplantagen beteiligt waren. Sie haben eine schwache lineare Zunahme der Artenzahl über die erfassten 60 Jahre ermittelt. Zwei Diversitätsindizes, die für dieselben Daten berechnet wurden, der Shannon- und der Simpson-Index, zeigten dagegen keine Korrelation mit dem Entwicklungsalter, ähnlich, wie es sich bei

den eigenen Daten für die Evenness verhält. Eine lineare zeitliche Zunahme der Anzahl der Gefäßpflanzen-Arten haben auch INOUE et al. (1987) beobachtet, und zwar in einer 56-jährigen Zeitreihe auf trockenen Sandböden in den USA. Dieser Zusammenhang bezog sich allerdings auf die Artenzahl pro Brachfläche, während für die Artenzahl pro Aufnahmequadrat kein Zusammenhang mit der Zeit festzustellen war. MOLNÁR (2007) hat bei Ackerbrachen auf Lössböden in SO-Ungarn einen unimodalen Verlauf der Gesamtartenzahl mit einem Maximum bei etwa 4-11 Jahren gefunden, wobei die Artenzahl der Referenzbestände aber nicht erreicht wurde.

### **7.2.2 Dauer der Neuentwicklung halbnatürlicher Grasländer**

Eine zentrale Erkenntnis aus der Analyse der Sukzession ist, dass bei einem Bestandsalter von ca. 20 Jahren eine Grenze gezogen werden kann, die eine klare floristische Differenzierung markiert. Hier findet eine Auftrennung zwischen jungen Brachen auf der einen und alten Brachen und Altwiesen auf der anderen Seite statt. Die Auftrennung bei 20 Jahren zeigt sich besonders deutlich in der Clusteranalyse (Abbildung 6.2-2 b, S. 157), der DCA (Abbildung 6.1-1 a, S. 146) und der pflanzensoziologischen Analyse (Abbildung 6.5-3 S. 206-208), spiegelt sich aber auch in den Regressionsanalysen (Abbildungen 6.3-2 u. 3, S. 177 u. 179) und leicht in den Altersprofilen der Arten (Tabelle 6.4-1, S. 183) wider. Darunter ist die Clusteranalyse der beste Beleg für diese Grenzziehung, da sich die Grenze von ca. 20 Jahren hier ohne vorherige Festlegung von Altersklassen ergeben hat: Drei Cluster von Aufnahmeflächen mit einem Alter von überwiegend unter 20 Jahren stehen drei solchen Clustern gegenüber, in denen das Alter meist über 20 Jahren liegt und die auch den überwiegenden Teil der Altwiesen-Aufnahmen enthalten. Bei der DCA und der pflanzensoziologischen Analyse ist die Information über das Bestandsalter in Form von Altersklassen eingeflossen. Auch hier zeigt sich eine klare Differenzierung zwischen den Altersklassen unter 20 Jahren und den älteren. Als Konsequenz aus der beschriebenen Grenze kann man davon ausgehen, dass an Vegetationsbeständen mit einem Alter unter 20 Jahren in der Regel klar abgelesen werden kann, dass es sich um einen ehemaligen Acker handelt. Bei Äckern, die länger als 20 Jahre aufgelassen wurden, kann man dagegen anhand der Vegetation nicht mehr mit Sicherheit feststellen, ob es sich um eine Altwiese oder eine ältere Brache handelt. Zwar gibt es unter den über 20-jährigen

Aufnahmeflächen noch einzelne, die man aufgrund einer überdurchschnittlich hohen Präsenz von Störzeigern mit geringer Irrtumswahrscheinlichkeit als ehemalige Äcker einordnen kann; diese sind jedoch solchen Altwiesen floristisch ähnlich, die innerhalb der Variationsbreite der Altwiesen zu den naturschutzfachlich weniger wertvollen Beständen zählen.

Anders ausgedrückt besagen die Ergebnisse, dass eine bestimmte floristische Zusammensetzung eine Aufnahme­fläche mit geringer Irrtumswahrscheinlichkeit als ehemaligen Acker ausweisen kann (der dann höchstwahrscheinlich noch unter 20 Jahre alt ist). Auf der anderen Seite kann aber die floristische Zusammensetzung der Altbestände diese nicht eindeutig als solche identifizieren, da auch über 20 Jahre alte Brachen diese Artenzusammensetzung schon aufweisen können. Dies lässt sich am besten am DCA-Diagramm (Abbildungen 6.1-1 u. 2, S. 146-148 u. 151) ablesen, da nur die beiden bis 20 Jahre alten Aufnahme-Gruppen eigene abgetrennte Punktwolken bilden, alle anderen (also ältere Brachen und Altwiesen) aber miteinander vermischt sind. Parallelen zu diesen Beobachtungen finden sich z. B. in einer Untersuchung der sekundären Entwicklung halbnatürlicher Vegetation in Dänemark. So haben EJRNÆS et al. (2008) festgestellt, dass ein Teil der untersuchten älteren (meist einige Jahrzehnte alten) dänischen Ackerbrachen aufgrund ihrer Artenzusammensetzung mit einem Klassifikationsverfahren (künstliches neuronales Netz) als Altbestände halbnatürlicher Vegetation eingeordnet wurden. Die Autoren gehen davon aus, dass die betroffenen Ackerbrachen sich zu vollwertigen Beständen der Zielvegetation (Grünland und Heideland) entwickelt haben. Umgekehrt wurden alte Grünland- und Heidelandbestände nur äußerst selten irrtümlich als Ackerbrachen eingestuft, genauso wie sich in der vorliegenden Untersuchung bei der DCA fast keine Altwiesen-Aufnahmen zwischen den jungen Brachen finden (Abbildungen 6.1-1 u. 2, S. 146-148 u. 151).

Ein Entwicklungsalter von 40 Jahren markiert einen zweiten wichtigen Zeitpunkt: Die Regressionskurven der Vegetationsentwicklung treten hier in die Sättigungsphase ein oder kommen dieser zumindest bereits sehr nahe (Abbildungen 6.3-2 u. 3, S. 177 u. 179 sowie 6.5-1, S. 202). Zudem zeichnen sich die über 40-jährigen Aufnahmequadrante in den Diagrammen durch Werte aus, die im Schwankungsbereich der Altwiesen-Werte liegen. Dementsprechend decken die zugehörigen Mann-Whitney-Tests zwischen der Gruppe der Brachen ab 40 Jahren und der Referenzgruppe in keinem Fall einen signifikanten Unterschied bzgl. der Anteile

aussagekräftiger Artengruppen auf (Tabellen 6.3-2 u. 3, S. 178 u. 180 sowie Tabelle 6.5-1, S. 203). Für die Altersklasse 20-39 Jahre ergibt sich dagegen ein anderes Bild: Diese Gruppe von Aufnahmeflächen unterscheidet sich in vielen Fällen signifikant sowohl von der Altersklasse über 40 Jahre als auch von den Referenzbeständen (Tabellen 6.3-2 u. 3, S. 178 u. 180, Tabelle 6.5-1, S. 203). Zudem zeigt die Verteilung der Vegetationstypen über die Altersklassen (Abbildung 6.5-3 S. 206-208), dass der Anteil an wunschgemäß entwickelten Aufnahmequadraten bei beiden Feuchteregimen in der Altersklasse 20-39 noch geringer ist als in der Altersklasse 40+. Diese Beobachtungen zeigen, dass - trotz der oben beschriebenen floristischen Vermischung mit den Altwiesen ab 20 Jahren - die Qualität der Vegetation bzgl. des Anteils erwünschter Arten der Aufnahmequadraten in der Altersklasse 20-39 im Durchschnitt noch unter der Qualität der Altwiesen und auch unter der der Altersklasse 40+ liegt. Anders ausgedrückt ist damit zu rechnen, dass in der Zeit zwischen 20 und 40 Jahren nach dem Brachfallen zumindest für einen Teil der Ackerbrachen noch eine weitere floristische Annäherung an die Referenzbestände erfolgt. Auf eine einzelne Fläche bezogen bedeutet das, dass ihre Annäherung an die Altwiesen nach 20 Jahren abgeschlossen sein kann, andererseits aber auch noch bis zu zwei Jahrzehnte weiter andauern kann. Die Regressionskurven verdeutlichen, dass man nach vier Jahrzehnten dann damit rechnen kann, dass die Entwicklung auf allen ehemaligen Ackerflächen überwiegend abgeschlossen ist (Abbildungen 6.3-2 u. 3, S. 177 u. 179 sowie 6.5-1, S. 202) – wenn auch ein beträchtlicher Teil diesen Zustand schon früher erreicht hat. Danach findet keine oder nur noch eine sehr langsame Veränderung statt. Wie Abbildung 6.5-3 (S. 206-208) zeigt, ist allerdings auch die naturschutzfachliche Qualität der über 40-jährigen Brachen sehr unterschiedlich. Wie gut die Endqualität einer einzelnen Gesamtfläche oder Aufnahmefläche ist, kann also nicht vorhergesagt werden; es kann nur die Schwankungsbreite bestimmt werden, innerhalb derer sie sich bewegt. (Wie diese Schwankungsbreite aussieht, kann in Kapitel 6.5 nachgelesen werden.)

Beim Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Anzahl und der prozentualen Deckungsgrade der analysierten Artengruppen lässt sich feststellen, dass die prinzipiellen Zusammenhänge mit dem Bestandsalter durch beide Skalenniveaus gleichermaßen abgebildet werden. Allerdings führt eine rein qualitative Bewertung der Vegetationsaufnahmen in den meisten Fällen zu schärferen Ergebnissen als eine quantitative Bewertung. Dies lässt sich bei den

Regressionsanalysen erkennen, wo die Schwankungsbreite der Vegetationsparameter bei Berücksichtigung der Deckungsgrade höher ist als bei Beschränkung auf Daten zur Anwesenheit oder Abwesenheit der Arten (Abbildungen 6.3-2, S. 177 und 6.5-1, S. 202). Auch bei der DCA erhält man auf Grundlage der binären Daten eine bessere Auftrennung der Aufnahmen unter und über 20 Jahren Entwicklungsdauer als mit quantitativen Daten (Abbildungen 6.1-1 a u. 6.1-2, S. 146 u. 151). Anhand der Artenzusammensetzung kann also prinzipiell besser eingeschätzt werden, wie alt eine Fläche ist, als anhand der Deckungsgrade ihrer Arten. Die Ergebnisse der DCA zeigen aber auch, dass sich einzelne Aufnahmequadrate bzgl. der Deckungsgrade noch deutlich von den Altwiesen unterscheiden, obwohl ihre Artenzusammensetzung derjenigen der Altwiesen bereits nahe kommt. In diesen Aufnahmeflächen ist die qualitative Entwicklung der quantitativen also vorausgegangen. Gleichwohl lässt sich festhalten, dass dieses Phänomen nicht typisch für die untersuchte Vegetation ist, da der überwiegende Teil der über 20-jährigen Brachen sowohl im DCA-Diagramm mit binären Daten als auch im Deckungsgrad-basierten Diagramm im Bereich der Altwiesen zu finden ist. Das Phänomen ist vor allem als Indiz für die unterschiedliche naturschutzfachliche Qualität der neuentwickelten Bestände zu werten. Die Deckungsgrade relevanter Artengruppen wurden dementsprechend auch bei der pflanzensoziologischen Einordnung und Bewertung der Aufnahmeflächen berücksichtigt (vgl. Kapitel 7.3.2).

Zum Vergleich der gefundenen Zeitspanne mit den Ergebnissen von ungarischem Gebiet sind zunächst die beiden bereits erwähnten Studien zu nennen, die ebenfalls Artenwechsel mit asymptotischen Kurven dokumentiert haben. In beiden wird die Plateauphase bzgl. grundlegender Artengruppen (einjährige und mehrjährige bzw. störungstolerante und störungsempfindliche Arten) früher erreicht als in der vorliegenden Studie. Aus den Daten von MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT (1998) zur Neuentwicklung von Grasland auf Löss im Südosten Ungarns lässt sich ein Eintritt in die Sättigungsphase bei etwa 20 Jahren ableiten. Dabei ist aber innerhalb der untersuchten Zeitspanne von 38 Jahren keine erfolgreiche Neuentstehung zu verzeichnen, da viele charakteristische Arten nicht auf ehemalige Äcker eingewandert sind. Bei der Neuentwicklung von offenen Sandpusztarassen bei Fülöpháza im Kiskunság wurde bereits mit der Altersklasse 11-23 Jahre die Sättigungsphase erreicht (CSECSERITS 2007). Dabei kann man z. T. von einer vollständigen Annäherung an die Vergleichsbestände sprechen (vgl. Kapitel



7.3.2), welche allerdings später eintritt, als es der Kurvenverlauf vermuten lassen würde: Erst bei 26-35 Jahre alten Ackerbrachen vermischt sich ca. die Hälfte der Aufnahmen in einer multivariaten Ordination mit den Aufnahmen der Referenzbestände (CSECSERITS 2007). In dieser Altersklasse haben sich auch in der vorliegenden Untersuchung bereits einige gute Bestände gebildet, das Entwicklungspotential ist aber noch nicht voll ausgeschöpft (vgl. Kapitel 7.3.2).

Bei einer Analyse im Kiskunság mit offenen und geschlossenen Sandrasen als Referenzvegetation ist es innerhalb von 20-57 Jahren nicht zu einer vollständigen, aber doch weitreichenden Annäherung an die Referenzbestände gekommen (CSECSERITS et al. 2011; ALBERT 2015). Auch die Studie von BARTHA et al. (2014) belegt in einer zusammengefassten Auswertung verschiedenartiger Zeitreihen eher trockener Standorte eine kontinuierliche Annäherung an die Referenzvegetation über zumindest 4 Jahrzehnte hinweg. Aus den Daten lässt sich aber nicht ablesen, in welchem Maße tatsächlich eine der Zielvegetation entsprechende Vegetation entstanden ist. Für Pfeifengraswiesen sprechen BÖLÖNI et al. (2011) von 30 Jahren Entwicklungszeit bei günstigen Rahmenbedingungen und von 50-70 Jahren bei ungünstigen Bedingungen. Detaillierte Untersuchungen sind hierzu bisher allerdings nicht bekannt. Da sich unter den neuentwickelten Pfeifengraswiesen in der vorliegenden Studie solche finden, die zwischen 20 und 40 Jahre alt sind, aber in der Altersklasse über 40 Jahre noch mehr dazu gekommen sind (vgl. Kapitel 7.3.2), passt die obige Aussage gut zu den eigenen Ergebnissen.

Außerhalb Ungarns sind besonders die Ergebnisse von RUPRECHT (2006) bemerkenswert, die ein Beispiel für eine außergewöhnlich erfolgreiche und schnelle (ca. 20 Jahre in Anspruch nehmende) spontane Neuentstehung von Steppenwiesen in Rumänien sind. Im Vergleich dazu läuft die Entwicklung hier langsamer ab, da nach 20 Jahren nur ein Teil der Flächen ihr Potential zur Annäherung an die Referenzbestände bereits ausgeschöpft hat. Dies ist wahrscheinlich auf eine im Vergleich zur genannten Studie weniger günstige Situation bezüglich der Entfernung der Artenquellen zurückzuführen. Auch LENCOVÁ und PRACH (2011) haben für die Neuentwicklung von submontanem halbnatürlichem Grünland eine relativ kurze Entwicklungszeit von ca. 20(-30) Jahren ermittelt, wonach allerdings, wie in vielen ähnlichen Studien auch, noch einige Grünlandarten der Umgebung fehlten (vgl. Kapitel 7.3.1.1).

Ähnliche Neuentwicklungszeiten wie in der vorliegenden Arbeit wurden z. B. von EJRNÆS et al. (2008) in Dänemark beobachtet: Nach 20-39 Jahren hat sich auf ca. 27 %, nach 40-80 Jahren auf ca. 36 % der aufgelassenen Ackerflächen halbnatürliches Grünland entwickelt. KALININA et al. (2011) haben in der Waldsteppenzone in Russland die spontane Neuentwicklung einer Horstgras-Steppe untersucht, die dort als Klimax-Stadium angesehen wird. Dort haben sich nach 59 Jahren der Referenzvegetation ähnliche Bestände gebildet, in denen aber noch einige seltene Arten fehlten. Über ähnliche Ergebnisse berichten SOJNEKOVÁ und CHYTRÝ (2015) bzgl. der spontanen Grünlandentwicklung in der Waldsteppenzone in Tschechien: Auf 40-71 Jahre alten Ackerbrachen haben sich Halbtrockenrasen des *Cirsio-Brachypodium pinnati* entwickelt, die durch viele charakteristische Arten, die teils auf der tschechischen Roten Liste stehen, gekennzeichnet sind. Allerdings fehlen auch hier noch einige Arten der Referenzbestände auf den Brachen. JÍROVÁ et al. (2012) berichten von der spontanen Entwicklung von halbnatürlichem, steppenartigem, mit Büschen durchsetztem Grünland auf tschechischen Ackerbrachen innerhalb einiger Jahrzehnte, das der Referenzvegetation entspricht und eine Reihe von Zielarten enthält. Grad und Dauer der Neuentwicklung sind also in den vier zuletzt genannten Untersuchungen ähnlich den in der vorliegenden Studie gefundenen Werten.

Im Vergleich zu den Erkenntnissen einiger anderer Autoren dagegen können wir für die eigenen Daten von einer schnellen Neuentwicklung sprechen. Unter den von ÖSTER et al. (2009) untersuchten schwedischen Flächen unterschieden sich auch die seit 50 bis über 60 Jahren beweideten ehemaligen Äcker noch signifikant von den direkt benachbarten halbnatürlichen Grasländern und waren auch weniger artenreich als diese. Auch FAGAN et al. (2008) sind bei der Neuentwicklung von Grasländern auf kalkreichen Böden in Großbritannien zu dem Schluss gekommen, dass die Annäherung an die Referenzbestände mehr als die erfassten 60 Jahre in Anspruch nimmt. PRACH et al. (2001) konnten zeigen, dass die spontane Sukzession in Tschechien in Landschaften mit überwiegend landwirtschaftlichem oder urbanem Charakter meist auch nach mehreren Jahrzehnten in Phasen mit ruderaler Vegetation stecken bleibt, da die Vegetation in der umgebenden Landschaft größtenteils degradiert ist und nur die entsprechenden Arten auf die Brachen einwandern. In Landschaften mit größeren Anteilen von naturnaher Vegetation dagegen verläuft aus Naturschutz-Sicht die Sukzession meist von Anfang an günstiger.

Die eigenen Ergebnisse aus Ungarn sind also im Vergleich zu anderen ungarischen und europäischen Studien auf einer mittleren bis guten Stufe einzuordnen: Es gibt wenig Berichte über Landschaften mit kürzeren und viele über Landschaften mit ähnlichen Entwicklungsdauern für eine Neuentstehung halbnatürlichen Grünlandes, wobei die Anpassung an Referenzbestände bei letzteren oft nicht vollständig ist oder nicht im Detail geprüft wurde. Zusätzlich gibt es einige Studien über Landschaften, in denen einige Jahrzehnte nicht zur Neuentwicklung halbnatürlicher Grasländer ausreichen.

Außerhalb Europas sind die Ergebnisse von SCOTT und MORGAN (2012) aus dem Südosten Australiens erwähnenswert, die sehr lange Zeiten für eine Neuentwicklung implizieren. Untersucht wurde eine ca. 100-jährige Chronosequenz auf ehemaligen Äckern in semiaridem Klima. In diesem Zeitraum ist es zu einer Übernahme der Dominanz durch einheimische mehrjährige Gräser gekommen, und die Anzahl und Abundanz einheimischer Arten hat sich der der Vergleichsbestände angenähert. Gleichzeitig nahm die Anzahl an Neophyten ab. Viele Arten der ursprünglichen Grasländer sind allerdings nicht auf die ehemaligen Äcker eingewandert. Als Grund dafür vermuten die Autoren das Fehlen von Artenquellen. Sie kommen aber insgesamt zu dem Schluss, dass die Sukzession im untersuchten Gebiet in den wesentlichen Prinzipien ähnlich wie im gemäßigten Klima auf der Nordhalbkugel abläuft.

## 7.3 Naturschutzfachliche Bewertung der neuentwickelten Grasländer

### 7.3.1 Ansiedelung von Zielarten und Spezialisten

#### 7.3.1.1 Überblick zum Arteninventar sekundärer Grasländer

Ein aus Naturschutz-Sicht entscheidender Aspekt ist die Frage, welche Arten der Altwiesen die ehemaligen Äcker besiedeln konnten. Dazu ist es aufschlussreich, das gesamte Artenspektrum der ehemaligen Äcker dem der Referenzbestände gegenüber zu stellen. Wie Tabelle 6.4-1 (S. 183) zeigt, konnten fast alle Arten, die in den Altwiesen gefunden wurden, auf die Ackerbrachen einwandern. Die Erkenntnisse aus der DCA (Kapitel 6.1), der Clusteranalyse (Kapitel 6.2) und den Regressionsanalysen (Kapitel 6.3) spiegeln sich auch in der Tabelle mit den Altersprofilen wider: Der überwiegende Teil der Arten älterer Bestände besiedelt die ehemaligen Äcker innerhalb der ersten 20 Jahre, so dass in den Altersklassen ab 20 die meisten Arten der Altwiesen bereits anwesend sind bzw. eine ähnliche Stetigkeit wie in den Altwiesen erreicht haben.

Wie Tabelle 6.4-2 (S. 195) zeigt, sind unter den Arten, die auf ehemaligen Äckern zu finden waren, auch zahlreiche Spezialisten und Zielarten (d. h. typische Wiesenarten). Für viele davon konnte eine mehrfache Ansiedelung auf ehemaligen Ackerflächen verzeichnet werden. Dies belegt den naturschutzfachlichen Nutzen der Neuentwicklung. Beispiele hierfür sind *Anthyllis vulneraria*, *Asperula cynanchica*, *Dactylorhiza incarnata*, *Dianthus superbus*, *Filipendula vulgaris*, *Koeleria javorkae* (in Ungarn endemisch), *Orchis palustris* und *Sanguisorba officinalis*. Erwähnenswert sind außerdem drei wichtige Kompetitor-Arten, *Chrysopogon gryllus* und *Festuca stricta* subsp. *sulcata* für die Steppenwiesen sowie *Molinia caerulea* für die Moorwiesen. Diese spielen typischerweise dominante Rollen in der Zielvegetation (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b; BÖLÖNI et al. 2011) und erreichten auch auf den untersuchten ehemaligen Äckern oft hohe Deckungsgrade.

In den Referenzbeständen wurden auch insgesamt 15 Arten gefunden, die auf den Ackerbrachen fehlten (Gruppe 4 in Tabelle 6.4-1, S. 187). Alle diese Arten traten in den Altwiesen nur mit geringer Stetigkeit und nur in Form von kleinen Flecken auf. Deshalb kann nicht eindeutig entschieden werden, ob diesen Arten eine differenzierende Rolle zugeschrieben werden kann oder ob es reiner Zufall ist, dass diese Arten auf ehemaligen Äckern nicht

gefunden wurden. Wie von Tabelle 6.4-2 (S. 195) abgelesen werden kann, gibt es unter den genannten Arten 7, die zu den Zielarten dieser Untersuchung und/oder Spezialisten nach BORHIDI (1993) gehören und daher besondere Aufmerksamkeit verdienen. Darunter sind nur zwei Zielarten der Moorwiesen, nämlich *Anacamptis morio* und *Selinum carvifolia*. Diese zählt BORHIDI (1993) zu den Generalisten. Eine Zielart der Steppenwiesen, *Luzula campestris*, wird zu den störungstoleranten Arten gezählt (BORHIDI 1993), so dass sie bei häufigerem Vorkommen auf Altwiesen höchstwahrscheinlich auch auf Brachen einwandern kann. Die verbleibenden vier Arten sind alle Spezialisten trockener Standorte (Feuchtezahlen 2 oder 3) und wurden ausschließlich auf den Altwiesen der Tápió-Hajta-Landschaft gefunden: *Inula oculus-christi*, *Lepidium cartilagineum*, *Phlomis tuberosa* und *Polygala major*. Außer *Lepidium cartilagineum* zählen diese zu den Zielarten der Steppenwiesen. Die letztere Art kann insofern bei der Bilanzierung ausgeklammert werden, als es sich hierbei um einen ausgesprochenen Salzzeiger handelt (BORHIDI 1993; dort unter dem Namen *Lepidium crassifolium* mit der Salzzahl 8), so dass sie sicherlich nur aufgrund der Nachbarschaft der Salzsteppe in den Steppenwiesen auftaucht. Auf den meist etwas erhöht und von den Salzflächen weiter entfernt gelegenen Ackerbrachen ist die Art daher von vorneherein kaum zu erwarten. Sie ist auch kein typisches Element der Zielvegetation. Die drei genannten Spezialisten der Steppenwiesen (*Inula oculus-christi*, *Phlomis tuberosa* und *Polygala major*) sind jedoch relevant für die Neuentwicklung. Bei diesen Arten ist damit zu rechnen, dass sie erst nach sehr langer Zeit, in sehr seltenen Fällen oder überhaupt nicht auf ehemaligen Äckern Fuß fassen, da sie sich schon innerhalb des Bestandes, in dem sie momentan leben, kaum ausbreiten. BECKER (2010) zählt drei mögliche Gründe für die Seltenheit solcher Arten auf: Bindung an besonders seltene Habitate bzw. eng umgrenzte Standortbedingungen, geringe Fertilität bzw. geringes Ausbreitungspotential sowie historisch bedingte begrenzte Verbreitung. Alle Faktoren kommen hier in Frage, ob einzeln oder in Kombination.

Die drei oben genannten Arten sind in der vorliegenden Untersuchung an Lösssteppenwiesen gebunden. Wenn man nun eine erfolgreiche Neuentwicklung dadurch definiert, dass zumindest die für den entsprechenden Vegetationstyp charakteristischen Spezialisten, die in den Vergleichsbeständen vorkommen, *alle* eingewandert sein müssen, wird man im Falle der Lösssteppenwiesen zu dem Ergebnis kommen, dass diese viel länger zur Neuentwicklung

brauchen als die hier ermittelte Zeitspanne von 20-40 Jahren. Vermutlich haben auch GIBSON und BROWN (1991), die eine relativ lange Zeitspanne von „Jahrzehnten bis Jahrhunderten“ für eine erfolgreiche Neuentwicklung von kalkgebundenen Grasländern im UK für nötig halten, solche Kriterien zugrunde gelegt.

Die Beobachtung, dass nach der weitreichenden Neuentstehung artenreicher Grünlandbestände noch eine kleine Zahl von Altwiesen-Arten ganz in den neugebildeten Beständen fehlten, wurde jedoch auch in weiteren europäischen Studien gemacht (so z. B. RUPRECHT 2006; CSECSERITS et al. 2011) und könnte ein allgemeingültiges Prinzip sein. Auch KARLÍK und POSCHLOD (2009) haben in einer ca. 175-jährigen Zeitreihe auf Kalkböden in einem deutschen Mittelgebirge (Schwäbische Alb) nur wenige Arten gefunden, die auf die ältesten Grünlandbestände (Kalktrockenrasen) beschränkt waren. Diese waren alle selten innerhalb der Altbestände, und zudem kann nur ein Teil davon als Zielarten von Trockenrasen angesehen werden. Die Autoren konnten jedoch eine Reihe von Arten ausmachen, die vorwiegend an Altbestände gebunden sind und somit als Indikatoren für diese dienen können. Solche Arten haben sich in der vorliegenden Studie nicht herauskristallisiert, da typische Arten der Altwiesen im Allgemeinen in älteren Brachen mit ähnlicher Stetigkeit auftreten. Durch die Tabellenarbeit konnten aber solche Arten ermittelt werden, die vorwiegend an ältere Grünlandbestände (also ältere Brachen über 20 Jahre + Altwiesen) gebunden sind. Diese sind in Tabelle 6.4-1 in Gruppe 3 (S. 186) zusammengefasst und können als Zeigerarten für Grasland dienen, das mindestens zwei Jahrzehnte nicht umgebrochen wurde und einen halbnatürlichen Charakter erreicht hat. Zu diesen Arten gehören unter anderem folgende fünf Arten, die KARLÍK und POSCHLOD (2009) als Indikatoren sehr alter Kalktrockenrasen ansehen: *Briza media*, *Carex caryophylla*, *Carex flacca*, *Gymnadenia conopsea* und *Linum catharticum*. Hier lässt sich also eine Parallele der eigenen Ergebnisse zur genannten Studie sehen. Einige weitere Arten jedoch, die die Autoren als Indikatoren der dortigen Altbestände aufführen, kommen in den eigenen Untersuchungsgebieten auch bis in die jüngsten Flächen hinein vor (Tabelle 6.4-1, Gruppen 1 und 2, S. 183 u. 185): *Daucus carota*, *Leontodon hispidus*, *Prunella vulgaris* und *Jacobaea erucifolia*. Dies kann als Indiz für die schnelle Entwicklung der hier untersuchten Ackerbrachen in Richtung halbnatürlicher Grasländer gewertet werden. Eine größere Zahl von Indikatoren alter Grünlandbestände haben REDHEAD et al. (2014) in einer 150-jährigen Chronosequenz in

Großbritannien ausmachen können. Diese waren signifikant an über 100-jährige Grünlandbestände auf Kalk gebunden und gleichzeitig charakteristische Arten für Grünland auf Kalk. Dass eine ähnliche Differenzierung hier nur für über 20-jährige Grasland-Bestände möglich ist, zeigt die im Vergleich deutlich höhere Geschwindigkeit der Neuentwicklung in der hier untersuchten Landschaft an.

### 7.3.1.2 Gegenüberstellung Löss- und Sandsteppenwiesen sowie Turján- und Tápió-Hajta-Landschaft

Unter den Studien zur Sukzession auf Ackerbrachen auf ungarischem Gebiet verdienen die Erkenntnisse von MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT (MOLNÁR 1997c, a; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998; MOLNÁR 2007, MOLNÁR, ZS. 2008b) besondere Aufmerksamkeit. Diese Autoren haben schwerpunktmäßig Lösssteppenwiesen auf Schwarzerden der Trans-Theiß-Region (Südostungarn) untersucht, aber auch Vergleiche zum Donau-Theiß-Zwischenstromland gezogen. Sie haben festgestellt, dass das Arteninventar 1-50 Jahre alter Ackerbrachen auf Lössböden im Körös-Maros-Nationalpark im Südosten Ungarns wesentlich ärmer und weniger charakteristisch ist als bei den benachbarten Referenzbeständen. Dies ist laut Aussage von MOLNÁR, ZS. (2008b) in der gesamten Trans-Theiß-Region so. Gleichzeitig weisen die genannten Autoren aber darauf hin, dass im Gegensatz dazu auf trockenen Sandstandorten des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes fast alle Sand-Spezialisten auf ehemalige Äcker einwandern können. Unter „Spezialisten“ verstehen die Autoren dabei allerdings auch verschiedene charakteristische Arten der Löss- und Sandsteppenwiesen, die nach der Einteilung von BORHIDI (1993) nicht als solche gelten (meist handelt es sich um Generalisten oder Störungstolerante). So findet sich unter den Arten, die im Beispiel einer 30-40 jährigen Ackerbrache (MOLNÁR 1997c) auf humosem Sand im Süden des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes auf die Brache eingewandert sind, nur ein einziger Spezialist im Sinne von BORHIDI (1993) (*Linaria angustissima*, welche in der vorliegenden Untersuchung nicht gefunden wurde). Weitere konkrete Daten zu Sandsteppenwiesen auf Ackerbrachen enthalten die genannten Studien nicht.

Die eigenen Untersuchungsgebiete können den beiden genannten Standorttypen wie folgt zugeordnet werden: Alle untersuchten trockenen Flächen der Turján-Landschaft weisen einen hohen Sandanteil im Boden auf (vgl. Kapitel 6.6.3) und werden deshalb – bei entsprechendem Entwicklungsniveau – auch von Sandsteppenwiesen eingenommen. In der Tápió-Hajta-Landschaft dagegen überwiegen Lösssteppenwiesen. Der an charakteristischen Arten reichste untersuchte Referenzbestand dort liegt zwar ebenfalls in einem Bereich mit relativ hohem Sandanteil im Boden (Abbildung 5.2-4 a, S. 93), mit *Phlomis tuberosa* ist aber eine Art anwesend, die ausschließlich auf Löss auftritt (MOLNÁR, Zs. et al. 2008b). Auch einige andere in diesem Bereich auftretende Arten assoziieren MOLNÁR, Zs. et al. (2008b) mit Böden, in denen also die Sandfraktion nicht so stark dominiert: *Inula oculus-christi*, *Nonea pulla* und *Ornithogalum pyramidale*. Die Autoren nennen unter diesem Aspekt auch *Inula germanica*, die ebenfalls im Bereich der untersuchten Flächen des LSG Tápió-Hajta vorkommt (Tamás Vidra, pers. Mitteilung), aber im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht gefunden wurde. Auch aus der Literatur zum LSG Tápió-Hajta geht eindeutig hervor, dass es sich bei dem untersuchten Referenzbestand um eine Lösssteppenwiese handelt (VIDRA und KEPES 2012). Obwohl von Lösssteppenwiesen die Rede ist, wird in der ungarischen Literatur zwischen Steppenwiesen auf Löss und solchen auf Lehmböden im Allgemeinen nicht unterschieden. Dieser Typ Steppenwiese kann auf allen lockeren Ausgangsgesteinen außer Sand vorkommen (BÖLÖNI et al. 2011). Bei einer weiteren untersuchten Gruppe von Gesamtflächen im LSG Tápió-Hajta (Abbildung 5.2-4 b, S. 93) war der Schluffanteil im Boden hoch (vgl. Kapitel 6.6.3), so dass hier bereits aufgrund dessen die Entwicklung von Lösssteppenwiesen zu erwarten war. Lediglich vier Vegetationsaufnahmen von zwei Ackerbrachen aus dem LSG Tápió-Hajta, die weiter entfernt von den bisher genannten im westlichen Teil des Schutzgebietes durchgeführt wurden (Abbildung 5.2-4 c, S. 93), sind durch stark sandige Böden charakterisiert. Hier zeigt sich eine floristische Verwandtschaft zu den untersuchten Flächen der Turján-Landschaft u. a. durch das Auftreten von *Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*, *Brachypodium pinnatum*, *Campanula glomerata* und *Inula salicina*, die ansonsten in allen untersuchten Flächen des LSG Tápió-Hajta fehlten. Bei der Auflistung der Zielarten und Spezialisten in Tabelle 6.4-2 (S. 195) wurden die Daten dieser Aufnahmeflächen deshalb mit denen der Turján-Landschaft zusammengefasst, wodurch Gebiete mit Sandsteppenwiesen solchen mit Lösssteppenwiesen gegenübergestellt wurden. Auf den betroffenen Brachflächen (Abbildung 5.2-4 c, S. 93) wurden nur Zielarten



gefunden, die auch in der Turján-Landschaft auftraten; einige davon fehlten aber in den beiden anderen untersuchten Teilen der Tápió-Hajta-Landschaft.

Ein Blick auf Tabelle 6.4-2 (S. 195) zeigt, dass sich in der Turján-Landschaft in Übereinstimmung mit den Aussagen von MOLNÁR (1997c, 2008b) zahlreiche charakteristische Arten der Sandsteppenwiesen auf den Ackerbrachen angesiedelt haben. Unter diesen sind allerdings nur drei „echte“ Spezialisten, die aufgrund der Literatur (vgl. Kapitel 5.4.1.5) den geschlossenen Sandsteppenwiesen zugeordnet werden können. Unter diesen zeigt *Astragalus asper* eine vergleichsweise hohe Affinität für die ehemaligen Äcker und ist auch schon auf den jüngsten Brachen zu finden (vgl. Tabelle 6.4-1, S. 189). Die beiden anderen, *Achillea ochroleuca* und *Artemisia austriaca*, traten mit geringer Abundanz auf einer einzelnen (derselben) Ackerbrache der Peszéradacser Wiesen auf. (*Achillea ochroleuca* gilt allerdings bei BORHIDI (1993) als Element des Festucetum vaginatae, ist also auch ein charakteristisches Element offener Sandpuszтарasen.) In der Tápió-Hajta-Landschaft wurden trotz der im Vergleich zur Turján-Landschaft wesentlich geringeren Anzahl und Gesamtfläche der dort untersuchten Grünland-Bestände fünf mit Steppenwiesen assoziierte Spezialisten gefunden, also mehr als in der Turján-Landschaft. Zwei davon, nämlich *Astragalus asper* und *Adonis vernalis*, sind auf ehemalige Äcker eingewandert, während die drei anderen, *Polygala major*, *Inula oculus-christi* und *Phlomis tuberosa*, auf die Altwiesen beschränkt waren.

Unter den genannten Arten können *Inula oculus-christi* und *Polygala major* an ihrem Standort auf der Nyík-Wiese des LSG Tápió-Hajta als geobotanische Kuriositäten angesehen werden. Die erste Art kommt nur hier in einem Lössrasen des Flachlandes vor, der sich über eine Umgebung aus Salzböden erhebt. Für die zweite Art handelt es sich um das eine von nur zwei Vorkommen in demselben geografischen Rahmen (VIDRA 2012b). Der Grund für ein solch einzigartiges Vorkommen lässt sich nur schwer festlegen; es könnte historisch bedingt sein, was also dem dritten von BECKER (2010) aufgezählten Grund für die Seltenheit einiger Arten trockener Grasländer entspräche. Man kann aber davon ausgehen, dass mindestens eines der beiden anderen von ihm genannten Hemmnisse, nämlich die Bindung an eng umgrenzte Standortbedingungen sowie ein geringes Ausbreitungspotential, hinzu kommt, da es sich nur um kleine Populationen handelt.

Auffällig ist, dass die drei Spezialisten unter den Zielarten, die nicht auf Ackerbrachen einwandern konnten, alle im LSG Tápió-Hajta und damit auch alle in einer Lösssteppenwiese auftreten. Zudem sind *Inula oculus-christi* und *Phlomis tuberosa*, wie bereits erwähnt, generell mit Lösssteppenwiesen assoziiert (MOLNÁR, Zs. et al. 2008b). Insofern kann man hier die Aussage von MOLNÁR, Zs. (2008b) bestätigt sehen, wonach die Spezialisten von Lössrasen im Gegensatz zu denen von Sandrasen kaum auf neue Flächen einwandern. Allerdings bezog sich diese Aussage nicht nur auf die Spezialisten im engen Sinne (BORHIDI 1993), sondern auch auf eine Reihe von anderen, als charakteristisch für die Lösssteppenwiesen betrachteten Arten, von denen hier durchaus viele einwandern konnten.

Von den Arten, die in der Untersuchung von MOLNÁR, Zs. (1997c, 2008b) in neuentwickelten Grünlandbeständen auf Ackerbrachen mit Lössböden fehlten, wurden zehn in der vorliegenden Untersuchung auch auf Ackerbrachen gefunden (Tabelle 6.4-2, S. 195). Diese Arten sind allesamt Zielarten in der vorliegenden Analyse und gelten bis auf eine Ausnahme (*Adonis vernalis*, Spezialist) bei BORHIDI (1993) als Generalisten. Vier davon, nämlich *Asperula cynanchica*, *Filipendula vulgaris*, *Fragaria viridis* und *Veronica spicata*, wurden sowohl in der Turján-Landschaft als auch in der Tápió-Hajta-Landschaft auf Brachen gefunden. Vier weitere Arten, *Dianthus ponederae*, *Stachys recta*, *Potentilla incana* und *Teucrium chamaedrys*, wurden nur in der Turján-Landschaft auf Brachen gefunden; die beiden letzteren waren auch insgesamt auf die Turján-Landschaft beschränkt. *Adonis vernalis* und *Thalictrum minus* wiederum wurden ausschließlich in der Tápió-Hajta-Landschaft gefunden und dort jeweils auch auf einer Brache. (Die genannten Vorkommen für die Tápió-Hajta-Landschaft beziehen sich alle auf die Bereiche mit Lösssteppenwiesen, Abbildung 5.2-4 a+b, S. 93.) Festzuhalten ist also, dass in der untersuchten Region sowohl auf Sand als auch auf Löss- bzw. Lehm Böden Arten auf Ackerbrachen einwandern konnten, die in einer anderen Region Ungarns auf Altweiden beschränkt blieben. Bei Gegenüberstellung des Arteninventars der beiden untersuchten Landschaften und Steppenwiesentypen (Tabelle 6.4-2, S. 195) zeigt sich (wie auch schon für die zehn genannten Arten), dass es bezüglich der erfolgreich etablierten Zielarten sowohl eine Schnittmenge als auch jeweils eigenständige Elemente gibt. Sowohl eine gemeinsame als auch eine getrennte Auswertung ist daher sinnvoll und wurde entsprechend durchgeführt.

Wenn man die Anzahl der Zielarten auf 25 m<sup>2</sup> der beiden hier untersuchten Regionen einander gegenüberstellt (Abbildung 6.5-2 S. 204), fällt auf, dass die Werte in den ältesten (39-54-jährigen) Brachen der Tápió-H.-Landschaft deutlich hinter denen der dortigen Referenzbestände zurückbleiben. In der Turján-Landschaft ist die flächenbezogene Anzahl an Zielarten in den Referenzbeständen geringer als in der Tápió-H.-Landschaft, und man findet die umgekehrte Konstellation, nämlich, dass die Zielarten-Anzahlen in den ältesten Brachen die Werte der Referenzbestände häufig übertreffen. Diese Ergebnisse implizieren, dass in der Turján-Landschaft relativ hochwertige Brachen und vergleichsweise schlechte Referenzbestände untersucht wurden, während es sich in der Tápió-H.-Landschaft umgekehrt verhält. Die geringe naturschutzfachliche Qualität der Referenzbestände in der Turján-Landschaft muss als Defizit im verfügbaren Datenmaterial gesehen werden (vgl. hierzu auch Kapitel 7.7.2.2); die guten Referenzbestände von Steppenwiesen in der Tápió-Hajta-Landschaft bieten aber einen Anhaltspunkt, welche Anzahl von Zielarten pro Fläche bei naturschutzfachlich hochwertigen Beständen zu erwarten ist. Aufgrund der Tatsache, dass viele dieser Zielarten in den beiden untersuchten Landschaften übereinstimmen, ist dies akzeptabel.

Die drei Aufnahmeflächen von Brachen ab 39 Jahren, die in der Tápió-Hajta-Landschaft untersucht wurden, haben keine gute Qualität bezüglich der Anzahl der Zielarten erreicht. Es gibt aber noch fünf Werte mit einem geringeren Bestandsalter zwischen 23 und 34 (drei davon überlappen sich in der Grafik), die belegen, dass prinzipiell auch in der Tápió-H.-Landschaft bessere Ergebnisse bei der Neuentwicklung trockener Grasländer erreicht werden können.

### 7.3.1.3 Lösssteppenwiesen

Wie im vorigen Abschnitt dargelegt, unterscheidet sich das Ergebnis bzgl. der Anzahl der eingewanderten charakteristischen Arten bei den Lösssteppenwiesen der Tápió-Hajta-Landschaft deutlich im positiven Sinne von dem aus SO-Ungarn (MOLNÁR, ZS. 1997c, 2008b). Wie Abbildung 6.5-2 (S. 204) zeigt, bleiben die Aufnahmequadrat-bezogenen Anzahlen von Zielarten der neuentwickelten Grasländer in der Tápió-H.-Landschaft im Durchschnitt jedoch deutlich hinter denen der zugehörigen Referenzbestände zurück. Dennoch kann eine einzelne, ca. 34-jährige Ackerbrache im LSG Tápió-Hajta als neuentwickelte Lösssteppenwiese

angesehen werden. Diese nimmt auf der Karte in Abbildung 5.2-4 b (S. 93) den kleinen Hügel ein, auf dem der am weitesten nördlich gelegene Aufnahmepunkt eingezeichnet ist. Im Bereich dieser Karte wurden im Boden die höchsten Schluffanteile der vorliegenden Untersuchung gemessen, nämlich zwischen 40 und 70 %, so dass die Körnung hier besonders gut zum Vegetationstyp Lösssteppenwiese passt. Bei der Vegetationsaufnahme, die auf dem Hügel durchgeführt wurde, wurden 11 Zielarten gefunden, womit diese Aufnahme im unteren Schwankungsbereich der Zielarten-Anzahlen der Referenzbestände angesiedelt ist (Abbildung 6.5-2, S. 204). Die Vegetationsstruktur der Aufnahmefläche war vielschichtig und wurde deutlich von *Festuca stricta* subsp. *sulcata* und anderen niedrigwüchsigen Zielarten dominiert. Große Teile des Hügels waren durch eine ähnliche Vegetationsstruktur gekennzeichnet. Auf dem Hügel wurde mit dem Spezialist *Adonis vernalis* zudem noch eine zusätzliche Zielart gefunden, die sonst auf keiner anderen untersuchten Ackerbrache vorhanden war. Dies unterstreicht die naturschutzfachliche Qualität dieser neuentwickelten Steppenwiese. Dieser Bestand beweist, dass die Ausbildung einer charakteristischen neuen Lösssteppenwiese prinzipiell möglich ist. Im Vergleich mit den Ergebnissen von MOLNÁR (1997c) bestätigt sich also dessen Aussage, dass das Verhalten einzelner Arten bzgl. der Einwanderung auf Ackerbrachen in verschiedenen Regionen sehr unterschiedlich ausfallen kann, wodurch auch das Potential zur Neuentwicklung zugehöriger Vegetationstypen sehr unterschiedlich sein kann. In Bezug auf eine Art, nämlich *Phlomis tuberosa*, stimmen die Beobachtungen aus dem LSG Tápió-Hajta aber mit denen von MOLNÁR, Zs. (1997c, 2008b) überein: Diese Art blieb auch hier auf Altbestände von Lösssteppenwiesen beschränkt.

Auch CSATHÓ (2008) weist auf die regional unterschiedliche Fähigkeit vieler Arten, auf Brachflächen Fuß zu fassen, hin: So findet man zwischen Kleinlandschaften der Großen Tiefebene in dieser Hinsicht nicht nur Unterschiede zwischen Sand- und Lössböden, sondern auch zwischen verschiedenen Gebieten mit Lössböden. Der Autor listet in der zitierten Publikation Arten auf, die nach den bisherigen Beobachtungen im Süden des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes und im Südosten Ungarns in der Trans-Theiß-Region auf primäre Bestände beschränkt sind (bei letzteren handelt es sich meist um Grenzstreifen). Es handelt sich dabei vorwiegend um Arten der Lösssteppenwiesen. Unter anderem wird auch hier wieder *Phlomis tuberosa* als Indikator für primäre Lösssteppenwiesen aufgeführt. Diese Art kann also

als aussichtsreicher Kandidat für eine grundsätzliche Bindung an Altwiesen festgehalten werden. Auf der genannten Liste von CSATHÓ (2008) finden sich aber auch 12 Arten, die in der vorliegenden Untersuchung auch in sekundären Beständen gefunden wurden und hier alle als Zielarten von Steppenwiesen gelten. Davon stimmt ein Teil mit denen überein, über die auch MOLNÁR, ZS. (1997c, 2008b) berichtet, dass sie nicht auf Brachen im Südosten der Großen Tiefebene eingewandert sind. Zusätzliche Arten auf der Liste von CSATHÓ (2008) sind *Astragalus asper*, *Campanula glomerata*, *Chrysopogon gryllus*, *Inula salicina* und *Jacobaea vulgaris*, welche in der eigenen Analyse auf Brachen beider untersuchter Regionen zu finden waren, sowie *Euphorbia seguieriana* und *Stipa capillata*, die auf die Turján-Landschaft, also auf Sandböden beschränkt waren und dort auch auf Brachen auftraten. Diese Ergebnisse lassen darauf schließen, dass das Potential zur Neuentwicklung von Steppenwiesen in den hier untersuchten Landschaften etwas höher ist als in verschiedenen anderen Teilen Ungarns.

Ein Bericht über die Neuentwicklung von Lösssteppenwiesen in einer weiteren Region, dem Mezőföld (dem nördlichen und größeren der beiden transdanubischen Teile der Großen Tiefebene), findet sich bei BARTHA und HORVÁTH (2008). Auch dort sind einige der charakteristischen Arten der Referenzbestände auf die ältesten, ca. 25 bis 35 Jahre alten Brachen eingewandert. In Bezug auf das Artenspektrum der Referenzbestände wird auf den untersuchten Brachen allerdings weniger als 60 % erreicht (BARTHA et al. 2008a). Spezialisten nach BORHIDI (1993) sind nicht unter den genannten eingewanderten Arten. Die Autoren gehen davon aus, dass das Alter dieser Brachen für eine vollständige Neuentwicklung noch nicht ausreicht, da sowohl das Arteninventar als auch die Dominanzverhältnisse noch nicht denen der Altbestände entsprechen, obwohl die Ruderalarten bereits zurückgedrängt wurden. Auch im Vergleich mit diesen Ergebnissen sind für Lösssteppenwiesen im LSG Tápió-Hajta günstigere Resultate zu verzeichnen: Bei den ältesten Brachen kommen die Dominanzverhältnisse denen der Altbestände nahe, da *Festuca stricta* subsp. *sulcata* jeweils den größten Deckungsgrad erreicht; außerdem ist der überwiegende Teil der charakteristischen Arten der Referenzbestände auch in den neuentwickelten Wiesen zu finden (Tabelle 6.4-2, S. 195).

#### 7.3.1.4 Sandsteppenwiesen und offene Sandpuszтарasen

Bei der Analyse der Neuentstehung auf Sandbrachen ist es wichtig, zwischen Arten offener Sandpuszтарasen und geschlossener Sandsteppenwiesen zu differenzieren (zur Klärung der Begriffe vgl. Kapitel 4.2.1). Laut MOLNÁR (1997a) sind fast alle Sand-Spezialisten im Donau-Theiß-Zwischenstromland fähig, innerhalb von 10-20 Jahren auf neue Flächen einzuwandern. In einer weiteren Publikation (MOLNÁR, Zs. 2008a) weist er darauf hin, dass die Spezialisten in der Großen Tiefebene im Allgemeinen nur langsam in der Landschaft wandern, ausgenommen in den trockensten sandreichen Landschaften. Der Autor beschreibt im Weiteren dann auch ein Beispiel für die fast vollständige Einwanderung von Arten offener Sandrasen. Die obige Aussage bezog sich also in erster Linie auf offene Sandpuszтарasen, die - anders als geschlossene Sandsteppenwiesen - an besonders trockene, humusarme Sandböden gebunden sind. Zu beiden genannten Vegetationstypen sind mehrere Publikationen von CSECSERITS und Mitarbeitern erschienen. Diese konzentrieren sich zunächst auf die Neuentwicklung offener Sandpuszтарasen (CSECSERITS und RÉDEI 2001; CSECSERITS 2007; CSECSERITS et al. 2007; CSECSERITS et al. 2008b), behandeln später aber auch die Neuentwicklung auf solchen Ackerbrachen, wo beide Typen als Zielvegetation in Betracht kommen (CSECSERITS et al. 2008a; CSECSERITS et al. 2010; CSECSERITS et al. 2011; ALBERT et al. 2014; ALBERT 2015).

Die eigene Untersuchung umfasst lediglich geschlossene Sandsteppenwiesen und weist vermutlich nur am trockensten Ende des Standortgradienten Bodenfeuchte eine standörtliche und floristische Ähnlichkeit zu den vorgenannten Publikationen auf. Dies zeigt sich darin, dass die geschlossenen Sandsteppenwiesen, die neben offenen Sandpuszтарasen als Zielvegetation bei der Studie von CSECSERITS und Mitarbeitern (CSECSERITS et al. 2008a; CSECSERITS et al. 2010; CSECSERITS et al. 2011) beteiligt sind, meist von *Festuca wagneri*, *Bothriochloa ischaemum* und *Stipa capillata* dominiert werden. Die letzten beiden Arten kommen auch auf den eigenen untersuchten Sandstandorten vor, sind aber insgesamt selten und erreichen nur in fünf (*Bothriochloa*) bzw. drei (*Stipa*) Aufnahmeflächen Deckungsgrade über 1 %. Ihr Vorkommen ist auf das trockene Ende des Feuchtegradienten konzentriert. Stattdessen spielen in den eigenen untersuchten Grasländern trockener Standorte *Festuca stricta* subsp. *sulcata* oder diverse andere Zielarten der Steppenwiesen dominante Rollen. Zudem sind die von CSECSERITS et al. (2011) untersuchten Standorte durch Sandgehalte im Boden von etwa 95-98 %

gekennzeichnet. Von den 38 auf Körnung analysierten Proben der eigenen Untersuchung dagegen erreichte nur eine einzige einen Sandanteil in diesem Bereich (96,7 %).

Auch bei einer vergleichenden Untersuchung der Vegetation kalkreicher Sandböden im Kiskunság und saurer Sandböden im Nyírség im Nordosten Ungarns (ALBERT et al. 2014; ALBERT 2015) weichen die Referenzbestände geschlossener Sandsteppenwiesen floristisch von den hier untersuchten ab. Es handelt sich dabei um die Vegetation feuchterer Senken zwischen Sandhügeln. Im Kiskunság ist dort das *Galio veri-Holoschoenetum vulgaris* vertreten und im Nyírség das Degradation anzeigende *Cynodonti-Festucetum pseudovinae*.

Bzgl. des Arteninventars offener und geschlossener Grünlandtypen auf Sand finden sich bei CSECSERITS et al. (2011) Informationen. Dort werden charakteristische Arten beider Typen aufgelistet, von denen über 90 % auch auf die dort untersuchten Brachen eingewandert waren. Beim Vergleich der Listen zeigt sich, dass unter den charakteristischen Arten der geschlossenen Sandsteppenwiesen nur eine Art ist, die BORHIDI (1993) als Spezialist einstuft, nämlich *Equisetum ramosissimum*. Diese ist auch in der vorliegenden Arbeit recht häufig auf Sandböden und dabei sowohl auf Brachen als auch in Altbeständen vertreten (Tabelle 6.4-2, S. 198). Bei der pflanzensoziologischen Einordnung von BORHIDI (1993) ist *Equisetum ramosissimum* allerdings als Element des *Festucion vaginatae*, also offener Sandpuszтарasen eingetragen. Auf der Liste der offenen Sandpuszтарasen dagegen finden sich bei CSECSERITS et al. (2011) viele Spezialisten (11 Stück). Zwei davon, *Euphorbia seguieriana* und *Gypsophila paniculata*, treten auch in der vorliegenden Arbeit auf sehr trockenen Sandstandorten auf, und zwar auch auf Brachen.

Bei der Analyse der Neubildung von offenen Sandpuszтарasen und geschlossenen Sandsteppenwiesen in der oben genannten Studie im Kiskunság und im Nyírség blieb ein Teil der Zielarten auf die Referenzbestände beschränkt, während viele andere bereits in den ersten 10-20 Jahren eingewandert waren (ALBERT et al. 2014; ALBERT 2015). Eine Reihe von Arten, die dort nicht in sekundären Beständen aufgetaucht sind, konnte in der vorliegenden Untersuchung auf Brachen gefunden werden. Darunter waren folgende eigene Zielarten von Steppenwiesen gemäß Kapitel 5.4.1.5: *Carex liparocarpos*, *Carex praecox*, *Chrysopogon gryllus*, *Rostraria cristata*, *Salix repens* subsp. *rosmarinifolia*, *Scirpoides holoschoenus*, *Teucrium chamaedrys* und *Verbascum phoeniceum*. Auch eine Zielart der Pfeifengraswiesen, *Carex flacca*,

gehört dazu. Bei Betrachtung der Gesamtliste der Zielarten der genannten Publikationen ist festzustellen, dass diese 14 Spezialisten offener Sandpuszтарasen nach BORHIDI (1993) enthält. Diese wurden alle auf den Untersuchungsflächen des Kiskunság dieser Studien gefunden. Zwei davon wurden im Nyírség ebenfalls gefunden und zusätzlich ein Spezialist des Corynephorions (Silbergrasfluren).

Für beide genannten Studien (CSECSERITS et al. 2011; ALBERT et al. 2014) ist also kein Spezialist geschlossener Steppenwiesen nach der pflanzensoziologischen Einordnung von BORHIDI (1993) dabei, trotzdem konnten viele beteiligte Arten (darunter auch Spezialisten offener Sandrasen) aufgrund anderer Quellen als charakteristisch für geschlossene Sandsteppenwiesen identifiziert werden. Ein sehr ähnliches Bild ergibt sich auch für die vorliegende Untersuchung; hier gibt es aber mit *Artemisia austriaca* und *Astragalus asper* auch zwei Spezialisten unter den Zielarten, die auch bei der pflanzensoziologischen Einordnung nach BORHIDI (1993) zum Festucion valesiaca zählen, das geschlossene Sandsteppenwiesen mit einschließt. Auch wenn nur ein kleiner Teil der Zielarten der vorliegenden Untersuchung von BORHIDI (1993) als Spezialisten definiert wird, setzten sich die neuentwickelten Vegetationsbestände durch zahlreiche charakteristische Arten der Zielvegetation deutlich von denen auf Löss in SO-Ungarn ab (MOLNÁR 1997c; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998; MOLNÁR, Zs. 2008b).

Im Gegensatz zu den geschlossenen Sandsteppenwiesen wird für offene Sandpuszтарasen in den genannten Publikationen jeweils eine lange Liste von Spezialisten genannt, die größtenteils auch auf Ackerbrachen eingewandert sind (s. o., CSECSERITS et al. 2011; ALBERT et al. 2014). Auch die auf offene Sandpuszтарasen beschränkte Untersuchung von CSECSERITS und RÉDEI (2001) und CSECSERITS (2007) im Kiskunság ergab, dass nur 4 von 39 Sandrasen-Arten des untersuchten Bereichs nicht auf die ehemaligen Äcker eingewandert sind und der größte Teil des Artenwechsels bereits nach ca. 10 Jahren erfolgt ist. Diese überwiegend auf den Kiskunság konzentrierten Studien bestätigen also das gute Potential für die Neuentwicklung speziell offener Sandpuszтарasen. Diese Beobachtungen passen zu den bereits angesprochenen Beobachtungen von MOLNÁR, Zs. (2008a), dass auf den trockensten Sandstandorten des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes fast alle Spezialisten offener Sandpuszтарasen in kurzer Zeit auf Ackerbrachen einwandern können. Hierfür gibt es auch in der vorliegenden Arbeit Hinweise: Die drei hier gefundenen Spezialisten offener Sandsteppenrasen, *Equisetum*



*ramosissimum*, *Euphorbia seguieriana* und *Gypsophila paniculata*, traten bereits auf den jüngsten Brachen auf und/oder wurden an anderen gestörteren Standorten (z. B. Böschungen) gefunden. Eine Erklärung hierfür kann die spezielle Dynamik (BARTHA 2007; BARTHA et al. 2008b) sein, die aufgrund der extremen Standortbedingungen besonders bei der Sukzession auf stark sandigen Böden zum Tragen kommt. Offene Sandsteppenrasen weisen meist eine lückige Struktur ohne dicke Streuschicht auf, was in Jahren mit längeren Trockenperioden noch verstärkt wird. Dies zieht eine rege Dynamik von wechselseitig fleckenweise dominierenden Arten nach sich, erleichtert aber auch die Einwanderung neuer Arten von außen. Die typischen Arten der Pflanzengesellschaft sind vermutlich auch daran angepasst, innerhalb eines Bestandes, in dem sie schon Fuß gefasst haben, durch extreme Witterungsbedingungen oder Bewegung des Sandes (MOLNÁR, ZS. 2008a) immer wieder zurückgedrängt zu werden und sich dann wieder zu etablieren. Die Standorteigenschaften können hier als extrem angesehen werden, was daran angepasste Spezialisten fördert und konkurrenzstärkere Arten mit höheren Ansprüchen von der Besiedelung abhält. CSECSEKITS und RÉDEI (2001) erklären damit den starken Kontrast zu den Ergebnissen für Lösssteppenwiesen in SO-Ungarn (MOLNÁR, ZS. 1997a, c, 2008b): Sie vermuten, dass auf feuchteren, humusreicheren Böden konkurrenzstärkere Ruderalarten, Störungstolerante und Generalisten besser Fuß fassen können und so die Einwanderung von Spezialisten verhindern oder zumindest verzögern.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass im Vergleich zu den Ergebnissen aus anderen Regionen hier in beiden untersuchten Landschaften eine gleichwertige (vgl. CSECSEKITS et al. 2011) oder weitergehende (vgl. MOLNÁR 1997c; ALBERT et al. 2014) Einwanderung von Zielarten der Referenzbestände geschlossener Steppenwiesen auf Ackerbrachen stattgefunden hat. Unter den eigenen Steppenwiesen-Zielarten blieben nur vier auf die Altwiesen beschränkt. Diese günstigen Ergebnisse sind aber sicherlich nicht darauf zurückzuführen, dass die Flora der eigenen Untersuchungsgebiete insgesamt ärmer an charakteristischen Arten wäre als die anderer Studien. Dies zeigt zum einen die lange Liste der Zielarten (Tabelle 6.4-2, S. 195), zum anderen die Tatsache, dass auf den hiesigen Brachen viele Arten der Referenzbestände vertreten waren, die bei anderen Studien nicht auf Brachen gefunden wurden.

### 7.3.1.5 Gegenüberstellung Steppenwiesen und Pfeifengraswiesen

Beim Vergleich der Listen erfolgreich etablierter Zielarten von Steppenwiesen und Pfeifengraswiesen (Tabelle 6.4-2, S. 195) zeigt sich, dass die Pfeifengraswiesen insgesamt (also Referenz + Brachen) wesentlich mehr Spezialisten im Sinne von BORHIDI (1993) beherbergen, die auch Zielarten, also charakteristische Elemente von Pfeifengraswiesen oder Niedermooren sind. Zudem sind diese allesamt auf Ackerbrachen der Turján-Landschaft eingewandert. Auch unter den Zielarten, die nicht zu den Spezialisten gehören, finden sich nur zwei (*Anacamptis morio* und *Selinum carvifolia*), die den Brachflächen fern blieben. Ein persönlicher Erfahrungswert von András Máté (Nationalpark Kiskunság, 2009), wonach lediglich *Veratrum album* auf neuentwickelten Pfeifengraswiesen fehlt, konnte durch einen Fund der Art auf einer ca. 35-jährigen Brache des LSG Ócsa widerlegt werden.

Dem höheren Anteil an Spezialisten unter den Zielarten der Pfeifengraswiesen und deren vollständiger Einwanderung auf Brachen ist jedoch entgegenzusetzen, dass für die Steppenwiesen insgesamt mehr Arten als Zielarten definiert werden konnten (Tabelle 6.4-2, S. 195). Außerdem ist die Anzahl an Steppenwiesen-spezifischen Zielarten in Aufnahmequadraten der Steppenwiesen durchschnittlich höher als die Anzahl an Moorwiesen-spezifischen Zielarten in Aufnahmen der Pfeifengraswiesen. Dies spiegelt sich in den Definitionen der beiden Zielvegetationstypen wider, die in Kapitel 5.4.1.5 nachzulesen sind. Wie aus Abbildung 6.5-1 (S. 202) hervorgeht, bewegt sich die Gesamtzahl (und auch die Deckung) der Zielarten bei nassen und trockenen Standorten aber trotzdem in einem sehr ähnlichen Rahmen. Dies ergibt sich daraus, dass in Moorwiesen-Aufnahmen häufig auch einige Zielarten für Steppenwiesen zu finden sind; umgekehrt ist das in deutlich geringerem Ausmaß der Fall (vgl. Beispiele in Anhang III, S. 381). Dies mag ein Hinweis auf Austrocknungstendenzen in der Landschaft sein, ist aber bei Pfeifengraswiesen sicherlich auch nicht ungewöhnlich, da es sich hierbei schon definitionsgemäß um austrocknende (entsprechend auch die ungarische Bezeichnung), also nur noch mäßig vernässte Moorwiesen handelt (vgl. Kapitel 4.1).

### 7.3.2 Neuentstehung der Zielvegetationstypen

Abbildung 6.5-3 (S. 206-208) gibt einen Überblick darüber, aus welchen Vegetationstypen sich die aufgenommene Vegetation zusammensetzt und welche zeitlichen Trends darin erkennbar sind. Zunächst ist hervorzuheben, dass die beiden Zielvegetationstypen unter den Aufnahmeflächen, die einem halbnatürlichen Vegetationstyp zugeordnet werden können, in den Untersuchungsgebieten vorherrschen. Es handelt sich unter den gegebenen Bedingungen (bzgl. Klima, Boden und Pflegemaßnahmen) also tatsächlich um diejenigen Vegetationstypen, die als Endpunkt der Sukzession zu erwarten sind.

Des Weiteren zeigt sich, dass das Spektrum der Vegetationstypen auf älteren Brachen größtenteils das der Altwiesen in der Umgebung widerspiegelt. Dies ist eine logische Folge der Tatsache, dass passende, nahegelegene Artenquellen eine zentrale Voraussetzung für die Entwicklung halbnatürlicher Vegetation auf brachgefallenen Ackerflächen sind (GIBSON und BROWN 1991; MANCHESTER et al. 1999; RUPRECHT 2006; COUSINS und LINDBORG 2008; FAGAN et al. 2008; KNAPPOVÁ et al. 2012). Es ist also zu erwarten, dass neuentwickelte Vegetationsbestände im Allgemeinen nur so „gut“ sein können wie die erhaltenen „Vorbilder“ in ihrer Umgebung. Dies trifft jedoch auf die Steppenwiesen in der Turján-Landschaft insofern nicht zu, als dort die Zahl der Zielarten pro Aufnahmefläche in vielen Aufnahmequadraten auf ehemaligen Äckern höher ist als in den Referenzbeständen (Abbildung 6.5-2, S. 204). Dennoch ist der größte Teil der auf Brachen gefundenen Zielarten auch in den untersuchten Altwiesen zu finden (Tabelle 6.4-2, S. 195), so dass diese Arten ursprünglich von diesen Altwiesen auf die Brachen eingewandert sein können. Die Standortbedingungen sind aber vermutlich auf einem Teil der Brachen seitdem günstiger für die Zielarten der Steppenwiesen gewesen als auf den untersuchten Altbeständen selbst (z. B. im Hinblick auf Störungen; vgl. Abschnitt 7.7.2.2), so dass diese Brachen mittlerweile eine höhere flächenbezogene Dichte von Zielarten erreicht haben. Auch könnten beim Einwandern in der Vergangenheit solche Altwiesen als Quellen gedient haben, die mittlerweile nicht mehr existieren oder degradiert sind, oder aber auch andere Brachen in der Umgebung, auf die bereits Zielarten eingewandert waren. Zudem kommen auch weitere landschaftliche Strukturen als Artenquellen für die Brachen in Frage, wie z. B. ungepflügte Grenzstreifen oder Randstreifen (CSATHÓ 2009), die in die vorliegende Untersuchung nicht eingeflossen sind. Die beiden letzteren Aspekte sind eine mögliche

Erklärung für das Auftreten auch solcher Zielarten auf Brachen, die den Referenzbeständen fehlen (Tabelle 6.4-2, S. 195).

Bzgl. der zeitlichen Entwicklung fällt besonders ein Sprung bei 20 Jahren auf: Erst unter Aufnahmequadraten, deren Bestandsalter 20 Jahre übersteigt, findet sich eine größere Anzahl an Quadraten, die der Zielvegetation entsprechen. Außerdem entspricht das gesamte Spektrum der vorkommenden Vegetationstypen ab diesem Alter grob dem der Referenzbestände. Dies stellt eine Parallele zu den Ergebnissen der DCA und der Clusteranalyse dar, wonach sich Aufnahmeflächen ab ca. 20 Jahren floristisch mit denen der Referenzbestände in der Analyse vermischen. Zusätzlich ist festzustellen, dass bei den mindestens 40 Jahre alten Aufnahmeflächen der Anteil der Zielvegetation noch etwas höher ist als bei 20-39 Jahre alten. Dies bestätigt die Schlussfolgerung aus den Regressionsanalysen, wonach im Zeitraum zwischen 20 und 40 Jahren nach Brachfallen eines Ackers noch eine weitere floristische Annäherung an die Altbestände erfolgen kann.

Der quantitative Vergleich der ältesten Brachen ab 40 Jahren mit den Altwiesen fällt in den beiden Feuchteregimen jedoch unterschiedlich aus. Bei den nassen Flächen hat sich ein gutes Drittel der über 40 Jahre alten Aufnahmeflächen zu einer Pfeifengraswiese entwickelt. Dieses Ergebnis bleibt deutlich hinter dem Anteil zurück, den die Pfeifengraswiesen unter den Referenzbeständen ausmachen. Im trockenen Feuchteregime dagegen ist der Anteil der Zielvegetation mit gut 50 % höher. Zudem entspricht das Ergebnis in etwa dem Anteil der Steppenwiesen in den zugehörigen Referenzbeständen. Allerdings muss im trockenen Feuchteregime berücksichtigt werden, dass die Gruppe der Referenzbestände mit 13 Aufnahmeflächen zu klein ist, um von einer repräsentativen Stichprobe für eine detaillierte pflanzensoziologische Differenzierung ausgehen zu können. Die Vergleichsbestände können hier also lediglich der Orientierung dienen.

Wenn man mittelmäßig entwickelte Aufnahmeflächen (leicht degradierte Zielvegetation sowie im nassen Feuchteregime unspezifische Moorwiesen oder *Deschampsia*-Wiesen) dazu zählt, kommt man unter den Brachen ab 40 Jahren auf ca. 60 % günstig entwickelte Aufnahmeflächen im nassen und knapp 70 % im trockenen Feuchteregime. Bzgl. *Deschampsia cespitosa*-dominierten Sumpfwiesen ist anzumerken, dass es sich dabei laut BÖLÖNI et al. (2003) normalerweise um sekundäre Vegetation handelt; ihre Existenz deutet typischerweise bereits

auf eine Vergangenheit als Acker oder auf eine andersartige anthropogene Störung hin. Deshalb kann die Entwicklung eines solchen Bestandes nur als mittelmäßiger Erfolg angesehen werden, der vom naturschutzfachlichen Wert her in etwa mit den leicht degradierten Beständen auf eine Stufe gestellt werden kann. Die *Deschampsia*-Wiesen können aber, genauso wie unspezifische Moorwiesen oder leicht degradierte Bestände beider Zielvegetationstypen, durchaus eine beträchtliche Zahl an Zielarten beherbergen (vgl. Anhang III, Tabellen 5) und 6), S. 384).

Im nassen Feuchteregime bleibt also auch bei Einbeziehung der Moorwiesen-ähnlichen Vegetationstypen der Anteil günstig entwickelter Aufnahmequadrate unter den Brachen ab 40 Jahren mit ca. 60 % deutlich hinter dem entsprechenden Anteil unter den Referenzbeständen (fast 90 %) zurück. Im trockenen Feuchteregime weisen die ältesten Brachen dagegen sogar mehr günstig entwickelte Quadrate auf als die zugehörigen Referenzbestände. Die Tatsache, dass alte Pfeifengraswiesen in der Nachbarschaft der untersuchten Brachen wesentlich häufiger und großflächiger vorhanden waren als alte Steppenwiesen, spiegelt sich also nicht im Anteil der wunschgemäß entwickelten feuchten und nassen Brachen wider. Dieses Ergebnis deckt sich also nicht vollständig mit den Erwartungen aus den Regressionsanalysen und den Kurvenanpassungen, aus denen hervorging, dass sich die Vegetation über 40 Jahre alter Brachen in beiden Feuchteregimen bzgl. diverser Vegetationsparameter durchschnittlich der Altwiesen-Vegetation angepasst hat (Abbildungen 6.3-2 u. 3, S. 177 u. 179 sowie 6.5-1, S. 202). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die pflanzensoziologische Analyse komplexer ist als die Regressionsanalysen und daher noch zusätzliche Informationen berücksichtigt.

Da die Sättigungskurven in der Altersstufe ab 40 bereits die Steigungsphase hinter sich gelassen haben, ist zu vermuten, dass es sich bei dem nach 40 Jahren erreichten Stadium prinzipiell um das „Endergebnis“ handelt. Oberhalb von 40 Jahren verändert sich die Artenzusammensetzung vermutlich nur noch sehr langsam bzw. nur bei einem kleinen Teil der Flächen. Natürlich gibt es auch weiterhin Schwankungen in der Artenzusammensetzung sowohl von neugebildeten als auch von alten Wiesen, denen dann aber keine langfristige zeitliche Tendenz mehr zugrunde liegt, die mit der Nutzungsgeschichte der Flächen zusammenhängt.

Die dargestellten Ergebnisse implizieren, dass es grundsätzlich sinnvoll ist, die (zwischenzeitliche oder abschließende) Bilanz einer Sukzession auf Ackerbrachen in prozentualen Anteilen verschiedener Resultate darzustellen: Ein gewisser Prozentsatz der

aufgelassenen Äcker entwickelt sich zu einer vollwertigen Steppen- oder Moorwiese, ein anderer Teil nicht, bzw. ein Teil der Fläche einer einzelnen Brache entwickelt sich gut, ein anderer Teil nicht. (Da hier in erster Linie auf der Ebene von Aufnahmequadraten analysiert wurde, kann zwischen beidem nicht differenziert werden.) Eine solche Bilanzierung lässt sich auch für die Ergebnisse von CSECSERITS (2007) in Bezug auf die Neuentstehung offener Sandpuszтарasen bei Fülöpháza im Kiskunság realisieren: Die Anordnung der Vegetationsaufnahmen in einer multivariaten Ordination impliziert, dass ca. 50 % der 26-35 Jahre alten Brachen floristisch den Referenzbeständen nahe kommen, da sie sich mit deren Aufnahmen vermischen. Bei den eigenen Daten findet bei der DCA (Abbildung 6.1-1, S. 146-148) für beide Feuchteregime eine so gut wie vollständige Vermischung der Brachen ab 20 Jahren mit den Altbeständen statt. Da die detaillierte floristische Analyse allerdings ergeben hat, dass die Qualität unter den Altbeständen wie auch unter den Brachen unterschiedlich ist, kann man auch hier nur von ca. 35 bzw. 50 % wunschgemäß entwickelten Aufnahmequadraten der Brachen sprechen. Diese haben die floristische Zusammensetzung des „guten“ Teils der Referenzbestände erreicht und Störzeiger machen darin nur noch einen unbedeutenden Anteil der Deckung aus. Diese Ergebnisse werden nach ca. 20-40 Jahren erreicht (vgl. Kapitel 7.2), was also ungefähr dem Zeitrahmen für die Neuentwicklung offener Sandsteppenrasen bei Fülöpháza entspricht (CSECSERITS 2007).

Beim Vergleich mit der Studie bei Fülöpháza ist zu berücksichtigen, dass bei der eigenen Untersuchung vorwiegend andere Vegetationstypen, nämlich Moorwiesen und geschlossene Löss- und Sandsteppenwiesen, beteiligt waren. Letztere behandeln (neben offenen Sandrasen) ALBERT (2015) und CSECSERITS et al. (2011). Bei beiden Untersuchungen vermischen sich die Vegetationsaufnahmen neuentwickelter Sandsteppenwiesen und Sandpuszтарasen bei multivariaten Analysen nicht oder fast nicht mit denen von Altbeständen, was also im Gegensatz zu den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung steht. Eine deutliche zeitliche Annäherung an die Referenzbestände ist aber auch in den genannten Studien erkennbar. Die Bestände, die sich in der Studie von CSECSERITS et al. (2011) auf ehemaligen Äckern entwickelt haben, enthalten sowohl Arten offener als auch geschlossener Sandsteppenrasen, wobei die Ähnlichkeit zu den offenen Rasen überwiegt. Allerdings sind sie überwiegend durch einen deutlich höheren Deckungsgrad von Neophyten gekennzeichnet (meist zwischen ca. 1 und

25 %), als es in den Altbeständen der Fall ist. Es handelt sich dabei hauptsächlich um *Asclepias syriaca*. Diese Art ist auf den untersuchten Gesamtflächen der vorliegenden Studie nur sehr selten und mit geringer Deckung vertreten, und auch andere Neophyten erreichen nur vereinzelt hohe Deckungsgrade (vgl. Kapitel 6.4.3). Dieser Unterschied könnte evtl. darauf zurückzuführen sein, dass die eigenen untersuchten Flächen regelmäßig gemäht oder beweidet wurden, während dies bei den von CSECSERITS et al. (2011) untersuchten nicht oder nur selten der Fall war. Diese These bedarf aber weiterer Überprüfung, da sich die hauptsächlich beteiligten Neophyten-Arten zwischen den beiden Studien unterscheiden, was sich vermutlich auf die größtenteils trockeneren Böden in der Analyse von CSECSERITS et al. (2011) zurückführen lässt. Die Autoren haben aber auch festgestellt, dass trotz des starken Auftretens von *Asclepias syriaca* nur wenige charakteristische Arten der Altbestände nicht auf die ehemaligen Äcker eingewandert sind. CSECSERITS et al. (2011) kommen zu dem Schluss, dass die resultierenden Bestände als neue, zumindest über die untersuchten Zeiträume hinweg stabile halbnatürliche Pflanzengemeinschaften angesehen werden können, die wegen des neu eingewanderten Arteninventars durchaus einen hohen Wert für den Naturschutz besitzen. Ein ähnliches Konzept vertritt ROSENTHAL (2003), der darauf hinweist, dass Restaurations- (und Neuschaffungs-) Maßnahmen auf nassen Böden in Deutschland aufgrund veränderter Standortbedingungen häufig nicht zu Pflanzengemeinschaften führen, die den bekannten Pflanzengesellschaften entsprechen, sondern zu neuen Gemeinschaften, die aber dennoch schützenswerte Arten enthalten können. Er stellt daher die Arten als Zielobjekt der Restaurations- (und Neuschaffungs-) Maßnahmen in den Vordergrund. Entscheidend ist nach diesem Konzept, dass die entstandene Vegetation die Habitat-Funktion für Arten erfüllt, deren ursprüngliche Lebensräume zerstört wurden und die deshalb gefährdet sind. Diese Funktion erfüllen in der vorliegenden Studie auch solche neuentwickelten Grasländer, die zwar nicht ganz den Zielvegetationstypen entsprechen, aber viele Arten naturnaher Standorte enthalten.

Auch ALBERT (2015) hat *Asclepias syriaca* (als einzigen mehrjährigen Neophyten) auf Brachen im Kiskunság und auf sauren Böden im Nordosten Ungarns gefunden, allerdings nur mit geringer Deckung in den ältesten Brachen. Neben vielen teils früh eingewanderten charakteristischen Arten der Referenzbestände fehlt hier noch eine Reihe der Zielarten auf den Brachen (vgl. Abschnitt 7.3.1.4).

Bei den Untersuchungen zu Lösssteppenwiesen in SO-Ungarn (MOLNÁR 1997c, a; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998; MOLNÁR 2007, MOLNÁR, Zs. 2008b) und im Mezőföld (in Transdanubien, BARTHA und HORVÁTH 2008) ist keine vollständige Neuentstehung beobachtet worden. Einige weitere Analysen mit Beteiligung von Lösssteppenwiesen in Ostungarn (DEÁK et al. 2008; TÖRÖK et al. 2008; TÖRÖK et al. 2009; KELEMEN et al. 2010; TÖRÖK et al. 2010; VALKÓ et al. 2010; TÖRÖK et al. 2011a; TÖRÖK et al. 2012a; TÖRÖK et al. 2012b) umfassten relativ geringe Zeiträume von 2, 3 oder 10 Jahren, in denen eine vollständige Annäherung an die Referenzbestände nicht zu erwarten war.

Die eigenen Resultate zu Steppenwiesen sind also im Vergleich zu denen anderer Studien in Ungarn positiv zu bewerten, da hier eine vollständige Annäherung eines Teils der Brachen an naturschutzfachlich wertvolle alte Sand- und Lösssteppenwiesen-Bestände eingetreten ist. Vergleichbar weitreichende Neubildungen sind bisher nur für sehr trockene Sandböden dokumentiert (CSECSERITS 2007), die unter den eigenen Flächen kaum vertreten sind.

Für Pfeifengraswiesen liegt keine Untersuchung aus Ungarn vor, die detaillierte Vergleiche zulassen würde.



## 7.4 Vergleich zwischen nassen und trockenen Standorten

Die sekundäre Sukzession verläuft prinzipiell in beiden Feuchteregimen ähnlich und man findet mehr Gemeinsamkeiten als Unterschiede. Gemeinsamkeiten sind, dass die Sukzession auf der Grundlage von Zeigerwerten (Abbildungen 6.3-2 u. 3, S. 177 u. 179) und Anzahl der Zielarten (Abbildung 6.5-1, S. 202) in Form einer asymptotischen Kurve verläuft, die nach etwa 40 Jahren die Plateauphase erreicht. Danach bewegen sich die Werte für die Vegetationsparameter bei nahezu allen Aufnahmen im Schwankungsbereich der Altwiesen-Werte, so dass Mann-Whitney-Tests zwischen der Altersklasse 40+ und den Referenzbeständen keinen Unterschied mehr aufdecken können (Tabellen 6.3-2 u. 3, S. 178 u. 180 sowie 6.5-1, S. 203). Ebenfalls für beide Feuchteregime gilt die Beobachtung, dass man Vegetationsaufnahmen mit einem Alter von über 20 Jahren meist nicht mehr eindeutig von den Altwiesen-Aufnahmen unterscheiden kann.

Unterschiede finden sich bzgl. der Spanne der Werte für die oben genannten Vegetationsparameter, die sich jeweils zwischen jungen und alten Grasländern ergibt: Auf jungen trockenen Brachen findet man einen deutlich höheren Anteil an Störzeigern als auf jungen nassen Brachen. Die Umkehrung hiervon gilt für Arten naturnaher Standorte, von denen man auf den jungen nassen Brachen einen höheren Anteil findet (Abbildung 6.3-2 b u. c, S. 176). Da die Annäherung an die Altbestände aber in beiden Feuchteregimen etwa gleich schnell vonstattengeht, machen die trockenen Bestände besonders in den ersten 20 Jahren einen umfassenderen Wandel durch als die nassen Bestände, da der Unterschied (das Gefälle) zu den Altwiesen ja größer ist. Gleichzeitig ist aber der Anteil von Arten naturnaher Standorte im nassen Feuchteregime durchschnittlich gesehen über die gesamte Zeitspanne hinweg etwas höher als im trockenen Feuchteregime.

Eine mögliche Erklärung für die deutlichen Unterschiede besonders bei den jungen Brachen könnte sein, dass nasse Flächen für Ackerbau im Allgemeinen kaum geeignet sind und vor ihrer Aufgabe wahrscheinlich nur in trockeneren Jahren beackert wurden. Der Ackerbau wurde dort möglicherweise auch entsprechend weniger intensiv, z. B. mit weniger Düngemittelseinsatz betrieben. Dafür spricht z. B., dass unter den jungen Ackerbrachen nur die trockenen hohe und sehr hohe P-Werte aufwiesen, während bei den nassen auch nach Ackerbau in der jüngeren

Vergangenheit nur gemäßigte Werte auftraten (Abbildung 6.7-4 c u. d, S. 233). Das Auftreten einiger anthropogen veränderter Profile im trockenen Feuchteregime ist ein weiteres Indiz hierfür (Tabelle 6.6-3, S. 218). Eine wichtige Rolle könnte auch spielen, dass die Zahl und Fläche nasser Altwiesen in den untersuchten Gebieten deutlich größer ist als die von trockenen Altwiesen, wodurch mehr Quellen für Arten nasser Standorte in der Landschaft zu finden sind. Dies kann deren Einwanderung beschleunigt haben. Auch die größere Abundanz nasser Grasländer gegenüber trockenen ist unter anderem ihrer schlechten Eignung als Ackerstandort geschuldet. Es liegt also eine Kopplung zwischen den Standortbedingungen (genauer: dem Grundwasserstand) und der früheren Nutzungsintensität der Brachflächen selbst und ihrer Umgebung vor, welche den Verlauf der Sukzession möglicherweise entscheidend beeinflusst. Ein sehr ähnliches Prinzip haben PRACH et al. (2001) in Tschechien gefunden. Sie haben die Beobachtung gemacht, dass bei verschiedenen Sukzessionsserien im westlichen Teil des Landes der Anteil ruderaler Arten auf Standorten mit gemäßigten bis trockenen Bodenfeuchtebedingungen höher als auf nassen Standorten war. Sie stellten außerdem fest, dass tschechische Landschaften mit vorwiegend nassen, sauren und mageren Böden gleichzeitig eine vergleichsweise geringe Nutzungsintensität aufweisen. Die Standorteigenschaften und die Nutzungsintensität bedingen sich in diesem Fall gegenseitig und begünstigen so gemeinsam einen naturschutzfachlich günstigen Verlauf der Sukzession auf Brachen.

Möglicherweise lassen sich die hier gefundenen Unterschiede zwischen den Feuchteregimen aber auch alleine mit dem Einfluss des Grundwassers erklären, wenn man individuelle Unterschiede der beteiligten Arten in Betracht zieht. Evtl. können sich Wiesenarten oder zumindest die Matrixbildner der jeweiligen Zielvegetation auf nassen Flächen schneller ansiedeln als auf trockenen und damit Störzeigern den Platz frühzeitig streitig machen. Möglicherweise schließt ein hoher Grundwasserstand eine Reihe typischer Ackerunkräuter von vorneherein aus.

Auch PRACH et al. (2014) haben den Verlauf der Sukzession auf unterschiedlich feuchten Ackerbrachen analysiert. Dazu haben sie in Tschechien über einen größeren geografischen Rahmen (ca. zwei Breiten- und vier Längengrade) hinweg Chronosequenzen untersucht und in drei Feuchtekategorien eingeteilt: trocken, frisch und nass. Anders als im vorliegenden Fall zeigten die Chronosequenzen mit nassen Flächen dort eine aus naturschutzfachlicher Sicht

weniger günstige Entwicklung als die mit trockenen und frischen Flächen: Die Anzahl an Zielarten, gefährdeten Arten und die Gesamtartenzahl nahmen mit zunehmender Bodenfeuchte ab, während die Deckung von Neophyten und Ruderalarten mit der Bodenfeuchte zunahm. Dies lässt sich in der genannten Studie mit einer Eutrophierung der nassen Flächen erklären. Bei den nassen Bereichen in der vorliegenden Untersuchung ist dagegen keine solche Eutrophierung gegeben. Zudem ist die Situation bzgl. naturschutzfachlich wertvoller Bestände in der Umgebung, die als Artenquellen dienen können, möglicherweise in der genannten Studie nicht so günstig wie in den hier untersuchten Schutzgebieten. Dieser Vergleich zeigt einmal mehr, dass der Verlauf der sekundären Sukzession je nach untersuchter Region sehr unterschiedlich sein kann. Der Effekt eines Standortparameters kann durch die Wirkung weiterer Einflussgrößen sehr unterschiedlich ausfallen.

Obwohl die Moorwiesen und nassen Brachen in den Diagrammen durchschnittlich einen höheren Natürlichkeitswert nach den Zeigerwerten von BORHIDI (1993) erreichen als die Steppenwiesen und die trockenen Brachen, hat die detaillierte pflanzensoziologische Analyse (Kapitel 6.5.2 und 7.3.2) ergeben, dass sich nasse Brachen nicht zu einem höheren Anteil zu Pfeifengraswiesen entwickeln als trockene Brachen zu Steppenwiesen. Zudem bleibt im nassen Feuchteregime der Anteil der Aufnahmequadrate mit Zielvegetation auf Brachen deutlich hinter dem entsprechenden Anteil unter den Referenzbeständen zurück, während die trockenen Brachen prozentual den Anteil der Zielvegetation unter den Referenzbeständen erreicht haben.

Beim Vergleich der Ergebnisse für die beiden Feuchteregime muss man jedoch Vorsicht walten lassen. Zum einen, weil nur wenige Referenzbestände für die trockenen Wiesen verfügbar sind, zum anderen, weil es sich bei Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen um unterschiedliche Vegetationstypen mit größtenteils unterschiedlicher Artenzusammensetzung handelt, die daher nicht unmittelbar miteinander verglichen werden können. So wurde auch den Definitionen der beiden Zielvegetationstypen (Kapitel 5.4.1.5) aufgrund der unterschiedlichen Natur der beiden Vegetationstypen ein etwas unterschiedliches Prinzip zugrunde gelegt. Bei den Steppenwiesen wurde eine größere Anzahl von zugehörigen Zielarten vorausgesetzt als bei den Pfeifengraswiesen, da die Gesamtheit der untersuchten Aufnahmequadrate im Durchschnitt mehr Steppenwiesen-Arten enthält als Arten von Pfeifengraswiesen. Bei den

Pfeifengraswiesen wurde wiederum eine ausreichend hohe Deckung der namensgebenden Art *Molinia caerulea* vorausgesetzt, während für Steppenwiesen verschiedene Arten in dominanten Rollen akzeptiert wurden.

Eine mögliche Erklärung dafür, dass der interne Vergleich mit den jeweils zugehörigen Altwiesen im trockenen Feuchteregime besser ausfällt als im nassen, könnte sein, dass Steppenwiesen prinzipiell mit einer größeren Bandbreite an unterschiedlichen abiotischen Voraussetzungen zurechtkommen als die Pfeifengraswiesen, für die Grundwasserstand und -dynamik eine wesentliche Rolle spielen (KOCH 1926; BURKART et al. 2004). Wenn dies der Fall ist, sind bereits die Grundvoraussetzungen für die Neuentwicklung der beiden Vegetationstypen stark unterschiedlich. Besonders in diesem Licht ist der größtenteils ähnliche zeitliche Verlauf der Sukzession in den beiden Feuchteregimen bemerkenswert. Möglicherweise ist dies auf die enge Nachbarschaft zwischen den untersuchten Flächen beider Feuchteregime zurückzuführen, die eine enge floristische Verzahnung zur Folge hat, welche durch Übergangsbereiche gegeben ist. Auch könnten weitere Standortfaktoren wirksam geworden sein, die hier nicht erfasst werden konnten, aber Flächen beider Feuchteregime gleichermaßen beeinflusst haben (z. B. besondere Witterungsverläufe in der Vergangenheit).

Einige ungarische Quellen geben an, dass Moorwiesen leichter neu entstehen als Steppenwiesen. Laut MOLNÁR, Zs. (2008a) bilden sich Moorwiesen besser neu als Lösssteppenwiesen. (Anstelle einer Moorwiese kann laut der genannten Quelle auf einer nassen Ackerbrache aber auch eine Sumpfwiese entstehen, was auch bei einem Teil der eigenen untersuchten Flächen beobachtet wurde.) SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990) haben im NSG Dabas festgestellt, dass Moorwiesen-Gesellschaften sich schneller auf Ackerbrachen ausbilden als Sandsteppenwiesen. Auch im Nationalpark Kiskunság wurde die Erfahrung gemacht (Máté András, pers. Mitteilung 2009), dass sich Pfeifengraswiesen weitaus schneller regenerieren (bzw. neu entstehen) als Sandsteppenwiesen.

Unter den vorgestellten eigenen Ergebnissen werden diese Aussagen lediglich durch die Tatsache unterstützt, dass hier auf nassen Standorten die anfängliche Phase mit Ruderalvegetation weniger deutlich ausgeprägt ist als auf trockenen Standorten. Die benötigte Zeit zur vollständigen Annäherung an die Referenzvegetation ist aber für Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen gleich, und das ist der entscheidende Aspekt. Insofern widersprechen die

vorgestellten Ergebnisse den Aussagen der obigen Quellen. Wie bereits erwähnt, muss man beim direkten Vergleich zwischen Moor- und Steppenwiesen jedoch prinzipiell zurückhaltend sein, da es sich jeweils um andere Zielarten handelt und deren Definition als Spezialist oder charakteristische Art aufgrund unterschiedlicher Lebensräume verschiedene Grundlagen hat. Festzuhalten ist aber, dass in beiden Feuchtereimen halbnatürliche Grasländer entstanden sind, die reich an charakteristischen Arten sind, und zwar in einem ähnlichen Zeitraum.

Sehr interessant fällt in diesem Zusammenhang der Vergleich mit einigen Vegetationsaufnahmen aus, die SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990) im NSG Dabas auf einer Brache gemacht haben, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung erneut analysiert wurde. Im Jahr 1990 haben die genannten Autoren auf der damals ca. 13 Jahre alten Ackerbrache 3 Vegetationsaufnahmen in feuchteren Bereichen durchgeführt und eine auf einem erhöhten, trockeneren Bereich. Diese Aufnahmequadrate hatten mit 25 m<sup>2</sup> dieselbe Größe wie in der vorliegenden Studie. Die 3 Aufnahmen der Feuchtwiesen würden nach der eigenen Bewertung (vgl. Kapitel 5.4.1.5) als leicht degradierte Pfeifengraswiese, *Deschampsia*-Wiese und (feuchte) Rumpfgesellschaft definiert. Der trockenere Bereich, in dem die vierte Aufnahme gemacht wurde, wird von den Autoren als „verunkrauteter Sandhügel“ bezeichnet. Dazu passt, dass diese Aufnahmefläche nach den eigenen Kriterien als (trockene) Rumpfgesellschaft definiert würde. Diese Aufnahme enthielt 5 Zielarten im Sinne von Kapitel 5.4.1.5. Im untersuchten nassen Teil der Ackerbrache hatte sich also nach 13 Jahren Vegetation entwickelt, die zumindest stellenweise eine deutliche Annäherung an Pfeifengraswiesen zeigte, während der trockene Bereich noch in erster Linie von Ruderalvegetation eingenommen wurde.

Auf derselben Gesamtfläche wurden im Rahmen der vorliegenden Studie 33 Jahre nach dem Brachfallen erneut 8 Vegetationsaufnahmen durchgeführt, davon 5 in feuchteren Zonen und 3 auf trockeneren Erhebungen. Von den 5 Aufnahmen im feuchteren Bereich wurden 3 als Rumpfgesellschaften und jeweils eine als *Deschampsia*-Wiese und als unspezifische Moorwiese definiert. Die 3 Aufnahmeflächen der trockeneren Bereiche dagegen wurden alle als Steppenwiesen definiert und enthielten zwischen 11 und 17 Zielarten der Steppenwiesen. Zwei von diesen Aufnahmequadraten befanden sich in etwa 50 m (mit 11 Zielarten, siehe Tabelle 22 in Anhang III, S. 392) und 80 m Entfernung (mit 17 Zielarten) von der damaligen Aufnahme

von SEREGÉLYES und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS (1990). Als Fazit kann man die Vermutung aufstellen, dass es in den nassen Bereichen seit damals nicht oder kaum zu einer Verbesserung gekommen ist, während die trockenen Bereiche deutlich an naturschutzfachlicher Qualität gewonnen haben. Natürlich kann man hier nur unsichere Tendenzen herauslesen, da insgesamt nur wenige Vegetationsaufnahmen vorliegen und die aktuellen Aufnahmen an anderen Punkten gemacht wurden als die früheren. Allgemeingültig können die Beobachtungen sicher nicht sein, weil sich in derselben Altersklasse bei der eigenen Studie auch viele im Vergleich zur betroffenen Gesamtfläche besser entwickelte feuchte und schlechter entwickelte trockene Bestände fanden. Die Beobachtungen sind aber ein Beispiel für eine deutliche Verbesserung trockener Bestände innerhalb von zwei Jahrzehnten und zeigen anhand von unmittelbar nebeneinander liegenden nassen und trockenen Bereichen, dass letztere sich im Vergleich keineswegs grundsätzlich schlechter entwickeln.

## 7.5 Zeitliche Entwicklung von Bodenparametern

### 7.5.1 Überblick und Parallelen zur Vegetationsentwicklung

Der Zusammenhang mit dem Bestandsalter ist bei den gemessenen Bodenparametern in den meisten Fällen weniger stark ausgeprägt als bei der Vegetation, aber dennoch signifikant und deutlich erkennbar. Eine zentrale Erkenntnis ist, dass auch bei Bodenparametern ein asymptotischer Kurvenverlauf erkennbar ist, der umso deutlicher wird, je stärker der Zusammenhang des jeweiligen Parameters mit der Zeit ist. Zudem entspricht die Geschwindigkeit der Annäherung der Bodeneigenschaften an die der Altwiesen in etwa derjenigen, die bei der Vegetation beobachtet wurde.

Auch in der Literatur finden sich Beispiele für asymptotische Kurven in der Entwicklung von Bodenmerkmalen während der Graslandentwicklung auf Ackerbrachen. PREGER et al. (2010) haben diesen Typ der Korrelation für die Zunahme des SOM-Gehaltes festgestellt sowie RICHARDSON (1938) für den  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt. In der 200-jährigen Zeitreihe von RICHARDSON (1938) zeigte sich zudem eine asymptotische Zunahme des  $\text{NH}_4^+$ -N- und des  $\text{NO}_3^-$ -N-Gehaltes und auch der Summe der beiden Verbindungen (also des  $N_{\text{min}}$ -Gehaltes). DU et al. (2007) haben in einer ca. 40 Jahre umfassenden Chronosequenz in China einen negativen asymptotischen Zusammenhang des pflanzenverfügbaren Phosphors mit dem Entwicklungsalter der Vegetation gefunden. In derselben Studie wurden aber auch lineare und unimodale Zusammenhänge von Bodenparametern mit der Sukzessionsdauer beobachtet, so z. B. ein linearer Anstieg der Gehalte an organischem Material und Gesamtstickstoff. Unimodale Verläufe ergaben sich für mineralischen Stickstoff und gesamten Phosphor, jeweils mit einer raschen Abnahme ca. in den ersten 5-7 Jahren und einer darauffolgenden langsamen Zunahme. Einen ähnlichen unimodalen Verlauf haben ZAK et al. (1990) in den USA für den SOM-Gehalt beobachtet, der nach dem Brachfallen zunächst für ca. 6 Jahre ab- und dann wieder über die restlichen 54 Jahre der Zeitreihe hinweg zunahm.

Eine grundlegende Beobachtung in der vorliegenden Studie ist, dass zeitliche Tendenzen, die bei trockenen Aufnahmeflächen für die obersten 10 cm ermittelt wurden (für SOM und  $N_{\text{min}}$ ), in der Schicht 10-30 cm nur noch abgeschwächt oder gar nicht mehr zu erkennen sind. Daraus

lässt sich ableiten, dass die Auswirkungen der Vegetationsentwicklung bzw. der sekundären Sukzession in der Hauptsache auf den obersten Dezimeter des Bodens beschränkt sind.

Die bodenkundlichen Ergebnisse aus der Tápió-Hajta-Landschaft fügen sich bei der Auftragung gegen die Entwicklungsdauer in den Schwankungsbereich der Werte des trockenen Feuchteregimes aus der Turján-Landschaft ein (Abbildung 6.7-5, S. 234). Es sind keine unterschiedlichen Trends zwischen den beiden Regionen erkennbar, so dass einer zusammengefassten Auswertung nichts im Wege steht.

### 7.5.2 Organisches Material (SOM)

Die stärkste Parallele zum Verlauf der Grünland-Sukzession zeigt sich im Anteil an organischem Material im Oberboden von nassen Standorten. Der SOM-Gehalt in den oberen 10 cm nimmt in Form einer zunächst stark ansteigenden Sättigungskurve zu, die sich nach ca. 40 Jahren der Plateau-Phase nähert (Abbildung 6.7-2 a, S. 227). Der Kurvenverlauf ist also nahezu identisch mit dem, der sich für die Vegetation an nassen Standorten ergeben hat (Abbildung 6.3-2, S. 176). Die Werte der 40 oder mehr Jahre alten Flächen befinden sich zum größten Teil im Schwankungsbereich der Altwiesen-Werte und übertreffen diese im Mittel noch etwas.

Aufgrund der Tatsache, dass aus dem organischen Material durch Mineralisierung pflanzenverfügbare Nährelemente nachgeliefert werden können (JOHNSTON et al. 2009), so auch die häufig limitierend wirkenden Elemente N und P (VERHOEVEN et al. 1996), ist die Anreicherung von organischem Material im Allgemeinen als hinderlich für die Etablierung von Extensivgrünland anzusehen. Da hier aber im Wesentlichen eine Wiederherstellung des SOM-Gehaltes der Altbestände erfolgt ist (mit leichter Überschreitung des Altwiesen-Wertes), kann davon ausgegangen werden, dass das Nährstoffangebot auf einem Niveau ist, das die Ansiedelung artenreicher halbnatürlicher Grünlandgesellschaften möglich macht. Außerdem geht die erfolgte Angleichung des SOM-Gehaltes der ehemaligen Ackerböden an den Gehalt der Altwiesen-Böden mit weiteren Bodeneigenschaften einher, die möglicherweise von den Zielgesellschaften benötigt werden: Ein höherer Gehalt an organischem Material sorgt für ein stabiles Bodengefüge, eine höhere Kationenaustauschkapazität und eine höhere



Wasserspeicherkapazität (HUDSON 1994; JOHNSTON et al. 2009; BLUME et al. 2010). Besonders in letzterer Hinsicht erhöht dies die Eignung des Standortes für die Zielvegetation Pfeifengraswiese.

An trockenen Standorten findet man eine deutlich schwächere Korrelation des SOM-Gehaltes mit dem Bestandsalter als an nassen Standorten (Abbildung 6.7-2 b, S. 227). Dieses Ergebnis kann lediglich für das Set der 49 Brachen-Proben, die für die  $N_{\min}$ -Analyse entnommen wurden, als gültig betrachtet werden (Anhang V a, S. 410), da innerhalb dieses Sets im Gegensatz zur maximal zur Verfügung stehenden Datenzahl keine Korrelation zwischen Bestandsalter und geschätztem Grundwasserstand besteht (vgl. Kapitel 6.7.2). Anders als im nassen Feuchteregime haben die über 40 Jahre alten Aufnahmeflächen des trockenen Feuchteregimes durchschnittlich noch einen geringeren SOM-Gehalt in den obersten 10 cm als dies bei den Altwiesen zu finden ist. Demnach übersteigt die notwendige Zeit zur vollständigen Regeneration dieses Parameters vermutlich das Alter der untersuchten Brachflächen. Die Aufnahmequadratrate von über 40-jährigen Brachen zeigen aber im Vergleich zu den jungen Brachen bereits eine deutliche Annäherung des SOM-Gehaltes: Ihr Anteil an SOM beträgt ca. 75 % des durchschnittlichen Gehaltes in Altwiesen-Böden (da beide Gruppen normalverteilt sind, ist ein Vergleich der Mittelwerte hier zulässig). Für das Set der 49  $N_{\min}$ -Proben stehen zusätzlich Daten für die Schicht 10-30 cm zur Verfügung. In dieser Schicht zeigt sich der für die obersten 10 cm gefundene Zusammenhang mit der Zeit nicht mehr (Anhang V a, S. 410). Zudem lassen die Profildaten aus den Pürckhauer-Bohrungen vermuten, dass die Tiefe des A-Horizontes in den eigenen untersuchten Gebieten durch Ackerbau nicht reduziert wurde, da der Anteil von Profilen mit relativ geringmächtigem (<40 cm tiefem) Oberbodenhorizont unter den ehemaligen Äckern nicht höher ist als unter den Altwiesen. Der Gehalt an organischem Material wurde durch den Ackerbau also in erster Linie in den obersten 10 cm reduziert, so dass man in tieferen Schichten im Durchschnitt der untersuchten Flächen keinen geringeren SOM-Gehalt findet als in Altwiesen-Böden. Diese Aussage kann allerdings nur für trockene Standorte gemacht werden, da für nasse Standorte keine Daten für die Schicht 10-30 cm vorliegen.

Die Tatsache, dass die (nur an trockenen Standorten erfasste) Diskrepanz zwischen dem SOM-Gehalt der beiden Schichten 0-10 cm und 10-30 cm mit der Entwicklungsdauer zunimmt (Abbildung 6.7-2 d, S. 227), zeichnet deutlich die Entwicklung von einem Ackerboden zu einem

Grünlandboden nach. Auf einem Ackerboden sind die oberen Dezimeter durch Pflügen durchmischt und der Gehalt an organischem Material dadurch innerhalb des Pflughorizontes weitgehend egalisiert. Zusätzlich kann durch die Ackerbewirtschaftung organisches Material insgesamt verloren gegangen sein (DAVIDSON und ACKERMAN 1993; GUO und GIFFORD 2002; OSTLE et al. 2009). Aus diesen Gründen findet sich in den obersten 10 cm der untersuchten jungen Brachen ein geringerer Gehalt an SOM als in den Böden von Referenzbeständen. Nach dem Brachfallen sammelt sich das anfallende tote organische Material dann hauptsächlich in den oberen Zentimetern an, wodurch sich die oberste Schicht mit der Zeit bei fehlender Durchmischung immer stärker von der darunter liegenden unterscheidet. Diese Entwicklung lässt sich nicht nur an den Daten zum organischen Material (Abbildung 6.7-2 d, S. 227) ablesen, sondern auch an den damit korrelierten Daten zum Gesamtstickstoff und mineralischen Stickstoff (Tabelle 6.7-1, S. 225; letzteres auch in Abbildung 6.7-3 b, S. 231). Ähnliche Beobachtungen haben BAER et al. (2002) in einer 12-jährigen Zeitreihe im Bereich der nordamerikanischen Hochgras-Prairie gemacht. Dort war in den analysierten obersten 10 cm des Bodens eine lineare Zunahme des gesamten Kohlenstoffs und Stickstoffs nach dem Brachfallen zu verzeichnen, welche sich für die Schicht 10-20 cm nicht mehr zeigte. PREGER et al. (2010) haben in einer 31-jährigen Chronosequenz in Afrika für die obersten 0-5 cm des Bodens eine klare asymptotische Zunahme dokumentiert, die in der Schicht 5-10 cm noch in abgeschwächter Form und darunter gar nicht mehr erkennbar war. Für eine 3-55-jährige Zeitreihe auf nassen Böden (BALLANTINE und SCHNEIDER 2009) wurde für zwei Schichten 0-5 und 5-10 cm jeweils eine deutlichere Zunahme des organischen Materials mit der Entwicklungsdauer festgestellt als für die Schicht 10-15 cm.

Aufgrund dessen, dass das hier untersuchte Gelände nicht oder in nur wenigen Fällen leicht geneigt war, zeigten sich bei der Bodenuntersuchung keine Spuren von Erosion. In Gebieten mit stärker geneigten Hängen kann es dagegen zu Erosion und damit zu wesentlich deutlicheren Veränderungen des Bodenprofils durch intensive Ackerbewirtschaftung kommen (CENTERI und MALATINSZKY 2005). In Fällen, wo die Kultivierung zu einer beträchtlichen Reduktion der Tiefe des humosen Oberbodenhorizontes geführt hat, mag sich der SOM-Gehalt an der Oberfläche zwar innerhalb einiger Jahrzehnte Grasland-Entwicklung wiederherstellen, aber die Tiefe des A-Horizontes nicht. Dies nimmt im Allgemeinen wesentlich mehr Zeit in

Anspruch (Csaba Centeri, pers. Mitteilung). Die Daten von KALININA et al. (2011) weisen jedoch darauf hin, dass in Tschernosemen während der spontanen Neuentwicklung von Grünland auch in tieferen Schichten organisches Material innerhalb einiger Jahrzehnte deutlich angereichert werden kann: Nach Reduzierung auf ca. die Hälfte durch den Ackerbau konnte sich der SOM-Gehalt auf diese Weise zumindest in den oberen ca. 50 cm wieder dem unkultivierter Tschernoseme annähern.

Der Gesamtstickstoff-Gehalt ist äußerst eng mit dem SOM-Gehalt verknüpft (Tabelle 6.6-2, S. 215), da dieser im Wesentlichen den Gesamtgehalt an organischem Stickstoff widerspiegelt. Der Gehalt an mineralischem Stickstoff im Boden ist im Vergleich zu organisch gebundenem nämlich vernachlässigbar gering. Deshalb entsprechen die Ergebnisse für  $N_{\text{tot}}$  in beiden Feuchteregimen weitestgehend denen für den SOM-Gehalt und müssen nicht weiter diskutiert werden.

Die Ergebnisse für den Gehalt an organischem Material fallen anders aus, wenn man den Gehalt nicht in Gewichtsprozent, sondern als Gewicht pro Volumen bzw. pro Geländefläche betrachtet. Da in der Literatur beide Maße Anwendung finden (siehe unten), ist es sinnvoll, auch das zweite zu berücksichtigen. In Gewichtsprozent beträgt der Anteil auf jungen Brachen im Vergleich zu den Altwiesen-Böden ca. 48 % auf nassen und ca. 36 % auf trockenen Flächen, während er sich in Gewicht pro Fläche auf ca. 67 % bzw. 54 % beläuft. Des Weiteren stellt man bei Betrachtung als Gewichtsprozent fest, dass die SOM-Gehalte der ältesten Brachen in beiden Feuchteregimen von dem der Altwiesen-Böden abweichen (bei nassen Flächen positiv, bei trockenen Flächen negativ), während sie in Gewicht pro Fläche kaum von den Referenz-Werten abweichen. Die Wiedergabe in Gewichtsanteilen spiegelt in erster Linie die Zusammensetzung und damit die Eigenschaften des Bodenmaterials wider, während die Wiedergabe in Gewicht/Volumen die absolute Menge an organischem Material wiedergibt, die eine gegebene Flächeneinheit des Geländes enthält (hier bis zu einer Tiefe von 10 cm).

Beim Vergleich der Daten für die SOM-Gehalte als Gewichtsanteil und als Gewicht pro Volumen fällt auf, dass mit dem letzteren Maß nicht nur der Unterschied zwischen jungen und alten Brachen bzw. Altbeständen, sondern auch die Diskrepanz zwischen nassen und trockenen Standorten geringer ausfällt. Letzteres lässt sich vermutlich damit erklären, dass ein hoher Gehalt an organischem Material an nassen Standorten zusätzlich zu seinem geringen

Eigengewicht für eine geringe Dichte des Bodens sorgt, da es viel Wasser aufsaugen kann (aufquillt). So befindet sich im beprobten Volumen viel Wasser oder bei vorübergehender Austrocknung viel Luft und relativ wenig Trockensubstanz (Mineralboden + SOM). Möglicherweise wird dieser Effekt noch dadurch verstärkt, dass durch eine relativ große Menge an organischem Material, das sich an nassen Standorten an der Geländeoberfläche ansammelt, die Bodenoberfläche um einige cm erhöht wird, in denen sich dann besonders wenig Mineralboden befindet. Wenn man nun in der Trockensubstanz einer Probe aus den obersten 10 cm eines solchen Bodens das Verhältnis von organischem Material zu Mineralboden bestimmt, so erhält man einen relativ hohen Prozentsatz des SOM. Wenn man aber im Vergleich das gleiche Volumen eines dichteren Bodens beprobt, so erhält man viel mehr Trockensubstanz pro Probe, da dieser weniger Wasser oder Luft, dafür aber mehr Mineralboden enthält (daher die große Variationsbreite der Dichten innerhalb der vorliegenden Untersuchung zwischen 313 und 1504 g/dm<sup>3</sup>). Während also beim Feuchtwiesenboden die beprobte Volumeneinheit insgesamt wenig Trockensubstanz mit hohem Gehalt an SOM enthält, enthält die gleiche Volumeneinheit beim trockenen Boden zwar Trockensubstanz mit deutlich geringerem Gehalt an SOM, dafür aber viel davon. Dadurch fällt der absolute Unterschied zwischen beiden geringer aus als der Unterschied im Prozentsatz.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bei den eigenen Untersuchungsflächen die Gesamtmenge an organischem Material pro Flächeneinheit innerhalb des untersuchten Zeitrahmens von ca. 4-5 Jahrzehnten wiederhergestellt wurde, der prozentuale Gehalt aber nur bei nassen Flächen.

In der im Folgenden nun aufgelisteten Literatur finden sich teils prozentuale Angaben, teils solche in Gewicht pro Fläche. Häufig werden auch Akkumulationsraten angegeben.

OSBORNOVÁ et al. (1990) haben in Tschechien den SOM-Gehalt in den obersten 20 cm eines Ackers und einer 58-jährigen Ackerbrache auf trockenen Standorten miteinander verglichen. Der Acker wies in dieser Schicht durchschnittlich einen Gehalt von 4,06 % SOM auf ( $\cong$  ca. 2,03 % C<sub>org</sub>), auf der 58-jährigen Brache dagegen fand sich ein durchschnittlicher SOM-Gehalt von 6,21 % ( $\cong$  ca. 3,1 % C<sub>org</sub>). Eine weitere, 10-jährige Brachfläche wies einen dazwischenliegenden Gehalt an organischem Material auf. Die drei verfügbaren Werte

implizieren einen asymptotischen Verlauf der SOM-Anreicherung. Ein Vergleich mit Referenzbeständen fehlt allerdings.

RICHARDSON (1938) hat für das Rothamsted Park Gras Experiment in Großbritannien, das durch Böden mit schluffig-tonigem Lehm als Bodenart gekennzeichnet ist (SILVERTOWN et al. 2006), eine Zunahme des Gesamtstickstoff-Gehaltes nach der Ausbildung von Grünland auf ehemaligen Äckern festgestellt. Dabei betrug der  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt in Äckern ca. die Hälfte des Gehaltes, der in alten Grünlandböden gemessen wurde (0,2466 %), und wuchs nach 25 Jahren Grünlandbewirtschaftung wieder auf ca. 75 % dieses Wertes an. Aufgrund des asymptotischen Zusammenhangs kann hier für eine Wiederherstellung von 95 % des Wertes alter Grünlandböden eine Dauer von 100 Jahren errechnet werden.

KALININA et al. (2011) berichten bei russischen Tschernosemen von  $C_{\text{org}}$ -Gewichtsanteilen von 3,89 % in den obersten 10 cm von Äckern. Dieser Gehalt erhöhte sich innerhalb von 59 Jahren sogenannter „Selbst-Restauration“ (also spontaner Neubildung der Vegetation ohne anthropogene Einflussnahme) auf 5,45 %, was einem Anteil von 69 % in Bezug auf den  $C_{\text{org}}$ -Gehalt in den obersten 10 cm natürlicher Tschernoseme (7,89 %) entspricht. Ähnlich wie auf trockenen Standorten in der eigenen Studie wurde also nach mehreren Jahrzehnten sekundärer Sukzession auch in diesem Fall der prozentuale  $C_{\text{org}}$ -Gehalt der Altbestände im Oberboden noch nicht erreicht. In der Schicht von 20-50 cm wurde der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt natürlicher Tschernoseme dagegen durch die 59-jährige Selbst-Restauration wieder hergestellt (KALININA et al. 2011). Für die obersten 20 cm über 59 Jahre Selbst-Restauration hinweg haben KALININA et al. (2011) eine Akkumulationsrate von  $52 \text{ g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ermittelt. Für die obersten 10 cm auf trockenen Standorten der eigenen Studie ergab sich über ca. 42 Jahre hinweg eine ähnliche Akkumulationsrate von ca.  $44 \text{ g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , welche für die obersten 20 cm nahezu gleich ausfallen würde, da in der Schicht 10-30 cm keine Veränderung des SOM- bzw.  $C_{\text{org}}$ -Gehaltes mit der Entwicklungsdauer festgestellt wurde (vgl. Tabelle 6.7-1, S. 224).

VUICHARD et al. (2008) haben die Akkumulation von organischem Kohlenstoff in Böden der Äcker berechnet, die mit der Wende im Bereich der Steppe der ehemaligen Sowjetunion brachgefallen sind. Auf diesen hat sich eine krautige Vegetation gebildet. Für die Zeit zwischen 1991 und 2000 wurde für diese Böden eine durchschnittliche Akkumulationsrate von  $47 \text{ g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  berechnet. Diese bezieht sich allerdings auf die gesamte Profiltiefe der

untersuchten Böden. Zudem muss berücksichtigt werden, dass aufgrund des in verschiedenen Studien beobachteten und auch bei den Daten von VUICHARD et al. (2008) schwach erkennbaren asymptotischen Verlaufs damit zu rechnen ist, dass die Akkumulationsrate mit der Zeit geringer wird, also über die ersten 10 Jahre höher ist, als über mehrere Jahrzehnte berechnet. In einem Beispiel hat sich der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt eines ehemaligen Steppen-Bodens in diesem Zeitraum von 1700 auf 2300  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$  erhöht, wodurch ca. 50 % des Gehaltes wiederhergestellt wurde, den dieser Boden um 1950 vor dem Beginn des Ackerbaus aufwies.

Besonders häufig wurde die Akkumulation von organischem Material auf brachgefallenen Äckern in den USA untersucht, wie im Folgenden aufgelistet.

Aus den Daten von BURKE et al. (1995) lässt sich im Bereich der Kurzgrassteppe in den USA über 53 Jahre hinweg eine Akkumulationsrate von ca. 1,5  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  in den obersten 5 cm errechnen, die also deutlich geringer ausfällt als in der eigenen und in den russischen Studien. Dieser Zeitraum war nicht ausreichend, um den SOM-Gehalt von Referenzbeständen wiederherzustellen.

BAER et al. (2002) haben auf unkultivierten Böden der Hochgrasprairie (USA) in der Schicht 0-10 cm einen Gehalt von 3200-4000  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$  gemessen. Auf Äckern belief sich der Gehalt auf ca. 55 % dieses Wertes (ca. 2000  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$ ) und stieg innerhalb von 12 Jahren Grünlandbewirtschaftung linear auf ca. 65 % des Wertes der ursprünglichen Böden an (ca. 2300  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$ ). Die Akkumulationsrate für den Zeitraum zwischen 2 und 12 Jahren wurde für die obersten 5 cm angegeben und betrug 57,6  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Dieser Wert liegt in der Größenordnung der eigenen und der russischen Ergebnisse. Auch der Gesamtgehalt an  $C_{\text{org}}$  in den obersten 10 cm kommt dem der trockenen Aufnahmeflächen der eigenen Untersuchung nahe (durchschnittlich 4242,5  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$ ). Zu ähnlichen Ergebnissen sind MCLAUCHLAN et al. (2006) in einer ähnlichen Untersuchung im Bereich der Hochgrasprairie gekommen. Sie haben jedoch eine deutlich längere, fast 40-jährige Chronosequenz untersucht, für die sich in den obersten 10 cm eine konstante Akkumulationsrate von 60  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ergab. Der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt stieg also linear an, und zwar von durchschnittlich ca. 2300 auf 4800  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$ . Bei weiterhin konstanter Akkumulationsrate wäre der durchschnittliche  $C_{\text{org}}$ -Gehalt der Referenzbestände, ca. 6300  $\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$ , nach 55-75 Jahren erreicht.

KNOPS und TILMAN (2000) haben auf Sandböden in den USA besonders hohe SOM-Verluste durch Ackerbau im Vergleich zur unkultivierten Prairie der Umgebung gefunden. Die untersuchten Äcker enthielten in den obersten 10 cm nur noch 11 % des  $C_{\text{org}}$ -Gehaltes und 25 % des  $N_{\text{tot}}$ -Gehaltes unkultivierter Böden. Die Werte unkultivierter Prärieböden lagen bei 2,08 %  $C_{\text{org}}$  und 0,134 %  $N_{\text{tot}}$  (jeweils der Median mehrerer Nachbarflächen der Ackerbrachen). In einer 61-jährigen Chronosequenz brachgefallener Äcker regenerierte sich der Gehalt wieder auf ca. 1,3 %  $C_{\text{org}}$  und 0,105 %  $N_{\text{tot}}$ , was ca. 63 % bzw. 78 % der Werte der Referenzbestände entspricht. Auf der Grundlage eines logistischen Modells für die Entwicklung dieser Parameter ließ sich die notwendige Zeit für eine vollständige Angleichung an die Gehalte der unkultivierten Prärieböden auf eine Dauer von ca. 110 Jahren für  $C_{\text{org}}$  und von 120 Jahren für  $N_{\text{tot}}$  schätzen. Im Unterschied zur vorliegenden Studie hat sich über die 61-jährige Chronosequenz hinweg kaum eine Abschwächung der SOM-Akkumulationsrate gezeigt, während bei den eigenen Untersuchungsflächen bereits nach 40-60 Jahren die Sättigungsphase der SOM-Akkumulation oder zumindest eine deutliche Abschwächung der Rate erreicht ist (vgl. Abbildung 6.7-2 a u. b, S. 227).

Die bisher genannten Studien behandeln alle trockene bis frische Böden. Eine ähnliche Analyse auf sehr nassen Böden in den USA haben BALLANTINE und SCHNEIDER (2009) durchgeführt. Sie haben in einer 55 Jahre zurückreichenden Chronosequenz ehemaliger Äcker, auf denen sich *Typha*-dominierte Bestände entwickelt hatten, die SOM-Gehalte der oberen 10 (bzw. 15) cm gemessen. In den obersten 10 cm betrug der SOM-Gehalt 3-5-jähriger Ackerbrachen dort durchschnittlich nur ca. 5,5 % ( $\approx 2,75$  %  $C_{\text{org}}$ ), während in unkultivierten Böden ca. 39 % organisches Material ( $\approx 19,5$  %  $C_{\text{org}}$ ) gemessen wurden. Die ältesten, 50-55 Jahre alten Brachen hatten einen SOM-Gehalt von ca. 20,5 % ( $\approx 10,25$  %  $C_{\text{org}}$ ) erreicht, also etwa die Hälfte des Gehaltes, der in den Referenzbeständen zu finden war. Im Vergleich mit dieser Studie stellt sich die Entwicklung des SOM-Gehaltes in der nassen Zeitreihe der eigenen Untersuchung sehr ähnlich dar: Während die jüngsten Brachen in den obersten 10 cm durchschnittlich etwa 8 % organisches Material enthalten, sind es bei den ältesten Brachen (über 40 Jahre alt) bereits ca. 20 % (Abbildung 6.7-2 a, S. 227). Ein bedeutender Unterschied ist jedoch der SOM-Gehalt der Referenzbestände, der hier etwa dem der ältesten Brachen entspricht, bei der amerikanischen Studie aber etwa doppelt so hoch ist.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass in den genannten Studien aus Großbritannien, Russland und den USA der  $C_{\text{org}}$ - bzw. der  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt der Referenzbestände trotz deutlicher Annäherung auch bei den mehrere Jahrzehnte umfassenden Zeitreihen nicht erreicht wurde, so dass man davon ausgehen kann, dass die Regeneration des SOM-Gehaltes häufig mehr Zeit in Anspruch nimmt als die Neuentwicklung der Vegetation. Im Vergleich dazu geht die hier beobachtete, etwa vier Jahrzehnte dauernde vollständige Wiederherstellung des SOM-Gehaltes an nassen Standorten also schnell vonstatten und läuft außerdem weitestgehend synchron mit der Vegetationsentwicklung ab. Auch an trockenen Standorten der vorliegenden Studie ist innerhalb dieses Zeitraums eine Angleichung an die Referenzböden zu verzeichnen, wenn man den SOM-Gehalt pro Volumen bzw. Fläche betrachtet. Weiterhin lässt sich feststellen, dass bei anderen Studien, die den Gehalt an organischem Material pro Fläche gemessen haben, meist ähnliche Akkumulationsraten in den oberen 10 (bis 20) cm gefunden wurden wie bei den eigenen Daten. In der Literatur sind für die  $C_{\text{org}}$ -Gehalte der Böden von Äckern oder jungen Brachen meist Werte zu finden, die sich auf etwa die Hälfte oder weniger als die Hälfte der in Referenzböden gemessenen Gehalte belaufen. Auch in der vorliegenden Studie sind die Werte junger Brachen etwa bei der Hälfte der SOM-Gehalte der Referenzbestände angesiedelt oder aber etwas höher oder niedriger, je nach gewähltem Maß (Kapitel 6.7.2). Der hier beobachtete zeitliche Verlauf des SOM-Gehaltes in Form einer ansteigenden Sättigungskurve findet sich ebenfalls bei einigen der genannten Studien (RICHARDSON 1938; OSBORNOVÁ et al. 1990; VUICHARD et al. 2008). In einigen anderen (amerikanischen) Untersuchungen ergab sich dagegen ein linearer positiver Zusammenhang (KNOPS und TILMAN 2000; BAER et al. 2002; MCLAUHLAN et al. 2006).

### 7.5.3 Bodendichte, pH-Wert, C/N-Verhältnis

Die Bodendichte spiegelt in erster Linie den Gehalt an organischem Material wider, da dieses viel leichter als Mineralboden ist. Dementsprechend ist diese Größe auch in ähnlicher Weise mit dem Bestandsalter verknüpft wie der SOM-Gehalt. Einen Zusammenhang zwischen SOM-Gehalt und Bodendichte haben z. B. auch BALLANTINE und SCHNEIDER (2009) bei der Untersuchung von Böden neu entstandener Feuchtgebiete beobachtet. Deutlich mit dem SOM-Gehalt korreliert auch der pH-Wert im nassen Feuchteregime (Tabelle 6.6-2 c, S. 216), weshalb



auch dieser einen asymptotischen zeitlichen Verlauf zeigt (nicht dargestellt). Der Zusammenhang des pH-Wertes mit dem SOM-Gehalt lässt sich vermutlich durch eine saure Reaktion des organischen Materials erklären (GISI et al. 1997).

Die Beobachtungen bzgl. des C/N-Verhältnisses der oberen 10 cm in der eigenen Untersuchung passen zu Literaturangaben aus Schleswig-Holstein, wonach das C/N-Verhältnis des A-Horizontes von Äckern durchschnittlich bei 13,6, beim Grünland bei 11 liegt (BLUME et al. 2002). In einer Zeitreihe auf Tschernosemen in Russland zeigte sich dagegen keine zeitliche Tendenz, wobei das C/N-Verhältnis in den obersten 10 cm größtenteils zwischen 13 und 14 lag (KALININA et al. 2011). Auch für die von LI et al. (2010) in China untersuchte Chronosequenz zeigte sich kein zeitlicher Trend bei C/N-Verhältnissen, die zwischen ca. 16 und 24 lagen. Umgekehrte Tendenzen im Vergleich zu den eigenen zeigten sich bei Studien in den USA. ZAK et al. (1990) haben im Oberboden einer einjährigen Brache ein C/N-Verhältnis von 15 gemessen, auf 10-60-jährigen Brachen dagegen ein höheres von 18. Auch KNOPS und TILMAN (2000) haben in den obersten 10 cm des Bodens eine positive Korrelation des C/N-Verhältnisses mit der Zeit seit dem Brachfallen festgestellt. BURKE et al. (1995) haben ebenfalls in den obersten 10 cm von Böden aufgelassener Äcker und von ursprünglichen Grasländern weitere C/N-Verhältnisse (9-11) als in Ackerböden (8-10) gefunden. Solche Unterschiede zwischen den Zeitreihen in verschiedenen Regionen der Erde ergeben sich vermutlich durch unterschiedliche Zusammensetzung (unterschiedliche C/N-Verhältnisse) des anfallenden organischen Materials sowie durch klimatische Unterschiede.

#### 7.5.4 Stickstoff, Phosphor und Kalium

Die zeitlichen Tendenzen, die auf Grundlage des Prinzips Space-for-time-substitution auf trockenen Gesamtflächen für die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor und Stickstoff ( $N_{\min}$ ) gefunden wurden, sind entgegengesetzt. So wurden nur in Bezug auf Phosphor einige deutlich erhöhte Werte auf jungen Brachen gefunden (Abbildung 6.7-4 a, S. 233); die  $N_{\min}$ -Gehalte waren dort stets vergleichsweise niedrig (Abbildung 6.7-3 a, S. 231). Während der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor tendenziell mit der Zeit geringer wird, ist der  $N_{\min}$ -Gehalt deutlich mit dem  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt korreliert (Tabelle 6.6-2 a, S. 215) und nimmt deshalb

genau wie dieser mit dem Bestandsalter zu. Für pflanzenverfügbares Kalium wurde in der vorliegenden Studie nur ein sehr schwacher negativer Zusammenhang mit der Zeit gefunden (Abbildung 6.7-4 b, S. 233), der allerdings bei der volumenbezogenen Betrachtung etwas deutlicher wird (Tabelle 6.7-1, S. 224).

Eine zeitliche Abnahme anfänglich hoher Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor mit einer parallelen Zunahme des gesamten und des mineralischen Stickstoffs während der sekundären Grasland-Entwicklung auf Ackerbrachen wurde auch von GOUGH und MARRS (1990) in England und DU et al. (2007) in China beobachtet. PYWELL et al. (2002) haben auf kürzlich brachgefallenem Ackerland in England moderate bis hohe Gehalte an P und K sowie geringe N-Gehalte gemessen. Auch dieses Szenario stimmt mit den eigenen Beobachtungen überein.

Aufgrund der schwachen Korrelation beim Kalium-Gehalt soll im Folgenden nur auf die Gehalte an pflanzenverfügbarem N und P näher eingegangen werden. Für beide Parameter lässt sich näherungsweise ein asymptotischer Charakter des Zusammenhangs mit der Zeit erkennen, was auch hier eine Parallele zur Vegetationsentwicklung aufzeigt. Dies kommt beim  $N_{\min}$ -Gehalt bei Beschränkung auf die Brachen allerdings nicht zum Tragen, da hier keine Brachen untersucht wurden, die älter als 51 Jahre sind. Unter Berücksichtigung der fünf Altwiesen-Aufnahmen kann aber davon ausgegangen werden, dass auch hier eine Sättigungskurve zugrunde liegt, da die über 40-jährigen Brachen bereits das Niveau der  $N_{\min}$ -Werte der Referenzbestände erreicht haben (der Mann-Whitney-Test zwischen Brachen über 40 Jahren und den Altwiesen fällt dementsprechend negativ aus). Das Erreichen des Referenzniveaus nach 40 Jahren ist als weitere Parallele zur Vegetationsentwicklung festzuhalten. Dies gilt auch für den pflanzenverfügbaren P. Auch die Beobachtung, dass schon ein Großteil der Flächen zwischen 20 und 40 Jahren in Bezug auf diese Parameter den Schwankungsbereich der Altwiesen erreicht hat, stimmt mit den Beobachtungen bei der Vegetation überein.

Die zeitliche Entwicklung der P-Gehalte mit dem Prinzip der Space-for-time-substitution zu untersuchen ist problematisch, da nicht bekannt ist, ob Gesamtflächen, die mehrere Jahrzehnte zuvor aufgelassen wurden, genauso intensiv gedüngt wurden wie in jüngerer Vergangenheit. Selbst die rezenten jungen Brachen unterscheiden sich stark in der vorhandenen Menge pflanzenverfügbaren Phosphors. Man kann aber davon ausgehen, dass zumindest die Aufnahmeflächen der Altersklassen zwischen 10 und 40 Jahren als Anhaltspunkt dienen

können. Die 20-40-jährigen ehemaligen Äcker wurden in den 1970er und 1980er Jahren aufgelassen, als die Verwendung von Phosphatdüngern in Ungarn sehr intensiv war, im Mittel ca. 54 kg/ha Agrarland/Jahr (FAO STATISTICS DIVISION 2012). Aufgrund der Nachwirkung der Phosphat-Düngung kann man davon ausgehen, dass auch noch in den 1990er Jahren eine gute Phosphor-Versorgung der Böden gegeben war (CSATHÓ und RADIMSZKY 2005), was also die etwa 10-20 Jahre alten Ackerbrachen betrifft. Nun wurde bei der vorliegenden Untersuchung in Böden bzw. Aufnahmeflächen der Altersklassen zwischen 10 und 40 durchschnittlich weniger P gemessen als in Böden unter 10 Jahren Entwicklungsdauer. Außerdem ist auch innerhalb der Altersspanne 10-40 eine Abnahme erkennbar. Daher kann man eine Verminderung des Gehaltes an pflanzenverfügbarem P seit dem Brachfallen dieser Gesamtflächen vor 10-40 Jahren vermuten. Hinzu kommt, dass auch auf nassen Standorten eine leichte Abnahme des pflanzenverfügbaren P mit der Zeit festgestellt wurde (Abbildung 6.7-4 c, S. 233). Mögliche Mechanismen, die die Abnahme CAL-extrahierbaren Phosphors in den untersuchten Flächen bewirken, sind die Festlegung in schlecht löslichen Verbindungen, die Immobilisierung in der organischen Substanz des Bodens sowie die Ernte von Pflanzenmaterial (ZHANG 1996; MCLAUCHLAN 2006). Erosion kommt aufgrund des überwiegend flachen Charakters der Landschaft nicht in Frage.

Einige der jungen Aufnahmeflächen, bei denen  $N_{\min}$  gemessen wurde, gehörten zu denen, wo sehr hohe Gehalte an CAL-extrahierbarem Phosphor gemessen wurden. All diese Proben wiesen gleichzeitig einen geringen  $N_{\min}$ -Gehalt auf. Wenn man davon ausgeht, dass Äcker, auf die P-Dünger aufgebracht wurde, gleichzeitig auch mit N gedüngt wurden, kommt man zu dem Schluss, dass Stickstoff aus Düngemitteln den  $N_{\min}$ -Gehalt des Bodens nur vorübergehend erhöht. Ähnliche Rückschlüsse lassen sich auch aus den Ergebnissen einer Chronosequenz aus den USA ziehen, wo auf einjährigen Ackerbrachen noch hohe  $N_{\min}$ -Gehalte zu finden waren, in allen weiteren Altersstufen zwischen 3 und 60 Jahren aber deutlich geringere  $N_{\min}$ -Gehalte (ZAK et al. 1990). GOUGH und MARRS (1990) haben in Großbritannien schon drei Monate nach der Düngung eines Ackers mit Ammoniumnitrat nur noch relativ niedrige Gehalte an extrahierbarem N gefunden. Die Tatsache, dass Nitrat leicht ausgewaschen werden kann, ist ein möglicher Grund für solche Beobachtungen (MCLAUCHLAN 2006). Ammonium kann zwar an Tonminerale im Boden gebunden werden (BLUME et al. 2010), was aber den Ergebnissen nach

bei den hier untersuchten Äckern nicht in großer Menge oder nicht langfristig geschehen ist. Außerdem ist zu vermuten, dass ein großer Teil des  $N_{\min}$ -Pools auf einem frisch brachgefallenen, nackten Acker zunächst von der Unkrautdecke aufgenommen wird, die sich darauf neu ausbildet, und in der Folge nur langsam durch Mineralisation wieder zurückgeführt wird. Einen solchen Prozess konnten z. B. FOSTER et al. (1980) und VITOUSEK (1983) in den USA beobachten. Dabei war *Ambrosia artemisiifolia* maßgeblich beteiligt, die auch auf vielen jungen Brachen der vorliegenden Untersuchung hohe Deckungsgrade erreicht.

Die Kurzlebigkeit des  $N_{\min}$ -Pools wird auch durch die Ergebnisse von JACKSON et al. (1989) verdeutlicht, die für einen einjährigen Rasen in den USA zeigen, dass der mineralische Stickstoff im Boden sehr schnell ausgetauscht wird. Zu ähnlichen Ergebnissen sind LEDGARD et al. (1998) für Grünlandböden in Großbritannien gekommen, wo der mineralische Stickstoff nur einen geringen Teil des gesamten vorhandenen Stickstoffs ausmacht und einer sehr starken zeitlichen Variation und einem ständigen Austausch unterliegt. Diese Erkenntnisse lassen darauf schließen, dass der Gehalt an pflanzenverfügbarem Stickstoff auf einer Fläche, die nicht kurz zuvor gedüngt wurde, in erster Linie von der Mineralisation des vorhandenen organischen Stickstoffs abhängt (JANSSENS et al. 1998; LEDGARD et al. 1998). Da die Oberböden (zumindest die obersten 10 cm) der hier untersuchten jüngeren Brachen durch vergleichsweise geringe SOM-Gehalte gekennzeichnet sind (Abbildung 6.7-2 a u. b, S. 227), ist die Nachlieferung aus organischem Material in dieser Altersstufe gering. Eine langfristige Speicherung größerer N-Mengen im (und über dem) Boden ist folglich vorwiegend in Form von organischem Material möglich (GOUGH und MARRS 1990; McLAUCHLAN 2006). (Davon liegt im Grünland ein kleinerer Teil als lebende Biomasse vor; vgl. LEDGARD et al. (1998)). Der Gehalt des organischen Bodenmaterials kann durch eine entsprechende Bewirtschaftung erhöht werden. Wie groß die Stickstoffverfügbarkeit dann aber tatsächlich ist, hängt von der Mineralisierbarkeit des org. Materials ab (die wiederum z. B. mit seinem C/N-Verhältnis zusammenhängt) und davon, ob die Bedingungen bzgl. Temperatur, Bodenfeuchte und pH-Wert dafür stimmen (BLUME et al. 2010).

Im Gegensatz zum pflanzenverfügbaren N können pflanzenverfügbare P-Verbindungen mehr oder weniger stabil in größerer Menge an die Tonminerale und die Fe- und Al-Oxide des Bodens adsorbiert sein und kontinuierlich über einen längeren Zeitraum in die Bodenlösung

abgegeben werden (BLUME et al. 2010). Durch P-Düngung kann also ein Depot im Boden entstehen, das langfristig bestehen bleibt und gleichzeitig auch für die Pflanzen gut zugänglich ist. Diese Überlegungen erklären, warum auf frischen Brachen sehr hohe Gehalte an pflanzenverfügbarem P aufgefunden werden, die diejenigen von Böden alter Extensivgrünland-Bestände bei weitem übersteigen, während gleichzeitig der  $N_{\min}$ -Gehalt bereits kurz nach dem Einstellen der Düngung ein vergleichsweise geringes Niveau aufweist.

In den auf  $N_{\min}$  analysierten Proben korreliert sowohl der  $NH_4^+$ - als auch der  $NO_3^-$ -Gehalt deutlich mit dem  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt (Tabelle 6.6-2 a, S. 215) und somit auch mit dem SOM-Gehalt. Dies lässt in Übereinstimmung mit den obigen Überlegungen den Schluss zu, dass der mineralische Stickstoff der untersuchten Böden in erster Linie aus der Mineralisierung des vorhandenen organischen Materials stammt und nicht aus weiter zurückliegenden Gaben von anorganischem N-Dünger. Allerdings zeigt der Gehalt an mineralischem Stickstoff (bzw. noch deutlicher der  $NH_4^+$ -Gehalt) einen wesentlich stärkeren Anstieg (ca. eine Vervierfachung) mit dem Alter, als es für den  $N_{\text{tot}}$ - bzw. den SOM-Gehalt auf trockenen Standorten der Fall ist (Tabelle in Anhang V a, S. 410; siehe auch Abbildungen 6.7-3 a, S. 231 und 6.7-2 b, S. 227). Dies lässt darauf schließen, dass der mit dem Bestandsalter zunehmende Gehalt an mineralischem Stickstoff nicht allein auf dessen Zusammenhang mit dem Gesamtstickstoff/SOM zurückzuführen ist, sondern noch andere Mechanismen für dessen Korrelation mit dem Alter verantwortlich sind. Eine mögliche Erklärung ist, dass sich mit zunehmendem Alter der Flächen nicht nur immer mehr organisches Material ansammelt, sondern dass auch dessen Mineralisierungsrate zunimmt, d. h. dass im Verhältnis zur Menge des SOM mehr ammonifizierende Bakterien vorhanden sind oder aber deren Aktivität erhöht ist.

### 7.5.5 Verhältnis von Ammonium zu Nitrat

Bei der getrennten Betrachtung der beiden pflanzenverfügbaren N-Formen fällt auf, dass der  $NH_4^+$ -Gehalt der untersuchten Proben bis auf eine Ausnahme stets höher ist als der  $NO_3^-$ -Gehalt. Sehr ähnliche Beobachtungen hat RICHARDSON (1938) im Rothamsted Park Gras Experiment in Großbritannien gemacht: Bei Untersuchungen verschiedener Grünland-Böden wurde stets mehr Ammonium gefunden als Nitrat (bei insgesamt eher niedrigen  $N_{\min}$ -

Gehalten). Zudem nahm das Verhältnis von  $\text{NH}_4^+$ - zu  $\text{NO}_3^-$ -N mit der Entwicklungsdauer von Grünland auf Ackerbrachen zu. Dies ist eine weitere Parallele zu den vorliegenden Ergebnissen, wo das Verhältnis  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  ebenfalls eine mit der Zeit leicht ansteigende Tendenz zeigt (Tabelle 6.7-1, S. 225 und Abbildung 6.7-3 c, S. 231; in erster Linie in der Schicht 0-10 cm festzustellen). Damit geht einher, dass der  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt viel deutlicher mit dem Bestandsalter korreliert als der Gehalt an  $\text{NO}_3^-$  (Tabelle 6.7-1, S. 225) und somit wesentlich für die Korrelation der Summe beider, des  $\text{N}_{\text{min}}$ -Gehaltes, mit der Zeit verantwortlich ist. Diese Beobachtungen lassen vermuten, dass die Nitrifikation in den untersuchten Böden gehemmt sein könnte, während gleichzeitig die Entstehung von  $\text{NH}_4^+$  mit dem Entwicklungsalter durch mehr vorhandenes organisches Material und erhöhte Aktivität ammonifizierender Bakterien zunimmt. Evtl. könnte auch die Hemmung der Nitrifikation mit der Dauer der Grünlandnutzung zunehmen, und auch die wesentlich leichtere Auswaschung des  $\text{NO}_3^-$  könnte eine Rolle spielen. Prinzipiell sind die gegebenen Rahmenbedingungen bzgl. Temperatur, pH-Wert des Bodens und C/N-Verhältnis gemäß den Angaben von CAMBERATO (2001) sowie BLUME et al. (2010) kein Hinderungsgrund für die Nitrifikation.

Ausführliche Informationen über eine Hemmung der Nitrifikation durch Allelopathie finden sich bei RICE (1984). Der Begriff „Allelopathie“ wurde von MOLISCH (1937) geprägt. In Übernahme von dessen Definition versteht RICE (1984) darunter die biochemische Interaktion zwischen Pflanzen und auch zwischen Mikroorganismen und Pflanzen. Er stellt zunächst klar, dass die Nitrifikation aufgrund ihrer überwiegenden Bindung an zwei bestimmte Bakteriengattungen (*Nitrosomonas* und *Nitrobacter*) anfällig für Hemmung durch Allelopathie ist, während es die Ammonifikation, die von zahlreichen unterschiedlichen Organismen durchgeführt werden kann (CAMBERATO 2001), nicht oder kaum ist. RICE (1984) stellt bzgl. der Hemmung der Nitrifikation Bezüge zur Sukzession auf Ackerbrachen her. Er hat die hemmende Wirkung von Extrakten verschiedener Pflanzenarten, die auf ehemaligen Äckern in Oklahoma auftreten, untersucht (RICE 1964). Getestet wurde die Auswirkung auf verschiedene Bakterienstämme, die am Stickstoffkreislauf beteiligt sind. Dabei hat sich ergeben, dass Pflanzenarten des Klimax-Stadiums (in diesem Fall Präriegräser) im Vergleich zu Pionier-Arten eine stärkere Inhibition der Nitrifikation ausüben, so dass diese Form der Allelopathie im Verlauf der Sukzession zunehmen sollte. In einer weiteren Untersuchung (RICE und

PANCHOLY 1972) konnte gezeigt werden, dass die Gehalte an Ammonium und Nitrat im Boden einer Chronosequenz auf Ackerbrachen im Bereich der Hochgrasprairie gegenläufige Tendenzen zeigten: Während der  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt über die Zeitreihe hinweg zunahm, nahm der  $\text{NO}_3^-$ -Gehalt ab. Dies zeigte sich für beide untersuchten Bodenschichten (0-15 und 45-60 cm). In der Schicht 0-15 cm wurde zusätzlich die Anzahl der Nitrifikanten bestimmt, welche ebenfalls mit der Sukzessionsdauer abnahm. (Übereinstimmende Tendenzen ergaben sich auch für Chronosequenzen mit Eichenwäldern und Eichen-Kiefern-Wäldern als Klimax-Vegetation.) Ein ökologischer Nutzen aus der Hemmung der Nitrifikation ergibt sich für die Arten späterer Sukzessionsstadien laut RICE (1984) zum einen aus der Tatsache, dass  $\text{NH}_4^+$  nicht so leicht ausgewaschen wird wie  $\text{NO}_3^-$ , so dass hierdurch der Verlust von Stickstoff aus dem Wurzelraum verhindert wird. Zum anderen ist der Energieaufwand für die Nutzung von  $\text{NH}_4^+$  als N-Quelle im Stoffwechsel im Vergleich zu  $\text{NO}_3^-$  geringer.

RICE (1984) zählt zahlreiche Hinweise aus der Literatur auf, die auf eine Hemmung der Nitrifikation besonders im Klimax-Stadium verschiedener Vegetation hinweisen. Entgegengesetzte Tendenzen für  $\text{NH}_4^+$ - und  $\text{NO}_3^-$ -N haben auch BAER et al. (2002) in einer 12-jährigen Chronosequenz in den obersten 10 cm von Ackerbrachen im Bereich der nordamerikanischen Hochgras-Prairie gefunden: Während der Gehalt an  $\text{NH}_4^+$ -N zwischen den 2- und 12-jährigen Brachen linear zunahm, zeigte der Gehalt an  $\text{NO}_3^-$ -N eine gegenteilige Tendenz. Dadurch ergab sich für den Gesamtgehalt an mineralischem Stickstoff, also für die Summe der beiden N-Verbindungen, keine zeitliche Tendenz mehr. Auch DORMAAR et al. (1990), die die Entwicklung von Bodenparametern bei der sekundären Sukzession auf Tschernosemen in Kanada untersucht haben, haben eine Zunahme von  $\text{NH}_4^+$ -N und parallele Abnahme von  $\text{NO}_3^-$ -N beobachtet.

Es gibt aber auch Gegenbeispiele, die belegen, dass dieses Prinzip nicht allgemeingültig ist. ROBERTSON und VITOUSEK (1981) haben in einem Beispiel aus den USA mit Wäldern als Klimax-Stadium festgestellt, dass die Nitrifikation in allen Sukzessionsstadien in erster Linie mit der Menge an mineralisiertem Stickstoff korreliert war, also nicht gehemmt wurde. DU et al. (2007) haben in einer 40-jährigen Chronosequenz mit Grasland-Entwicklung auf Ackerbrachen bei insgesamt zunehmendem  $\text{N}_{\text{min}}$ -Gehalt eine Zunahme des Verhältnisses von  $\text{NO}_3^-$ -N zu  $\text{NH}_4^+$ -N beobachtet.

Die Ergebnisse der eigenen Untersuchung unterstützen dagegen das Konzept von RICE und PANCHOLY (1972). Die Ergebnisse lassen vermuten, dass hier eine Hemmung der Nitrifikation in späteren Sukzessionsstadien vorliegt, da der  $\text{NH}_4^+$ - und auch der Gesamtgehalt an  $\text{N}_{\text{min}}$  mit der Entwicklungsdauer zunehmen, der  $\text{NO}_3^-$ -Gehalt aber nicht oder zumindest deutlich schwächer zunimmt (letzteres bei Betrachtung in kg/ha). Eine dem  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt entgegengesetzte, also negative Entwicklung des  $\text{NO}_3^-$ -Gehaltes, wie sie RICE und PANCHOLY (1972) und die oben genannten Quellen (DORMAAR et al. 1990; BAER et al. 2002) beobachtet haben, ist hier jedoch nicht gegeben.

### 7.5.6 Bodentypen und Profilverkmale

Sowohl die Verteilung der Bodentypen über die Altersklassen (Abbildung 6.7-6, S. 236) als auch die Auftragung einzelner quantitativ messbarer Profilverkmale (Tiefe der Horizontgrenzen und der Graufärbung, Tabelle 6.7-1, S. 225) gegen die Entwicklungsdauer zeigen keine deutlichen Trends. Lediglich das Vorkommen zweier Profile mit Merkmalen von Salzböden unter den wenigen Referenzbeständen des trockenen Feuchteregimes fällt auf. Dies ist auf die Präferenzen der Landwirte bei der Auswahl der Flächen für Ackerbau zurückzuführen: Es handelt sich dabei um kleinere Zonen mit oberflächlich ausgetrockneten (und daher an der Oberfläche kaum salzigen) Böden (Tamás Vidra, pers. Mitteilung), die in eine Umgebung aus Salzwiesen eingebettet sind und sich daher für Ackerbau weniger anbieten als größere Hügel in der Umgebung. Dieser Unterschied zwischen Referenzböden und Brachen war also höchstwahrscheinlich schon vor der Aufnahme der unterschiedlichen Nutzungen vorhanden und wurde nicht etwa durch diese hervorgerufen.

Die seit dem letzten Umbruch der Flächen vergangene Zeit spiegelt sich also im Gegensatz zum Grundwassereinfluss so gut wie gar nicht in den Profilen wider. Diese Ergebnisse implizieren zum einen, dass die Ackerbewirtschaftung der Böden zu keiner tiefgreifenden Veränderung der Bodenprofile geführt hat; die Voraussetzungen für eine Neubildung von Vegetationstypen, die mit unkultivierten Böden assoziiert sind, sollten also günstig sein. Zum Zweiten zeigen die Ergebnisse, dass auch die sekundäre Sukzession auf den Ackerbrachen der untersuchten Gebiete keine grundlegende Abwandlung der Bodenprofile mit sich bringt. Diese Beobachtung



lässt zusammen mit den Ergebnissen für die zeitliche Entwicklung des SOM-Gehaltes der beiden untersuchten Schichten (vgl. Kapitel 6.7.2 und 7.5.2) den Schluss zu, dass die Grünlandentwicklung nur auf die obersten Zentimeter des Bodens einen nennenswerten Einfluss hat.

### **7.5.7 Vergleich mit Literaturdaten von ungarischem Gebiet**

Ungarische Daten zur Entwicklung von Bodenparametern während der sekundären Sukzession auf Ackerbrachen gibt es bisher nur für sehr trockene Sandböden auf dem Sandrücken zwischen Donau und Theiß (Tabelle 2.2-2, S. 46). Für die Parameter SOM, pflanzenverfügbare N, P und K, Kalk und pH-Wert liegen jeweils Daten aus zwei bis drei der folgenden Publikationen über Oberböden von Flächen im Kiskunság vor: Von CSECSERITS (2007) wurden nur Böden offener Sandpuszтарasen berücksichtigt; CSECSERITS et al. (2011) und ALBERT (2015) haben Böden offener wie geschlossener Sandrasen untersucht. Alle diese Böden sind sich bzgl. ihrer Grundvoraussetzungen ähnlich: Der Humus-Gehalt liegt zwischen 0,4 und 2,6 %. In diesem Bereich liegt auch der SOM-Gehalt bei einem kleineren Teil (etwa einem Siebtel) der eigenen untersuchten Oberböden des trockenen Feuchteregimes, unterschreitet aber nie 1 %. Bei allen anderen selbst untersuchten Böden ist der SOM-Gehalt höher als in den genannten Studien (vgl. Tabelle 6.6-1, S. 209). Der Kalkgehalt wurde von CSECSERITS et al. (2011) und ALBERT (2015) gemessen und liegt zwischen 6 und 9 %. Im Vergleich dazu ist der Kalkgehalt der obersten 10 cm von Böden mit hohem Sandgehalt in der vorliegenden Untersuchung zwischen ca. 0,2 und 10,5 % angesiedelt und durchschnittlich geringer als in den genannten Publikationen. Der pH-Wert in denselben Proben weicht mit Werten zwischen 7 und 7,5 trotzdem nicht stark von den in den drei Publikationen gemessenen Werten ab, die meist zwischen 7,5 und 8 liegen. Eine Körnungsanalyse wurde nur von CSECSERITS et al. (2011) durchgeführt, aber aufgrund der Tatsache, dass die anderen beiden Studien in derselben Landschaft angesiedelt sind und durch große Überschneidungen bei der Vegetation gekennzeichnet sind, sind die Sandanteile dort vermutlich ähnlich hoch anzusiedeln (95-98 %) und damit höher als beim überwiegenden Teil der eigenen untersuchten Aufnahmequadrate (vgl. Abbildung 6.6-1, S. 212).

Bezüglich der Trends für pflanzenverfügbaren Phosphor stimmen die Ergebnisse aus den Publikationen untereinander (Tabelle 2.2-2, S. 46) und auch mit den eigenen Ergebnissen überein: Die P-Gehalte nehmen mit dem Alter der Brachen ab (CSECSERITS 2007; ALBERT 2015) und/oder sind in den Böden von Brachen im Durchschnitt höher als in Altbeständen (CSECSERITS et al. 2011; ALBERT 2015). Soweit es aus den Daten hervorgeht, haben allerdings nur wenige Brachen Phosphorgehalte erreicht, die denen der Altbestände entsprechen. Dies steht im Kontrast zur eigenen Untersuchung, wo bei fast allen älteren, aber auch schon bei vielen jüngeren Brachen der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor auf einem niedrigen Niveau im Schwankungsbereich der Altwiesen liegt (Abbildung 6.7-4 a, S. 233).

Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium wurde nur in zweien der Publikationen gemessen: CSECSERITS (2007) hat eine deutliche Abnahme dieses Parameters mit der Zeit seit dem Brachfallen festgestellt, die dem hier erkennbaren sehr schwachen Trend (Abbildung 6.7-4 b, S. 233) also zumindest nicht entgegengesetzt ist. In den Daten von CSECSERITS et al. (2011) lässt sich dagegen kein Trend ausmachen.

Absolute Werte für P und K können hier nicht verglichen werden, da sich die verwendeten Extraktionsmittel zwischen den Publikationen und auch der vorliegenden Untersuchung unterscheiden.

Die zeitliche Tendenz für den Humusgehalt stimmt innerhalb der genannten Studien, soweit gemessen, mit der Tendenz für den Gehalt an mineralischem Stickstoff überein, was auch in der vorliegenden Untersuchung der Fall ist. Die deutlichsten zeitlichen Tendenzen für die genannten Parameter zeigen sich bei den Daten von ALBERT (2015), die den Humusgehalt von < 10 bis > 40-jährigen Ackerbrachen gemessen hat. Dort ist eine deutliche Zunahme des organischen Materials und des Nitrit- und Nitrat-Stickstoffs mit der Zeit zu verzeichnen, wobei die Oberböden der Brachen ab 20 Jahren das Niveau der geschlossenen Referenzbestände ( $1,35 \pm 0,69$  %) erreicht haben. Zwar wird das durchschnittliche Niveau der Referenzböden im trockenen Feuchteregime bei den eigenen Daten in diesem Zeitraum noch nicht erreicht (vgl. Kapitel 7.5.2), aber die SOM-Gehalte der hier gemessenen Böden sind überwiegend deutlich höher als die von ALBERT (2015) untersuchten, so dass grundlegend andere Voraussetzungen gegeben sind. Bzgl. der zeitlichen Tendenzen stimmen die Beobachtungen der genannten Studie jedoch mit den eigenen überein. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass sich

die zeitliche Zunahme des  $N_{\min}$ -Gehaltes bei den eigenen Daten nicht im Nitrat, sondern im Ammonium zeigt, der von ALBERT (2015) gar nicht gemessen wurde. Unter den ungarischen Studien zur sekundären Sukzession wurde nur von CSECSEKITS (2007) neben Nitrat auch Ammonium analysiert. Dabei ergaben sich abnehmende Tendenzen für den Humus und die beiden mineralischen N-Formen ( $NH_4^+$  und  $NO_3^-$ ) mit dem Alter der Flächen (Daten für Altwiesen liegen nicht vor). Diese Beobachtung steht den eigenen ermittelten Trends für SOM und Ammonium und auch denen bei ALBERT (2015) also entgegen. Die eigene Beobachtung, dass der Gehalt an Ammonium im Oberboden stets deutlich höher ist als der des Nitrats, bestätigt sich bei CSECSEKITS (2007) in der Schicht 5-20 cm, während es sich in der Schicht 0-5 cm umgekehrt verhält. Bei den Daten von CSECSEKITS et al. (2011) lässt sich kein Trend für SOM ablesen, und  $N_{\min}$  wurde nicht gemessen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Tendenzen für P und K aus der ungarischen Literatur zu Sandböden weitgehend mit den Tendenzen, die auf den eigenen Untersuchungsflächen gefundenen wurden, übereinstimmen. Bei den eigenen Flächen ist jedoch eine stärkere Annäherung des Phosphorgehaltes an den der Altwiesenböden zu verzeichnen. Die Trends für SOM und  $N_{\min}$  sind auch schon in der ungarischen Literatur unterschiedlich und stimmen daher in einem Fall mit den eigenen Daten überein, im anderen Fall nicht. Bei Betrachtung der verschiedenen N-Verbindungen gibt es nur eine Publikation, die Ammonium berücksichtigt, welches dort in Relation zur Zeit einen gegenteiligen Trend zu den eigenen Daten aufweist (leider ohne Vergleich mit Referenzbeständen). In Bezug auf die genannten Aspekte hat die vorliegende Arbeit also neue Erkenntnisse ergeben, die vermutlich darauf basieren, dass hier zum ersten Mal auch Schwarzerden und Grundwasserböden (d. h. Wiesenböden und Moorige Wiesenböden nach der ungarischen Klassifikation) während der sekundären Sukzession auf Ackerbrachen untersucht wurden.

Anhand der Unterschiede zwischen den verschiedenen Studien inklusive der eigenen zeigt sich ähnlich wie bei der Vegetationsentwicklung, dass Ergebnisse oft sehr spezifisch für das untersuchte Gebiet oder den untersuchten Bodentyp sind. Selbst zwischen den drei genannten ungarischen Studien, die weitgehend ähnliche Böden untersucht haben, finden sich Unterschiede. Natürlich kann dabei auch die Tatsache eine Rolle spielen, dass häufig verschiedene Methoden zur Probenahme und Messung angewendet werden.

## 7.6 Abhängigkeit der Vegetation von Bodenparametern

### 7.6.1 Funktionelle Artengruppen und Bodenparameter

Die Erkenntnisse aus der multiplen linearen Regression (Tabelle 6.8-2, S. 239-240) bestätigen zunächst, dass das Entwicklungsalter der bei weitem bedeutendste Faktor ist, der die Naturnähe der Vegetation beeinflusst. Man kann also davon ausgehen, dass die analysierten Zusammenhänge zwischen Bestandsalter und Vegetationsparametern durch weitere Einflussgrößen höchstens mäßig abgewandelt worden sind.

Wie bereits in Kapitel 5.4.3 erläutert, wird eine erfolgreiche Neuentwicklung halbnatürlichen Graslandes hier an möglichst hohen Werten der abhängigen Variablen „Anteil der Arten naturnaher Standorte“ und „Anzahl der Zielarten“ festgemacht. Der Variablen „Anteil der Störzeiger“ wird eine gegenteilige Funktion beigemessen; diese Artengruppe wird für die angestrebte Entwicklung als hinderlich angesehen.

Neben dem Stellenwert des Alters ist von Interesse, welche Eigenschaften eines aufgelassenen Ackers die Neuentwicklung von Extensivgrünland fördern oder behindern. Dabei steht besonders das Nährstoffangebot im Fokus, da bekannt ist, dass eine erhöhte Produktivität den Artenreichtum von Grünlandbeständen vermindert und zur Verdrängung vieler Arten halbnatürlicher extensiver Grünlandgesellschaften führt (VERMEER und BERENDSE 1983; BERENDSE et al. 1992; MARRS 1993; JANSSENS et al. 1998; CRITCHLEY et al. 2002). Die multiple lineare Regression hat für trockene Standorte ergeben, dass der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor einen negativen Einfluss auf die Naturnähe der Vegetation und die Anzahl der Zielarten hat, während die beiden Formen des mineralischen Stickstoffs ( $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$ ) und das pflanzenverfügbare Kalium keinen signifikanten Effekt auf die genannten Vegetationsparameter ausüben. Bei Beschränkung der Analyse auf nasse Standorte konnte dagegen für keinen Parameter außer dem Bestandsalter ein signifikanter Einfluss nachgewiesen werden. Der Effekt des Phosphors kommt innerhalb der nassen Aufnahmeflächen vermutlich deshalb nicht zum Tragen, weil hier allgemein nur mäßige P-Gehalte gemessen wurden, so dass die Bandbreite des P-Angebotes bei weitem nicht so stark variiert wie im trockenen Feuchteregime. Zusätzlich trägt vermutlich die geringe Anzahl der Aufnahmen (22) in der auf nasse Standorte beschränkten Gruppe dazu bei, dass sich hier außer für das Alter für keine

unabhängige Variable ein signifikanter Einfluss ergeben hat. Der Vollständigkeit halber ist diese Analyse trotzdem aufgeführt. Sie bestätigt die Größenordnung des Einflusses des Bestandsalters.

Besonders auffällig ist der fehlende Einfluss des Ammoniums bei der multiplen linearen Regression, da dieser Parameter in der Tabelle mit den einfachen Regressionen (Tabelle 6.8-1, S. 237-238) einen deutlichen signifikanten Zusammenhang mit den Zielvariablen aufweist, der sogar stärker als der für Phosphor gefundene ist. Dies lässt den Schluss zu, dass der  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt in erster Linie vom Bestandsalter abhängt und deshalb auch positiv mit der Naturnähe der Vegetation korreliert, aber keinen eigenen, vom Alter unabhängigen Einfluss auf die Artenzusammensetzung hat. Bezüglich des Phosphors ist das Gegenteil der Fall: Hier zeigen sich konstant signifikante Ergebnisse bei den multiplen linearen Regressionen (Tabelle 6.8-2, S. 239-240). Dass der Phosphor einen eigenständigen Einfluss auf die Artenzusammensetzung hat, zeigt sich auch daran, dass sich bei den Einzelregressionen eine stärkere Korrelation mit der Artenzusammensetzung ergibt (Tabelle 6.8-1, S. 237-238), als es rein durch den schwachen Zusammenhang des Phosphors mit dem Alter (Anhang V a, S. 410 und Abbildung 6.7-4 d, S. 233) erklärbar wäre.

Laut Literatur (JANSSENS et al. 1998; BAKKER und BERENDSE 1999) wäre ein negativer Einfluss eines zunehmenden Gehaltes an pflanzenverfügbarem Stickstoff auf den Reichtum an Arten halbnatürlicher, extensiver Grünlandbestände zu erwarten. Dieser kommt hier aber vermutlich deshalb nicht zum Tragen, da die  $N_{\min}$ -Menge sehr stark mit dem Bestandsalter zusammenhängt, welches einen wesentlich stärkeren, positiven Einfluss auf den Anteil erwünschter Arten in der Vegetation hat. Eine potentiell negative Wirkung höherer  $N_{\min}$ -Gehalte wird also durch den gegenteiligen Effekt des Alters überlagert. Zudem übersteigen die von den ältesten Brachen erreichten  $N_{\min}$ -Gehalte diejenigen der Referenzbestände nicht, die ja größtenteils durch adäquate Bedingungen für die Existenz artenreicher halbnatürlicher Grasländer gekennzeichnet sind.

Weitere Parameter, für die sich teilweise signifikante Ergebnisse bei der multiplen linearen Regression zeigten, sind der Gesamtstickstoff und der pH-Wert im trockenen Feuchteregime (Sets 49 und 63 in Tabelle 6.8-2, S. 240). Diese Resultate sind schwierig zu interpretieren, besonders für den pH-Wert, da dieser in den einfachen Regressionen gar keine Korrelation mit

den relevanten Artengruppen zeigt (Tabelle 6.8-1, S. 238; gilt auch für das in dieser Hinsicht nicht dargestellte Set 63). Für  $N_{\text{tot}}$  zeigt sich dagegen auch bei den einfachen Regressionen (Tabelle 6.8-1, S. 238) eine schwache positive Korrelation mit erwünschten Artengruppen. Für diesen Parameter liegt die Vermutung nahe, dass er die N-Versorgung der Pflanzen widerspiegelt und deshalb teilweise signifikant wird. Im Bereich des Möglichen ist auch, dass die Ergebnisse für  $N_{\text{tot}}$  und den pH-Wert letztlich auf die Assoziation der beiden Parameter mit dem Grundwassereinfluss zurückzuführen sind – wie die Abbildungen 6.3-2 b u. c (S. 176) zeigen, sind nasse Aufnahmeflächen der untersuchten Gebiete durchschnittlich durch mehr Arten naturnaher Standorte gekennzeichnet als trockene. Der Gesamtstickstoff ist zusätzlich mit dem Bestandsalter korreliert (Tabelle 6.7-1 S. 224; Anhänge V a u. d, S. 410 u. 412), welches ja einen starken positiven Einfluss auf Arten naturnaher Standorte bzw. auf Zielarten hat, was wiederum eine positive Korrelation zwischen  $N_{\text{tot}}$  und den genannten Artengruppen zur Folge haben kann (analog zur Situation bei  $N_{\text{min}}$ ). Allerdings sind diese Korrelationen des Gesamtstickstoffs und des pH-Wertes mit dem Grundwasserstand bzw. dem Bestandsalter gerade bei trockenen Standorten sehr schwach ausgeprägt (Tabelle 6.7-1 S. 224; Anhänge V a u. d, S. 410 u. 412). Zudem ist der geschätzte Grundwasserstand in den Modellen selbst nicht signifikant. Deshalb kann die Frage, warum der Einfluss dieser beiden Parameter auf die Vegetation in einigen Modellen signifikant wird, nicht abschließend beantwortet werden.

Die Beobachtung, dass von den drei Makronährelementen N, P und K in erster Linie dem pflanzenverfügbaren Phosphor eine Bedeutung für den Anteil erwünschter Arten in Grasländern beigemessen werden kann, findet Parallelen in der Studie von JANSSENS et al. (1998). Diese haben in verschiedenen West- und Mitteleuropäischen Gebieten die Gesamtartenzahl auf 100 m<sup>2</sup> großen Quadraten bestimmt und die Ergebnisse in Relation zur Verfügbarkeit der genannten Nährelemente gesetzt. Dabei ergaben sich deutliche negative Zusammenhänge der Artenzahlen mit dem Gehalt an verfügbarem P und K. Diese Korrelationen gleichen annähernd abnehmenden Sättigungskurven. Die Autoren weisen darauf hin, dass die P-Gehalte, die mit Ackerbewirtschaftung üblicherweise einhergehen, einen deutlich vermindernden Effekt auf den Artenreichtum von Grünland in Europa haben. Hinzu kommt, dass die Düngung mit Phosphor im Allgemeinen auch noch lange nach dem Ende der

Düngergabe nachwirkt, da dessen pflanzenverfügbare Formen längerfristig im Boden gebunden werden können (JANSSENS et al. 1998; vgl. auch Kapitel 7.5.4, S. 296 f). Kalium ist im Vergleich dazu leichter auswaschbar. Außerdem wurden die höchsten Artenzahlen auf Böden mit einem Kalium-Gehalt gefunden, der als optimal für die Versorgung von Pflanzen mit diesem Element angesehen wird. Das heißt also, dass Kalium zwar prinzipiell in ähnlicher Weise negativ mit dem Artenreichtum von Grasländern korreliert ist wie Phosphor, in der Praxis aber seltener Gehalte in der Höhe auftreten, die den Artenreichtum vermindern, da eine entsprechend starke K-Düngung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht erforderlich ist.

In der vorliegenden Studie hat sich für den Phosphor lediglich eine schwache negative Korrelation mit der Gesamtartenzahl der Aufnahmequadrate ergeben, dafür aber ein deutlicher negativer Zusammenhang mit dem Anteil von Extensivgrünland-Arten in den Aufnahmeflächen. Im Gegensatz zu den Beobachtungen von JANSSENS et al. (1998) hat sich jedoch keine Korrelation des pflanzenverfügbaren K mit diesen Vegetationsparametern gezeigt.

Im Gegensatz zu den Gehalten an pflanzenverfügbarem P und K ergab sich in der Studie von JANSSENS et al. (1998) für den Gehalt an gesamtem Stickstoff eine leichte positive lineare Korrelation mit der Artenzahl. Dies ist ebenfalls eine Parallele zu dem in der eigenen Untersuchung beobachteten undeutlichen positiven Einfluss von  $N_{\text{tot}}$  auf den Anteil erwünschter Artengruppen. Der Gehalt an pflanzenverfügbaren N-Formen wurde von JANSSENS et al. (1998) nicht gemessen. Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass die Gabe von N-Düngern im Allgemeinen nur so lange einen direkten Einfluss auf die Verfügbarkeit von N für die Vegetation hat, bis sie gestoppt wird. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass mineralischer Stickstoff (besonders  $\text{NO}_3^-$ -N) eine grundlegend labile Größe ist. Deshalb ist damit zu rechnen, dass das  $N_{\text{min}}$ -Angebot im Boden ab dem Moment, wo die N-Düngung gestoppt wird, nach kurzer Zeit entsprechend abnimmt (vgl. Kapitel 7.5.4). Die Nachlieferung von  $N_{\text{min}}$  ist danach dann nur noch aus folgenden Quellen gewährleistet: atmosphärische Deposition, N-Fixierung durch Knöllchenbakterien in Hülsenfrüchtlern und Mineralisation von organischem Material (JANSSENS et al. 1998). Wenn diese Faktoren von geringerer Bedeutung sind, bedeutet die Beendigung der Düngung eine unmittelbare deutliche Verminderung des N-Angebotes, so dass in dieser Hinsicht zunächst kein Hindernis für eine

Neuschaffung extensiver Vegetationstypen mehr gegeben sein sollte. Die Autoren stellen jedoch die Hypothese auf, dass der Einfluss des P auf die Vegetation auch indirekt über eine Beeinflussung der N-Verfügbarkeit durch die P-Verfügbarkeit funktionieren könnte.

Es gibt noch eine Reihe weiterer Studien, die zeigen konnten, dass der Phosphor eine zentrale Rolle für den Artenreichtum und die Biomasse von Grasländern spielen kann, oft in Kombination mit Stickstoff (GOUGH und MARRS 1990; VERHOEVEN et al. 1996; GÜSEWELL et al. 2003). Die Bedeutung des Phosphors zeigt auch das Review von WALKER et al. (2004) auf, welches ergab, dass dieses Nährelement eine Schlüsselrolle bei der Erschwerung der Wiederherstellung (bzw. Neuschaffung) einiger Grünlandtypen im Vereinigten Königreich spielt. Einen negativen Einfluss hoher P-Konzentrationen im Boden auf die Neuschaffung von Grasländern auf Kalk haben auch FAGAN et al. (2008) beobachtet.

Der Einfluss von Bodenparametern auf funktionelle Artengruppen bei der sekundären Sukzession wurde in Ungarn bisher nur von ALBERT (2015) auf trockenen Sandböden analysiert. Dabei hat sich ein signifikanter Einfluss des Gehaltes an mineralischem Stickstoff ( $\text{NO}_2^-$ - und  $\text{NO}_3^-$ -N) auf die Deckung von Therophyten unter den Zielarten ergeben. Für Phosphor zeigte sich innerhalb der Zielarten ein noch deutlicherer (hoch signifikanter) Effekt auf die Deckung von Therophyten und zusätzlich ein signifikanter Einfluss auf die Deckung von Hemikryptophyten. (Die Information, um welche Bindungsform von P es sich handelt, fehlt dabei.) Da die angewandten Mess- und Analysemethoden von den hiesigen abweichen (z. B. wurde der  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt dort nicht berücksichtigt), sind Vergleiche nur eingeschränkt möglich. Die Tatsache, dass der Effekt des Phosphors auf relevante Artengruppen den des mineralischen Stickstoffes deutlich übersteigt, kann als Parallele zu den vorliegenden Ergebnissen interpretiert werden. Die Richtung der Korrelationen ist in der Arbeit von ALBERT (2015) nicht angegeben; da die Richtungen der Korrelationen der genannten Lebensformen und Nährelement-Gehalte mit dem Alter jedoch mit denen der vorliegenden Studie übereinstimmen, ist das vermutlich auch für die Zusammenhänge zwischen Boden- und Vegetationsparametern der Fall.



### 7.6.2 Stickstoffzahlen und Bodenparameter

Auch wenn die Stickstoffzahlen hier nicht primär als Maß für den Erfolg der Neuentwicklung und zur Beantwortung der zentralen Fragen herangezogen wurden, lohnt sich eine Analyse von deren Zusammenhängen mit den gemessenen Gehalten pflanzenverfügbarer Nährelemente, da sie ein wichtiges Instrument in der Auswertung vegetationskundlicher Daten darstellen. Die Hauptrolle bezüglich des Nährstoffreichtums wurde in der Standortbeurteilung lange Zeit dem Stickstoff beigemessen, was sich in der Aufstellung der Stickstoffzahlen als Kategorie bei den Zeigerwerten widerspiegelt (BORHIDI 1993; ELLENBERG et al. 2001). ELLENBERG gibt aber bereits die alternative Bezeichnung „Nährstoffzahl“ an und weist darauf hin, dass günstige Ernährungsbedingungen für einen Teil der Pflanzen eher durch die Verfügbarkeit von Phosphor als von Nitrat oder Ammonium gegeben sind. Aufgrund solcher Erkenntnisse kann man also davon ausgehen, dass die Stickstoffzahlen eher als Anhaltspunkt für das allgemeine Nährstoffangebot als allein für den Gehalt an (pflanzenverfügbarem) Stickstoff zu interpretieren sind (DIEKMANN 2003). Der letztgenannte Autor nennt diverse Beispiele für Publikationen, in denen die Gehalte an P oder K oder auch SOM-assoziierte Parameter Korrelationen mit gewichteten Stickstoff-Zeigerwerten nach Ellenberg zeigten.

Auch die Resultate der vorliegenden Untersuchung sprechen dafür, dass neben verschiedenen N-Formen oder an Stelle von diesen andere Parameter mit den Stickstoffzahlen der Vegetation in Verbindung gebracht werden können. Die Ergebnisse der multiplen linearen Regression belegen, dass die Stickstoffzahlen der Vegetation hier in erster Linie nicht das Nährstoffangebot, sondern die anthropogene mechanische Beeinträchtigung in Form von Ackerbewirtschaftung widerspiegeln, die mit der Zeit immer weiter zurückliegt. Auch deren Ersatz durch extensive Grünlandbewirtschaftung gehört zu diesem Wirkungskomplex. Die Einflussgröße „pflanzenverfügbarer Phosphor“ steht an zweiter Stelle. Mit dessen Gehalt nimmt der Anteil der Arten mit hohen Stickstoffzahlen in den Aufnahmeflächen tendenziell zu und der Anteil derer mit niedrigen Stickstoffzahlen ab (Abbildung 6.8-1, S. 242). Dabei ist der Verlauf der Zusammenhänge denen sehr ähnlich, die JANSSENS et al. (1998) für die Korrelation zwischen pflanzenverfügbarem P und Gesamtartenzahl pro Fläche ermittelt haben. Der Einfluss des Phosphors auf die Stickstoffzahlen wurde auch im multiplen linearen Modell bestätigt. Auf trockenen Flächen lässt sich eine ganz schwache ähnliche Tendenz für pflanzenverfügbares

Kalium erkennen, die allerdings im multiplen linearen Modell nicht mehr signifikant wird. Im Gegensatz dazu ist der Gehalt an mineralischem Stickstoff bzw. an  $\text{NH}_4^+$  hier in umgekehrter Weise mit den Stickstoffzahlen korreliert, als es aufgrund deren nomineller Bedeutung zu erwarten wäre, und verschwindet im multiplen linearen Modell ganz. Letzteres lässt sich dadurch erklären, dass sowohl der Anteil der Magerkeitszeiger als auch der Gehalt an  $\text{NH}_4^+$  deutlich mit dem Alter zunehmen, wodurch deren Verhältnis zueinander überlagert wird (analog zur im vorigen Abschnitt beschriebenen Situation bzgl. des Anteils an Arten naturnaher Standorte und der Anzahl der Zielarten). Dazu kommt noch, dass die  $N_{\text{min}}$ -Gehalte in den untersuchten Oberböden diejenigen der halbnatürlichen Referenzbestände (bis auf einen einzigen Ausreißer) nicht überschreiten (Abbildung 6.7-3 a, S. 231). Deshalb spielt das Niveau des  $N_{\text{min}}$ -Gehaltes hier vermutlich generell keine hinderliche Rolle für die Entstehung von Extensivgrünland.

## 7.7 Methodologische Diskussion

### 7.7.1 Aussagekraft verschiedener statistischer Methoden

Unter den angewandten statistischen Methoden ist die pflanzensoziologische Bewertung der Aufnahme­flächen die komplexeste, da hier die drei wichtigsten Kriterien gleichzeitig bewertet werden: die Anzahl erwünschter Arten, eine ausreichende Deckung der Ziel- oder bestimmter Schlüsselarten und eine nicht zu hohe Deckung aggressiver oder Störung anzeigender Arten. Diese Vorgehensweise beinhaltet alle aus naturschutzfachlicher Sicht relevanten Größen. Von allen angewandten Methoden hat nur diese aufgedeckt, dass die Gesamt-Qualität (in Bezug auf die Artenzusammensetzung) der neu entstandenen Feuchtwiesen nicht der Gesamt-Qualität der Altwiesen nasser Standorte entspricht. Aus diesen Gründen erlaubt die Methode die verlässlichste Einschätzung darüber, ob eine gegebene Aufnahme­fläche aus Naturschutz-Sicht gut entwickelt ist oder nicht, d. h. sie kommt der „Wahrheit“ am nächsten in Bezug auf den Zustand, der angestrebt wird.

Die Komplexität der Methode erschwert allerdings Vergleiche mit anderen Arbeiten. Sie ist zwar objektiv nachprüfbar und reproduzierbar, aber an die Gegebenheiten des eigenen Datenmaterials angepasst, so dass ein Vergleich mit anderen Daten einen gewissen Aufwand erfordert. Eine Alternative um das Resultat der Neuentwicklung einzuschätzen, ist die Betrachtung der Anzahl der Zielarten (Abbildung 6.5-1 S. 202).

Ein sehr wichtiger Aspekt aus Sicht des Naturschutzes ist auch, welche Arten unabhängig von bestimmten Flächeneinheiten überhaupt auf eine der Brachen einwandern konnten und welche nicht. Diese Information dient zusammen mit den Altersprofilen der Arten der Beantwortung der Frage, bei welchen Arten ein künstliches Nachhelfen sinnvoll sein kann.

Ein Teil der untersuchten Zeigerwerte (BORHIDI 1993) und BiolFlor-Daten (KLOTZ et al. 2007) kann klare Anhaltspunkte bieten, wie gut eine gegebene Aufnahme­fläche entwickelt ist. Dies ist aber mit einer geringeren Präzision als bei der pflanzensoziologischen Bewertung gegeben, da hier jeweils nur ein Merkmal erfasst wird (Anzahl oder Deckung einer bestimmten Artengruppe). Dennoch sind die Parameter aus den genannten Datenbanken gut geeignet, um den Verlauf der sekundären Sukzession nachzuzeichnen, zeigen sie doch die Geschwindigkeit

der Sukzession an und ermöglichen die Charakterisierung der Sukzessionsphasen durch die Eigenschaften der beteiligten Arten. Dabei zeigen diejenigen Kategorien den schärfsten Zusammenhang mit der Entwicklungsdauer, die unmittelbar für die Intensität des anthropogenen Einflusses stehen. Das sind unter den Zeigerwerten die "social behaviour types" bzw. Natürlichkeitswerte und bei den BiolFlor-Daten Hemerobie, Urbanität und das Vorkommen in verschiedenen (anthropogenen oder naturnahen) Lebensräumen. Der anthropogene Einfluss unterliegt auf den untersuchten Gesamtflächen insofern einer Variation, als die intensive, mit dem Umbruch des Bodens verbundene Bewirtschaftung zeitlich immer weiter zurückliegt. Sie wurde durch extensive Mahd oder Beweidung ersetzt. Der grafischen Bewertung wurden in erster Linie die "social behaviour types" zugrunde gelegt, da diese im Gegensatz zu den BiolFlor-Daten speziell für die ungarische Flora ermittelt wurden. Dabei hat sich herausgestellt, dass man das Voranschreiten der Sukzession an den unerwünschten Arten (Störzeigern) genauer ablesen kann als an den erwünschten Arten (Arten naturnaher Standorte). Dies ergibt sich daraus, dass der Anteil an Störzeigern innerhalb einer Altersstufe eine vergleichsweise geringe Variationsbreite zeigt, während gleichzeitig die Spanne zwischen den frischen Brachen und den Altwiesen besonders groß ist (letzteres gilt nur für das trockene Feuchteregime). Daher ist es auch diese Größe, anhand derer die Phase der Sukzession, in der sich ein gegebener Bestand in den untersuchten Gebieten befindet, am zuverlässigsten eingeschätzt werden kann. Auch eine Altersschätzung würde dann mit der größten Wahrscheinlichkeit zutreffen, wenn sie auf der Grundlage dieses Parameters durchgeführt würde. Die erreichte naturschutzfachliche Qualität kann aber auch unter Flächen mit ähnlichem Anteil an Störzeigern stark variieren und erfordert zusätzliche Bewertungsmethoden (Anzahl der Zielarten, pflanzensoziologische Bewertung).

Die DCA und die Clusteranalyse sind vor allem geeignet, um einen Überblick über grundsätzliche Zusammenhänge im analysierten Datenmaterial zu bekommen. Sie haben hier aber auch die Identifizierung der Altersgrenze bei 20 Jahren ermöglicht, ab der die Vegetation von Brachen nicht mehr von derjenigen der Referenzbestände unterschieden werden kann.

## 7.7.2 Kritische Betrachtung der Anwendung einer Chronosequenz

### 7.7.2.1 Grundsätzliche Überlegungen

Wie von verschiedenen Autoren dargelegt wird (PICKETT 1989; BAKKER et al. 1996; FOSTER und TILMAN 2000), hat die Analyse der Sukzession auf Grundlage einer Chronosequenz im Vergleich zu Daueruntersuchungen einige Schwachstellen. Die bedeutendste ist die Unsicherheit, ob alle untersuchten Flächen beim Brachfallen im gleichen Zustand waren und ob sie in der darauffolgenden Zeit ähnlichen Bedingungen ausgesetzt waren bzgl. Diasporeneintrag von den Nachbarflächen und Pflegemaßnahmen. Diese Faktoren könnten ebenfalls mit der Zeit korreliert sein. Außerdem kann man so die interannuelle und kleinräumige Dynamik im Artenwechsel nicht nachvollziehen. Die Methode stößt zudem an ihre Grenzen, wenn für einzelne Altersstufen keine oder wenig geeignete Untersuchungsflächen vorhanden sind.

Dem ist entgegenzusetzen, dass man in vielen Fällen keine Alternative zu dieser Methode hat, da die zu untersuchenden Zeiträume z. T. die menschliche Lebensspanne übersteigen und erst recht den Rahmen von wissenschaftlichen Projekten. Auch wenn die Ergebnisse mit Unsicherheiten behaftet sind, liefern sie wertvolle Hinweise, auf die nicht verzichtet werden sollte. Des Weiteren hat die vorliegende Arbeit nicht den Anspruch, die Vegetationsdynamik auf Ackerbrachen detailliert nachzuvollziehen, sondern es geht um langfristige Aussagen. Da zahlreiche unterschiedliche Flächen untersucht wurden, die zudem altersunabhängig verschiedenen Störfaktoren ausgesetzt gewesen sein können (siehe folgender Abschnitt), lassen sich die gefundenen Ergebnisse gut verallgemeinern. Man kann nicht genau vorhersagen, wie sich eine einzelne frisch brachgefallene Fläche entwickeln wird, kann aber statistische Aussagen machen, welche Entwicklung mit etwa welcher Wahrscheinlichkeit in welchem Zeitraum zu erwarten ist, wenn man es mit ähnlichen Standorten in derselben Region zu tun hat. Der Chronosequenz-Ansatz ist also besonders dann gut geeignet, wenn das Endresultat der Vegetations-Entwicklung nach einer bestimmten Zeit im Vordergrund steht. Wenn man dagegen Daueruntersuchungen macht, kann man mehr Details der Vegetationsdynamik untersuchen, aber die Gesamtzahl der Flächen wird bei gleichem Gesamtaufwand automatisch kleiner sein. So muss man dann bei der Übertragung der Ergebnisse auf andere Flächen noch vorsichtiger sein.

### 7.7.2.2 Bewertung der hier untersuchten Chronosequenz und Referenzbestände

Die Zeitreihe, die für die vorliegende Untersuchung aufgestellt werden konnte, ist sehr umfassend. Zwar sind die Anzahlen an Gesamtflächen und Aufnahmequadraten in den Altersklassen nicht ausgeglichen, aber alle Altersklassen sind zumindest im nassen Feuchteregime vertreten, im trockenen Feuchteregime alle bis etwa 60 Jahre zurückreichend und die Altbestände. Zudem ist die Altersbestimmung hier besonders für die letzten 60 Jahre verlässlich, da für diesen Zeitraum relativ viele Karten und Luftbilder vorliegen (vgl. Tabelle 5.1-1, S. 83-85). Für die letzten 20 Jahre kommt noch das Wissen von ortsansässigen Personen dazu, die die Flächen z. T. jedes Jahr gesehen haben. Die verbleibende Unsicherheit wird durch die große Zahl von Aufnahmeflächen ausgeglichen. Da die Entwicklung der untersuchten Bestände bis zu vier Jahrzehnte in Anspruch nimmt, fällt eine Unsicherheit der Altersbestimmung von ein paar Jahren nicht ins Gewicht.

Ein kritischer Aspekt bzgl. des analysierten Datenmaterials ist die Tatsache, dass die Anzahl an Gesamtflächen und Vegetationsaufnahmen von älteren Brachen und Referenzbeständen im trockenen Feuchteregime gering ist. Diese Situation ist der Tatsache geschuldet, dass zwei der wichtigsten Bodentypen im trockenen Feuchteregime, Tschernoseme und Humose Sandböden, im Bereich der Großen Ungarischen Tiefebene diejenigen sind, die die besten Voraussetzungen für Ackerbau bieten. Deshalb wurde fast ihre gesamte Fläche in der Vergangenheit aufgepflügt (MOLNÁR, ZS. et al. 2008b), sei es für kürzere oder längere Perioden. Aus diesem Grund blieben in den Untersuchungsgebieten nur wenige Referenzbestände übrig, von denen einige nicht als Zielvegetation bewertet werden konnten (siehe auch Kapitel 7.3.1.2, S. 263). Diesen Betrachtungen ist aber gegenüberzustellen, dass dies die besten Vergleichsflächen waren, die in den untersuchten Gebieten zur Verfügung standen, und dass auf Vergleichsbestände nicht verzichtet werden kann – sie ermöglichen die Bewertung der Ergebnisse und auch den Vergleich mit anderen Studien (ARONSON et al. 1995). Es gibt also keine Alternative für eine auf wenige Jahre angelegte Studie über das Potential für die Neuentwicklung der analysierten Grünlandgesellschaften, und die bestehenden Optionen wurden so gut wie möglich genutzt. Die naturschutzfachlich sehr wertvollen alten Steppenwiesen in der Tápió-Hajta-Landschaft können aufgrund der floristischen Verwandtschaft auch als Messlatte für die Bewertung der Neuentwicklung von Steppenwiesen in der Turján-Landschaft dienen. Zudem ermöglicht die

Identifizierung charakteristischer Arten der Zielvegetation mit Hilfe der Literatur eine objektive Bewertung der angetroffenen Bestände.

Für Feuchtwiesen sind die Umstände prinzipiell anders als für trockene Standorte: Die tiefliegenden Böden sind grundlegend eher ungeeignet für Ackerbau (MARGÓCZI et al. 2008) und wurden daher traditionell als Heu- oder Streuwiesen bewirtschaftet (BURKART et al. 2004). Daher gibt es in den Untersuchungsgebieten zahlreiche teils großflächige Feuchtwiesen, die für lange Zeit ausschließlich als Grünland bewirtschaftet wurden. Nasse Ackerbrachen sind dagegen seltener als trockene.

In Bezug auf die Verwendung der Altwiesen beider Feuchteregime als Vergleichsgrundlage müssen auch noch weitere Aspekte berücksichtigt werden. Auch solche Flächen, die für lange Zeit durchgehend Grünland waren, können durch andere Störfaktoren als Pflügen beeinflusst worden sein, die ihren Reichtum an charakteristischen und anderen erwünschten (z. B. geschützten) Arten reduziert haben könnten. Deshalb muss beim Vergleich mit neuentwickelter Vegetation auch die unterschiedliche Qualität der Referenzbestände berücksichtigt werden, was bei der pflanzensoziologischen Bewertung auch geschehen ist (vgl. Kapitel 7.3.2). Bei den Störfaktoren kann es sich um folgende handeln: mangelhafte oder ungünstige Pflegemaßnahmen (z. B. Überweidung, Abbrennen), Düngung, Drainage oder Aufgraben durch Wildschweine (dies kommt speziell auf nassen Gesamtflächen im LSG Ócsa häufig vor). Diese Faktoren können für weiter zurückliegende Zeiträume nicht erfasst werden. Selbstverständlich ist aber davon auszugehen, dass solche Einwirkungen die sich entwickelnden Bestände auf Ackerbrachen ebenfalls beeinflusst haben.

In Bezug auf die Altwiesen ist außerdem zu berücksichtigen, dass auch einzelne Gesamtflächen oder Aufnahmequadrate von Altwiesen in die Analyse eingeflossen sind, die eher anderen Vegetationstypen als der Zielvegetation ähneln. Entsprechend könnten auch einzelne der untersuchten ehemaligen Äcker Standortbedingungen aufweisen, die für die Etablierung der Zielvegetation aufgrund bestimmter, hier nicht erfasster Aspekte nicht geeignet sind. Da die Zielvegetationstypen unter den halbnatürlichen Beständen in den untersuchten Gebieten jedoch klar dominieren (Abbildung 6.5-3, S. 206-208) und auch bezgl. der Bodentypen keine tiefgreifenden Unterschiede zwischen Altwiesen und Brachen festgestellt wurden (Abbildung 6.7-6, S. 236), sind solche Fälle aber sicherlich in der Minderzahl. Zwar finden sich unter den

wenigen Referenzbeständen des trockenen Feuchteregimes zwei Böden mit Zeichen von Salzanreicherung aus der Tápió-Hajta-Landschaft; diese sind jedoch oberflächlich ausgetrocknet (Tamás Vidra, pers. Mitteilung) und beherbergen deshalb trotzdem eine Steppenwiese und einen degradierten Bestand mit einigen Steppenwiesenarten, aber nur insgesamt zwei Salzzeiger aus den Salzwiesen der Umgebung. Das Arteninventar dieser Flächen sollte also auf Wiesenböden, die ebenfalls oberflächlich trocken sind, sowie auf Tschernosemen und Humosen Sandböden, die die Hauptstandorte von Steppenwiesen sind (vgl. Kapitel 4.2.2), adäquate Bedingungen vorfinden. Diese drei Bodentypen machen den großen Teil der untersuchten trockenen Ackerbrachen aus.

Wichtig ist, dass die Gesamtheit der untersuchten ehemaligen Äcker seit ihrer Aufgabe in verschiedener Hinsicht ähnlichen Bedingungen ausgesetzt war wie die Gesamtheit der Altwiesen, da sie in enger Nachbarschaft zueinander angeordnet sind. Dadurch ist hier insgesamt eine gute Vergleichsgrundlage gegeben.

### **7.7.2.3 Nährstoffangebot beim Brachfallen**

Ein sehr wichtiger Aspekt ist die Frage, ob die untersuchten Böden der Chronosequenz beim Brachfallen durch eine ähnliche Nährstoffversorgung gekennzeichnet waren. Dafür erhält man Anhaltspunkte, wenn man sich den Einsatz von Düngemitteln in den vergangenen Jahrzehnten ansieht, worüber z. B. die FAO STATISTICS DIVISION (2012) umfassend informiert. CSATHÓ und RADIMSZKY (2005) haben den Einsatz von Düngemitteln und die Bilanzen von Stickstoff, Phosphor und Kalium im 20. Jahrhundert für Ungarn eingehend analysiert. Bis 1960 war der Einsatz von Mineraldüngern in Ungarn minimal und die Nährstoffzufuhr in der Landwirtschaft wurde überwiegend durch organische Dünger abgedeckt. Die NPK-Bilanz war in den ersten sechs Jahrzehnten negativ, d. h. mit der Abfuhr pflanzlicher Produkte wurde dem Boden mehr N, P und K entzogen, als durch Düngung zugeführt wurde. Ab ca. 1960 ist der Einsatz von Mineraldüngern kontinuierlich steil gestiegen und war besonders in den 70er und 80er Jahren sehr hoch. Dadurch war die NPK-Bilanz in diesen beiden Jahrzehnten stark positiv und in den 60er Jahren gemäßigt positiv für N und P (Abbildung 7.7-1, S. 317). Mit der Wende kam es dann aufgrund des Zusammenbruchs des sozialistischen Systems zu einem plötzlichen



drastischen Abfall des Düngemittleinsatzes, da die Mineraldünger nun zu den deutlich höheren Weltmarktpreisen erworben werden mussten. Dadurch wurde die NPK-Bilanz im letzten Jahrzehnt des 20. Jahrhunderts erneut überwiegend negativ.

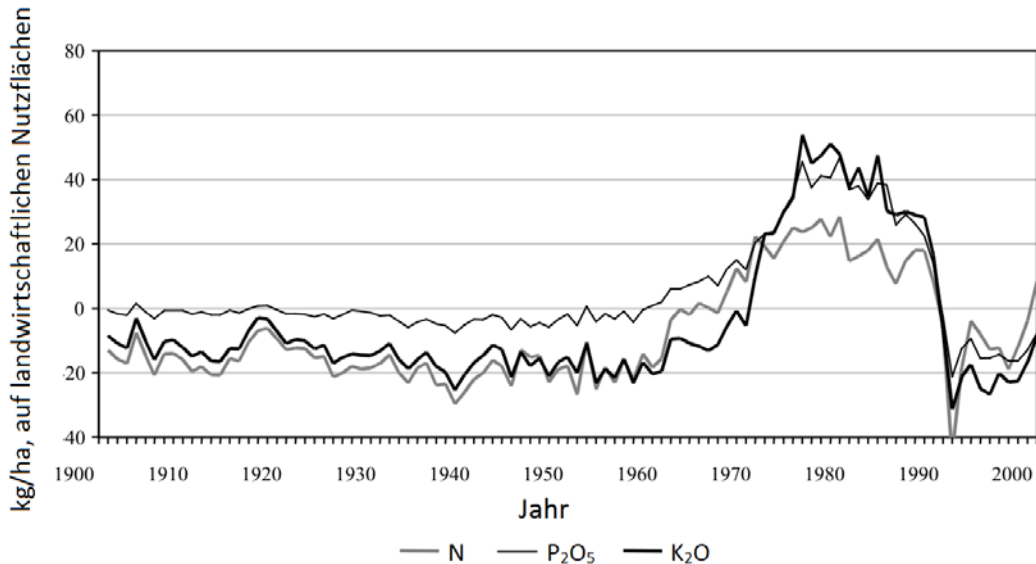


Abbildung 7.7-1: Jährliche agronomische NPK-Bilanzen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Ungarn von 1901 bis 2000 nach CSATHÓ und RADIMSZKY (2005)

Der Begriff „agronomisch“ bezieht sich darauf, dass auch sämtliche Wege einberechnet werden, durch die Nährelemente nach dem Aufbringen von der gedüngten Fläche in die Umgebung verloren gehen. Dies betrifft in erster Linie den Stickstoff. Die Grafik wurde übernommen aus CSATHÓ und RADIMSZKY (2005), S. 230, Abb. 3B.

Die zitierte Publikation deckt das erste Jahrzehnt des 21. Jahrhunderts nicht mehr ab. Hierzu können die Daten der FAO STATISTICS DIVISION (2012) herangezogen werden. Sie belegen, dass die ausgebrachte Menge an N, P und K in Ungarn seit dem starken Einbruch um 1990 in den folgenden 20 Jahren bis 2010 langsam wieder zugenommen hat, aber auch im neuen Jahrtausend bei weitem nicht das Niveau der 70er und 80er Jahre erreicht hat. Durch die Nachwirkungen der Überdüngung in den 70er und 80er Jahren hielten sich die Ernteeinbußen zumindest in den 90er Jahren laut CSATHÓ und RADIMSZKY (2005) aber in Grenzen. Die Autoren gehen davon aus, dass aufgrund der kumulativen Wirkung der Düngung vor allem in den 80er und 90er Jahren eine gute Versorgung mit N, P und K gegeben war. Allerdings bezieht sich das auf die gesamte Menge dieser Nährelemente im Boden, so dass der Gehalt an löslichen, pflanzenverfügbaren Formen anders ausgesehen haben könnte und möglicherweise eher von der kurz zuvor erfolgten Düngergabe abhängt. Von den drei genannten Elementen bleibt Dünger-P laut CSATHÓ und RADIMSZKY (2005) am längsten im Boden zurück, während N

relativ leicht verloren geht; K nimmt diesbezüglich eine Mittelstellung ein. Dies passt zu den eigenen Ergebnissen bzgl. des Zusammenhangs der P- und N- ( $N_{\min}$ - und  $N_{\text{tot}}$ -) Gehalte mit der Zeit seit dem Brachfallen (Tabelle 6.7-1, S. 224-225; Abbildungen 6.7-4 a, S. 233 und 6.7-3 a, S. 231). Gleichzeitig konnte nachgewiesen werden, dass der verfügbare P einen aus naturschutzfachlicher Sicht negativen Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung hat, während für N und K kein Einfluss festgestellt wurde. Somit ist für die Frage, ob die zeitlichen Unterschiede in der Düngung im 20. Jahrhundert die eigenen Ergebnisse beeinflussen, ganz besonders der Phosphor relevant, der daher im folgenden Abschnitt eingehend diskutiert wird.

Gemäß den obigen Ausführungen können besonders in den 80er und 90er Jahren, vermutlich auch schon in den 70er Jahren aufgelassene Flächen zum Zeitpunkt des Brachfallens einen relativ hohen P-Gehalt im Boden aufgewiesen haben, was also die 10-40 Jahre alten Flächen in der vorliegenden Untersuchung betrifft. Wie Abbildung 6.7-4 a (S. 233) zeigt, sind die in dieser Altersstufe analysierten Bodenproben überwiegend durch einen niedrigen bis mäßigen Gehalt an pflanzenverfügbarem P und seltener durch einen hohen Gehalt gekennzeichnet. Wenn man davon ausgeht, dass mindestens ein Teil der betroffenen Flächen entsprechend der damals üblichen Praxis gedüngt worden ist, liegt die Vermutung nahe, dass der Gehalt an pflanzenverfügbarem P seit dem Brachfallen in diesen Böden abgenommen hat (vgl. Kapitel 7.5.4). Es ist also anzunehmen, dass der beim Brachfallen erhöhte P-Gehalt nur kurz- bis mittelfristig wirksam war. Dies spricht für die Verlässlichkeit der beobachteten Korrelationen mit dem Bestandsalter ebenso wie die Feststellung, dass in den Regressionskurven keine Brüche erkennbar sind und dass in der multiplen linearen Regression der Einfluss des Alters den des Phosphors bei weitem übertrifft. Außerdem finden wir unter den 20-40 Jahre alten Flächen bereits einen Teil erfolgreich neuentwickelter Aufnahmequadrate. Dies beweist, dass die Neuentwicklung grundsätzlich möglich ist, auch bei vermutlich zum Zeitpunkt der Aufgabe intensiv gedüngten Flächen. Nun ist der Anteil günstig entwickelter Flächen in der Altersklasse 40-62 (137) Jahre höher als in der Altersklasse 20-40 Jahre (Abbildung 6.5-3, S. 206-208). Sollte dies tatsächlich auf einen niedrigeren Nährstoffgehalt zum Zeitpunkt des Brachfallens und nicht auf das höhere Alter selbst zurückzuführen sein, so ist für die jungen Brachen der 2000er Jahre aber wiederum dieser günstigere Ausgang zu erwarten, da seitdem die Düngung im Vergleich zu den 90er Jahren nur unwesentlich zugenommen hat, die Nachwirkung aber auch

für P mittlerweile schon stark zurückgegangen sein sollte. Weiterhin ist in diesem Zusammenhang wichtig, dass die floristische Grenze bei 20 Jahren, die sich vor allem in der Clusteranalyse herauskristallisiert hat, quer durch die Gruppe der damals vermutlich gut versorgten (bei der vorliegenden Untersuchung 10-40 Jahre alten) Flächen gezogen wurde. Auch diese Grenzziehung sollte also nicht auf die Düngung zurückzuführen sein.

#### **7.7.2.4 Anwesenheit invasiver und anderer unerwünschter Arten beim Brachfallen**

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Frage, ob die Vegetation in der damaligen Landschaft, die die brachgefallenen Flächen umgab, der heutigen ähnlich war, besonders im Hinblick auf die Anwesenheit und Abundanz unerwünschter invasiver Arten/Ruderalarten. Es sind allerdings keine direkten Informationen darüber vorhanden, ob die in Kapitel 6.4.3 genannten invasiven Neophyten und konkurrenzstarken Ruderalarten zur Zeit des Brachfallens der älteren untersuchten Flächen im gleichen Maße in der Landschaft der untersuchten Gebiete vertreten waren wie zur Zeit der Vegetationsaufnahmen.

Aus der Literatur lassen sich aber zumindest Hinweise darauf entnehmen, wann sich diese Arten in Ungarn ausgebreitet haben. Alle krautigen invasiven Neophyten, die in der vorliegenden Untersuchung eine größere Rolle spielen, stammen vom nordamerikanischen Kontinent (CSISZÁR 2012). Dabei sind die *Erigeron*-Arten als erste nach Ungarn eingeschleppt worden. *Erigeron canadensis* gelangte Mitte des 18. Jahrhundert nach Ungarn und wurde dort noch in demselben Jahrhundert zu einem häufigen Unkraut. Auch *Erigeron annuus* hat sich etwa zu dieser Zeit in Ungarn ausgebreitet und war ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts häufig anzutreffen (CSISZÁR 2012). Die beiden *Solidago*-Arten sind ca. Mitte des 19. Jahrhunderts nach Ungarn eingewandert (DANCZA und BOTTA-DUKÁT 2003). Für *Solidago gigantea* gibt es ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts bereits Berichte über teils massenhaftes Auftreten an der Donau, unter anderem in Nachbarschaft zu der hier untersuchten Region (CSISZÁR 2012). *Ambrosia artemisiifolia* war in den 20er Jahren des 20. Jahrhunderts unter anderem in Budapest und im Donau-Theiß-Zwischenstromland zu finden und hat sich etwa ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts explosionsartig ausgebreitet. Im Gegensatz zu den genannten Arten stammt *Elaeagnus angustifolia* vom

asiatischen Kontinent. Man nimmt an, dass sich die Art im Zeitraum der türkischen Besetzung, also im 16. oder 17. Jahrhundert, in Ungarn angesiedelt hat (CSISZÁR 2012). Auch für die heimische Art *Calamagrostis epigejos* wird berichtet, dass sie in den 50er Jahren in ganz Ungarn verbreitet war und zahlreiche anthropogen gestörte Bereiche einnahm (HÁZI 2008).

Der überwiegende Anteil der untersuchten Brachen ist ab Mitte des 20. Jahrhunderts brachgefallen. Nach den obigen Daten ist als wahrscheinlich anzusehen, dass diese Brachflächen bereits ähnlich starken Vorkommen invasiver Neophyten in der Umgebung ausgesetzt waren, die daher bereits das Potential hatten, auf die betroffenen Flächen einzuwandern. Die genannten Arten könnten daher in früheren Entwicklungsstadien bereits auf den Flächen vorhanden gewesen sein oder auch dominiert haben. Aber auch für die vor 1950 brachgefallenen Flächen ist dies möglich, da die meisten der genannten invasiven Neophyten zu Beginn des 20. Jahrhunderts bereits in Ungarn verbreitet waren. Im Hinblick auf unerwünschte Arten kann also davon ausgegangen werden, dass in früheren Jahrzehnten brachgefallene Flächen ähnlichen Bedingungen ausgesetzt waren wie heutige Brachen.

Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass das hohe Nährstoffangebot beim Brachfallen der Flächen aus den 70er bis 90er Jahren zur stellenweisen Ausbreitung der *Solidago*-Arten sowie von *Calamagrostis epigejos* und *Erigeron annuus* auf einigen dieser Flächen beigetragen hat. Man muss aber berücksichtigen, dass es sich hier nur um Einzelfälle handelt und es in den betroffenen Altersklassen viele andere Gesamtflächen und Aufnahmen gibt, auf denen keine invasive Art dominiert. Außerdem lässt sich die hohe Deckung invasiver Arten auf älteren Brachen in einigen Fällen auf Störungen, z. B. durch Wildschweine, zurückführen.

## 7.8 Praktische Bedeutung der gewonnenen Erkenntnisse

### 7.8.1 Bewertung der Erfolgsquote der Neuentwicklung

Die Beurteilung der Anteile verschiedener Vegetationstypen unter den Aufnahmequadraten mit neugebildetem Grasland hängt von der Zielsetzung ab. Wenn man als primäres Ziel die Neuschaffung der typischen Vegetationstypen anstrebt, die über die letzten Jahrhunderte zusammen mit anderen das Landschaftsbild bestimmt haben und Ergebnis traditioneller Bewirtschaftungsformen waren, kann man bei der Neuentwicklung von Grasland auf einer bestimmten Fläche von einer je nach Definition bei etwa 35-70 % liegenden Erfolgswahrscheinlichkeit ausgehen. Dieser Anteil der wunschgemäß entwickelten Flächen kann potentiell unterhalb des Anteils der Zielvegetation liegen, die unter den Altwiesen zu finden ist (dies ist hier für das nasse Feuchteregime der Fall). Wenn es aber primär darum geht, naturnahe Grünlandbestände entstehen zu lassen, die bestimmte Funktionen erfüllen, so z. B. die Bereitstellung von Lebensraum für gefährdete Arten oder von optisch ansprechender Vegetation für die Erholung des Menschen, kann die Erfolgsrate als höher angesehen werden. Der Anteil an Arten naturnaher Standorte und die Anzahl an Zielarten in Aufnahmeflächen mit neuentwickeltem Grasland erreicht durchschnittlich etwa das Niveau der Altwiesen. Außerdem sind die neuentwickelten Bestände wie die Altwiesen weitgehend frei von Störzeigern. Daher erfüllen fast alle ehemaligen Äcker nach 40 Jahren Sukzession einige wesentliche Funktionen, wobei die Vergrößerung der Fläche halbnatürlicher Lebensraumtypen im Mittelpunkt steht. Damit gehen weitere Funktionen einher: ein Beitrag zur Erhaltung des Artenreichtums, eine Vergrößerung von Pufferzonen für besonders wertvolle Altbestände sowie eine ästhetische Wirkung und damit eine Erholungsfunktion für den Menschen. Wie oben beschrieben, konnte die Archivfunktion für die frühere landschaftsgestaltende Betätigung des Menschen dagegen nur für einen Teil der Flächen wiederhergestellt werden, da die Kriterien für die entsprechenden Vegetationstypen in vielen Aufnahmequadraten nicht erfüllt wurden.

### 7.8.2 Rolle invasiver Neophyten und weiterer konkurrenzstarker Ruderalarten

Einige invasive und konkurrenzstarke Arten, die häufig mit höheren Deckungsgraden vorkommen, tun dies vorwiegend in den ersten ein bis zwei Jahrzehnten nach dem Brachfallen. Dies gilt für *Ambrosia artemisiifolia*, *Erigeron canadensis* und *Elytrigia repens*. Besonders die beiden erstgenannten Arten stellen als Einjährige im Normalfall kein Hindernis für die Neuentwicklung halbnatürlichen Grünlands dar, da sie offensichtlich effektiv zurückgedrängt werden, wenn eine Fläche dauerhaft nicht mehr umgebrochen wird. Lediglich wenn der Boden später erneut stellenweise aufgerissen wird, können sie sich evtl. noch einmal ausbreiten. *Elytrigia repens* wird durch die Grünlandbewirtschaftung in Bezug auf ihre Deckung zwar ebenfalls stark zurückgedrängt, behält aber auch in älteren Beständen eine hohe Stetigkeit (vgl. Tabelle 6.4-1, S. 183). Dies lässt sich vermutlich auf ihre Ausläuferbildung zurückführen. In älteren Beständen über 40 Jahre erreicht die Art jedoch selten höhere Deckungsgrade, so dass sie sich in die Zielvegetationstypen ohne wesentliche Beeinträchtigung anderer Arten einfügt.

Anders als die oben genannten Arten sind die beiden *Solidago*-Arten und *Calamagrostis epigejos* in der vorliegenden Untersuchung lediglich in einzelnen älteren Beständen stark vertreten. Diese Arten können sich prinzipiell auch in bereits geschlossenen Grünlandbeständen etablieren bzw. sich in diesen länger halten. Dies ist auf ihre vegetative Vermehrung zurückzuführen, die zur Ausbildung dichter Polykormone führt. Dazu kann es durch eine nicht ausreichende Intensität der Mahd oder Beweidung kommen (SCHIFFLEITHNER und ESSL 2010; CSISZÁR 2012; SCHUHMACHER und DENGLER 2013). Innerhalb solcher dichter Bestände von *Solidago*-Arten oder *Calamagrostis epigejos* ist die Artenvielfalt meist deutlich reduziert (SOMODI et al. 2008; SCHIFFLEITHNER und ESSL 2010; SCHUHMACHER und DENGLER 2013), was auch hier beobachtet werden konnte. Auch für die Ausbreitung dieser Arten ist eine spätere stellenweise Öffnung des Bodens, ähnlich wie für die oben genannten Ackerunkräuter, förderlich. Beispiele dafür finden sich bei einzelnen Flächen im LSG Ócsa, wo es durch Wildschwein-Beeinträchtigung zur fleckenweisen Dominanz der beiden *Solidago*-Arten gekommen ist (László Nagy, pers. Mitteilung). Solche Flächen entwickeln sich aus naturschutzfachlicher Sicht relativ ungünstig. Dies zeigen auch die Ergebnisse von BARTHA et al. (2014) für *Solidago gigantea* deutlich. Die Autoren haben Arten ermittelt, die in Aufnahmequadraten 15-60 Jahre alter Brachen verschiedener Chronosequenzen in Ungarn

jeweils die höchste Deckung erreichten (den Arten nach zu urteilen handelte es sich um trockenere Standorte). Aufnahmequadrate, in denen *Solidago gigantea* dominant war, ähnelten dabei im Vergleich mit solchen, die von anderen Arten dominiert wurden, am wenigsten der Zielvegetation.

*Elaeagnus angustifolia* kann sich im Zuge der Verbuschung auf einzelnen Weiden ausbreiten. Ähnliche Tendenzen können für heimische Straucharten, die ebenfalls vom Weidevieh verschmätzt werden, beobachtet werden. Dies ist hier besonders für *Crataegus monogyna* der Fall. Dieser Entwicklung kann jedoch durch eine gelegentliche Säuberungsmahd Einhalt geboten werden.

Insgesamt sorgen invasive Neophyten und konkurrenzstarke Ruderalarten in den Untersuchungsgebieten jedoch nur für eine geringe Beeinträchtigung der Neuentwicklung von Grünland, da sie lediglich in einem kleinen Teil der älteren Bestände dominieren.

### **7.8.3 Bedeutung von Störfaktoren**

Eine Erklärung für die im Vergleich zu den Altwiesen weniger günstige Entwicklung der feuchten Aufnahmeflächen könnten einige der in Abschnitt 7.7.2.2 erwähnten Störfaktoren sein. Vor allem im Landschaftsschutzgebiet Ócsa, wo ein großer Teil der untersuchten feuchteren Bestände zu finden ist, gibt es einige Beispiele für ungünstig entwickelte Vegetationsbestände, die tatsächlich solchen Faktoren ausgesetzt waren, während die wunschgemäß entwickelten höchstens schwach davon betroffen sind. Faktoren wie unpassende Pflegemaßnahmen und stellenweises Aufwühlen des Bodens durch Wildschweine behindern den Fortgang der Sukzession gemäß der in Kapitel 6.3.3 gezeigten Kurven. Besonders die Störung durch Wildschweine stellt einen (oft nur punktuellen) Rückschritt dar, weil das Aufwühlen wieder einen Acker-ähnlichen Zustand mit offenem Boden erzeugt, in dem sich Störzeiger ansiedeln können. Zudem können solche Stellen wegen der Unregelmäßigkeit des Untergrundes nicht oder nur unzureichend gemäht werden. Aus diesen Beobachtungen kann man den Schluss ziehen, dass solche Störungen im Laufe der sekundären Sukzession möglichst zu verhindern sind und man evtl. noch bessere Erfolgsquoten erzielen kann, wenn dies gelingt.

Da die genannten Faktoren zu einem realistischen Szenario der Wiederherstellung von Grünlandvegetation mit einfachsten Mitteln dazu gehören, wurden die betroffenen Flächen nicht von der Analyse ausgeklammert. Wie bereits in Abschnitt 7.7.2.2 erläutert wurde, sind diese Faktoren nicht auf ehemalige Äcker beschränkt; allerdings treten sie dort häufiger auf (zumindest im LSG Ócsa). Dies könnte zum einen Zufall sein, andererseits ist es aber auch denkbar, dass die Vergangenheit als Acker von vorneherein auch weitere Störungen nach sich gezogen hat. Z. B. bieten die frisch aufgelassenen Äcker den Wildschweinen leicht zu durchwühlende Flächen, die deshalb auch aufgelockert bleiben und so vermutlich auch in den Folgejahren immer wieder betroffen sind. Dabei ziehen die Tiere zumindest im LSG Ócsa Bereiche mit feuchtem bis nassem Boden vor. Des Weiteren ist zu vermuten, dass bei Mahden, die lediglich aus Naturschutzgründen durchgeführt wurden (vor allem für Feuchtwiesen nicht mehr rentabel), die alten, wertvollen Bestände vorgezogen wurden, wenn Zeit und/oder Ressourcen knapp waren, denn in den meisten Fällen hatte man nicht von vorneherein eine Neuentwicklung vor Augen.

#### **7.8.4 Bedeutung der Pflegemaßnahmen**

Den hohen Stellenwert der Mahd oder Beweidung für die Wiederherstellung oder Neuschaffung von halbnatürlichem Grünland konnten z. B. GIBSON et al. (1987), SMITH et al. (2000), HAYES und SACKVILLE HAMILTON (2001), WILSON und CLARK (2001), ANTONSEN und OLSSON (2005), BARTHA und HORVÁTH (2008) und HÁZI et al. (2012) belegen. Eine Mahd einmal im Jahr (meist im Sommer oder Spätsommer) ist gängige Praxis in den untersuchten Gebieten und offensichtlich auch ausreichend, um die Entstehung und den Fortbestand halbnatürlicher Grasländer zu sichern. Bei den beweideten Flächen verhält es sich oft ähnlich, da die Herden im Laufe der Vegetationsperiode von einem Bereich zum nächsten getrieben werden. Als Grundprinzip kann gelten, dass in den ersten 10 (bis 20) Jahren, in denen sich der stärkste Artenwechsel vollzieht, die Regelmäßigkeit der Pflegemaßnahmen besonders wichtig ist, um die Sukzession in die gewünschte Richtung zu lenken, indem die Vegetation für die Einwanderung neuer Arten offen und niedrig gehalten wird und gleichzeitig ein schneller Schluss der Grasnarbe angestrebt wird, um Unkräuter zu unterdrücken. Später spielen kleinere



Pflegepausen vermutlich keine so große Rolle mehr, da sich die Vegetation schon zu einem gewissen Maße stabilisiert hat.

Aus den untersuchten Daten lässt sich keine Aussage ableiten, ob Mahd oder Beweidung für die Neuschaffung vorzuziehen ist. Auf Grundlage der Ergebnisse sind prinzipiell beide Bewirtschaftungsformen in der hier angewandten extensiven Form für eine Neuentwicklung artenreichen Grünlandes geeignet. In diesem Zusammenhang sind jedoch einige Prinzipien erwähnenswert, die auch in den untersuchten Gebieten beobachtet werden konnten und daher in den drei folgenden Abschnitten erläutert werden sollen.

Bei der Beweidung kam in beiden Untersuchungsgebieten, in denen diese Pflegemaßnahme vorherrschte (Peszéradacser Wiesen und Tápió-Hajta-Landschaft), mehrfach ein vielversprechendes Prinzip zum Tragen: die freie Beweglichkeit von Weidetieren über die Grenzen verschieden alter Grünlandbestände hinaus. Dabei können die Tiere Arten von Altweiden oder älteren Brachen in die jüngeren Brachen einschleppen (KRATOCHWIL und SCHWABE 2001; COUSINS und LINDBORG 2008). Dies mag auch im vorliegenden Fall zur günstigen Entwicklung der Ackerbrachen beigetragen haben.

Die Beweidung unterscheidet sich von der Mahd auch insofern, als sie über die Fläche hinweg unregelmäßig erfolgt. Dies schafft Lücken für die erwünschte Einwanderung neuer Arten auf besonders intensiv abgeweidete Stellen. Auf der anderen Seite darf die Beweidung aber insgesamt nicht zu intensiv sein, da sonst die Ausbildung einer geschlossenen Grasnarbe verhindert wird und die geschaffenen Lücken vorwiegend von Arten früher Entwicklungsstadien (Ruderalarten) eingenommen werden bzw. von besonders weideresistenten Arten, die ebenfalls keine Zielarten sind. Der extensive Charakter der Beweidung wurde auf den Peszéradacser Wiesen und in der Tápió-Hajta-Landschaft stellenweise durch zeitweiliges Pferchen der Tiere gefördert, was den Druck auf den restlichen Teil der Fläche verminderte. Ein Nachteil gerade der extensiven Beweidung kann jedoch sein, dass typische Weideunkräuter, die von den Tieren verschmäht werden, sowie dornige Gehölze sich im Laufe der Jahre auf den Weiden breitmachen. Letzteres kann in den untersuchten Gebieten besonders für *Elaeagnus angustifolia* (auf Schafweide im LSG Ócsa) und *Crataegus monogyna* (auf Graurinder-Weide der Peszéradacser Wiesen) beobachtet werden. Hier kann eine gelegentlich durchgeführte Säuberungsmahd Abhilfe schaffen.

Auf Moor- und Sumpfböden ist eine Beweidung durch Großtiere im Allgemeinen nicht geeignet, da sie zu Trittschäden führt (László Nagy, pers. Mitteilung; Erfahrung aus dem LSG Ócsa), so dass hier eine Mahd vorzuziehen ist. So konnte z. B. auf einzelnen untersuchten Flächen der Peszéradacser Wiesen beobachtet werden, dass die Beweidung durch Graurinder auf nassen Brachen zu einer extrem unregelmäßigen, löchrigen Oberfläche geführt hat, was die Entwicklung einer geschlossenen Grasnarbe vermutlich verhindert. Die betroffenen Flächen waren aber im Verhältnis zu ihrem Alter (11 Jahre) erwartungsgemäß entwickelt, da sie floristisch ca. zwischen den ganz jungen Brachen und den über 20 Jahre alten Flächen standen. Wenn Beweidung allerdings die einzige Möglichkeit ist, sollte sie genauso wie die Mahd auf die im Spätsommer meist eintretende Trockenperiode beschränkt werden.

#### **7.8.5 Einschätzung des Nutzens einer zusätzlichen Einsaat**

Eine Beschleunigung der Entwicklung halbnatürlicher Grasländer kann durch das zusätzliche Einsäen der Zielarten (z. B. durch Heusaat) erreicht werden (LAWSON et al. 2004; WALKER et al. 2004; SCHÄCHTELE und KIEHL 2005; KIEHL et al. 2006; DONATH et al. 2007; SCHMIEDE et al. 2009; CZÓBEL et al. 2012), was dann aber wiederum mit zusätzlicher Arbeit verbunden ist. Aufgrund der unterschiedlichen Reifezeiten der Samen ist es außerdem kaum oder nur mit sehr großem Aufwand möglich, Saatgut von sämtlichen Arten der Zielvegetation zu sammeln (MARGÓCZI 2008). Daher muss eine Reihe der Arten sich weiterhin von selbst finden, und es ist zu prüfen, ob diese Maßnahme tatsächlich zu einem deutlich besseren Ergebnis führt als die spontane Einwanderung von Arten oder ob ein günstiges Ergebnis im Vergleich zur spontanen Einwanderung früher erreicht wird. Möglicherweise lohnt sich der Aufwand in Relation zu der erzielten Verbesserung nicht. Gegebenenfalls ist abzuwägen, ob genug Artenquellen in der Umgebung zur Verfügung stehen; wenn ja, kann auf die Saat verzichtet werden.

Prinzipiell kann man damit rechnen, dass auf den Ackerbrachen der untersuchten und ähnlicher Gebiete bei entsprechender Pflege durchschnittlich eine ähnliche Qualität bzgl. der Artenzusammensetzung erreicht wird, wie sie in der umgebenden Landschaft gegeben ist. Dies dauert allerdings einige Jahrzehnte und ist außerdem mit der Einschränkung verbunden, dass höchstwahrscheinlich einzelne besonders seltene Arten der Altbestände nicht in die neuen

Bestände einwandern. Falls man eine höhere naturschutzfachliche Qualität erreichen will, als sie in der Umgebung der ehemaligen Äcker zu finden ist, muss im Normalfall nachgeholfen werden. Falls man sich zur Unterstützung der spontanen Neubildung für eine aktive Einbringung der erwünschten Arten in Form von Diasporen entscheidet, könnte es sinnvoll sein, diese nicht auf den blanken Acker aufzubringen, sondern erst in einem späteren Stadium, wenn die Arten, die die Matrix der Zielvegetation bilden, die Fläche bereits von selbst eingenommen haben. Diese Option wurde auch von PYWELL et al. (2003) vorgeschlagen. Ein solches Experiment haben z. B. MARTIN und WILSEY (2006) durchgeführt, wobei zumindest in den ersten Jahren nach der Saat gute Etablierungsraten erzielt wurden.

Weiterhin könnten Maßnahmen zur Neuschaffung auch auf bereits fast vollständig neu entstandene Bestände gerichtet werden, denen, wie auch im vorliegenden Fall, lediglich einzelne, besonders seltene und schützenswerte Arten der Nachbarflächen fehlen. Man könnte dann gezielt versuchen, diese Arten dort einzuführen und dazu für jede Art eine individuelle Strategie entwickeln. Verschiedene Methoden zur Einführung von Pflanzenarten auf neue Wuchsorte werden von HEDBERG und KOTOWSKI (2010) besprochen. Günstige Fenster für die Einführung von Arten können extreme Wetterereignisse (z. B. Trockenperioden) sein, die die Deckung der Vegetation vermindern und auch oft die spontane Einwanderung von Arten nach sich ziehen (BARTHA et al. 2003). Der Nutzen der vorhergehenden spontanen Neuentwicklung und der Erfassung des dadurch neu etablierten Artenspektrums besteht bei einer solchen Strategie darin, dass man diejenigen Arten identifizieren kann, die ein aktives Nachhelfen erfordern und für die eingehende Studien zur Entwicklung individueller Etablierungsstrategien nötig sind. Dies könnte z. B. für einige der in Abschnitt 7.3.1 besprochenen, auf die Altwiesen beschränkten Arten (insbesondere für die Spezialisten *Polygala major*, *Inula oculus-christi* und *Phlomis tuberosa*) der Fall sein, bedarf aber noch eingehender Überprüfung, da diese Arten im Rahmen der vorliegenden Studie nur sehr geringe Stetigkeiten erreichten.

Das künstliche Einbringen von Arten auf neue Flächen sollte jedoch sorgfältig unter wissenschaftlichen Gesichtspunkten überlegt sein (HOHLA 2011). Damit ist nämlich auch die Gefahr verbunden, unter historischen Bedingungen entstandene Verbreitungsmuster von Arten und Gensequenzen zu verändern, die möglicherweise ohnehin bereits stark beeinträchtigt sind. Somit würden solche Verbreitungsmuster der Wissenschaft endgültig

verloren gehen. Unter diesem Gesichtspunkt liegt eine Strategie nahe, bei der neue halbnatürliche Vegetation in Nachbarschaft zu bereits vorhandenen Beständen des angestrebten Vegetationstyps entsteht. Die spontane Einwanderung von Arten aus der Umgebung stellt dann sicher, dass diese tatsächlich an den entsprechenden Standort gehören. Dieses Prinzip liegt auch der hier beobachteten Grünland-Sukzession zugrunde. Wenn man jedoch in Bezug auf einzelne besonders seltene Arten, die schwer bis gar nicht von selbst neue Flächen erobern, künstlich nachhelfen will, ist dies bereits ein Eingriff, der über die ursprüngliche Bewirtschaftungsweise hinausgeht. Somit ist dann abzuwägen, ob damit nicht bereits eine Verfälschung (halb-) natürlicher Prozesse verbunden ist.

Bei solchen Überlegungen mag eine Berücksichtigung der Rolle der betroffenen Arten in der Landschaft helfen. Hier kann man als Beispiel zwei Arten der untersuchten Lösssteppenwiesen in der Tápió-Landschaft betrachten, *Phlomis tuberosa* und *Inula oculus-christi*, die dort beide nur in Altwiesen auftraten. Die erste Art ist ein typisches Element der Steppenwiesen in der Großen Tiefebene und wird als solche von mehreren Quellen erwähnt (HARASZTHY 2000; ILLYÉS und BÖLÖNI 2007; MOLNÁR 2007; MOLNÁR, Zs. et al. 2008b; CSATHÓ 2009; BÖLÖNI et al. 2011; CSATHÓ 2012). Daher wäre es sinnvoll, bei neu entstandenen Steppenwiesen in der Nachbarschaft von Altwiesen auch für die Etablierung von *Phlomis tuberosa* zu sorgen. Das Auftreten von *Inula oculus-christi* in einer Lösssteppenwiese des Flachlandes ist dagegen außergewöhnlich (VIDRA 2012b) und potentiell historisch bedingt, so dass die Verbreitung der Art möglicherweise nicht durch aktives Eingreifen des Menschen beeinflusst werden sollte. Solche Überlegungen sind jedoch eine Frage der Sichtweise.

### 7.8.6 Möglichkeiten zur Alterseinschätzung und naturschutzfachlichen Bewertung

Eine Alterseinschätzung von Ackerbrachen und deren Differenzierung von Altwiesen ist nur innerhalb der ersten beiden Jahrzehnte nach dem Brachfallen möglich. Da die größten Veränderungen in Vegetation und Boden innerhalb der ersten 10-20 Jahre vonstattengehen, verschwimmen danach bereits die Grenzen zu den Altwiesen. Hierüber gibt das DCA-Diagramm in Abbildung 6.1-1 a (S. 146) Auskunft. Die Altersgruppen 0-10 und 10-20 Jahre bilden in der oberen Hälfte der 2. Achse gut abgegrenzte Gruppen. Sie können also floristisch

voneinander und von älteren Beständen unterschieden werden; die älteren ab ca. 20 Jahre können aber untereinander und von den Altbeständen nicht mehr klar abgegrenzt werden. Da auch unter den Altwiesen degradierte Bestände vorkommen, ist auch die Degradation kein eindeutiges Zeichen für eine Vergangenheit als Acker. Welche Arten für Flächen über oder unter 20 Jahren kennzeichnend sind, kann an den Altersprofilen in Tabelle 6.4-1 (S. 183) und an den Ergebnissen der Clusteranalyse (Anhang I, S. 363; Cluster 1a, 2a und 2c vs. Cluster 1b, 2b und 3) abgelesen werden. Auch für die jüngeren Altersstufen untereinander gilt, dass die Einordnung aufgrund der großen Schwankungsbreite der jeweiligen Parameter nur grob möglich ist.

Das Sammeln von Daten über die gegenwärtige Artenzusammensetzung einer Fläche kann aber darüber Auskunft geben, wie gut sie entwickelt ist. Insbesondere wenn der Zeitpunkt der Aufgabe des Ackerbaus bekannt ist, kann man auf der Grundlage einiger Vegetationsaufnahmen an den Kurven in Abbildung 6.3-2 (S. 176-177) ungefähr ablesen, wie gut ein Bestand im Vergleich zu seinem Alter ausgebildet ist. Dafür ist der zahlenmäßige Anteil an Störzeigern pro Aufnahmequadrat (Abbildung 6.3-2 a-c, S. 176) am besten geeignet, da dieser von allen untersuchten Parametern den schärfsten Zusammenhang mit der Zeit aufweist. Voraussetzung ist natürlich, dass es sich um ähnliche Vegetationstypen wie die hier untersuchten handelt. Will man für eine Fläche eine besonders präzise Einschätzung machen, kann man durch einige Vegetationsaufnahmen in der unmittelbaren Nähe die Durchschnittswerte der dortigen Altwiesen bzgl. der Anteile funktioneller Artengruppen bestimmen und damit eine örtlich besser angepasste Einschätzung bekommen.

Einen guten Anhaltspunkt für die unkomplizierte naturschutzfachliche Bewertung einer neuentwickelten Wiese können besonders die Arten in Gruppe 3 der Tabelle 6.4-1 (S. 186) bieten, welche in den Untersuchungsgebieten vorwiegend an Flächen gebunden sind, die über mindestens 20 Jahre hinweg nicht umgepflügt wurden und einer Grünlandpflege unterzogen wurden. In Kombination zeigen diese Arten Grasland-Bestände an, die einen halbnatürlichen Charakter erreicht haben. Der überwiegende Teil dieser Arten ist vorwiegend an Standorte mit höherem Grundwasserstand gebunden. Auf das trockene Feuchteregime beschränkt nehmen nur *Carex caryophylla* und *Salvia pratensis* diese Rolle ein; es gibt in der genannten Gruppe

aber auch noch einige weitere Arten wie z. B. *Avenula pubescens* und *Polygala comosa*, die in beiden Feuchteregimen häufig sind.

Differentialarten für die Identifizierung von Altwiesen gegenüber älteren Brachen können auf Grundlage der eigenen Daten jedoch nicht festgelegt werden (vgl. Kapitel 7.3.1.1); lediglich für *Phlomis tuberosa* kann aufgrund weiterer Berichte in der Literatur (MOLNÁR 1997c; CSATHÓ 2008; MOLNÁR, ZS. 2008b) eine solche Rolle vermutet werden.

### **7.8.7 Die Rolle wichtiger Nährelemente im Boden**

In Bezug auf den Einfluss pflanzenverfügbarer Nährelemente auf die Neuentwicklung von Grasländern können vor allem für trockene Standorte klare Aussagen gemacht werden. Auf trockenen Flächen der untersuchten Gebiete stellt in erster Linie Phosphor und weniger Stickstoff ein Hindernis für die Neubildung halbnatürlicher Grasländer dar, wenn Flächen vor der Aufgabe des Ackerbaus intensiv gedüngt wurden. Dies folgt nicht nur daraus, dass der Phosphor von allen untersuchten Nährelementen den deutlichsten (negativen) Effekt auf die Artenzusammensetzung gezeigt hat, sondern auch daraus, dass die P-Gehalte in gedüngten Böden für längere Zeit erhöht bleiben, während von der Düngung mit N nach den Ergebnissen zu urteilen keine Rückstände bleiben. Obwohl die Gehalte an organischem Material und mineralischem Stickstoff, die ebenfalls eine entscheidende Rolle für die Fertilität des Bodens spielen, im Laufe der Sukzession zunehmen, wird das Niveau der Altwiesen-Böden normalerweise nicht überschritten. Dies gilt für Aufnahmeflächen beider Feuchteregime. Eine zu große Zunahme der Fertilität im Laufe der Sukzession ist in den untersuchten Gebieten also nicht zu erwarten und stellt kein Hindernis dar. Für pflanzenverfügbares Kalium zeigte sich weder ein deutlicher Zusammenhang mit dem Bestandsalter noch mit der Artenzusammensetzung der Aufnahmequadrante.

Nachwirkungen der P-Düngung sind in den untersuchten Gebieten jedoch nur auf einem Teil der Flächen festzustellen, vermutlich, weil es sich um eine extensiv bewirtschaftete Landschaft handelt und nicht alle untersuchten ehemaligen Äcker vor dem Brachfallen intensiv gedüngt wurden. Außerdem weist das verfügbare Datenmaterial (Abbildung 6.7-4 a, S. 233) darauf hin,

dass der Gehalt an pflanzenverfügbarem P innerhalb von höchstens vier Jahrzehnten auf das Niveau der Referenzbestände absinkt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass bei zukünftigen Projekten zur Neuschaffung artenreichen Extensivgrünlandes darauf zu achten ist, möglichst solche Flächen dafür auszuwählen, die wenig mit P gedüngt wurden. In den untersuchten Gebieten sind anthropogene Veränderungen des Bodens durch Ackerbau jedoch allgemein moderat und können spätestens nach 40 Jahren kaum mehr festgestellt werden. Sie stellen also in einem Zeitrahmen von einigen Jahrzehnten kein Hindernis für die Neuentwicklung halbnatürlichen Grünlandes dar.

## 7.9 Fazit

Die vorgestellten Ergebnisse belegen, dass in einer Kulturlandschaft mit geringer Bewirtschaftungsintensität und naturschutzfachlich wertvollen Vegetationstypen die Beschränkung auf ein Grundniveau an Pflegemaßnahmen ausreichend sein kann, um eine Neuentstehung halbnatürlicher Grasländer zu erreichen. Im Gegensatz zu ähnlichen Studien auf ungarischem Gebiet ist die Vegetation in Aufnahmeflächen ehemaliger Äcker den halbnatürlichen Altwiesen bereits nach 20 Jahren so ähnlich, dass mit multivariaten Analysen keine floristische Trennung zwischen Ackerbrachen und Altwiesen mehr möglich ist. Die Sukzession verläuft in Form einer Sättigungskurve, wobei sich der Großteil des Artenwechsels von Störzeigern zu Arten naturnaher Standorte bereits innerhalb der ersten 20 Jahre vollzieht. Die größtmögliche floristische Annäherung an die Altwiesen dauert aber für viele Flächen länger und kann bis zu 40 Jahre in Anspruch nehmen. Unter den Aufnahmequadraten von Ackerbrachen, deren Entwicklung aufgrund eines Alters von über 40 Jahren als abgeschlossen betrachtet werden kann, können im nassen Feuchteregime knapp 35 % als Pfeifengraswiesen definiert werden, im trockenen Feuchteregime gut 50 % als Sand- oder Lösssteppenwiesen. Die Neuentwicklung dieser Vegetationstypen konnte hier also erstmals in Ungarn im Detail dokumentiert werden, da weder für Sandsteppenwiesen (MARGÓCZI et al. 2008; CSECSERITS et al. 2011; ALBERT et al. 2014) noch für Lösssteppenwiesen (MOLNÁR 1997c; MOLNÁR und BOTTA-DUKÁT 1998; BARTHA und HORVÁTH 2008; MOLNÁR, Zs. 2008b) bisher eine vollwertige Neuentstehung verzeichnet werden konnte und für Pfeifengraswiesen bisher gar keine Dokumentation einer Chronosequenz vorlag.

Die umfassende floristische Annäherung an die Altwiesen spiegelt sich auch darin wider, dass nur 6 von 95 Zielarten nicht auf die Ackerbrachen einwandern konnten. Zudem wurde eine Reihe von Arten auf ehemaligen Äckern gefunden, von denen andere ungarische Studien berichten, dass sie auch nach mehreren Jahrzehnten auf Altwiesen beschränkt blieben (MOLNÁR 1997c; CSATHÓ 2008; MOLNÁR, Zs. 2008b; ALBERT et al. 2014). Nur eine einzige Art, *Phlomis tuberosa*, konnte in Einklang mit den Hinweisen von MOLNÁR (1997c) und (CSATHÓ 2008) als möglicher Kandidat für eine grundsätzliche Bindung an Altwiesen bestätigt werden. Diese Ergebnisse zeigen, dass die Suche nach Differentialarten für ursprüngliche Graslandbestände wenig aussichtsreich ist. Von wesentlich höherem praktischem Nutzen ist es



dagegen, solche Arten zu ermitteln, die durch eine grundlegende Bindung an ältere (auch sekundäre) Grasländer eine erfolgreiche Neuentwicklung halbnatürlicher Bestände anzeigen. In der vorliegenden Arbeit konnte eine Reihe solcher Zeigerarten ermittelt werden, welche in Tabelle 6.4-1, Gruppe 3 (S. 186) zu finden sind. Diese zeichnen sich durch eine im Vergleich zu jüngeren Brachen deutlich höhere Stetigkeit auf Flächen aus, die mindestens 20 Jahre lang nicht gepflügt wurden. Diese Arten sind eine wertvolle Grundlage für die Bewertung des Entwicklungszustandes speziell bei der Neuentwicklung von Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen in der untersuchten Region. Der Vorteil dieser Arten ist, dass sie allgemein relativ häufig sind, so dass in wunschgemäß entwickelten Grasländern eine hohe Chance besteht, tatsächlich mehrere davon anzutreffen, womit eine flächendeckende Bewertungsgrundlage gesichert ist. Ein weiterführender Forschungsansatz wäre, solche Zeigerarten auch für weitere Vegetationstypen zu suchen sowie ihre Zeigerfunktion für andere Regionen zu überprüfen.

Aus Ungarn sind detaillierte Vergleiche zwischen den Sukzessionsverläufen auf Ackerbrachen verschiedener Feuchteregime bisher nicht bekannt, so dass hiermit ein wichtiger Beitrag zur Schließung dieser Lücke geleistet wurde. Dabei zeigte sich, dass bei einer engen räumlichen - und damit auch floristischen - Verzahnung von nassen und trockenen Landschaftsteilen die Neuentwicklung zu halbnatürlichen Grasländern für beide Feuchteregime weitgehend synchron verläuft. In beiden vollzieht sich der Artenwechsel von Störzeigern zu Arten naturnaher Standorte in Form einer Sättigungskurve, die ca. 40 Jahre nach dem letzten Pflügen das durchschnittliche Niveau der Altwiesen bzgl. der Anteile kennzeichnender Artengruppen erreicht.

Mit der Analyse der Entwicklung von Bodenparametern in Tschernosemen und Grundwasserböden während der sekundären Sukzession auf Ackerbrachen konnte eine wichtige Ergänzung zu den bisher auf sehr trockene Sandböden beschränkten Daten (CSECSEKITS 2007; CSECSEKITS et al. 2011; ALBERT 2015; vgl. Tabelle 2.2-2) geleistet werden. Dabei hat sich herausgestellt, dass die Entwicklungen von Boden und Vegetation weitgehend parallel ablaufen. Mehrere Bodenparameter zeigen ebenfalls einen asymptotischen zeitlichen Verlauf (Sättigungskurve), der umso deutlicher erkennbar ist, je stärker der Zusammenhang des jeweiligen Parameters mit der Zeit ist. Genau wie bei der Vegetation ist nach ca. 40 Jahren

das durchschnittliche Niveau der Altwiesen-Böden erreicht. Dabei lassen sich die stärksten Korrelationen mit dem Bestandsalter für die organische Bodensubstanz sowie für den Gehalt an mineralischem Stickstoff verzeichnen, welcher exemplarisch für trockene Standorte erfasst wurde. Bzgl. der Gehalte dieser beiden Parameter lässt sich zudem eine mit dem Alter zunehmende Differenzierung zwischen den obersten 10 cm und den zwei darauffolgenden Dezimetern erkennen. Diese zeigt deutlich, dass es durch Pflügen zu einer Vermischung der obersten Dezimeter gekommen ist, diese Veränderung jedoch innerhalb einiger Jahrzehnte Graslandentwicklung rückgängig gemacht wird. Nachwirkungen der Aufbringung von Düngemitteln zeigen sich ebenfalls, und zwar in erster Linie im Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor in den obersten 10 cm. Der Phosphor ist auch derjenige Parameter, der eine kritische Rolle für die Etablierung von erwünschten Arten spielt, während die Gehalte an pflanzenverfügbarem Stickstoff und Kalium sich nicht darauf auswirken.

Abschließend lässt sich festhalten, dass die Neuschaffung artenreicher Grasländer in extensiv bewirtschafteten Landschaften in Mitteleuropa ein vielversprechendes Instrument für die Erhaltung halbnatürlicher Grünlandtypen ist. Damit werden auch deren eingangs genannte Funktionen als Ersatz-Lebensraum für viele Pflanzen- und Tierarten und als Archiv für die landschaftliche Kulturgeschichte des Menschen sichergestellt. Solange Landschaften mit ergiebigen Artenquellen noch vorhanden sind, ist die Möglichkeit groß, die Fläche halbnatürlicher Graslandbestände und damit auch die Populationsgröße schützenswerter Arten wieder zu vergrößern. Damit werden die Chancen zu einer langfristigen Erhaltung dieser Vegetation und der assoziierten Arten erhöht. Projekte zur Erhaltung oder Erweiterung noch vorhandener naturschutzfachlich wertvoller Vegetationsbestände sollten also Vorrang genießen (KLEIJN et al. 2009). In naturfernen Landschaften mit geringer Biodiversität müssten dagegen einige Arten aus anderen Regionen eingebracht werden. Dort weicht das Ziel, wertvolle halbnatürliche Vegetation entstehen zu lassen, zu weit vom Ist-Zustand ab und könnte deshalb nur mit vergleichsweise großem Aufwand erreicht werden (KLEIJN et al. 2009). Zudem müssten dann Individuen eingebracht werden, die nicht dem regionalen Genpool entstammen, was aus wissenschaftlicher Sicht nicht erstrebenswert ist (HOHLA 2011, vgl. Kapitel 7.8.5). Die Förderung halbnatürlicher Vegetation in extensiven Kulturlandschaften

stellt dagegen den langfristigen Erhalt der Artenquellen sicher und hält damit für die Zukunft auch für Gebiete mit intensiver Landwirtschaft alle Optionen offen.

### Beantwortung der Fragen

1) Wie lange dauert die floristische Annäherung an die Referenzbestände?

Im Gegensatz zu ähnlichen Studien von ungarischem Gebiet ist die Vegetation in Aufnahme­flächen ehemaliger Äcker den halbnatürlichen Altwiesen bereits nach 20 Jahren so ähnlich, dass mit multivariaten Analysen keine floristische Trennung zwischen Ackerbrachen und Altwiesen mehr möglich ist. Die Angleichung der Artenzahlen aussagekräftiger Artengruppen an die der Altwiesen nimmt 20 bis 40 Jahre in Anspruch.

2) Handelt es sich bei neu geschaffenen Grasländern um Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen?

In der vorliegenden Arbeit konnte belegt werden, dass die Beschränkung auf grundlegende Pflegemaßnahmen bei angemessenen Voraussetzungen ausreichend ist, um Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen neu entstehen zu lassen: Unter den Aufnahmequadraten von Ackerbrachen, deren Entwicklung aufgrund eines Bestandsalters von über 40 Jahren als abgeschlossen betrachtet werden kann, können im nassen Feuchteregime knapp 35 % als Pfeifengraswiesen definiert werden, im trockenen Feuchteregime gut 50 % als Steppenwiesen.

3) Konnten die Arten der Zielvegetation auf die Ackerbrachen einwandern?

Der überwiegende Teil der Zielarten und anderer naturschutzfachlich wertvoller Arten der Referenzbestände ist auch auf Ackerbrachen zu finden (vgl. Tabelle 6.4-2, S. 195). Von 95 Zielarten konnten sich nur 6 nicht auf Ackerbrachen etablieren.

4) Lassen sich Zeigerarten für alte Graslandbestände identifizieren?

Es konnte eine Reihe von Arten identifiziert werden, die einen deutlichen Schwerpunkt in Grasländern haben, die mindestens 20 Jahre alt sind (vgl. Tabelle 6.4-1, Gruppe 3, S. 186).

5) Verläuft die sekundäre Sukzession auf nassen und trockenen Flächen unterschiedlich?

Dies ist nicht der Fall. In beiden Feuchteregimen verläuft der Artenwechsel von Störzeigern zu Arten naturnaher Standorte in den ersten 10-20 Jahren am schnellsten und verlangsamt sich dann zunehmend, bis ein Stillstand erreicht wird. Dieser tritt ca. 40 Jahre nach dem letzten Pflügen ein, wenn in Bezug auf die Artenzahlen aussagekräftiger Artengruppen das durchschnittliche Niveau der Altwiesen erreicht wird.

6) Welche Parallelen zwischen der Entwicklung von Vegetations- und Bodenparametern lassen sich ziehen?

Eine Parallele zur Vegetationsentwicklung zeigt sich in einer ähnlichen zeitlichen Entwicklung mehrerer bodenkundlicher Parameter. In den ersten beiden Jahrzehnten nach dem Brachfallen findet meist eine schnelle, danach eine zunehmend langsamere Annäherung der Werte an diejenigen der Altwiesenböden statt. Diese Form des Verlaufs zeichnet sich umso deutlicher ab, je stärker der Zusammenhang mit der Zeit für den jeweiligen Parameter ist. Genau wie bei der Vegetation ist nach ca. 40 Jahren das durchschnittliche Niveau der Altwiesen-Böden erreicht. Dabei lassen sich die stärksten Korrelationen mit dem Alter für die organische Bodensubstanz sowie für den Gehalt an mineralischem Stickstoff verzeichnen, welcher exemplarisch für trockene Standorte erfasst wurde.

7) Welche Bodenparameter beeinflussen den Anteil erwünschter Arten in den Aufnahmequadraten?

Hohe Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor können den Anteil erwünschter Arten in trockenen Grasländern mindern und den von Störzeigern erhöhen. Für Stickstoff und Kalium konnte dagegen kein entsprechender Einfluss nachgewiesen werden.

## 8 Zusammenfassung

### Einführung

Halbnatürliche Grasländer, die eine wichtige Rolle bei der Erhaltung der Artenvielfalt in Kulturlandschaften spielen, sind im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft in Mitteleuropa besonders in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts stark zurückgegangen. Eine Option, dem entgegenzuwirken, ist die Förderung einer Bestandsneubildung auf ehemaligen Ackerflächen. Die vorliegende Arbeit analysiert die spontane Neuentwicklung von Pfeifengraswiesen und Steppenwiesen sowie die parallele Entwicklung von Bodenparametern auf extensiv bewirtschafteten Ackerbrachen.

Folgende Fragen standen im Mittelpunkt der Untersuchung:

- Wie verläuft die zeitliche Entwicklung charakteristischer Vegetations- und Bodenparameter an nassen und trockenen Standorten?
- Bis zu welchem Grad/Prozentsatz hat eine floristische Annäherung an die Zielvegetation stattgefunden?
- Wie viel Zeit nimmt die floristische Annäherung an die Zielvegetation in Anspruch?
- Gibt es Bodenparameter, die einen Einfluss auf den Anteil „erwünschter“ Arten haben?

### Material und Methoden

Die untersuchten Flächen liegen in Schutzgebieten mit extensiv bewirtschafteten, artenreichen Grasländern, die sich im Umkreis von etwa 60 km um Budapest befinden. Der Verlauf der Sukzession wurde anhand einer Zeitreihe verschieden alter Ackerbrachen zurückverfolgt. Das Bestandsalter wurde anhand militärischer Karten, Luftbilder und mit der Hilfe der Naturschutzwarte und Landwirte vor Ort bestimmt. Bestände, die nach Auswertung aller verfügbaren Informationen mindestens während der letzten 150 Jahre nicht gepflügt wurden, dienten als Referenzbestände.

In 308 Aufnahmequadraten von 25 m<sup>2</sup> Größe wurde die prozentuale Deckung aller Gefäßpflanzen geschätzt. In allen Flächen wurden Mischproben aus den obersten 10(-30) cm des Bodens entnommen. Die Bodenproben wurden im Labor mit Standardmethoden und Mittelinfrarotspektroskopie auf verschiedene grundlegende Parameter untersucht. In 143 Aufnahmequadraten wurden zusätzlich Profilbohrungen bis in 1 m Tiefe durchgeführt. Die Aufnahmepunkte wurden in zwei Bodenfeuchteregime eingeteilt. Die Vegetations- und Bodendaten wurden verschiedenen uni- und multivariaten statistischen Analysen unterzogen.

## **Ergebnisse**

Vegetations- und Bodenparameter auf den Ackerbrachen nähern sich dem Level der Referenzbestände in asymptotischen Kurven (Sättigungskurven) an.

In der Vegetation der Brachen erfolgt ein Wechsel von (unerwünschten) Störzeigern zu (erwünschten) Arten naturnaher Standorte und Zielarten. Die Annäherung an die Vegetation der Referenzbestände dauert etwa 20-40 Jahre. Nach 20 Jahren ist die Annäherung so weit fortgeschritten, dass keine klare floristische Trennung zwischen Brachen und Altbeständen mehr möglich ist. Der Sukzessionsverlauf ist auf trockenen und nassen Standorten weitgehend gleichförmig.

Von den mindestens 40 Jahre alten Aufnahmequadraten auf Brachen können im nassen Feuchteregime ca. 35 % als Pfeifengraswiesen definiert werden, im trockenen Feuchteregime ca. 50 % als Steppenwiesen. Zahlreiche charakteristische Arten der Zielvegetation sind auf die Ackerbrachen eingewandert; nur 6 von 95 Zielarten blieben auf die Referenzbestände beschränkt.

Parallelen zur Entwicklung der Vegetation zeigen sich im Boden in einem asymptotischen zeitlichen Verlauf einiger Bodenparameter, welcher innerhalb von ca. 40 Jahren zur Angleichung an das Niveau der Referenzbestände führt. Dies zeigt sich besonders deutlich im Gehalt an organischem Material an nassen und im Gehalt an mineralischem Stickstoff an trockenen Standorten; beide Parameter nehmen mit dem Bestandsalter zu. Für pflanzenverfügbare Formen von Phosphor und Kalium konnte jeweils eine schwache negative,

ebenfalls annähernd asymptotische Korrelation mit dem Alter festgestellt werden. Die genannten Korrelationen waren größtenteils auf die obersten 10 cm beschränkt.

Unter den pflanzenverfügbaren Formen von Nährelementen konnte nur für Phosphor ein Einfluss auf den Anteil an erwünschten Arten nachgewiesen werden; dieser ist negativ.

### **Diskussion und Fazit**

Die vorgestellten Ergebnisse belegen, dass in einer Kulturlandschaft mit geringer Bewirtschaftungsintensität Pfeifengraswiesen, Sand- und Lösssteppenwiesen innerhalb weniger Jahrzehnte auf benachbarten Ackerbrachen neu entstehen können. Dazu reicht eine einmalige jährliche Mahd oder Beweidung als Pflegemaßnahme aus.

Solche Arten, die schwerpunktmäßig an über 20-jährige Brachen und Altwiesen gebunden sind, können in der untersuchten Region als Zeiger für Grasländer mit halbnatürlichem Charakter verwendet werden.

Auch die Regeneration der obersten 10 cm des Bodens, welche durch die Ackerbewirtschaftung am stärksten beeinflusst werden, geht größtenteils innerhalb von ca. 40 Jahren vonstatten, was in Bezug auf den Gehalt an organischem Material im Literaturvergleich als schnell gelten kann.

Die Neubildung der genannten Vegetationstypen wurde hier erstmals detailliert dokumentiert. Dabei hat sich ein insgesamt höherer Grad der Annäherung an die Referenzbestände gezeigt als bei anderen Studien auf ungarischem Gebiet. Die Neuschaffung halbnatürlicher Grasländer in direkter Nachbarschaft zu bereits vorhandenen artenreichen Beständen ist ein vielversprechendes Instrument zur langfristigen Erhaltung des Arteninventars dieses Vegetationstyps.





## Literaturverzeichnis

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover
- ALBERT, Á.-J. (2015): Spontán szukcesszió és növényi kölcsönhatások vizsgálata gyepék vegetációdinamikai folyamataiban [*Untersuchung der spontanen Sukzession und der Wechselwirkungen zwischen Pflanzen in vegetationsdynamischen Prozessen in Grünland*]. Juhász-Nagy Pál doktori iskola [*Juhász-Nagy Pál Doktorschule*], Debrecen
- ALBERT, Á.-J., KELEMEN, A., VALKÓ, O., MIGLÉCZ, T., CSECSEKITS, A., RÉDEI, T., DEÁK, B., TÓTHMÉRÉSZ, B. und TÖRÖK, P. (2014): Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Applied Vegetation Science* 17(2): 214-224.
- AMELUNG, W. und WELP, G. (2010): Bestimmung von organischem Kohlenstoff und C-Pools (POM, BC) in Bodenproben des Intensiv- und Extensivprogramms (Humusmonitoring) mittels konventioneller Techniken und mittels MIRS-PLSR - Abschlussbericht 30. November 2010. INRES-Bodenwissenschaften, Bonn
- ANTONSEN, H. und OLSSON, P. A. (2005): Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42(2): 337-347.
- ARONSON, J., DHILLON, S. und LE FLOC'H, E. (1995): On the Need to Select an Ecosystem of Reference, However Imperfect: A Reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology* 3(1): 1-3.
- BAER, S. G., KITCHEN, D. J., BLAIR, J. M. und RICE, C. W. (2002): Changes in Ecosystem Structure and Function along a Chronosequence of Restored Grasslands. *Ecological Applications* 12(6): 1688-1701.
- BAKKER, J. P. und BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14(2): 63-68.
- BAKKER, J. P., OLFF, H., WILLEMS, J. H. und ZOBEL, M. (1996): Why Do We Need Permanent Plots in the Study of Long-Term Vegetation Dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7(2): 147-155.
- BÁLDI, A. und KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. (2010): A biológiai sokféleség szerepe az élhető vidék fenntartásában - The role of biological diversity in the maintenance of liveable countryside. In: Kovács, Gy., Gelencsér, G. und Centeri, Cs. (Hrsg.). *Az élhető vidékért 2010 környezetgazdálkodási konferencia [Umweltmanagement-Konferenz 2010 Für den bewohnbaren ländlichen Raum]*, Siófok, 2010, Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület [*Gemeinnütziger Verein von Koppányvölgy für die Entwicklung des ländlichen Raumes*], Törökkoppány, S. 53-61
- BALLANTINE, K. und SCHNEIDER, R. (2009): Fifty-five years of soil development in restored freshwater depressional wetlands. *Ecological Applications* 19(6): 1467-1480.
- BARNA, ZS. und GILLY, ZS. (Hrsg.) (2010): *Turjánvidék a Kiskunságban [Turján-Landschaft im Kiskunság]*. Direktion des Nationalparks Kiskunság, Kecskemét

- BARTHA, S. (2007): Másodlagos szukcesszió felhagyott homoki szántokon [*Sekundäre Sukzession auf brachgefallenen Äckern auf Sandböden*]. In: Horváth, A. und Szitár, K. (Hrsg.): Agrártájak növényzetének monitorozása [*Monitoring der Vegetation von Agrarlandschaften*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 202-207
- BARTHA, S., DANCZA, I., HÁZI, J., HORVÁTH, A., MARGÓCZI, K., MOLNÁR, Cs., MOLNÁR, Zs., ÓVÁRI, M., PURGER, D. und SCHMIDT, D. (2008a): A parlagszukcesszió jellegzetességei: ismétlődés és változatosság [*Kennzeichen der Brachland-Sukzession: Wiederholung und Variation*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 113-117
- BARTHA, S. und HORVÁTH, A. (2008): Parlagszukcesszió a Mezőföld lössterületein [*Sukzession auf Brachen in den Lössgebieten der Region Mezőföld*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 105-111
- BARTHA, S., LENDVAI, G. und MOLNÁR, E. (1991): A Gödöllői-dombvidék Tájvédelmi Körzet száraz gyepterületeinek bejárása, előzetes ökológiai állapotfelmérése és fiziognómiai minősítése [*Begehung, vorläufige Erfassung des ökologischen Zustandes und physiognomische Bewertung der trockenen Grasländer des Landschaftsschutzgebietes Gödöllöer Hügelland*]. Manuskript (Aufbewahrungsort: Keve András Fachbibliothek für Ornithologie und Naturschutz in Budapest), herausgegeben in Vácrátót
- BARTHA, S., MEINERS, S. J., PICKETT, S. T. A. und CADENASSO, M. L. (2003): Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6(2): 205-212.
- BARTHA, S. und MOLNÁR, Zs. (2008a): Hogyan ismerhetők fel terepen a parlagok? [*Wie kann man Brachen im Gelände erkennen?*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 219-221
- BARTHA, S. und MOLNÁR, Zs. (2008b): Miért érdekesek a parlagok? A téma időszerűsége [*Warum sind Brachen interessant? Aktualität des Themas*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 7-8
- BARTHA, S., MOLNÁR, Zs. und FEKETE, G. (2008b): Patch dynamics in sand grasslands: connecting primary and secondary succession. In: Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, Gy. und Barabás, S. (Hrsg.): The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences (HAS), Vácrátót, S. 37-40
- BARTHA, S., SZENTES, Sz., HORVÁTH, A., HÁZI, J., ZIMMERMANN, Z., MOLNÁR, Cs., DANCZA, I., MARGÓCZI, K., PÁL, R. W., PURGER, D., SCHMIDT, D., ÓVÁRI, M., KOMOLY, C., SUTYINSZKI, Zs., SZABÓ, G., CSATHÓ, A. I., JUHÁSZ, M., PENKSZA, K. und MOLNÁR, Zs. (2014): Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 17(2): 201-213.

- BECKER, T. (2010): Explaining rarity of the dry grassland perennial *Astragalus exscapus*. *Folia Geobotanica* 45(3): 303-321.
- BELUSZKY, P. (2006): Historische Geographie der Großen Ungarischen Tiefebene. Schenk Verlag, Passau
- BERENDSE, F., OOMES, M. J. M., ALTENA, H. J. und ELBERSE, W. TH (1992): Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* 62(1): 59-65.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.-M., THIELE-BRUHN, S. und WELP, G. (2010): Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., SCHWERTMANN, U., HORN, R., KÖGEL-KNABNER, I., STAHR, K., AUERSWALD, K., BEYER, L., HARTMANN, A., LITZ, N., SCHEINOST, A., STANJEK, H., WELP, G. und WILKE, B.-M. (2002): Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin
- BOECKER, D., CENTERI, CS., WELP, G. und MÖSELER, B. M. (2015): Parallels of secondary grassland succession and soil regeneration in a chronosequence of central-Hungarian old fields. *Folia Geobotanica* 50(2): 91-106.
- BÖLÖNI, J., KUN, A. und MOLNÁR, ZS. (Hrsg.) (2003): Élőhelyismereti útmutató 2.0. Magyarország növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése [Habitatführer 2.0. Erfassung und vergleichende Bewertung des Vegetations-Erbes von Ungarn]. MTA ÖBKI [Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften], Vácrátót
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS. und KUN, A. (Hrsg.) (2011): Magyarország élőhelyei - Vegetációtípusok leírása és határozója - ÁNÉR 2011 [Die Habitate Ungarns - Beschreibung und Bestimmungswerk der Vegetationstypen - ÁNÉR 2011]. MTA ÖBKI [Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften], Vácrátót
- BONET, A. und PAUSAS, J. G. (2004): Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecology* 174(2): 257-270.
- BORHIDI, A. (1993): A Magyar Flóra Szociális Magatartás Típusai, Természetességi és Relatív Ökológiai Értékszámai - Social behavior types of the Hungarian flora, its naturalness values and relative ecological indicator values. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs
- BORHIDI, A. (2003): Magyarország növénytársulásai [Die Pflanzengesellschaften Ungarns]. Akadémiai Kiadó, Budapest
- BORHIDI, A., KEVEY, B. und LENDVAI, G. (2012): Plant communities of Hungary. Akadémiai kiadó, Budapest
- BORNEMANN, L., WELP, G., BRODOWSKI, S., RODIONOV, A. und AMELUNG, W. (2008): Rapid assessment of black carbon in soil organic matter using mid-infrared spectroscopy. *Organic Geochemistry* 39(11): 1537-1544.
- BRUKER OPTIK GMBH (2011): OPUS Spectroscopy Software - Benutzerhandbuch Quant. BRUKER OPTIK GmbH, Ettlingen, Zugänglich unter: [ftp://ftp.spectrospin.ch/Optics/download/Support/Moserliv\\_Anleitungen\\_MPA/Quant.pdf](ftp://ftp.spectrospin.ch/Optics/download/Support/Moserliv_Anleitungen_MPA/Quant.pdf), Zugriff: 25. 02. 2016

- BRUN-HOOL, J. (1963): Ackerunkraut-Gesellschaften der Nordwestschweiz. Mengis und Sticher, Luzern
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (11.03.2011): Artenschutzbestimmungen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Zugänglich unter: [https://www.bfn.de/0302\\_ffh\\_rl.html](https://www.bfn.de/0302_ffh_rl.html), Zugriff: 12. 03. 2016
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. Zugänglich unter: [www.ffh-anhang4.bfn.de](http://www.ffh-anhang4.bfn.de), Zugriff: 29. 7. 2017
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. und FARTMANN, T. (2004): Molinio-Arrhenatheretea (E1), Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen • Teil 2: Molinietalia - Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht Molinio-Arrhenatheretea. Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e. V., Göttingen
- BURKE, I. C., LAUENROTH, W. K. und COFFIN, D. P. (1995): Soil Organic Matter Recovery in Semiarid Grasslands: Implications for the Conservation Reserve Program. *Ecological Applications* 5(3): 793-801.
- BUSCHMANN, F. (2012): A Tápió-vidék lepkefaunája (Lepidoptera) - The Lepidoptera fauna of Tápió region. In: Vidra, T. (Hrsg.): ROSALIA 7: Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken - Nature conservation and research in the Tápió Region. DINPI, Budapest, S. 385-500
- BUTTLER, K. P., THIEME, M. und Mitarbeiter (2016): Florenliste von Deutschland - Gefäßpflanzen, Version 8 (August 2016). Zugänglich unter: <http://www.kp-buttler.de/florenliste/>, Zugriff: 6. 3. 2017
- CAMBERATO, J. J. (2001): Nitrogen in Soil and Fertilizers. *South Carolina Turfgrass Foundation News* 8(1): 6-10.
- CENTERI, Cs. und MALATINSZKY, Á. (2005): Data on pedology, erosion and vegetation of extensively cultivated and abandoned agricultural areas in the Putnok Hills region. 13th International Poster Day "Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere", Bratislava: 74-80.
- CONZEN, J.-P. (2005): Multivariate Kalibration. Ein praktischer Leitfaden zur Methodenentwicklung in der quantitativen Analytik. Bruker Optik GmbH, Ettlingen
- COUSINS, S. A. O. und LINDBORG, R. (2008): Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 141(1): 233-240.
- CRAMER, VIKI A., HOBBS, RICHARD J. und STANDISH, RACHEL J. (2008): What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution* 23(2): 104-112.
- CRITCHLEY, C. N. R., CHAMBERS, B. J., FOWBERT, J. A., SANDERSON, R. A., BHOGAL, A. und ROSE, S. C. (2002): Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation* 105(2): 199-215.
- CSATHÓ, A. I. (2008): Elsődlegességre utaló fajok az Alföld löszhátain [Arten, die auf den Lösshügeln der Großen Tiefebene auf primäre Vegetationsbestände hinweisen]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"]. MTA ÖBKI [Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften], Vácrátót, S. 202-207

- CSATHÓ, A. I. (2009): A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége [*Die Bedeutung der Grenzstreifen für den Naturschutz und die Aktualität ihrer Schutzwürdigkeit*]. Természetvédelmi Közlemények [Naturschutz-Mitteilungen] 15: 171-181.
- CSATHÓ, A. I. (2012): A mezsgyékérdés aktualitása [*Die Aktualität der Grenzstreifen-Frage*]. Kitaibelia 17(1): 15.
- CSATHÓ, P. und RADIMSZKY, L. (2005): A magyar mezőgazdaság környezetvédelmi és agronómiai megközelítésű NPK tápelemmérlege 1901 és 2000 között [*NPK Nährelementbilanz der ungarischen Landwirtschaft zwischen 1901 und 2000 aus Umweltschutz- und agronomischer Sicht*]. Agrokémia és talajtan - Agrochemistry and Soil Science 54(1-2): 217-234.
- CSATHÓ, P. und RADIMSZKY, L. (2009): Two Worlds within EU27: Sharp Contrasts in Organic and Mineral Nitrogen-Phosphorus Use, Nitrogen-Phosphorus Balances, and Soil Phosphorus Status: Widening and Deepening Gap between Western and Central Europe. Communications in Soil Science and Plant Analysis 40(1-6): 999-1019.
- CSECSERITS, A. (2007): Másodlagos szukcesszió vizsgálata homoki parlagokon [*Untersuchung der sekundären Sukzession auf Brachen mit Sandböden*]. MTA ÖBKI (Hungarian Academy of Sciences, Institute of Ecology and Botany), Vácrátót
- CSECSERITS, A., CZÜCZ, B., HALASSY, M., KRÖEL-DULAY, GY., RÉDEI, T., SZABÓ, R., SZITÁR, K. und TÖRÖK, K. (2011): Regeneration of sandy old-fields in the forest steppe region of Hungary. Plant Biosystems 145(3): 715-729.
- CSECSERITS, A., HALASSY, M., HERMANN, O., SZITÁR, K. und SZABÓ, R. (2008a): A táj jellegének és a megmaradt természetes foltok méretének hatása a kiskunsági homoki parlagokra [*Der Einfluss des Charakters der Landschaft und der übriggebliebenen natürlichen Bestände auf die Sandbrachen im Kiskunság*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzet „Parlag túra” [Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"]. MTA ÖBKI [Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften], Vácrátót, S. 130-135
- CSECSERITS, A., HALASSY, M., SZABÓ, R., KERTÉSZ, M. und VAN DIGGELEN, R. (2003): Sikeresen megtelepedő évelők felhagyott homoki szántókon - ki és miért pont ők? [*Ausdauernde Arten, die sich erfolgreich auf Sandbrachen ansiedeln - Welche sind es und warum gerade diese?*]. Botanikai közlemények [Botanische Mitteilungen] 90(1-2): 174-175.
- CSECSERITS, A., HALASSY, M., SZABÓ, R. und RÉDEI, T. (2008b): Secondary succession on sandy old-fields and its landscape context. In: Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, Gy. und Barabás, S. (Hrsg): The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences (HAS), Vácrátót
- CSECSERITS, A. und RÉDEI, T. (2001): Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. Applied Vegetation Science 4(1): 63-74.
- CSECSERITS, A., RÉDEI, T., KRÖEL-DULAY, GY., SZABÓ, R. und SZITÁR, K. (2010): Különböző skálázású táji adatok és a parlagok növényzete közti kapcsolat [*Der Zusammenhang zwischen landschaftlichen Daten verschiedener Skalierung und der Vegetation der Brachen*]. In: Szilassi, P. und Henits, L. (Hrsg): A Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. Században, Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai [*Methoden des XXI. Jahrhunderts zur Bewertung der Veränderung der Landschaft, Studien der Wissenschaftlichen Konferenz und Workshoparbeit*]. Szeged, S. 70-88

- CSECSERITS, A., RÉDEI, T., LUPTÁK, R. und SOMODI, I. (2012): Hegylábi parlagokon kialakuló élőhelyek típusát és növényzetének fajösszetételét befolyásoló tényezők [*Faktoren, die den Typ und die Artenzusammensetzung der Lebensräume bestimmen, die sich auf Brachen an einem Gebirgsfuß entwickeln*]. Természetvédelmi Közlemények [Naturschutz-Mitteilungen] 18: 82-93.
- CSECSERITS, A., SZABÓ, R., HALASSY, M. und RÉDEI, T. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* 8(2): 195-207.
- CSISZÁR, Á. (Hrsg.) (2012): Inváziós növényfajok Magyarországon [*Invasive Pflanzenarten in Ungarn*]. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó [*Herausgeber der West-ungarischen Universität*], Sopron
- CSONTOS, P., TAMÁS, J., SZÉCSY, O., SZINETÁR, Cs. und KIEHN, M. (2009): Old-field succession on abandoned soils, and opportunity to reduce biotic stress by skipping early weedy stages. *Cereal Research Communications* 37(Suppl. 1): 69-72.
- CSÖRGŐ, T., NAGY, I., NAGY, L., PAPP, Á., SÁRA, J., SEBŐK, E. und SEREGÉLYES, T. (2008): Fedezze fel az Ócsai Tájvédelmi Körzetet! [*Entdecken Sie das Landschaftsschutzgebiet Ócsa!*]. DINPI, Budapest
- CZÓBEL, SZ., PAP, K., HUSZTI, E., SZIRMAI, O., PÁNDI, I., NÉMETH, Z., VIKÁR, D. und PENKSZA, K. (2012): Nyílt homokpusztagyep társulás magvetéses technikával történt kialakításának előzetes eredményei ex situ körülmények között [*Vorläufige Ergebnisse der Neuschaffung einer offenen Sandsteppenrasen-Gesellschaft durch Einsaat unter ex situ Bedingungen*]. Természetvédelmi Közlemények [Naturschutz-Mitteilungen] 18: 127-138.
- DANCZA, I. und BOTTA-DUKÁT, Z. (2003): Historical and recent data on the distribution of North American Solidago species (*S. gigantea*, *S. canadensis*) in Hungary. In: Zajac, A., Zajac, M. und Zemanek, B. (Hrsg): *Phytogeographical problems of synanthropic plants*. Institute of Botany, Jagellonian University, Cracow
- Datenblatt VDLUFA, A 6.2.1.1 (2002): Bestimmung von Phosphor und Kalium im Calcium-Acetat-Lactat-Auszug. In: Blume, H.-P., Deller, B., Furtmann, K., Leschber, R., Paetz, A. and Wilke, B.-M. (2000) *Handbuch der Bodenuntersuchung: Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter - physikalische, chemische, biologische Untersuchungsverfahren - gesetzliche Regelwerke*. Wiley-VCH, Weinheim
- DAVIDSON, E. und ACKERMAN, I. (1993): Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20(3): 161-193.
- DEÁK, B., TÖRÖK, P., KAPOCSI, I., LONTAY, L., VIDA, E., VALKÓ, O., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs) [*Rekonstruktion von Salz- und Lössrasen mit einer aus strukturgebenden Arten bestehenden Samenmischung im Gebiet des Nationalparks Hortobágy (Egyek-Pusztakócs)*]. *Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology)* 6(3): 323-332.
- DIEKMANN, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4(6): 493-506.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- DINPI (22. 5. 2012a): Dabasi Turjános TT [*NSG Dabas*]. Zugänglich unter: [http://dinp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu\\_760](http://dinp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu_760), Zugriff: 04. 07. 2013

- DINPI (22. 5. 2012b): Ócsai TK [LSG Ócsa]. Zugänglich unter: [http://www.dinpi.hu/index.php?pg=menu\\_750](http://www.dinpi.hu/index.php?pg=menu_750), Zugriff: 26. 06. 2013
- DÓDA, B., CSERMENDY, L. und DÖMSÖDI, J. (1992): Tőzeges lápterületek katasztere: Fejér és Veszprém megyei Sárrét [*Kataster der torfreichen Moorgebiete: Das Sárrét-Gebiet in den Komitaten Fejér und Veszprém*]. Talajjavító Nyersanyagkutató és Tervező Iroda, Mezőgazdasági Földtani Szolgálat [*Büro für Melioration, Ressourcenforschung und Planung, Landwirtschaftlicher geologischer Dienst*], Budapest
- DÓDA, B., CSERMENDY, L. und DÖMSÖDI, J. (1994): Tőzeges lápterületek katasztere: A Duna-Tisza köze északi lápvidékei (Ócsai Öregturján és környéke, Rákos-patak völgye, Kisgerje völgy, Tápió-völgy, Sződ, Sződliget) lápterületei. [*Kataster der torfreichen Moorgebiete: Die Moorflächen der Moorlandschaften im Nordteil des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes (Ócsaer "Alter Turján" und Umgebung, Rákos-Bachtal, Kisgerje Tal, Tápió Tal, Sződ, Sződliget)*]. Talajjavító Nyersanyagkutató és Tervező Iroda, Mezőgazdasági Földtani Szolgálat [*Büro für Melioration, Ressourcenforschung und Planung, Landwirtschaftlicher geologischer Dienst*], Budapest
- DONATH, T. W., BISSELS, S., HÖLZEL, N. und OTTE, A. (2007): Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* 138(1–2): 224–234.
- DORMAAR, J. F., SMOLIAK, S. und WILLMS, W. D. (1990): Soil chemical properties during succession from abandoned cropland to native range. *Journal of Range Management* 43(3): 260–265.
- DÖVÉNYI, Z. (Hrsg.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere [*Kataster der Mikrolandschaften Ungarns*]. 2. edition. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet [*Geographisches Forschungsinstitut der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Budapest
- DU, F., SHAO, H.-B., SHAN, L., LIANG, Z.-S. und SHAO, M.-A. (2007): Secondary succession and its effects on soil moisture and nutrition in abandoned old-fields of hilly region of Loess Plateau, China. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 58(2): 278–285.
- ECKSTEIN, P. P. (2014): Repetitorium Statistik: Deskriptive Statistik - Stochastik - Induktive Statistik. Springer Gabler, Wiesbaden
- EJRNÆS, R., LIIRA, J., POULSEN, R. S. und NYGAARD, B. (2008): When Has an Abandoned Field Become a Semi-Natural Grassland or Heathland? *Environmental Management* 42(4): 707–716.
- ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa - *Scripta Geobotanica IX*. Goltze Verlag, Göttingen
- ELLENBERG, H. und LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. und WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa - *Scripta Geobotanica XVIII*. Erich Goltze GmbH & Co KG, Göttingen
- EURO+MED (2006-): Euro+Med PlantBase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. Zugänglich unter: <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/>, Zugriff: 6. 3. 2017
- EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT (2013): Interpretation manual of European Union habitats - EUR28. Zugänglich unter: [http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int\\_Manual\\_EU28.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf), Zugriff: 08.05.2014

- EWALD, J. (2003): The Calcareous Riddle: Why Are There so Many Calciphilous Species in the Central European Flora? *Folia Geobotanica* 38(4): 357-366.
- FAGAN, K. C., PYWELL, R. F., BULLOCK, J. M. und MARRS, R. H. (2008): Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology* 45(4): 1293-1303.
- FALIŃSKI, J. B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests - ecological studies in Białowieża forest. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht
- FALIŃSKI, J. B. (1988): Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża forest (NE Poland). *Vegetatio* 77(1-3): 115-128.
- FAO STATISTICS DIVISION (2012): FAOSTAT 2012. FAO, Rom. Zugänglich unter: <http://faostat.fao.org/site/405/default.aspx>, Zugriff: 11. 6. 2012
- FEKETE, G., MOLNÁR, ZS. und HORVÁTH, F. (Hrsg.) (1997): Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer II. - A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-oszályozási Rendszer [*Staatliches System zur Überwachung der Biodiversität II. - Beschreibung und Bestimmungswerk der ungarischen Habitats und das nationale Habitat-Klassifikationssystem*]. Magyar Természettudományi Múzeum [*Ungarisches Naturkundemuseum*], Budapest
- FORESTPRESS (05. 09. 2008): A Pilisi Parkerdő erdőkezelési bemutatója Ócsa körzetében [*Forstwirtschaftliche Präsentation der Pilisi Parkerdő-Gesellschaft im Bezirk Ócsa*]. Zugänglich unter: [http://forestpress.hu/jie\\_hu/index.php?option=com\\_content&task=view&id=12548&Itemid=1](http://forestpress.hu/jie_hu/index.php?option=com_content&task=view&id=12548&Itemid=1), Zugriff: 27. 06. 2013
- FOSTER, B. L. und TILMAN, D. (2000): Dynamic and static views of succession: Testing the descriptive power of the chronosequence approach. *Plant Ecology* 146(1): 1-10.
- FOSTER, M. M., VITOUSEK, P. M. und RANDOLPH, P. A. (1980): The Effects of Ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) on Nutrient Cycling in a 1st-year Old-field. *American Midland Naturalist* 103(1): 106-113.
- FÜGEDI, U., POCSAI, T., KUTI, L., HORVÁTH, I. und VATAI, J. (2008): A mészfelhalmozódás földtani okai Közép-Magyarország talajaiban [*Geologische Ursachen der Kalkanreicherung in den Böden Zentralungarns*]. *Agrokémia és talajtan - Agrochemistry and Soil Science* 57(2): 239-260.
- FÜRI, A. (2012): A Tápíó-vidék madárvilága - The bird fauna of Tápíó region. In: Vidra, T. (Hrsg.): ROSALIA 7: Természetvédelem és kutatás a Tápíó-vidéken - Nature conservation and research in the Tápíó Region. DINPI, Budapest, S. 583-632
- GIBSON, C. W. D. und BROWN, V. K. (1991): The nature and rate of development of calcareous grassland in Southern Britain. *Biological Conservation* 58(3): 297-316.
- GIBSON, C. W. D., WATT, T. A. und BROWN, V. K. (1987): The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation* 42: 165-183.
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F. X. und STICHER, H. (1997): *Bodenökologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York
- GLATZ, F., CSATÁRI, B. und KOVÁCS, A. D. (2004): Homokhátság 2004 - Szembesítés, lehetőségek, teendők [*Sandrücken 2004 - Darlegung, Möglichkeiten, Aufgaben*]. MTA Regionalis Kutatások Központja Alföldi Tudományos Intézete [*Wissenschaftliches Institut für die Große Tiefebene im regionalen Forschungszentrum der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Kecskemét



- GÓLYA, G. (Hrsg.) (2006): Soil Conditions in Hungary. Based on the Data from the Soil Conservation Information and Monitoring System (SIMS). Rosental KFT,
- GOUGH, M. W. und MARRS, R. H. (1990): Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex, England. *Biological Conservation* 52(2): 135-146.
- GRIME, J. P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley and Sons, Chichester - New York - Brisbane - Toronto
- GÜNZLER, H. und GREMLICH, H.-U. (2002): *IR Spectroscopy - An Introduction*. WILEY-VCH, Weinheim
- GUO, L. B. und GIFFORD, R. M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4): 345-360.
- GÜSEWELL, S., BOLLENS, U., RYSER, P. und KLÖTZLI, F. (2003): Contrasting effects of nitrogen, phosphorus and water regime on first- and second-year growth of 16 wetland plant species. *Functional Ecology* 17(6): 754-765.
- HALASSY, M. (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2(1): 101-108.
- HARASZTHY, L. (2000): Az erdőssztyepp: eltűnő örökségünk [*Die Waldsteppe: unser verschwindendes Erbe*]. In: Molnár, Zs. und Kun, A. (Hrsg): *Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon [Überreste der Waldsteppe der Großen Tiefebene in Ungarn]*. WWF Ungarn, Budapest, S. 3-4
- HAYES, M.J. und SACKVILLE HAMILTON, N.R. (2001): The effect of sward management on the restoration of species-rich grassland: a reassessment of IGER's grassland restoration experiment, Trawsgoed. Countryside Council for Wales Contract Science Report No 438, Bangor
- HÁZI, J. (2008): Megállítható-e a terjedő *Calamagrostis*? Egy hosszú-távú kezelési kísérlet tapasztalatai [*Ist das in Ausbreitung befindliche Calamagrostis aufzuhalten? Erfahrungen aus einem langfristigen Versuch mit Pflegemaßnahmen*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): *A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"]*. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 165-167
- HÁZI, J., WICHMANN, B., TÓTH, A. und BARTHA, S. (2012): A kaszálás, mint a löszgyep természetvédelmi kezelési lehetősége; a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) visszaszorítására tett kezeléssorozat tapasztalatai [*Die Mahd als Möglichkeit zur naturschutzfachlichen Pflege von Lössrasen; Erfahrungen aus der Durchführung einer Pflegereihe zur Zurückdrängung des Land-Reitgrases (Calamagrostis epigeios)*]. *Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology)* 10(2): 393-404.
- HEDBERG, P. und KOTOWSKI, W. (2010): New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* 18(4): 304-308.
- HEDIGER, H. J. (1971): *Infrarotspektroskopie - Grundlagen, Anwendungen, Interpretation*. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main
- HENEGBRY, G. M. (2009): Carbon in idle croplands. *Nature* 457(26): 1089-1090.
- HOHLA, M. (2011): So eine Pflanzerei! Über das „Ansalben“ und den sorglosen Umgang mit gebietsfremden Pflanzen. *ÖKO.L Zeitschrift für Ökologie, Natur- und Umweltschutz* 2: 3-16.

- HORVÁTH, F., DOBOLYI, Z., MORSCHHAUSER, T., LÖKÖS, L., KARAS, L. und SZERDAHELYI, T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2 [*FLÓRA Datenbank 1.2*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*] und MTM Növénytára [*Herbar des Ungarischen Naturkundemuseums*], Vácrátót
- HUBAYNÉ HORVÁTH, N. (2005): Felhagyott tőzegkitermelő-helyek természeti értékei és optimális hasznosítása [*Naturschutzfachliche Werte und optimale Nutzung ehemaliger Torfgruben*]. Budapesti Corvinus Egyetem, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék [*Budapester Corvinus Universität, Lehrstuhl für Landschaftsplanung und Regionalentwicklung*], Budapest
- HUDSON, B. D. (1994): Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation* 49(2): 189-194.
- HÜPPE, J. (1989): Die Genese moderner Agrarlandschaften in vegetationsgeschichtlicher Sicht. *Verhandlungen der GfÖ* 19(2): 424-432.
- ILLYÉS, E. und BÖLÖNI, J. (Hrsg.) (2007): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon - Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows of Hungary. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Budapest
- ILLYÉS, E., BÖLÖNI, J., KOVÁCS, G. und KÁLLAYNÉ SZERÉNYI, J. (2007a): A száraz gyepek jelentősége, elterjedése, helyük a vegetációmozaikban és termőhelyi viszonyaik Magyarországon [*Die Bedeutung, Verbreitung, Stellung im Vegetationsmosaik und Standortbedingungen der Trockenrasen in Ungarn*]. In: Illyés, E. und Bölöni, J. (Hrsg.): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon - Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows of Hungary. Privatausgabe, Budapest, S. 12-19
- ILLYÉS, E., MOLNÁR, CS., KUN, A., GARADNAI, J. und TÜRKE ILDIKÓ, J. (2007b): A lösznövényzet és a lejtősztyeprétek kialakulása, vegetáció- és tájtörténete, tájhasználat-története (*Die Ausbildung, Vegetations- und Landschaftsgeschichte und die Landschaftsnutzungs-Geschichte der Lössvegetation und der Steppenwiesen an Hängen*). In: Illyés, E. und Bölöni, J. (Hrsg.): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon - Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows of Hungary. Privatausgabe, Budapest, S. 20-29
- INOUE, R. S., HUNTLY, N. J., TILMAN, D., TESTER, J. R., STILLWELL, M. und ZINNEL, K. C. (1987): Old-Field Succession on a Minnesota Sand Plain. *Ecology* 68(1): 12-26.
- INSTITUT FÜR GEODÄSIE KARTOGRAFIE UND FERNERKUNDUNG BUDAPEST (2011): Topografische Karte im Maßstab 1:10.000, 1982. Zugänglich unter: <http://tajertektar.hu>, Zugriff: 19. 5. 2011
- ISO 10694 (1995): Soil quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).
- ISO 11277 (1998): Soil quality - Determination of particle size distribution in mineral soil material - Method by sieving and sedimentation.
- ISO 13878 (1998): Soil quality – Determination of total nitrogen content by dry combustion ("elemental analysis").
- ISO 14256-2 (2005): Soil quality – Determination of nitrate, nitrite and ammonium in field-moist soils by extraction with potassium chloride solution - Part 2: Automated method with segmented flow analysis.
- IUSS WORKING GROUP WRB (2006): World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Report No. 103. FAO, Rome

- JACKSON, L. E., SCHIMEL, J. P. und FIRESTONE, M. K. (1989): Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 21(3): 409-415.
- JANKÓ, A. (2007): Magyarország katonai felmérései 1763-1950 [*Die militärischen Vermessungen Ungarns von 1763-1950*]. Argumentum, Budapest
- JANSSENS, F., PEETERS, A., TALLOWIN, J. R. B., BAKKER, J. P., BEKKER, R. M., FILLAT, F. und OOMES, M. J. M. (1998): Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202(1): 69-78.
- JÍROVÁ, A., KLAUDISOVÁ, A. und PRACH, K. (2012): Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: a repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science* 15: 245-252.
- JOHNSTON, A. E., POULTON, P. R. und COLEMAN, K. (2009): Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. *Advances in Agronomy* 101: 1-57.
- KALININA, O., KRAUSE, S. E., GORYACHKIN, S. V., KARAVAEVA, N. A., LYURI, D. I. und GIANI, L. (2011): Self-restoration of post-agrogenic chernozems of Russia: Soil development, carbon stocks, and dynamics of carbon pools. *Geoderma* 162(1-2): 196-206.
- KARLÍK, P. und POSCHLOD, P. (2009): History or abiotic filter: which is more important in determining the species composition of calcareous grasslands? *Preslia* 81: 321-340.
- KELEMEN, A., TÖRÖK, P., DEÁK, B., VALKÓ, O., LUKÁCS, B. A., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2010): Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban [*Spontane Grasland-Regeneration in extensiv bewirtschafteten Luzerne-Kulturen*]. *Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology)* 8(1): 33-44.
- KHRAMOV, P. (2007-2017): Insects (Insecta) of the World. Zugänglich unter: <http://insecta.pro>, Zugriff: 29. 7. 2017
- KIEHL, K., THORMANN, A. und PFADENHAUER, J. (2006): Evaluation of Initial Restoration Measures during the Restoration of Calcareous Grasslands on Former Arable Fields. *Restoration Ecology* 14(1): 148-156.
- KIRÁLY, G. (Hrsg.) (2009): Új magyar fűvészkönyv [*Neues ungarisches Kräuterbuch*]. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság [*Direktion des Nationalparks Aggtelek*], Jósvalő
- KISS, CS. (1999): A kunhalmok védelme és megmentésük lehetőségei [*Der Schutz der Kunhügel und Möglichkeiten für ihre Erhaltung*]. *A puszta [Die Puszta]* 16: 240-287.
- KLEIJN, D., KOHLER, F., BALDI, A., BATÁRY, P., CONCEPCIÓN, E.D, CLOUGH, Y, DÍAZ, M, GABRIEL, D, HOLZSCHUH, A, KNOP, E, KOVÁCS, A, MARSHALL, E.J.P, TSCHARNTKE, T und VERHULST, J (2009): On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1658): 903-909.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. und DURKA, W. (2007): BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde Heft* 38.
- KNAPPOVÁ, J., HEMROVÁ, L. und MÜNZZBERGOVÁ, Z. (2012): Colonization of central European abandoned fields by dry grassland species depends on the species richness of the source habitats: a new approach for measuring habitat isolation. *Landscape Ecology* 27(1): 97-108.
- KNOPS, J. M. H. und TILMAN, D. (2000): Dynamics of Soil Nitrogen and Carbon Accumulation for 61 Years after Agricultural Abandonment. *Ecology* 81(1): 88-98.

- KNPI (2009): Kiskunsági Nemzeti Park [*Nationalpark Kiskunság*]. Zugänglich unter: [http://knp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu\\_1412](http://knp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu_1412), Zugriff: 21. 5. 2017
- KNPI (2009): Peszéradacsi rétek [*Peszéradacser Wiesen*]. Zugänglich unter: [http://knp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu\\_1428](http://knp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu_1428), Zugriff: 21. 5. 2017
- KOCH, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz - systematisch-kritische Studie. Buchdruckerei Zollikofer & Cie, St. Gallen
- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A., ELEK, Z., BALÁZS, K., CENTERI, Cs., FALUSI, E., JEANNERET, P., PENKSZA, K., PODMANICZKY, L., SZALKOVSKY, O. und BÁLDI, A. (2013): Earthworms, spiders and bees as indicators of habitat quality and management in a low-input farming region—A whole farm approach. *Ecological Indicators* 33: 111-120.
- KOVÁCS-LÁNG, E., MOLNÁR, E., KRÖEL-DULAY, G. und BARABÁS, S. (Hrsg.) (2008): The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences (HAS), Vácrátót
- KOVÁCS, M. (1962): Die Moorbiesen Ungarns (Magyarország láprétei). Akadémiai kiadó, Budapest
- KRASSER, D., HORVÁTH, F., ILLYÉS, E., MOLNÁR, Zs., BIRÓ, M., BOTTA-DUKÁT, Z., BÖLÖNI, J. und OLÁH, K. (27. 09. 2012a): Vegetációs tájbeosztás [*Vegetationskundliche Landschaftsaufteilung*]. In: MÉTA program - Magyarország növényzeti öröksége [*MÉTA Programm - Das Vegetations-Erbe von Ungarn*]. Zugänglich unter: <http://www.novenyzetiterkep.hu/magyar/node/50>, Zugriff: 22. 11. 2012
- KRASSER, D., HORVÁTH, F., ILLYÉS, E., MOLNÁR, Zs., BIRÓ, M., BOTTA-DUKÁT, Z., BÖLÖNI, J. und OLÁH, K. (27. 9. 2012b): Magyarország vegetációs tájbeosztása, VEGTÁJ (MTA ÖBKI) - GIS [*Vegetationskundliche Landschaftsaufteilung von Ungarn, VEGTÁJ (MTA ÖBKI) - GIS*]. In: MÉTA program - Magyarország növényzeti öröksége [*MÉTA Programm - Das Vegetations-Erbe von Ungarn*]. Zugänglich unter: <http://www.novenyzetiterkep.hu/magyar/node/50?q=magyar/node/406>, Zugriff: 22. 11. 2012
- KRASSER, D., HORVÁTH, F., ILLYÉS, E., MOLNÁR, Zs., BIRÓ, M., BOTTA-DUKÁT, Z., BÖLÖNI, J. und OLÁH, K. (27. 09. 2012c): MÉTA program [*MÉTA Programm*]. In: MÉTA program - Magyarország növényzeti öröksége [*MÉTA Programm - Das Vegetations-Erbe von Ungarn*]. Zugänglich unter: <http://www.novenyzetiterkep.hu/magyar/node/53>, Zugriff: 22. 11. 2012
- KRASSER, D., HORVÁTH, F., ILLYÉS, E., MOLNÁR, Zs., BIRÓ, M., BOTTA-DUKÁT, Z., BÖLÖNI, J. und OLÁH, K. (27. 9. 2012d): Természetes növénytakaró - Zólyomi Bálint (1989) - GIS [*Natürliche Pflanzendecke - Zólyomi Bálint (1989) - GIS*]. In: MÉTA program - Magyarország növényzeti öröksége [*MÉTA Programm - Das Vegetations-Erbe von Ungarn*]. Zugänglich unter: <http://www.novenyzetiterkep.hu/magyar/node/58?q=magyar/node/684>, Zugriff: 22. 11. 2012
- KRATOCHWIL, A. und SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- LÁNG, V. (2013): A hazai talajvédelmet és a nemzetközi megfeleltetést szolgáló adatrendszer fejlesztése [*Entwicklung einer Datenbank zum Bodenschutz und zu internationalen Entsprechungen für die Bodentypen in Ungarn*]. Szent István University, Gödöllő

- LAWSON, C. S., FORD, M. A. und MITCHLEY, J. (2004): The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* 7(2): 259-266.
- LEDGARD, STEWART F., JARVIS, STEVE C. und HATCH, DAVID J. (1998): Short-term nitrogen fluxes in grassland soils under different long-term nitrogen management regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 30(10-11): 1233-1241.
- LENCOVÁ, K. und PRACH, K. (2011): Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession. *Grass and Forage Science* 66(2): 265-271.
- LEYER, I. und WESCHE, K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Springer, Berlin Heidelberg
- LI, W.-J., LI, J.-H., LU, J.-F., ZHANG, R.-Y. und WANG, G. (2010): Legume–grass species influence plant productivity and soil nitrogen during grassland succession in the eastern Tibet Plateau. *Applied Soil Ecology* 44(2): 164-169.
- LUFÄ NRW (2014): Empfehlungen für die Düngung von Acker- und Grünland. Zugänglich unter:  
<http://www.landwirtschaftskammer.de/lufa/download/fachinfo/boden/duengeempfehlung-acker-gruenland-2014.pdf>, Zugriff: 25. 06. 2015
- MALATINSZKY, Á, SILLER, I. und PENKSZA, K. (2008): Abandoned loessy grape yards as refuges of rare steppe plant species. *Cereal Research Communications* 36(Suppl.): 1139-1142.
- MANCHESTER, S. J., MCNALLY, S., TREWEEK, J. R., SPARKS, T. H. und MOUNTFORD, J. O. (1999): The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland—an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55(2): 91-109.
- MARGÓCZI, K. (2008): A parlagok természetvédelmi értéke és kezelésük [*Der naturschutzfachliche Wert der Brachflächen und ihre Pflege*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 161-164
- MARGÓCZI, K., FEHÉR, M. und HRTYÁN, M. (2008): Ásotthalom. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 62-71
- MAROSI, S. und SOMOGYI, S. (Hrsg.) (1990): Magyarország kistájainak katasztere I.-II. [*Kataster der Mikrolandschaften Ungarns I.-II.*]. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet [*Geographisches Forschungsinstitut der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Budapest
- MARRS, R. H. (1993): Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions. In: Begon, M. und Fitter, A. H. (Hrsg.): *Advances in Ecological Research*. Academic Press, S. 241-300
- MARTIN, L. M. und WILSEY, B. J. (2006): Assessing grassland restoration success: relative roles of seed additions and native ungulate activities. *Journal of Applied Ecology* 43(6): 1098-1109.
- MARTONNÉ ERDŐS, K. (2006): Magyarország természeti földrajza I. [*Naturgeografie Ungarns I.*]. Kossuth Universitäts-Verlag der Universität Debrecen, Debrecen

- MÁTÉ, A. (2007): A Kiskunsági Nemzeti Park peszéradacsi törzsterülete [*Das Peszéradacser Kerngebiet des Nationalparks Kiskunság*]. In: Halpern, B. (Hrsg.): Rosalia 3: A rákosi vipera védelme [*Der Schutz der Ungarischen Wiesenotter*]. DINPI, Budapest, S. 95-101
- MÁTÉ, S., VANYÚR, GY. und DÉR, F. (1998): Possibilities for the transformation of fallow lands to pasture without sowing grass. In: Nagy, G. und Pető, K. (Hrsg.): Ecological Aspects of Grassland Management - Proceedings of the 17th General meeting of the European Grassland Federation. DATE (*Agrarwissenschaftliche Universität Debrecen*), Debrecen, S. 473-477
- MÁTÉ, S., VANYÚR, GY. und DÉR, F. (1999): Másodlagos szukcessziós parlagterületek takarmányszolgáltató képessége [*Die Kapazität zur Futtermittelproduktion von Brachflächen, auf denen sekundäre Sukzession stattfindet*]. In: Nagy, G. und Vinczeffy, I. (Hrsg.): Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 15: Többirányú gyephasználat szaktanácsadási alapjai II. Agroökológia- gyep- vidékfejlesztés [*Debrecener Tage für Grünlandbewirtschaftung 15: Grundlagen der Fachberatung für vielseitige Grünlandnutzung II. Agrarökologie - Grünland - Entwicklung des ländlichen Raumes*]. DATE [*Agrarwissenschaftliche Universität Debrecen*], Debrecen, S. 121-126
- MCCUNE, B. und MEFFORD, M. J. (1999): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MCLAUHLAN, K. (2006): The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients: A Review. *Ecosystems* 9(8): 1364-1382.
- MCLAUHLAN, K. K., HOBBIÉ, S. E. und POST, W. M. (2006): Conversion From Agriculture To Grassland Builds Soil Organic Matter On Decadal Timescales. *Ecological Applications* 16(1): 143-153.
- MEIER-UHLHERR, R., SCHULZ, C. und LUTHARDT, V. (2011): Steckbriefe Moorsubstrate. Hochschule für nachhaltige Entwicklung (HNE) Eberswalde, Berlin
- MERTZ, P. (2002): Pflanzenwelt Mitteleuropas und der Alpen. Nikol Verlagsgesellschaft mbH & Co. KG, Hamburg
- MICHÉLI, E., FUCHS, M., HEGYMEGI, P. und STEFANOVITS, P. (2006): Classification of the major soils of Hungary and their correlation with the World Reference Base for Soil Resources (WRB). *Agrokémia és talajtan - Agrochemistry and Soil Science* 55(1): 19-28.
- MICHÉLI, E., FUCHS, M., LÁNG, V., SZEGI, T., DOBOS, E. und SZABÓNÉ KELE, G. (2015): Javaslat talajosztályozási rendszerünk megújítására: alapelvek, módszerek, alapegységek [*Vorschlag für die Erneuerung unseres Bodenklassifikations-Systems: Grundprinzipien, Methoden, Grundtypen*]. *Agrokémia és talajtan - Agrochemistry and Soil Science* 61(1): 285-297.
- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (13.1.2003): Berechnung des P-Gehaltes bei carbonatreichen Böden. In: Infodienst Landwirtschaft - Ernährung - Ländlicher Raum. Zugänglich unter: [http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB//menu/1042883\\_11/index.html](http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB//menu/1042883_11/index.html), Zugriff: 23. 3. 2013
- MOLISCH, H. (1937): Der Einfluß einer Pflanze auf die andere: Allelopathie. Gustav Fischer Verlag, Jena
- MOLNÁR, CS. (2008a): Sár-hegy (D-Mátra – Mátraalja) [*Sár-Berg, im Süd-Mátra bzw. am Fuß des Mátra*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 34-43

- MOLNÁR, CS. (2008b): Tállya: Patócs-hegy (Hegyalja) [*Patócs-Berg bei Tállya - (Bergfuß)*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzet „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 44-53
- MOLNÁR, CS., MOLNÁR, ZS., BARINA, Z., BAUER, N., BIRÓ, M., BODONCZI, L., CSATHÓ, A. I., CSIKY, J., DEÁK, J. Á., FEKETE, G., HARMOS, K., HORVÁTH, A., ISÉPY, I., JUHÁSZ, M., KÁLLAYNÉ SZERÉNYI, J., KIRÁLY, G., MAGOS, G., MÁTÉ, A., MESTERHÁZY, A., MOLNÁR, A., NAGY, J., ÓVÁRI, M., PURGER, D., SCHMIDT, D., SRAMKÓ, G., SZÉNÁSI, V., SZMORAD, F., SZOLLÁT, GY., TÓTH, T., VIDRA, T. und VIRÓK, V. (2008): Vegetation-based landscape-regions of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.): 47-58.
- MOLNÁR, ZS. (1997a): Az alföldi, elsősorban a dél-tiszántúli löszpusztagyeppek botanikai jellemzése : 2.0 változat [*Botanische Charakterisierung der Lösspuszтарasen der Großen Tiefebene, in erster Linie derjenigen des südlichen Teils der Trans-Theiß-Region: Version 2.0*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót
- MOLNÁR, ZS. (1997b): Másodlagos löszpusztagyeppek fejlődése dél-tiszántúli felhagyott szántókon I. Trendek és variációk [*Die Entwicklung sekundärer Lösspuszтарasen auf brachgefallenen Äckern in der Trans-Theiß-Region I. Trends und Variationen*]. *A Pusztá* 1(14): 80-95.
- MOLNÁR, ZS. (1997c): Másodlagos löszpusztagyeppek fejlődése felhagyott szántókon II. A fajkészlet [*Die Entwicklung sekundärer Lösspuszтарasen auf brachgefallenen Äckern II. Das Arteninventar*]. *Cirsicum* 1: 84-99.
- MOLNÁR, ZS. (Hrsg.) (2003): A Kiskunság száraz homoki növényzete [*Die trockene Sandvegetation des Kiskunságs*]. Verlag der TermészetBÚVÁR Stiftung, Kecskemét
- MOLNÁR, ZS. (2007): Történeti tájökológiai kutatások az Alföldön [*Historische landschaftsökologische Studien in der Großen Tiefebene*].
- MOLNÁR, ZS. (2008a): Hogyan mozognak a fajok a tájban? Történeti tájökológiai kutatások a parlagkutatás szolgálatában [*Wie bewegen sich die Arten in der Landschaft? Untersuchungen der historischen Landschaftsökologie im Dienste der Brachenforschung*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzet „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 124-129
- MOLNÁR, ZS. (2008b): Parlagok regenerációja tiszántúli szikespuszták zárványszántóin [*Regeneration von Brachen auf Einzeläckern in Salzpuszta-Gebieten der Trans-Theiß-Region*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzet „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 72-78
- MOLNÁR, ZS., BARTHA, S., SEREGÉLYES, T., ILLYÉS, E., BOTTA-DUKÁT, Z., TÍMÁR, G., HORVÁTH, F., RÉVÉSZ, A., KUN, A., BÖLÖNI, J., BIRÓ, M., BODONCZI, L., DEÁK JÓZSEF, Á., FOGARASI, P., HORVÁTH, A., ISÉPY, I., KARAS, L., KECSKÉS, F., MOLNÁR, CS., ORTMANN-NÉ AJKAI, A. und RÉV, SZ. (2007): A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225-247.
- MOLNÁR, ZS., BIRÓ, M., BÖLÖNI, J. und HORVÁTH, F. (2008a): Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary I.: Marshes and grasslands. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 59-105.

- MOLNÁR, ZS. und BOTTA-DUKÁT, Z. (1998): Improved space-for-time substitution for hypothesis generation: secondary grasslands with documented site history in SE-Hungary. *Phytocoenologia* 28: 1-29.
- MOLNÁR, ZS., FEKETE, G., BIRÓ, M. und KUN, A. (2008b): A Duna-Tisza közti homoki sztyepprétek történeti tájökölógiai jellemzése [Die geschichtliche und landschaftsökologische Charakterisierung der Sandsteppenrasen des Donau-Theiß-Zwischenstromlandes]. In: Kröel-Dulay, Gy., Kalapos T. und Mojzes, A. (Hrsg.): Talajvegetáció-klíma kölcsönhatások. [Boden-Vegetation-Klima Wechselwirkungen]. MTA ÖBKI [Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften], Vácrátót, S. 39-56
- MOLNÁR, ZS. und HÁZI, J. (2008): Válogatás a parlagkutatás hazai irodalmából [Auswahl aus der ungarischen Literatur über Brachen-Forschung]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"]. MTA ÖBKI [Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften], Vácrátót, S. 231-237
- MURPHY, J. und RILEY, J. P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- NAGY, A. und GERGELY, A. (2001): Az ócsai Öregturján [Der Alte Turján in Ócsa]. *Természet világa : természettudományi közlöny* [Die Welt der Natur: Naturwissenschaftliches Mitteilungsblatt] 132(6): 277-278.
- NIMFEA TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET [NATURSCHUTZ-VEREIN NIMFEA] (2004): Ramsari Területek - Ócsa [Ramsar-Gebiete - Ócsa]. Zugänglich unter: <http://www.ramsar.hu/teruletek/17.htm>, Zugriff: 26. 06. 2013
- OSBORNOVÁ, J., KOVÁŘOVÁ, M., LEPŠ, J. und PRACH, K. (1990): Succession in Abandoned Fields - Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London
- ÖSTER, M., ASK, K., COUSINS, S. A. O. und ERIKSSON, O. (2009): Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* 46(6): 1266-1274.
- OSTLE, N. J., LEVY, P. E., EVANS, C. D. und SMITH, P. (2009): UK land use and soil carbon sequestration. *Land Use Policy* 26, Supplement 1: S274-S283.
- ÓVÁRI, M. (2008): Kemendollár. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"]. MTA ÖBKI [Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften], Vácrátót, S. 90-94
- OYAMA, M. und TAKEHARA, H. (1970): Revised Standard Soil Color Charts. Research Council for Agriculture, Forestry, and Fisheries, Tokio
- PÄTZOLD, S., WELP, G. und SCHERER, H. W. (2012): Script zum Modul BA-A-3/03 Standortkundliche Bodenbewertung und Düngungsempfehlung. Bereich Bodenwissenschaften des INRES der Universität Bonn, Bonn
- PAUL, E. A., PAUSTIAN, K., ELLIOTT, E. T. und COLE, C. V. (Hrsg.) (1997): Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. CRC Press, Boca Raton, New York, London, Tokyo
- PÉCHY, T. (2007): A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) [Die Ungarische Wiesenotter (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893)]. In: Halpern, B. (Hrsg.): Rosalia 3: A rákosi vipera védelme [Rosalia 3: Der Schutz der Ungarischen Wiesenotter]. DINPI, Budapest, S. 13-23



- PICKETT, S. T. A. (1989): Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies. In: Likens, G. E. (Hrsg.): Long-Term Studies in Ecology. Springer New York, S. 110-135
- PÓCS, T. (2000): Növényföldrajz [*Geobotanik*]. In: Hortobágyi, Tibor und Simon, Tibor (Hrsg.): Növényföldrajz, társulástan és ökológia [*Geobotanik, Zönologie und Ökologie*]. Nemzeti Tankönyvkiadó [*Nationaler Lehrbuchverlag*], Budapest, S. 27-168
- POLLICHA (2017): ArtenInfo. Zugänglich unter: <http://arteninfo.net/elearning>, Zugriff: 29. 7. 2017
- PRACH, K., JÍROVÁ, A. und DOLEŽAL, J. (2014): Pattern of succession in old-field vegetation at a regional scale. *Preslia* 86(2): 119–130.
- PRACH, K., LEPŠ, J. und REJMÁNEK, M. (2007): Old field succession in Central Europe: Local and Regional Patterns. In: Cramer, V. A. und Hobbs, R. J. (Hrsg.): Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland. Island Press, Washington, S. 180-201
- PRACH, K., PYŠEK, P. und BASTL, M. (2001): Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4(1): 83-88.
- PREGER, A. C., KÖSTERS, R., DU PREEZ, C. C., BRODOWSKI, S. und AMELUNG, W. (2010): Carbon sequestration in secondary pasture soils: a chronosequence study in the South African Highveld. *European Journal of Soil Science* 61(4): 551-562.
- PRIBYL, D. W. (2010): A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156(3–4): 75-83.
- PURGER, D. (2008): Baranyai dombság: Máriakéménd környéki parlagok szukcessziója [*Hügelland von Baranya: Die Sukzession auf den Brachen in der Umgebung von Máriakéménd*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [*Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"*]. MTA ÖBKI [*Ungarische Akademie der Wissenschaften, Institut für Ökologie und Botanik*], Vácrátót, S. 79-89
- PYWELL, R. F., BULLOCK, J. M., HOPKINS, A., WALKER, K. J., SPARKS, T. H., BURKE, M. J. W. und PEEL, S. (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39(2): 294-309.
- PYWELL, R. F., BULLOCK, J. M., ROY, D. B., WARMAN, L., WALKER, K. J. und ROTHERY, P. (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40(1): 65-77.
- RANDALL, T. (01. 06. 2012): An Introduction to Partial Least Squares Regression. Zugänglich unter: <http://support.sas.com/rnd/app/stat/papers/pls.pdf>, Zugriff: 14. 01. 2013
- REDHEAD, J. W., SHEAIL, J., BULLOCK, J. M., FERRERUELA, A., WALKER, K. J. und PYWELL, R. F. (2014): The natural regeneration of calcareous grassland at a landscape scale: 150 years of plant community re-assembly on Salisbury Plain, UK. *Applied Vegetation Science* 17(3): 408-418.
- REKETTÝE TÁJ- ÉS TERMÉSZETKUTATÓ EGYESÜLET [*REKETTÝE VEREIN FÜR LANDSCHAFTS- UND NATURFORSCHUNG*] (2003): Természetvédelmi állapotértékelés és hosszútávú természetvédelmi fejlesztési terv Dabas, Gyál, Monor statisztikai kistérségek területére [*Naturschutzfachliche Bestandsaufnahme und langfristiger Naturschutz-Entwicklungsplan für das Gebiet der statistischen Kleinregionen Dabas, Gyál und Monor*]. Zugänglich unter: [http://www.foepiteszitorsulas.hu/content/terfejl/13/term\\_ved.pdf](http://www.foepiteszitorsulas.hu/content/terfejl/13/term_ved.pdf), Zugriff: 01. 07. 2013

- REY BENAYAS, J. M., MARTINS, A., NICOLAU, J. M. und SCHULZ, J. J. (2007): Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2(057): 1-14.
- RICE, E. L. (1964): Inhibition of Nitrogen-Fixing and Nitrifying Bacteria by Seed Plants (I.). *Ecology* 45(4): 824-837.
- RICE, E. L. (1984): *Allelopathy (Physiological Ecology)*. Academic Press, Orlando
- RICE, E. L. und PANCHOLY, S. K. (1972): Inhibition of Nitrification by Climax Ecosystems. *American Journal of Botany* 59(10): 1033-1040.
- RICHARDSON, H. L. (1938): The nitrogen cycle in grassland soils: with especial reference to the Rothamsted Park grass experiment. *Journal of agricultural science* 28(1): 73-121.
- ROBERTSON, G. PHILIP und VITOUSEK, PETER M. (1981): Nitrification Potentials in Primary and Secondary Succession. *Ecology* 62(2): 376-386.
- ROSENTHAL, G. (2003): Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98(1-3): 227-246.
- RUPRECHT, E. (2005): Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145-157.
- RUPRECHT, E. (2006): Successfully Recovered Grassland: A Promising Example from Romanian Old-Fields. *Restoration Ecology* 14(3): 473-480.
- SCHÄCHTELE, M. und KIEHL, K. (2005): Einfluss von Bodenabtrag und Mähgutübertragung auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Magerwiesen. In: Pfadenhauer, J. und Heinz, S. (Hrsg): *Renaturierung von niedermoortypischen Lebensräumen - 10 Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos*. Naturschutz und Biologische Vielfalt 9: 105-126, Bonn-Bad Godesberg
- SCHAEFER, M. (2010): *Brohmer - Fauna von Deutschland*. Quelle & Meyer, Wiebelsheim
- SCHIFFLEITHNER, V. und ESSL, F. (2010): Untersuchung ausgewählter Neophyten im NP Thayatal im Jahr 2010: Verbreitung und Evaluierung von Managementmaßnahmen. Typoskript. Institut für angewandte Biologie und Umweltbildung, Wien
- SCHMIDT, D. (2008): Az évtizedes léptékben változó fajkészlet szerepe - Polgár Sándor munkásságának értékelése [*Die Rolle des in der Größenordnung von Jahrzehnten wechselnden Artenspektrums - Bewertung der Arbeiten von Polgár Sándor*]. In: Bartha, S. (Hrsg.): *A XI. MÉTA-túra túravezető füzete „Parlag túra” [Begleitheft zur XI. MÉTA-Tour "Brachen Tour"]*. MTA ÖBKI [*Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*], Vácrátót, S. 152-153
- SCHMIEDE, R., DONATH, T. W. und OTTE, A. (2009): Seed bank development after the restoration of alluvial grassland via transfer of seed-containing plant material. *Biological Conservation* 142(2): 404-413.
- SCHROEDER, F.-G. (1998): *Lehrbuch der Pflanzengeographie*. Quelle & Meyer, Wiesbaden
- SCHUHMACHER, O. und DENGLER, J. (2013): *Das Land-Reitgras als Problemart auf Trockenrasen - Handlungsempfehlung zur Reduktion von Calamagrostis epigejos*. NABU Hamburg, Hamburg
- SCHÜLLER, H. (1969): Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 123(1): 48-63.
- SCOTT, A. J. und MORGAN, J. W. (2012): Recovery of soil and vegetation in semi-arid Australian old fields. *Journal of Arid Environments* 76: 61-71.

- SEREGÉLYES, T. (1995): Láprétek [*Moorwiesen*]. In: Járainé Komlódi, M. (Hrsg.): Pannon enciklopédia - Magyarország növényvilága [*Pannonische Enzyklopädie - Die Pflanzenwelt Ungarns*]. Dunakanyar 2000 KFT., Budapest, S. 172-173
- SEREGÉLYES, T. und SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS, Á. (1990): Természetvédelmi célu botanikai feltáró kutatások a Dabasi Turjános TT területén 1978-1990 [*Botanische Erforschung des Naturschutzgebietes Dabaser Turján mit naturschutzfachlicher Zielsetzung von 1978 bis 1990*]. Manuskript (Aufbewahrungsort: Keve András Fachbibliothek für Ornithologie und Naturschutz in Budapest), Budapest
- SEREGÉLYESNÉ CSOMÓS, A. und SEREGÉLYES, T. (2007): A Duna-Tisza közti Turjánvidék növényvilága [*Die Pflanzenwelt der Turján-Landschaft im Donau-Theiß-Zwischenstromland*]. In: Halpern, B. (Hrsg.): Rosalia 3: A rákosi vipera védelme [*Rosalia 3: Der Schutz der Ungarischen Wiesenotter*]. DINPI, Budapest, S. 69-94
- SILVERTOWN, J., POULTON, P., JOHNSTON, E., EDWARDS, G., HEARD, M. und BISS, P. M. (2006): The Park Grass Experiment 1856–2006: its contribution to ecology. *Journal of Ecology* 94(4): 801-814.
- SIMON, T. (1992): A magyarországi edényes flóra határozója [*Bestimmungswerk für die ungarische Gefäßpflanzenflora*]. Nemzeti Tankönyvkiadó [*Nationaler Herausgeber für Lehrbücher*], Budapest
- SIMON, T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója [*Bestimmungswerk für die ungarische Gefäßpflanzenflora*]. Nemzeti Tankönyvkiadó [*Nationaler Herausgeber für Lehrbücher*], Budapest
- SMITH, R. S., SHIEL, R. S., MILLWARD, D. und CORKHILL, P. (2000): The Interactive Effects of Management on the Productivity and Plant Community Structure of an Upland Meadow: An 8-Year Field Trial. *Journal of Applied Ecology* 37(6): 1029-1043.
- SOJNEKOVÁ, M. und CHYTRÝ, M. (2015): From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecological Engineering* 77: 373-381.
- SOMODI, I., VIRÁGH, K. und PODANI, J. (2008): The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* 11(2): 187-192.
- SOÓ, R. (1960): Magyarország új florisztikai-növényföldrajzi felosztása [*Neue floristisch-geobotanische Einteilung Ungarns*]. A Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Csoportjának Közleményei [*Mitteilungen der Biologischen Gruppe der Ungarischen Akademie der Wissenschaften*] 4(1-2): 43-70.
- STADLER, J., TREFFLICH, A., BRANDL, R. und KLOTZ, S. (2007): Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* 16(3): 621-630.
- STEFANOVITS, P., FILEP, GY. und FÜLEKY, GY. (2010): Talajtan [*Bodenkunde*]. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- SZABÓ, R., FEHÉR, B., SZITÁR, K., HALASSY, M. und TÖRÖK, K. (2008a): The effect of reduced soil nitrogen on the plant composition of abandoned agricultural fields. *Cereal Research Communications* 36(Suppl.): 1027-1030.
- SZABÓ, R., HALASSY, M., CSECSERITS, A. und TÖRÖK, K. (2008b): Restoration of pannonic sandy grassland habitat on abandoned agricultural fields. In: SER 2008: 6th European Conference on Ecological Restoration, Ghent, Belgium, S. 21
- SZABÓ, R. und PRACH, K. (2009): Old-field succession related to soil nitrogen and moisture, and the importance of plant species traits. *Community Ecology* 10(1): 65-73.

- SZABÓ, R., SZITÁR, K. und TÖRÖK, K. (2008c): Restoration of native sandy grasslands. In: Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, Gy. und Barabás, S. (Hrsg): The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences (HAS), Vácrátót
- SZABOLCS, I. (Hrsg.) (1966): A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve [*Methodenbuch der genetischen betrieblichen Bodenkartierung*]. Országos mezőgazdasági minőségvizsgáló intézet [*Landesinstitut für landwirtschaftliche Qualitätsuntersuchung*], Budapest
- SZIRMAI, O. (2008): Botanikai és tájtörténeti vizsgálatok a Tardonai-dombság területén [*Botanische und Landschaftsgeschichtliche Untersuchungen im Gebiet des Tardonai-Hügellandes*]. Szent István Universität, Gödöllő
- SZTAVINOVSKY, GY. (2007): Dabas természeti értékei 4. - A turjánosok növényvilága [*Die naturschutzfachlichen Werte von Dabas 4. - Die Pflanzenwelt der Turjáne*]. Mesterprint Kft., Budapest
- THE PLANT LIST (2013): Version 1.1. Zugänglich unter: <http://www.theplantlist.org>, Zugriff: 13. 05. 2017
- TÖRÖK, P., DEÁK, B., VIDA, E., LONTAY, L., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2008): Tájléptékű gyeprekonstrukció lösz és szik fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén [*Grünland-Rekonstruktion im landschaftlichen Maßstab auf dem Gebiet des Nationalparks Hortobágy (Egyek-Pusztakócs) mit einer Samenmischung von Löss- und Salzpflanzen*]. Botanikai közlemények [*Botanische Mitteilungen*] 95(1-2): 101-113.
- TÖRÖK, P., DEÁK, B., VIDA, E., VALKÓ, O., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143(3): 806-812.
- TÖRÖK, P., KELEMEN, A., VALKÓ, O., DEÁK, B., LUKÁCS, B. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2011a): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48(1): 257-264.
- TÖRÖK, P., KELEMEN, A., VALKÓ, O., MIGLÉCZ, T., VIDA, E., DEÁK, B., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2009): Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetációdinamikában [*Die Rolle der Streu-Anhäufung in der Vegetations-Dynamik nach der Ansaat von Grünland*]. Természetvédelmi Közlemények [*Naturschutz-Mitteilungen*] 15: 160-170.
- TÖRÖK, P., MIGLÉCZ, T., VALKÓ, O., KELEMEN, A., DEÁK, B., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2012a): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20: 41-48.
- TÖRÖK, P., MIGLÉCZ, T., VALKÓ, O., KELEMEN, A., TÓTH, K., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2012b): Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* 44: 133-138.
- TÖRÖK, P., VIDA, E., DEÁK, B., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉSZ, B. (2011b): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 20: 2311-2332.

- UNGARISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELTSCHUTZ (2001): 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 1. számú melléklete [*Anhang 1 der Verordnung Nr. 13/2001. (V. 9.) KöM*]: rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről, 1. számú melléklet: Védett és fokozottan védett növények [*Verordnung über die geschützten und streng geschützten Pflanzen- und Tierarten, über die streng geschützten Höhlen sowie über die Veröffentlichung der Pflanzen- und Tierarten, die in der Europäischen Gemeinschaft unter Gesichtspunkten des Naturschutzes von Bedeutung sind, Anhang 1: Geschützte und streng geschützte Pflanzen*]. Magyar Közlöny 53/2001.
- VALKÓ, O., VIDA, E., KELEMEN, A., TÖRÖK, P., DEÁK, B., MIGLÉ CZ, T., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉ SZ, B. (2010): Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonatóblák helyén alacsony diverzitású magkeverékek vetésével [*Grasland-Rekonstruktion auf der Fläche ehemaliger Sonnenblumen- und Getreidefelder durch Aussaat einer Samenmischung geringer Diversität*]. Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology) 8(1): 77-88.
- VDLUFA Methode A 5.3.1 (1991): Gasvolumetrische Bestimmung der Carbonate. In: Hoffmann, G., VDLUFA Methodenbuch Band I: Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt
- VEEN, P., JEFFERSON, R., DE SMIDT, J. und VAN DER STRAATEN, J. (Hrsg.) (2009): Grasslands in Europe - of high nature value. KNNV Publishing, Zeist
- VERHOEVEN, J.T.A., KOERSELMAN, W. und MEULEMAN, A.F.M. (1996): Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 11(12): 494-497.
- VERMEER, J. G. und BERENDSE, F. (1983): The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* 53(2): 121-126.
- VIDA, E., VALKÓ, O., KELEMEN, A., TÖRÖK, P., DEÁK, B., MIGLÉ CZ, T., LENGYEL, SZ. und TÓTHMÉRÉ SZ, B. (2010): Early vegetation development after grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. *Acta Biologica Hungarica* 61(Suppl.): 226-235.
- VIDRA, T. (2008): Fedezze fel a Tápió-Hajta Vidéke Tájvédelmi Körzetet [*Entdecken Sie das Landschaftsschutzgebiet Tápió-Hajta*]. Direktion des Nationalparks Donau-Ipoly, 2008
- VIDRA, T. (2012a): Természetvédelmi kijelölések a Tápió-vidéken - Designation of nature conservation areas in the Tápió region. In: Vidra, T. (Hrsg.): ROSALIA 7: Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken - Nature conservation and research in the Tápió Region. DINPI, Budapest, S. 11-39
- VIDRA, T. (2012b): Természetvédelmi szempontból jelentős növényfajok a Tápió-vidéken - Plant species of conservation importance in Tápió region. In: Vidra, T. (Hrsg.): ROSALIA 7: Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken - Nature conservation and research in the Tápió Region. DINPI, Budapest, S. 247-278
- VIDRA, T. und KEPES, ZS. (2012): Természetvédelmi gyepkezelés a Tápió-vidéken - Grassland restoration for nature protection in Tápió region. In: Vidra, T. (Hrsg.): ROSALIA 7: Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken - Nature conservation and research in the Tápió Region. DINPI, Budapest, S. 41-95

- VISCARRA ROSSEL, R. A., WALVOORT, D. J. J., MCBRATNEY, A. B., JANIK, L. J. und SKJEMSTAD, J. O. (2006): Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131(1-2): 59-75.
- VITOUSEK, P. (1983): Nitrogen Turnover in a Ragweed-dominated 1st-year Old Field in Southern Indiana. *American Midland Naturalist* 110(1): 46-53.
- VUICHARD, N., CIAIS, P., BELELLI, L., SMITH, P. und VALENTINI, R. (2008): Carbon sequestration due to the abandonment of agriculture in the former USSR since 1990. *Global Biogeochemical Cycles* 22(4): GB4018, doi:4010.1029/2008GB003212.
- WALKER, K. J., STEVENS, P. A., STEVENS, D. P., MOUNTFORD, J. O., MANCHESTER, S. J. und PYWELL, R. F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119(1): 1-18.
- WERNER, W. (1974): Der Einfluß des Kalkgehaltes auf das Lösungsvermögen der konventionellen Lactatlösungen für Düngerphosphate und deren Umwandlungsprodukte. *Die Phosphorsäure - Arbeiten über Phosphorsäurefragen* 30: 189-198.
- WILLIAMS, P. C. (2001): Implementation of Near-Infrared Technology. In: Williams, P. und Norris, K. (Hrsg): *Near-Infrared Technology in the Agricultural and Food Industries*. American Association of Cereal Chemists, Inc., St. Paul, Minnesota, USA
- WILMANN, O. (1987): Naturschutz. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V.* 14(2): 477-481.
- WILSON, M. V. und CLARK, D. L. (2001): Controlling invasive *Arrhenatherum elatius* and promoting native prairie grasses through mowing. *Applied Vegetation Science* 4(1): 129-138.
- ZAGYVAI, G., CSISZÁR, Á., KORDA, M., SCHMIDT, D., ŠPORČIĆ, D., TELEKI, B., TIBORCZ, V. und BARTHA, D. (2012): Előzetes eredmények száraz és félszáraz élőhelyek szukcessziós állapotainak vizsgálatáról - Preliminary results of dry and semi-dry grassland succession research. *Botanikai közlemények [Botanische Mitteilungen]* 99(1-2): 123-141.
- ZAK, D. R., GRIGAL, D. F., GLEESON, S. und TILMAN, D. (1990): Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: Constraints on plant and microbial biomass. *Biogeochemistry* 11(2): 111-129.
- ZHANG, T. (1996): Chemical behavior of phosphorus over time in fertilized soils. Department of Natural Resource Sciences, McGill University, Montreal
- ZÓLYOMI, B. (1989): Természetes növénytakaró, 1:1.500.000 [*Natürliche Pflanzendecke, 1:1.500.000*]. In: Pécsi, M., Bassa, L., Beluszky, P. und Berényi, I. (Hrsg): *Magyarország nemzeti atlasza [Nationaler Atlas von Ungarn]*. Kartográfiai Vállalat [*Kartografisches Unternehmen*], Budapest
- ZORN, W. und KRAUSE, O. (1999): Untersuchungen zur Charakterisierung des pflanzenverfügbaren Phosphats in Thüringer Carbonatböden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162(5): 463-469.

# Anhang

## Anhang I: Ergebnisse der Clusteranalyse, dargestellt als synoptische Vegetationstabelle

Für die einzelnen Arten sind deren prozentuale Stetigkeiten in den Clustern angegeben. Artengruppen, die für einzelne Cluster oder Cluster-Kombinationen kennzeichnend sind, sind zusammengeordnet und die entsprechenden Cluster durch schwarze Umrandung hervorgehoben. Die Cluster 1a+b sowie die Cluster 2a-c bilden zusammen jeweils übergeordnete Cluster. Zur Beurteilung der Cluster nach ihren Arten sind für die Arten die Zeigerwertkategorien Wasserzahl und Natürlichkeitswert bzw. "social behaviour types" nach BORHIDI (1993) angegeben, die mit den beiden Hauptgradienten des Datensatzes korrelieren (vgl. Abbildungen 6.3-1 u. 6.3-2, S. 174 u. 176-177). Die Gesamtzahl der Aufnahmeflächen pro Cluster ist ebenfalls angegeben.

"social behaviour types" (mit zugehörigem Natürlichkeitswert in Klammern): **AC (-3)** invasive gebietsfremde Arten (engl.: aggressive alien species or invaders), **RC (-2)** ruderale Kompetitoren (ruderal competitors), **I (-1)** verwilderte gebietsfremde Kultur- und Zierpflanzen (introduced alien species), **A (-1)** eingeschleppte bzw. adventive Arten (adventives), **W (+1)** natürliche Unkräuter (weeds), **DT (+2)** Störungstolerante (disturbance tolerants), **NP (+3)** natürliche Pioniere (natural pioneers), **G (+4)** Generalisten (generalists), **C (+5)** Kompetitoren (competitors), **Gr (+6)** seltene Generalisten (rare generalists), **S (+6)** Spezialisten (specialists), **Sr (+8)** seltene Spezialisten (rare specialists), **Su (+10)** einzigartige Spezialisten, d. h. äußerst selten oder endemisch in Ungarn (unique specialists)

Arten	n = 87	n = 21	n = 65	n = 81	n = 31	n = 23	Wasserzahl	Natürlichkeitswert	"social behaviour types"
	1a	1b	2a	2b	2c	3			
<i>Galium verum</i>	89,7	38,1	90,8	74,1	51,6	8,7	4	2	DT
<i>Lotus corniculatus</i>	60,9	19,0	78,5	45,7	9,7		4	2	DT
<i>Jacobaea erucifolia</i>	11,5	23,8	36,9	44,4	32,3		6	4	G
<i>Lotus maritimus</i>	36,8	47,6	27,7	25,9	6,5		7	2	DT
<i>Cerastium fontanum</i>	16,1	19,0	15,4	27,2	3,2		5	2	DT
<i>Cichorium intybus</i>	10,3	9,5	15,4	33,3	6,5		6	1	W
<i>Apera spica-venti</i>		19,0	4,6	35,8	16,1	60,9	4	1	W
<i>Setaria viridis</i>	2,3			17,3	12,9	47,8	4	1	W
<i>Lactuca serriola</i>	1,1	4,8	1,5	9,9		43,5	3	1	W
<i>Trifolium arvense</i>				8,6	12,9	34,8	2	2	DT
<i>Fallopia convolvulus</i>				6,2	6,5	43,5	5	1	W
<i>Papaver rhoeas</i>			1,5	14,8		39,1	4	1	W
<i>Torilis arvensis</i>	2,3		6,2	14,8		30,4	3	1	W
<i>Petrorhagia prolifera</i>			3,1	4,9	12,9	30,4	2	4	G
<i>Chenopodium album</i>	1,1			3,7	3,2	34,8	4	-2	RC
<i>Polygonum aviculare</i>				12,3	3,2	26,1	4	-2	RC
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			3,1	8,6		21,7	5	1	W
<i>Holosteum umbellatum</i>			3,1	4,9	3,2	17,4	5	1	W
<i>Galium aparine</i>	1,1			1,2		26,1	7	1	W
<i>Vicia hirsuta</i>			1,5	6,2	3,2	17,4	3	2	DT
<i>Bromus japonicus</i>				3,7	3,2	13,0	3	2	DT
<i>Gypsophila paniculata</i>				2,5	3,2	13,0	2	6	S
<i>Sorghum halepense</i>						17,4	6	-1	I
<i>Salsola tragus</i> subsp. <i>tragus</i>					3,2	13,0	2	2	DT

Anhang

<i>Cannabis sativa</i>				1,2		13,0	6	-1	A
<i>Kickxia elatine</i>				1,2		13,0	4	1	W
<i>Trifolium diffusum</i>						13,0	3	6	S
<i>Hibiscus trionum</i>						13,0	4	1	W
<i>Oenothera villosa</i> subsp. <i>strigosa</i>						8,7		-1	A
<i>Avena fatua</i>						8,7	5	1	W
<i>Agrostemma githago</i>						8,7	5	1	W
<i>Sambucus nigra</i>						8,7	7	2	DT
<i>Panicum capillare</i>						8,7	4	-3	AC
<i>Amaranthus</i> c. f. <i>blitum</i>						8,7			
<i>Nigella arvensis</i>						4,3	3	1	W
<i>Solanum tuberosum</i>						4,3		-1	I
<i>Euphorbia falcata</i>						4,3	4	1	W
<i>Blackstonia perfoliata</i> subsp. <i>serotina</i>						4,3	7	4	G
<i>Cenchrus spinifex</i>						4,3	2	1	W
<i>Rhus typhina</i>						4,3		-1	I
<i>Oenothera spec.</i>						4,3			
<i>Panicum miliaceum</i>						4,3		-1	I
<i>Avena sativa</i>						4,3		-1	I
<i>Crepis biennis</i>						4,3	5	2	DT
<i>Xanthium italicum</i>						4,3	8	1	W
<i>Lythrum hyssopifolia</i>						4,3	7	2	DT
<i>Cyperus fuscus</i>						4,3	9	3	NP
<i>Crepis setosa</i>						4,3	4	1	W
<i>Deschampsia cespitosa</i>	82,8	61,9	9,2	12,3		8,7	7	5	C
<i>Phragmites australis</i>	40,2	66,7	13,8	9,9			10	5	C
<i>Carex distans</i>	32,2	52,4	12,3	14,8	6,5	4,3	7	5	C
<i>Mentha aquatica</i>	52,9	66,7		1,2			9	4	G
<i>Lythrum salicaria</i>	44,8	66,7		2,5		4,3	9	4	G
<i>Lysimachia vulgaris</i>	44,8	23,8					8	2	DT
<i>Eleocharis uniglumis</i>	16,1	33,3					9	4	G
<i>Equisetum palustre</i>	16,1	9,5	3,1				9	6	S
<i>Cirsium brachycephalum</i>	4,6	19,0					9	6	S
<i>Juncus inflexus</i>	12,6	9,5					8	2	DT
<i>Galium palustre</i>	8,0	9,5					9	4	G
<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>glaucus</i>	4,6	9,5					10	5	C
<i>Stachys palustris</i>	2,3	9,5					9	2	DT
<i>Gratiola officinalis</i>	2,3	4,8					8	5	C
<i>Serratula tinctoria</i>	80,5	19,0	29,2	22,2	3,2		5	4	G
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	88,5	4,8	35,4	14,8			5	4	G
<i>Achillea aspleniifolia</i>	72,4	14,3	27,7	21,0	3,2		6	2	DT
<i>Carex flacca</i>	62,1	23,8	36,9	8,6	6,5		7	4	G
<i>Carex panicea</i>	80,5	38,1	6,2	2,5			8	4	G
<i>Molinia caerulea</i>	79,3		10,8	1,2			7	5	C
<i>Vicia cracca</i>	65,5		13,8	4,9	3,2		4	2	DT
<i>Galium mollugo</i>	50,6		10,8	19,8	3,2		5	4	G
<i>Carex acutiformis</i>	65,5	4,8	4,6	1,2	3,2		9	5	C
<i>Frangula alnus</i>	41,4	14,3	4,6	4,9	6,5	4,3	7	4	G
<i>Sanguisorba officinalis</i>	60,9		13,8				7	6	S
<i>Cirsium canum</i>	57,5		9,2	1,2			8	4	G
<i>Carex hirta</i>	50,6	4,8	7,7	1,2	3,2		7	2	DT



Anhang

<i>Prunella vulgaris</i>	51,7		3,1	7,4		4,3	6	2	DT
<i>Ranunculus acris</i>	55,2	9,5					7	4	G
<i>Ranunculus repens</i>	42,5	14,3		1,2			8	2	DT
<i>Fraxinus angustifolia</i>	34,5		4,6	9,9		4,3	8	5	C
<i>Succisa pratensis</i>	43,7		4,6	1,2			7	4	G
<i>Galium boreale</i>	44,8		3,1				8	4	G
<i>Rumex acetosa</i>	31,0		9,2	1,2			5	2	DT
<i>Potentilla erecta</i>	39,1		1,5				7	2	DT
<i>Salix cinerea</i>	29,9	4,8					9	5	C
<i>Symphytum officinale</i>	28,7	4,8					8	4	G
<i>Holcus lanatus</i>	31,0						6	4	G
<i>Ajuga genevensis</i>	23,0		4,6	1,2			4	4	G
<i>Lathyrus pratensis</i>	21,8		3,1	2,5			7	2	DT
<i>Dianthus superbus</i>	25,3						8	8	Sr
<i>Angelica sylvestris</i>	21,8						8	4	G
<i>Anacamptis palustris</i>	14,9						8	4	G
<i>Carex riparia</i>	14,9						10	5	C
<i>Juncus subnodulosus</i>	13,8						8	5	C
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	13,8						8	6	S
<i>Taraxacum palustre</i>	12,6						8	4	G
<i>Carex elata</i>	11,5						10	5	C
<i>Lathyrus palustris</i>	10,3						9	4	G
<i>Carex disticha</i>	10,3						9	4	G
<i>Allium angulosum</i>	9,2						8	6	S
<i>Scorzonera humilis</i>	8,0						7	6	S
<i>Salix repens</i> subsp. <i>rosmarinifolia</i>	6,9						7	5	C
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	6,9						7	4	G
<i>Iris sibirica</i>	6,9						8	8	Sr
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	5,7						8	6	S
<i>Veratrum album</i>	5,7						7	6	S
<i>Hypericum tetrapterum</i>	4,6						8	4	G
<i>Gymnadenia conopsea</i>	3,4						7	6	Gr
<i>Carex hostiana</i>	3,4						9	6	S
<i>Caltha palustris</i>	3,4						9	4	G
<i>Peucedanum palustre</i>	3,4						9	4	G
<i>Agrostis stolonifera</i>	51,7	85,7	21,5	18,5	22,6	8,7	7	5	C
<i>Calystegia sepium</i>	39,1	76,2	1,5	4,9			9	2	DT
<i>Lotus tenuis</i>	12,6	66,7		22,2	9,7	4,3	7	2	DT
<i>Plantago major</i>	11,5	57,1		14,8		21,7	6	1	W
<i>Sonchus arvensis</i>	23,0	57,1	1,5	4,9		13,0	5	1	W
<i>Pulicaria dysenterica</i>	20,7	61,9	1,5			13,0	7	2	DT
<i>Lactuca saligna</i>		52,4		12,3		13,0	3	2	DT
<i>Juncus compressus</i>	6,9	47,6	3,1	1,2			8	2	DT
<i>Juncus articulatus</i>	13,8	38,1				4,3	8	2	DT
<i>Teucrium scordium</i>	11,5	33,3		4,9			9	4	G
<i>Leontodon saxatilis</i>	4,6	33,3		3,7		4,3	7	4	G
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	1,1	42,9					10	5	C
<i>Argentina anserina</i>	9,2	28,6		1,2			7	1	W
<i>Rumex crispus</i>		14,3		1,2			6	1	W
<i>Lycopus europaeus</i>		14,3					9	2	DT
<i>Typha latifolia</i>		14,3					10	5	C

Anhang

<i>Veronica anagalloides</i>		14,3					8	2	DT
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1,1	9,5					10	4	G
<i>Carex otrubae</i>		9,5					8	4	G
<i>Salix purpurea</i>		4,8					9	5	C
<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>lacustris</i>		4,8					10	5	C
<i>Triglochin maritima</i>		4,8					7	6	S
<i>Tripolium pannonicum</i> subsp. <i>tripolium</i>		4,8					2	6	S
<i>Ulmus spec.</i>		4,8					8	6	S
<i>Trigonella procumbens</i>		4,8					4	2	DT
<i>Juncus bufonius</i>		4,8					7	2	DT
<i>Achillea millefolium</i>	16,1	23,8	83,1	93,8	71,0	39,1	6	2	DT
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	8,0	19,0	50,8	74,1	45,2	30,4	3	2	DT
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	34,5	23,8	47,7	58,0	51,6	4,3	3	5	C
<i>Rostraria cristata</i>			46,2	27,2	80,6		3	4	G
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i>	10,3		67,7	25,9	48,4		3	4	G
<i>Securigera varia</i>	8,0		55,4	33,3	29,0		4	2	DT
<i>Trifolium campestre</i>	4,6		20,0	27,2	48,4	13,0	4	2	DT
<i>Potentilla heptaphylla</i>			40,0	9,9	29,0		3	4	G
<i>Chrysopogon gryllus</i>			36,9	3,7	29,0		3	5	C
<i>Pilosella auriculoides</i>	1,1		16,9	19,8	16,1	4,3	3	4	G
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>			6,2	24,7	16,1		5	2	DT
<i>Podospermum canum</i>			12,3	22,2	9,7		4	4	G
<i>Muscari neglectum</i>			20,0	3,7	16,1		2	4	G
<i>Campanula sibirica</i>			7,7	9,9	16,1		3	4	G
<i>Ornithogalum orthophyllum</i> subsp. <i>kochii</i>			16,9	4,9	6,5		3	4	G
<i>Leopoldia comosa</i>			12,3	1,2	12,9		3	2	DT
<i>Bromus inermis</i>			9,2	6,2	3,2		4	5	C
<i>Alyssum alyssoides</i>			1,5	1,2	9,7		3	3	NP
<i>Carex divisa</i>			7,7	1,2	3,2		8	4	G
<i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i>	40,2	9,5	76,9	58,0	22,6	13,0	3	5	C
<i>Ononis spinosa</i>	35,6	4,8	80,0	13,6	38,7		3	2	DT
<i>Pimpinella saxifraga</i>	11,5		58,5	12,3	19,4	8,7	3	4	G
<i>Plantago media</i>	4,6	9,5	61,5	32,1			5	2	DT
<i>Knautia arvensis</i>	10,3		76,9	11,1			4	2	DT
<i>Verbascum phoeniceum</i>	4,6		50,8	17,3	6,5		2	4	G
<i>Prunus spinosa</i>	3,4	38,1	3,1	9,9	3,2		3	5	C
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>pannonicus</i>			35,4	7,4	3,2	4,3	2	4	G
<i>Salvia pratensis</i>	3,4		40,0	1,2			3	4	G
<i>Linum perenne</i>	1,1		20,0	1,2	12,9		5	2	DT
<i>Veronica austriaca</i>			24,6	3,7	6,5		2	4	G
<i>Veronica chamaedrys</i>	2,3		20,0	3,7			5	2	DT
<i>Medicago falcata</i>			20,0			4,3	3	2	DT
<i>Brachypodium pinnatum</i>			15,4				4	5	C
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>germanicum</i>			6,2				3	4	G
<i>Trinia glauca</i>			6,2				1	4	G
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>			3,1				2	4	G
<i>Adonis vernalis</i>			3,1				3	6	S

Anhang

<i>Picris hieracioides</i>	33,3	57,1	58,5	86,4	38,7	30,4	4	2	DT
<i>Medicago lupulina</i>	25,3	28,6	46,2	88,9	12,9	43,5	5	2	DT
<i>Trifolium pratense</i>	23,0	4,8	24,6	43,2			6	2	DT
<i>Carduus acanthoides</i>	4,6	9,5	7,7	60,5		13,0	3	1	W
<i>Verbena officinalis</i>	6,9	4,8	6,2	45,7		4,3	4	1	W
<i>Trifolium repens</i>			12,3	43,2	3,2	8,7	5	2	DT
<i>Potentilla argentea</i>			4,6	22,2	12,9	8,7	2	2	DT
<i>Lolium perenne</i>		4,8		32,1		8,7	5	2	DT
<i>Astragalus asper</i>			12,3	21,0	6,5	4,3	3	6	S
<i>Lathyrus tuberosus</i>			4,6	24,7		8,7	4	1	W
<i>Agrimonia eupatoria</i>	2,3			16,0		4,3	4	2	DT
<i>Ajuga chamaepitys</i>				9,9			3	1	W
<i>Erophila verna</i>				3,7			3	3	NP
<i>Prunella laciniata</i>				3,7			3	4	G
<i>Galatella sedifolia</i> subsp. <i>sedifolia</i>				3,7			4	5	C
<i>Clinopodium vulgare</i>				3,7			5	4	G
<i>Medicago minima</i>			10,8	25,9	87,1	30,4	2	4	G
<i>Eryngium campestre</i>			4,6	18,5	93,5	4,3	2	2	DT
<i>Euphorbia cyparissias</i>		4,8	27,7	4,9	80,6		3	2	DT
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	3,4		20,0	6,2	51,6	4,3	2	2	DT
<i>Phleum phleoides</i>			12,3	2,5	67,7		2	4	G
<i>Erysimum diffusum</i>				4,9	64,5	4,3	1	3	NP
<i>Teucrium chamaedrys</i>	1,1		12,3	11,1	45,2		3	4	G
<i>Bromus squarrosus</i>		4,8	4,6	4,9	54,8		2	3	NP
<i>Silene otites</i>			1,5		58,1		2	4	G
<i>Carex liparocarpos</i>			1,5		54,8		2	4	G
<i>Veronica prostrata</i>			4,6	6,2	38,7	4,3	2	4	G
<i>Chondrilla juncea</i>				12,3	32,3	8,7	2	2	DT
<i>Anthemis ruthenica</i>				2,5	41,9	8,7	2	3	NP
<i>Carex stenophylla</i>			1,5	1,2	45,2		3	4	G
<i>Stipa capillata</i>					45,2		2	5	C
<i>Asperula cynanchica</i>			12,3	1,2	29,0		3	4	G
<i>Erodium cicutarium</i>				7,4	22,6	8,7	4	1	W
<i>Hypericum perforatum</i>			1,5	6,2	22,6	4,3	3	2	DT
<i>Festuca pseudovaginata</i>					32,3				
<i>Plantago arenaria</i>				3,7	22,6	4,3	1	3	NP
<i>Potentilla incana</i>					29,0		1	4	G
<i>Anchusa officinalis</i>			1,5	1,2	19,4	4,3	3	2	DT
<i>Thymus odoratissimus</i>			1,5		22,6		1	4	G
<i>Euphorbia seguieriana</i>					22,6		2	6	S
<i>Thymelaea passerina</i>				4,9	12,9		4	1	W
<i>Dianthus pontederiae</i>			1,5		12,9		3	4	G
<i>Poa bulbosa</i>				1,2	12,9		2	3	NP
<i>Minuartia glaucina</i>					12,9		2	4	G
<i>Stipa pennata</i>					9,7		2	5	C
<i>Saxifraga tridactylites</i>					9,7		2	3	NP
<i>Allium spec. 2</i>					9,7				
<i>Bassia laniflora</i>					9,7		1	3	NP
<i>Tribulus terrestris</i> subsp. <i>orientalis</i>					6,5		1	3	NP
<i>Rumex acetosella</i>					6,5		2	3	NP
<i>Artemisia austriaca</i>					6,5		1	6	S

Anhang

<i>Secale sylvestre</i>					6,5			1	3	NP
<i>Centaurea stoebe</i>					6,5			2	4	G
<i>Carex c. f. supina</i>					3,2			2	4	G
<i>Filago arvensis</i>					3,2			2	3	NP
<i>Anacamptis morio</i>					3,2			4	4	G
<i>Myosotis stricta</i>					3,2			2	3	NP
<i>Thesium dollineri</i>					3,2			4	1	W
<i>Saponaria officinalis</i>					3,2			5	2	DT
<i>Hordeum murinum</i>					3,2			4	1	W
<i>Festuca vaginata</i>					3,2			2	5	C
<i>Cerastium pumilum</i>			30,8	25,9	6,5	8,7		2	3	NP
<i>Galium glaucum</i>			7,7	8,6				2	4	G
<i>Thesium ramosum</i>			12,3	3,7				2	4	G
<i>Limonium gmelinii</i>			4,6	9,9				6	6	S
<i>Geranium pusillum</i>			3,1	8,6				3	2	DT
<i>Pilosella officinarum</i>			4,6	2,5				4	2	DT
<i>Fragaria viridis</i>			3,1	3,7				3	4	G
<i>Veronica spicata</i>			3,1	3,7				2	4	G
<i>Descurainia sophia</i>			1,5	2,5				4	1	W
<i>Cynodon dactylon</i>	13,8	19,0	75,4	13,6	87,1	39,1		3	-2	RC
<i>Carex caryophyllea</i>	13,8		53,8	8,6	35,5			5	2	DT
<i>Euphrasia pectinata</i>			6,2		12,9			4	4	G
<i>Salvia nemorosa</i>			7,7		3,2			3	2	DT
<i>Anacamptis coriophora</i>			6,2		3,2			7	4	G
<i>Cruciata pedemontana</i>			4,6		3,2			3	4	G
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	46,0	9,5	67,7	12,3	16,1	4,3		7	4	G
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	43,7	19,0	27,7	7,4				4	4	G
<i>Briza media</i>	52,9		32,3					6	4	G
<i>Stachys officinalis</i>	27,6		23,1	6,2				4	4	G
<i>Linum catharticum</i>	19,5		15,4					7	4	G
<i>Genista tinctoria</i>	18,4		13,8					5	4	G
<i>Arabis auriculata</i>	2,3		13,8					4	4	G
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	8,0		6,2					2	2	DT
<i>Campanula glomerata</i>	6,9		4,6					5	4	G
<i>Campanula cervicaria</i>	2,3		3,1					4	4	G
<i>Cirsium vulgare</i>	4,6	28,6	9,2	39,5		4,3		5	1	W
<i>Inula britannica</i>	9,2	47,6		23,5				7	2	DT
<i>Pyrus communis</i> subsp. <i>pyraster</i>	1,1	28,6	4,6	21,0				4	4	G
<i>Melilotus albus</i>		4,8		6,2				3	1	W
<i>Elytrigia repens</i>	23,0	95,2	52,3	91,4	9,7	87,0		5	-2	RC
<i>Cirsium arvense</i>	20,7	85,7	7,7	63,0	3,2	39,1		4	-2	RC
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	5,7	38,1	1,5	58,0	25,8	78,3		5	-3	AC
<i>Erigeron canadensis</i>	5,7	38,1	4,6	38,3	16,1	78,3		4	-3	AC
<i>Anagallis arvensis</i>		42,9		16,0		34,8		4	1	W
<i>Setaria pumila</i>		23,8		11,1		43,5		4	1	W
<i>Tripleurospermum inodorum</i>		4,8		3,7		4,3		5	1	W

Anhang

<i>Convolvulus arvensis</i>	2,3	14,3	23,1	75,3	25,8	78,3	4	-2	RC
<i>Silene latifolia</i>		4,8	4,6	53,1	16,1	73,9	4	1	W
<i>Melilotus officinalis</i>	1,1	9,5	7,7	42,0		39,1	4	1	W
<i>Tragopogon dubius</i>		4,8	3,1	32,1	16,1	30,4	4	2	DT
<i>Vicia villosa</i>			3,1	29,6	12,9	34,8	3	1	W
<i>Asclepias syriaca</i>			1,5	32,1	6,5	30,4	4	-3	AC
<i>Consolida regalis</i>				17,3	3,2	26,1	4	1	W
<i>Lappula squarrosa</i>				12,3	3,2	17,4	3	1	W
<i>Stachys annua</i>				4,9		13,0	3	1	W
<i>Lamium amplexicaule</i>				4,9		4,3	4	1	W
<i>Veronica arvensis</i>	9,2		36,9	35,8	22,6	39,1	5	2	DT
<i>Cerastium semidecandrum</i>			16,9	7,4	51,6	34,8	2	3	NP
<i>Falcaria vulgaris</i>			4,6	6,2	16,1	13,0	3	1	W
<i>Tragopogon pratensis</i> subsp. <i>orientalis</i>			12,3	1,2	3,2	13,0	4	2	DT
<i>Poa angustifolia</i>	82,8	47,6	93,8	95,1	67,7	47,8	3	2	DT
<i>Dactylis glomerata</i>	74,7	38,1	89,2	90,1	58,1	39,1	6	2	DT
<i>Plantago lanceolata</i>	58,6	23,8	83,1	80,2	77,4	17,4	4	2	DT
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	57,5	71,4	32,3	75,3	22,6	47,8	5	-2	RC
<i>Daucus carota</i>	47,1	66,7	26,2	81,5	12,9	30,4	4	2	DT
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	23,0	4,8	32,3	63,0	48,4	65,2	3	3	NP
<i>Crataegus monogyna</i>	33,3	33,3	27,7	46,9	41,9	8,7	4	4	G
<i>Calamagrostis epigejos</i>	24,1	42,9	4,6	13,6	3,2	21,7	5	-2	RC
<i>Odontites vulgaris</i>	8,0	23,8	6,2	21,0	3,2	8,7	5	2	DT
<i>Equisetum ramosissimum</i>	2,3	19,0	3,1	3,7	25,8	13,0	2	6	S
<i>Festuca arundinacea</i>	69,0	9,5	53,8	32,1	6,5	13,0	8	2	DT
<i>Festuca pratensis</i>	55,2	19,0	24,6	55,6		13,0	6	5	C
<i>Crepis foetida</i>	1,1			37,0	74,2	52,2	5	1	W
<i>Silene vulgaris</i>	42,5	4,8	38,5	23,5	16,1	8,7	5	2	DT
<i>Potentilla reptans</i>	44,8	38,1	6,2	27,2	3,2	4,3	6	2	DT
<i>Leontodon hispidus</i>	46,0	4,8	24,6	19,8	9,7		4	2	DT
<i>Arabis hirsuta</i>	39,1		32,3	4,9	22,6		3	4	G
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	3,4	33,3	20,0		12,9	8,7	8	5	C
<i>Leucanthemum vulgare</i>	31,0		24,6	18,5			7	4	G
<i>Erigeron annuus</i>	21,8			28,4	6,5	17,4	7	-3	AC
<i>Carex tomentosa</i>	28,7	23,8	16,9	3,7			6	4	G
<i>Arrhenatherum elatius</i>	37,9		16,9	14,8	3,2		5	2	DT
<i>Polygala comosa</i>	23,0		24,6	2,5	12,9		4	4	G
<i>Verbascum blattaria</i>		19,0	10,8	17,3		13,0	3	2	DT
<i>Silene conica</i>			1,5	1,2	35,5	21,7	1	3	NP
<i>Avenula pubescens</i>	18,4		32,3		6,5		4	4	G
<i>Bromus tectorum</i>				13,6	19,4	21,7	3	2	DT
<i>Inula salicina</i>	28,7		9,2	13,6			5	4	G
<i>Myosotis ramosissima</i>	9,2		21,5	11,1	3,2	4,3	3	3	NP
<i>Epilobium tetragonum</i>	1,1	19,0		6,2		21,7	9	4	G
<i>Centaurium pulchellum</i>	2,3	23,8	1,5	2,5		17,4	7	2	DT
<i>Koeleria javorkae</i>	32,2		13,8				7	10	Su
<i>Poa trivialis</i>	5,7	14,3		1,2		21,7	7	2	DT
<i>Verbascum phlomoides</i>	1,1			11,1	12,9	17,4	4	1	W
<i>Pastinaca sativa</i>	9,2	14,3	10,8	7,4			6	2	DT
<i>Carlina biebersteinii</i>	6,9		6,2	18,5	6,5		4	2	DT
<i>Poa pratensis</i>		19,0		12,3	6,5		6	4	G

Anhang

<i>Viola arvensis</i>		4,8		12,3	3,2	17,4	4	1	W
<i>Celtis c. f. occidentalis</i>	6,9	4,8		3,7		21,7		-1	I
<i>Silene multiflora</i>	5,7		13,8	9,9	3,2	4,3	5	4	G
<i>Artemisia vulgaris</i>	1,1			13,6		21,7	5	1	W
<i>Medicago sativa</i>		4,8	1,5	12,3		17,4	5	-1	I
<i>Filipendula vulgaris</i>	3,4		26,2	3,7			4	4	G
<i>Carduus nutans</i>			4,6	19,8		8,7	3	2	DT
<i>Solidago gigantea</i>	14,9	4,8	1,5	11,1			8	-3	AC
<i>Verbascum lychnitis</i>	1,1			2,5	19,4	8,7	3	4	G
<i>Solidago canadensis</i>	14,9		1,5	9,9		4,3	7	-3	AC
<i>Echium vulgare</i>				3,7	22,6	4,3	3	1	W
<i>Astragalus cicer</i>	2,3		9,2	8,6	3,2	4,3	4	4	G
<i>Bothriochloa ischaemum</i>				1,2	25,8		3	2	DT
<i>Sisymbrium orientale</i>			1,5	12,3		13,0	5	1	W
<i>Erigeron acris</i>	8,0		4,6	13,6			4	2	DT
<i>Eupatorium cannabinum</i>	13,8			2,5		8,7	7	2	DT
<i>Rhamnus cathartica</i>	18,4		4,6	1,2			4	4	G
<i>Silene nutans</i>	11,5		10,8	1,2			5	4	G
<i>Equisetum arvense</i>	11,5		3,1	2,5	6,5		6	2	DT
<i>Cynoglossum officinale</i>	1,1	4,8		8,6		8,7	3	1	W
<i>Euphorbia esula</i>	2,3		12,3	8,6			4	2	DT
<i>Festuca rubra</i>	10,3		1,5	6,2		4,3	5	5	C
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	8,0		1,5	8,6	3,2				
<i>Thalictrum flavum</i>	12,6	4,8	1,5				8	4	G
<i>Persicaria maculosa</i>		9,5				8,7	7	2	DT
<i>Stellaria media</i>				4,9		13,0	5	2	DT
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	2,3	4,8		6,2	3,2			-1	I
<i>Bromus commutatus</i>	1,1		6,2	8,6			4	2	DT
<i>Euphorbia lucida</i>	4,6	9,5	1,5				8	4	G
<i>Plantago maritima</i>	1,1		13,8				6	4	G
<i>Cornus sanguinea</i>	6,9			3,7		4,3	4	4	G
<i>Anthyllis vulneraria</i>			12,3	2,5			4	4	G
<i>Seseli annuum</i>	2,3		1,5	1,2	9,7		2	4	G
<i>Linaria vulgaris</i>	3,4		3,1	3,7		4,3	3	1	W
<i>Schoenus nigricans</i>	12,6		1,5				9	5	C
<i>Myagrurn perfoliatum</i>		9,5				4,3	4	1	W
<i>Laphangium luteoalbum</i>		4,8				8,7	7	2	DT
<i>Echinochloa crus-galli</i>		4,8				8,7	7	-3	AC
<i>Asparagus officinalis</i>	3,4		3,1	2,5	3,2		3	4	G
<i>Veronica polita</i>				7,4		4,3	4	1	W
<i>Carex spicata</i>	4,6		4,6	2,5			5	2	DT
<i>Cerinth minor</i>	1,1		3,1	7,4			4	1	W
<i>Viola pumila</i>	10,3			1,2			7	4	G
<i>Sonchus asper</i>	1,1			1,2		8,7	5	1	W
<i>Thesium linophyllum</i>	4,6		6,2				2	4	G
<i>Acer negundo</i>	4,6		1,5			4,3	6	-3	AC
<i>Gleditsia triacanthos</i>	1,1		1,5	1,2	6,5			-1	I
<i>Rosa spec.</i>	2,3	4,8			3,2				
<i>Persicaria amphibia</i>	4,6			1,2		4,3	11	2	DT
<i>Arctium lappa</i>				4,9		4,3	6	1	W
<i>Crepis c. f. tectorum</i>		4,8				4,3	3	1	W

Anhang

<i>Rumex stenophyllus</i>		4,8				4,3	6	4	G
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>		4,8				4,3	9	6	S
<i>Valerianella dentata</i>			7,7	1,2			3	1	W
<i>Trifolium montanum</i>			7,7	1,2			3	4	G
<i>Clinopodium acinos</i>	1,1			3,7	3,2		2	3	NP
<i>Jacobaea vulgaris</i>			1,5		6,5		3	2	DT
<i>Cuscuta epithymum</i>		4,8	3,1				3	4	G
<i>Reseda lutea</i>			1,5	6,2			3	1	W
<i>Linaria genistifolia</i>				1,2	6,5		2	4	G
<i>Colchicum autumnale</i>	4,6		3,1				6	4	G
<i>Polygonum arenarium</i>					3,2	4,3	1	3	NP
<i>Euphorbia esula</i> subsp. <i>tommasiniana</i>	1,1	4,8	1,5				5	2	DT
<i>Euphorbia illirica</i>	1,1		6,2				7	4	G
<i>Populus alba</i>	1,1	4,8		1,2			6	5	C
<i>Ligustrum vulgare</i>	1,1	4,8		1,2			5	4	G
<i>Bromus sterilis</i>				2,5		4,3	4	-2	RC
<i>Cardaria draba</i>			1,5	4,9			3	1	W
<i>Iris spuria</i>	2,3		1,5	2,5			7	8	Sr
<i>Poa compressa</i>			3,1		3,2		2	2	DT
<i>Phalaroides arundinacea</i>	4,6		1,5				9	4	G
<i>Viola hirta</i>	4,6		1,5				3	4	G
<i>Althaea officinalis</i>	1,1	4,8					7	2	DT
<i>Salvia austriaca</i>			4,6	1,2			3	4	G
<i>Thlaspi spec.</i>			4,6	1,2					
<i>Valeriana officinalis</i>	4,6			1,2			8	4	G
<i>Morus alba</i>				1,2		4,3	6	-1	I
<i>Peucedanum cervaria</i>	2,3		1,5	1,2			2	4	G
<i>Allium scorodoprasum</i>	3,4		1,5				5	2	DT
<i>Luzula campestris</i>			1,5		3,2		4	2	DT
<i>Allium c. f. vineale</i>				1,2	3,2		4	1	W
<i>Camelina spec.</i>				1,2	3,2				
<i>Valerianella locusta</i>	1,1			2,5			4	2	DT
<i>Glechoma hederacea</i>	1,1			2,5			6	2	DT
<i>Trifolium fragiferum</i>	2,3			1,2			7	2	DT
<i>Stellaria graminea</i>			1,5	1,2			4	2	DT
<i>Vicia grandiflora</i>			1,5	1,2			4	2	DT
<i>Orchis militaris</i>	1,1		1,5				5	4	G
<i>Silene flos-cuculi</i>	1,1		1,5				7	4	G
<i>Consolida orientalis</i>				2,5			4	1	W
<i>Ranunculus pedatus</i>				2,5			2	6	S
<i>Vicia tetrasperma</i>				2,5			5	2	DT
<i>Vulpia myuros</i>				2,5			1	3	NP
<i>Euphorbia helioscopia</i>				2,5			4	1	W
<i>Alopecurus pratensis</i>				2,5			6	5	C
<i>Berberis vulgaris</i>	1,1			1,2			4	4	G
<i>Euphorbia spec.</i>	2,3								
<i>Equisetum fluviatile</i>	2,3						10	4	G
<i>Galium uliginosum</i>	2,3						9	6	S
<i>Lysimachia nummularia</i>	2,3						7	2	DT
<i>Epipactis palustris</i>	2,3						8	6	S
<i>c. f. Buglossoides arvensis</i>			1,5				2	3	NP

Anhang

<i>Neotinea ustulata</i>		1,5				4	4	G
<i>Lepidium cartilagineum</i>		1,5				3	6	S
<i>Thalictrum minus</i>		1,5				3	4	G
<i>Nonea pulla</i>		1,5				3	2	DT
<i>Euphorbia c. f. salicifolia</i>		1,5				3	2	DT
<i>Hypochaeris maculata</i>		1,5				5	4	G
<i>Carex praecox</i>		1,5				3	4	G
<i>Allium spec. 1</i>		1,5						
<i>Lathyrus latifolius</i>		1,5				3	2	DT
<i>Ophrys sphegodes</i>		1,5				6	6	S
<i>Bromopsis erecta</i>		1,5				3	5	C
<i>Stachys recta</i>		1,5				2	4	G
<i>Triticum aestivum</i>			1,2				-1	I
<i>Scleranthus annuus</i>			1,2			4	1	W
<i>Ornithogalum pyramidale</i>			1,2			4	2	DT
<i>Peucedanum officinale</i>			1,2			4	5	C
<i>Adonis flamma</i>			1,2			3	1	W
<i>Crepis c. f. pulchra</i>			1,2			4	2	DT
<i>Malus sylvestris</i>			1,2			5	4	G
<i>Vicia pannonica</i>			1,2			4	1	W
<i>Pilosella piloselloides</i>			1,2			3	4	G
<i>Datura stramonium</i>			1,2			4	1	W
<i>Thlaspi alliaceum</i>			1,2			6	6	Gr
<i>Onopordum acanthium</i>			1,2			4	1	W
<i>Mentha longifolia</i>			1,2			9	2	DT
<i>Phleum pratense</i>			1,2			5	4	G
<i>Marrubium vulgare</i>			1,2			4	1	W
<i>Inula conyzae</i>			1,2			4	2	DT
<i>Solanum dulcamara</i>	1,1					9	2	DT
<i>Trifolium hybridum</i>	1,1					8	2	DT
<i>Artemisia absinthium</i>	1,1					4	1	W
<i>Mentha x verticillata</i>	1,1					9	4	G
<i>Populus simonii</i>	1,1						-1	I
<i>Alliaria petiolata</i>	1,1					5	2	DT
<i>Selinum dubium</i>	1,1					8	4	G
<i>Melica transsilvanica</i>	1,1					2	4	G
<i>Salix fragilis</i>	1,1					9	4	G
<i>Trifolium dubium</i>	1,1					5	4	G
<i>Valeriana dioica</i>	1,1					8	4	G
<i>Mentha arvensis</i>	1,1					7	2	DT
<i>Festuca spec.</i>	1,1							
<i>Filipendula ulmaria</i>	1,1					8	4	G
<i>Selinum carvifolia</i>	1,1					7	4	G
<i>Viburnum opulus</i>	1,1					7	4	G
<i>Iris pseudacorus</i>	1,1					9	4	G



## Anhang II: Regression vegetationskundlicher Parameter der Aufnahme­flächen gegen den geschätzten Grundwasserstand und das Bestandsalter, berechnet auf Grundlage der Deckungsgrade der Arten

Weitere Informationen zu Quellen und Darstellung der Daten können der Beschreibung zu Tabelle 6.3-1 (S. 164) entnommen werden. n. m.: Regression nicht möglich

Ausprägungen	Zusammenhänge mit				Anzahl Arten für Wasserstand	Anzahl Arten für Alter
	Grundw.- stand	Bestandsalter				
		n=308	n= 268	nass, n=103		
<b>Datenbank-unabhängige Parameter</b> - Daten für alle, d. h. für 468/453 Arten						
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	0,0341 ↑	0,0282 ↑	0,149 ↑	-0,0509 ↓	-	-
Deckung Moose	n. s. -	n. s. -	0,0642 ↓	n. s. -	-	-
Deckung Zielarten	0,0418 ↑	0,3800 ↑	0,3268 ↑	0,4143 ↑	468	453
Evenness	n. s. -	0,1159 ↑	0,2053 ↑	0,0747 ↑	468	453
<b>"social behaviour types" und Natürlichkeitswerte</b> - Daten für 456/440 Arten						
invasive gebietsfremde Arten; -3 [%]	n. s. -	-0,0205 ↓	n. s. -	-0,1448 ↓	9	9
rudera­le Kompeti­toren; -2 [%]	n. s. -	-0,2684 ↓	-0,4691 ↓	-0,1698 ↓	9	9
verwilderte und adventive Arten; -1 [%]	n. s. -	-0,0792 ↓	n. s. -	-0,0969 ↓	14	14
natürliche Unkräuter; +1 [%]	-0,0967 ↓	-0,2723 ↓	-0,1912 ↓	-0,3108 ↓	72	72
Störungstolerante; +2 [%]	-0,0932 ↓	-0,0486 ↓	0,0620 ↑	-0,0272 ↓	119	116
natürliche Pioniere; +3 [%]	-0,1107 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	24	22
Generalisten; +4 (+6) [%]	0,0845 ↑	0,3982 ↑	0,2214 ↑	0,5224 ↑	141	133
Kompeti­toren; +5 [%]	0,2846 ↑	0,2134 ↑	0,0513 ↑	0,1976 ↑	36	35
Spezialisten; +6 bis +10 [%]	n. s. -	0,0301 ↑	n. s. -	n. s. -	32	30
<b>Temperaturzahlen</b> - Daten für 446/430 Arten						
TB 4	0,0136 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	9	7
TB 5	n. s. -	-0,1071 ↓	-0,1287 ↓	-0,1878 ↓	148	141
TB 6	0,3361 ↑	0,0657 ↑	0,0748 ↑	n. s. -	146	145
TB 7	-0,1143 ↓	n. s. -	n. s. -	0,0382 ↑	97	92
TB 8-9	-0,055 ↓	0,0421 ↑	0,0931 ↑	0,2653 ↑	46	45
<b>Feuchtezahlen</b> - Daten für 447/431 Arten						
WB 1	-0,0294 ↓	n. s. -	k. D. -	n. s. -	12	12
WB 2	-0,0578 ↓	0,0185 ↑	n. s. -	0,0847 ↑	51	47
WB 3	-0,2671 ↓	0,0611 ↑	0,0808 ↑	0,3279 ↑	79	76
WB 4	-0,0885 ↓	-0,0427 ↓	n. s. -	-0,0817 ↓	91	88
WB 5	n. s. -	-0,2386 ↓	-0,2481 ↓	-0,2436 ↓	55	54
WB 6	-0,0422 ↓	-0,0518 ↓	n. s. -	-0,0587 ↓	31	31
WB 7	0,5467 ↑	0,1184 ↑	n. s. -	n. s. -	52	50
WB 8	0,1338 ↑	0,0341 ↑	n. s. -	n. s. -	37	36
WB 9	0,3344 ↑	0,038 ↑	n. s. -	n. s. -	29	28
WB 10-11	0,151 ↑	n. s. -	-0,1604 ↓	n. s. -	10	9

	Grundw.-stand		Bestandsalter					
	alle	nass	trocken					
<b>Reaktionszahlen - Daten für 447/431 Arten</b>								
RB 4	-0,0417 ↓	-0,0522 ↓	n. s. -	-0,0851 ↓			6	5
RB 5	-0,0678 ↓	-0,2133 ↓	-0,4386 ↓	-0,1145 ↓			25	24
RB 6	0,2458 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,1029 ↓			110	103
RB 7	0,0917 ↑	0,1861 ↑	0,0997 ↑	0,1286 ↑			147	143
RB 8	-0,2315 ↓	n. s. -	0,0464 ↑	0,1096 ↑			148	145
RB 9	0,1337 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -			11	11
<b>Stickstoffzahlen - Daten für 446/430 Arten</b>								
NB 1	-0,0355 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			27	25
NB 2	n. s. -	0,2899 ↑	0,2021 ↑	0,5296 ↑			82	76
NB 3	0,0994 ↑	0,1726 ↑	0,2599 ↑	0,1109 ↑			80	78
NB 4	n. s. -	-0,0332 ↓	0,0653 ↑	-0,1805 ↓			88	85
NB 5	n. s. -	-0,0356 ↓	-0,1476 ↓	n. s. -			68	66
NB 6	-0,0276 ↓	-0,044 ↓	n. s. -	-0,1076 ↓			38	37
NB 7	-0,0398 ↓	-0,4372 ↓	-0,5401 ↓	-0,3944 ↓			42	42
NB 8-9	n. s. -	-0,0194 ↓	n. s. -	n. s. -			21	21
<b>Lichtzahlen - Daten für 446/430 Arten</b>								
LB 4-5	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			14	14
LB 6	0,0467 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -			44	42
LB 7	0,0758 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,2523 ↓			180	154
LB 8	n. s. -	0,036 ↑	-0,1202 ↓	0,2181 ↑			165	159
LB 9	-0,2077 ↓	n. s. -	0,1627 ↑	n. s. -			63	61
<b>Kontinentalitätszahlen - Daten für 446/430 Arten</b>								
CB 2	0,1439 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -			15	15
CB 3	n. s. -	n. s. -	0,1226 ↑	n. s. -			113	107
CB 4	-0,1029 ↓	-0,1120 ↓	n. s. -	-0,1725 ↓			80	78
CB 5	0,3106 ↑	0,0592 ↑	n. s. -	0,0402 ↑			111	110
CB 6	-0,1346 ↓	n. s. -	0,0867 ↑	0,1295 ↑			61	59
CB 7	n. s. -	-0,0404 ↓	-0,3184 ↓	n. s. -			52	49
CB 8-9	n. s. -	n. s. -	-0,0394 ↓	n. s. -			14	12
<b>Salzzahlen - Daten für 446/430 Arten</b>								
SB 0	n. s. -	0,0419 ↑	0,4538 ↑	0,0274 ↑			367	353
SB 1	n. s. -	-0,1289 ↓	-0,4388 ↓	-0,0429 ↓			50	49
SB 2	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			11	11
SB 3-4	n. s. -	0,0391 ↑	0,038 ↑	n. s. -			9	9
SB 5-7(8)	0,0373 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -			9	8
<b>Lebensform - Daten für 414/399 Arten</b>								
Hydrophyt	0,0936 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -			7	6
Chamaephyt	n. s. -	0,0443 ↑	n. s. -	0,1096 ↑			13	12
Geophyt	n. s. -	n. s. -	-0,4222 ↓	-0,0773 ↓			64	60
Hemikryptophyt	-0,035 ↓	n. s. -	0,1479 ↑	-0,0428 ↓			286	275
Makrophanerophyt	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0672 ↑			9	9
Nanophanerophyt	n. s. -	0,0269 ↑	n. s. -	0,0675 ↑			15	15
Hemiphanerophyt	-0,024 ↓	0,0348 ↑	n. s. -	0,1173 ↑			8	8
Therophyt	-0,2848 ↓	-0,2881 ↓	n. s. -	-0,3049 ↓			109	107

	Grundw.-stand		Bestandsalter					
	alle	nass	trocken					
<b>Lebensdauer - Daten für 414/399 Arten</b>								
annuell	-0,2988 ↓	-0,3272 ↓	n. s. -	-0,3653 ↓			115	113
bienn	-0,1829 ↓	-0,1189 ↓	n. s. -	-0,1182 ↓			46	45
plurienn-hapaxanth	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			16	15
plurienn-pollakanth	0,1798 ↑	0,3255 ↑	0,0398 ↑	0,3754 ↑			283	270
<b>Vegetative Vermehrung und Ausbreitung - Daten für 216/206 Arten</b>								
Ausläufer	0,0911 ↑	0,1137 ↑	n. s. -	0,1879 ↑			91	88
Ausläufferrhizom	n. s. -	-0,1885 ↓	-0,3313 ↓	-0,1501 ↓			6	6
Fragmentation	-0,0386 ↓	0,0617 ↑	0,0696 ↑	0,1497 ↑			7	5
Innovationsknospe mit Wurzelknolle	0,066 ↑	0,0553 ↑	n. s. -	0,0492 ↑			8	7
Rhizom	0,3218 ↑	0,2479 ↑	0,139 ↑	0,1818 ↑			69	65
Rhizompleiokorm	n. s. -	0,0265 ↑	n. s. -	0,0511 ↑			15	15
Sprossknolle	0,1917 ↑	0,157 ↑	0,1649 ↑	n. s. -			4	4
Wurzelspross	-0,0448 ↓	-0,0683 ↓	-0,1 ↓	-0,0268 ↓			41	40
Zwiebel	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0514 ↑			5	4
<b>Speicherorgane - Daten für 271/258 Arten</b>								
Ausläufer	0,0467 ↑	0,0372 ↑	n. s. -	n. s. -			86	83
Ausläufferrhizom	-0,0136 ↓	-0,2377 ↓	-0,4547 ↓	-0,1709 ↓			6	6
Horst	0,023 ↑	0,0258 ↑	0,1867 ↑	n. s. -			28	27
Pleiokorm	-0,0574 ↓	0,0435 ↑	0,1169 ↑	0,0439 ↑			62	59
Rübe	-0,2224 ↓	-0,0658 ↓	n. s. -	-0,0535 ↓			60	60
Rhizom	0,2222 ↑	0,121 ↑	0,1163 ↑	0,0292 ↑			77	72
Rhizompleiokorm	-0,0347 ↓	0,0255 ↑	n. s. -	0,0516 ↑			14	14
Sprossknolle	0,1886 ↑	0,1553 ↑	0,1692 ↑	n. s. -			7	7
Wurzelknolle (nur Orchideen)	0,0663 ↑	0,0555 ↑	n. s. -	0,0495 ↑			8	7
Zwiebel	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			7	6
<b>Rosettentypen - Daten für 414/399 Arten</b>								
rosettenlos	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			168	163
Halbrosettenpflanze	-0,1226 ↓	-0,1515 ↓	n. s. -	-0,1652 ↓			226	216
Ganzrosettenpflanze	0,1536 ↑	0,1716 ↑	0,1138 ↑	0,13 ↑			26	25
<b>Blattausdauer - Daten für 403/389 Arten</b>								
sommergrün	0,0302 ↑	0,0232 ↑	n. s. -	n. s. -			238	229
überwinternd grün	-0,1294 ↓	-0,1064 ↓	-0,0792 ↓	-0,0938 ↓			66	63
immergrün	0,0567 ↑	n. s. -	n. s. -	0,0882 ↑			96	94
<b>Blattanatomie - Daten für 394/380 Arten</b>								
blattsukkulent	-0,0384 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			5	5
skleromorph	n. s. -	0,0603 ↑	n. s. -	0,1996 ↑			166	160
mesomorph	-0,2427 ↓	-0,2102 ↓	-0,0626 ↓	-0,2447 ↓			288	278
hygomorph	0,112 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,0293 ↓			31	30
helomorph	0,6352 ↑	0,1336 ↑	n. s. -	n. s. -			81	76
hydromorph	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			4	3

	Grundw.-stand		Bestandsalter				
	alle	nass	trocken				
<b>Blühbeginn - Daten für 414/399 Arten</b>							
Blühbeginn MW	0,1745 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,1778 ↓		414	399
Beginn März	-0,0656 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		16	15
Beginn April	-0,0216 ↓	0,0472 ↑	n. s. -	0,1983 ↑		35	33
Beginn Mai	-0,1038 ↓	n. s. -	0,1249 ↑	0,1348 ↑		119	113
Beginn Juni	0,0539 ↑	-0,0469 ↓	-0,1064 ↓	-0,046 ↓		141	138
Beginn Juli	0,1289 ↑	0,0154 ↑	n. s. -	-0,0381 ↓		93	90
Beginn August	n. s. -	-0,0169 ↓	n. s. -	-0,1662 ↓		8	8
<b>Blühende - Daten für 414/399 Arten</b>							
Blühende MW	n. s. -	-0,0629 ↓	n. s. -	-0,1556 ↓		414	399
Ende April	0,0286 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		6	5
Ende Mai	-0,0294 ↓	0,0378 ↑	n. s. -	0,1703 ↑		20	19
Ende Juni	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0431 ↑		58	55
Ende Juli	n. s. -	0,111 ↑	0,1394 ↑	0,0798 ↑		79	77
Ende August	n. s. -	-0,2088 ↓	-0,48 ↓	-0,1136 ↓		91	86
Ende September	0,0277 ↑	n. s. -	0,0692 ↑	n. s. -		92	90
Ende Oktober	-0,1298 ↓	-0,0814 ↓	n. s. -	-0,0756 ↓		60	59
Ende November/Dezember	0,0968 ↑	0,0695 ↑	0,0917 ↑	n. s. -		8	8
<b>Blühdauer - Daten für 414/399 Arten</b>							
Blühdauer MW	-0,1429 ↓	-0,0491 ↓	n. s. -	-0,0866 ↓		414	399
1 Monat	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0337 ↑		7	7
2 Monate	0,0856 ↑	0,0905 ↑	n. s. -	0,0399 ↑		130	123
3 Monate	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		140	136
4 Monate	n. s. -	-0,076 ↓	n. s. -	-0,1546 ↓		79	77
5 Monate	-0,0867 ↓	n. s. -	n. s. -	0,037 ↑		36	34
6 Monate	-0,0292 ↓	n. s. -	0,1124 ↑	n. s. -		12	12
7 Monate	-0,0311 ↓	-0,0448 ↓	n. s. -	n. s. -		4	4
8 Monate	n. s. -	n. s. -	n. s. -	-0,0722 ↓		4	4
12 Monate	-0,0304 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		2	2
<b>Anzahl Blühphasen - Daten für 414/399 Arten</b>							
2 Blühphasen	-0,0267 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		9	9
<b>Symphänologische Gruppen - Daten für 334/322 Arten</b>							
<i>Corylus-Leucojum</i> -Phase	-0,0306 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		5	5
<i>Acer platanoides-Anemone nemorosa</i> -Phase	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		7	6
<i>Prunus avium-Ranunculus auricomus</i> -Phase	-0,027 ↓	0,0237 ↑	n. s. -	0,1428 ↑		24	22
<i>Fagus-Lamium</i> -Phase	0,0329 ↑	0,1206 ↑	0,2407 ↑	n. s. -		21	21
<i>Sorbus aucuparia-Galium odoratum</i> -Phase	-0,0846 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		28	25
<i>Cornus sanguinea-Melica uniflora</i> -Phase	-0,2559 ↓	n. s. -	n. s. -	0,0761 ↑		73	72
<i>Ligustrum-Stachys sylvatica</i> -Phase	-0,083 ↓	0,0301 ↑	n. s. -	n. s. -		70	68
<i>Clematis vitalba-Galium sylvaticum</i> -Phase	0,3673 ↑	n. s. -	-0,1413 ↓	-0,0878 ↓		100	97
<i>Hedera-Solidago</i> -Phase	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		5	5
<b>Reproduktionstyp - Daten für 414/399 Arten</b>							
Samen/Sporen	-0,0195 ↓	-0,0351 ↓	n. s. -	-0,1063 ↓		203	198
meist Samen, selten vegetativ	n. s. -	0,0846 ↑	0,2008 ↑	0,0621 ↑		37	35
Samen und vegetativ	0,0323 ↑	n. s. -	n. s. -	0,1161 ↑		160	152
meist vegetativ, selten Samen	n. s. -	-0,0751 ↓	-0,3457 ↓	-0,101 ↓		12	12
vegetativ	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		2	2

	<b>Grundw.-stand</b>		<b>Bestandsalter</b>			
		alle	nass	trocken		
<b>Diklinie - Daten für 406/391 Arten</b>						
synözisch (hermaphroditisch)	n. s. -	-0,0549 ↓	n. s. -	-0,0798 ↓	309	299
monözisch	0,0464 ↑	0,1016 ↑	0,0649 ↑	0,0885 ↑	17	17
diözisch	n. s. -	-0,0682 ↓	-0,0772 ↓	-0,129 ↓	21	19
gynomonözisch	n. s. -	0,0254 ↑	n. s. -	0,0407 ↑	29	28
gynodiözisch	n. s. -	0,0725 ↑	0,0932 ↑	0,0809 ↑	22	21
andromonözisch	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	17	15
<b>Dichogamie - Daten für 341/330 Arten</b>						
ausgeprägt protogyn	n. s. -	-0,0218 ↓	n. s. -	-0,0391 ↓	18	17
protogyn	0,0713 ↑	n. s. -	-0,075 ↓	0,0608 ↑	43	42
leicht protogyn	-0,0351 ↓	n. s. -	n. s. -	0,04 ↑	33	30
homogam	-0,2066 ↓	-0,0512 ↓	n. s. -	-0,0438 ↓	167	163
leicht proterandrisch	n. s. -	n. s. -	n. s. -	-0,0408 ↓	25	24
proterandrisch	0,1946 ↑	0,0955 ↑	n. s. -	0,0647 ↑	103	100
ausgeprägt proterandrisch	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	21	19
<b>Selbstkompatibilität - Daten für 333/322 Arten</b>						
selbstkompatibel oder "± selbstkompatibel"	-0,0617 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	234	224
selbstinkompatibel oder "± selbstinkompatibel"	0,0636 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,031 ↓	76	75
<b>Bestäubung/Pollenvektor - Daten für 394/380 Arten</b>						
Windbestäubung	0,0688 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	85	81
Selbstbestäubung	-0,1793 ↓	-0,0461 ↓	n. s. -	-0,0585 ↓	106	101
Kleistogamie	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	12	11
Insektenbestäubung	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0706 ↑	239	230
<b>Befruchtungssystem - Daten für 346/333 Arten</b>						
xenogam	0,0464 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,0778 ↓	114	111
fakultativ xenogam	n. s. -	0,1206 ↑	n. s. -	0,2889 ↑	80	75
gemischte Befruchtung	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	72	69
fakultativ autogam	-0,142 ↓	-0,0614 ↓	n. s. -	-0,0606 ↓	57	55
obligat autogam	-0,136 ↓	-0,0163 ↓	n. s. -	n. s. -	40	39
<b>Belohnung - Daten für 260/250 Arten</b>						
Nektar	0,0466 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	227	220
Pollen	n. s. -	n. s. -	0,0407 ↑	n. s. -	41	38
<b>Blumenklassen - Daten für 408/394 Arten</b>						
Blumen mit freiliegendem Nektar	n. s. -	n. s. -	0,0391 ↑	n. s. -	32	30
Blumen mit halbverborgenem Nektar	0,1029 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	43	41
Blumen mit völlig verborgenem Nektar	-0,0435 ↓	-0,0159 ↓	-0,2004 ↓	n. s. -	45	45
Blumengesellschaften mit völlig verborgenem Nektar	n. s. -	n. s. -	n. s. -	-0,0247 ↓	58	57
Hymenopterenblüten	-0,1624 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	50	49
Bienenblumen i.e.S.	-0,0327 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	13	13
Hummelblumen	n. s. -	0,0249 ↑	n. s. -	0,0622 ↑	14	14
Nachfalterblumen	0,1082 ↑	n. s. -	-0,0792 ↓	-0,046 ↓	7	7
Pollenblumen	n. s. -	0,0267 ↑	n. s. -	0,0422 ↑	19	17
Windblütler	0,0546 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	85	83
Windblumen: Windblütler, die gelegentlich Insektenbesuch erhalten	-0,0173 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	15	13
Übergangstyp Blüten mit völlig verborgenem Honig - Fliegenblüten	0,2527 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	5	4

	Grundw.-stand		Bestandsalter					
	alle	nass	trocken					
<b>Fruchttyp - Daten für 408/394 Arten</b>								
Bruchfrucht	n. s. -	0,0678 ↑	n. s. -	0,1904 ↑			34	33
Hülse	-0,1422 ↓	-0,0231 ↓	n. s. -	n. s. -			33	32
Kapsel	-0,0224 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			109	105
Nuss	0,1143 ↑	n. s. -	n. s. -	-0,0574 ↓			156	153
Sammelnussfrucht	0,1606 ↑	0,0175 ↑	n. s. -	0,0267 ↑			19	16
Schote	n. s. -	n. s. -	0,0618 ↑	n. s. -			10	10
Spaltfrucht	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			27	25
Steinfrucht	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			8	8
<b>Diasporentyp - Daten für 413/398 Arten</b>								
Frucht	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			50	49
Früchtchen	0,1352 ↑	n. s. -	n. s. -	0,054 ↑			16	13
Frucht mit Zusatzbildung	n. s. -	-0,0592 ↓	n. s. -	-0,2223 ↓			153	149
Same	-0,044 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			145	141
Sammelfrucht	0,0262 ↑	n. s. -	0,1578 ↑	0,05 ↑			6	6
Spore	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -			5	4
Teilfrucht	-0,0210 ↓	0,0645 ↑	0,0586 ↑	0,1642 ↑			61	58
Teil-Fruchtstand	-0,0173 ↓	-0,285 ↓	-0,4751 ↓	-0,2148 ↓			14	14
<b>Gewichte Diasporen - Daten für 202/196 Arten</b>								
Gewicht Diasporen (Minimum) [mg]	n. s. -	-0,0283 ↓	-0,0771 ↓	n. s. -			202	196
Gewicht Diasporen (Mittelwert) [mg]	n. s. -	-0,0356 ↓	-0,0881 ↓	n. s. -			202	196
Gewicht Diasporen (Maximum) [mg]	n. s. -	-0,0299 ↓	-0,0781 ↓	n. s. -			202	196
Median Gewicht Diasporen (Minimum)	n. m.	n. m.	n. m.	n. m.			202	196
Median Gewicht Diasporen (Mittelwert)	n. m.	n. m.	n. m.	n. m.			202	196
Median Gewicht Diasporen (Maximum)	n. m.	n. m.	n. m.	n. m.			202	196
<b>Gewichte Germinulen - Daten für 247/239 Arten</b>								
Gewicht Germinulen (Minimum) [mg]	n. s. -	n. s. -	-0,076 ↓	n. s. -			247	239
Gewicht Germinulen (Mittelwert) [mg]	n. s. -	-0,019 ↓	-0,0719 ↓	n. s. -			247	239
Gewicht Germinulen (Maximum) [mg]	n. s. -	-0,0192 ↓	-0,0601 ↓	n. s. -			247	239
Median Gewicht Germinulen (Minimum)	n. m.	n. m.	n. m.	n. m.			247	239
Median Gewicht Germinulen (Mittelwert)	n. m.	n. m.	n. m.	n. m.			247	239
Median Gewicht Germinulen (Maximum)	n. m.	n. m.	n. m.	n. m.			247	239
<b>Strategietyp - Daten für 411/397 Arten</b>								
Konkurrenz-Strategen	0,0281 ↑	-0,0576 ↓	-0,1036 ↓	-0,1211 ↓			89	87
Konkurrenz-Ruderal-Strategen	-0,117 ↓	-0,3332 ↓	-0,1726 ↓	-0,385 ↓			54	54
Konkurrenz-Stress-Strategen	0,053 ↑	0,2371 ↑	0,2012 ↑	0,2723 ↑			76	71
Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0788 ↑			123	119
Ruderal-Strategen	-0,0884 ↓	-0,1482 ↓	n. s. -	-0,1982 ↓			38	37
Stress-Strategen	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0471 ↑			5	4
Stress-Ruderal-Strategen	-0,0462 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -			26	25
<b>Vorkommen - Daten für 221/213 Arten</b>								
Äcker und Gärten	-0,0438 ↓	-0,5328 ↓	-0,6917 ↓	-0,4547 ↓			13	12
Extensivgrünland	0,2273 ↑	0,5827 ↑	0,4657 ↑	0,6067 ↑			132	127
Wirtschaftsgrünland	-0,2053 ↓	-0,1429 ↓	n. s. -	-0,1573 ↓			20	19
Nicht-Kulturland und Brachen	n. s. -	-0,089 ↓	-0,1394 ↓	-0,0917 ↓			34	33
Waldrand und Säume	-0,0382 ↓	0,0244 ↑	n. s. -	0,0787 ↑			22	22

	Grundw.-stand		Bestandsalter					
	alle	nass	trocken					
<b>Gilde - Daten für alle, d. h. für 468/453 Arten</b>								
(Süß-)Gras	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	60	59	
Sauergras (inklusive Juncaceae und <i>Typha</i> )	0,1368 ↑	0,1533 ↑	n. s. -	0,2484 ↑		32	31	
Holzgewächs	n. s. -	0,046 ↑	n. s. -	0,0966 ↑		29	29	
Kraut (inkl. Farne)	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		309	296	
Leguminose	-0,2258 ↓	-0,0495 ↓	n. s. -	-0,0385 ↓		39	38	
<b>Mahdverträglichkeit - Daten für 221/213 Arten</b>								
1 völlig schnittunverträglich + zwischen 1 und 3 stehend	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		20	20	
3 schnittempfindlich	0,0877 ↑	0,238 ↑	0,1829 ↑	0,219 ↑		62	59	
zwischen 3 und 5 stehend (schnittempfindlich bis mäßig schnittverträglich)	n. s. -	0,0358 ↑	n. s. -	0,1373 ↑		54	53	
5 mäßig schnittverträglich	0,2235 ↑	0,056 ↑	n. s. -	n. s. -		38	36	
zwischen 5 und 7 stehend (mäßig schnittverträglich bis gut schnittverträglich)	-0,0128 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -		20	20	
7 gut schnittverträglich	-0,1287 ↓	-0,2433 ↓	-0,4904 ↓	-0,1781 ↓		13	11	
zwischen 7 und 9 stehend + 9 überaus schnittverträglich	-0,081 ↓	-0,1451 ↓	n. s. -	-0,1517 ↓		14	14	
<b>Weideverträglichkeit - Daten für 221/213 Arten</b>								
1 völlig weideunverträglich	0,0682 ↑	n. s. -	-0,1064 ↓	n. s. -		10	10	
zwischen 1 und 3 stehend (weideunverträglich bis weideempfindlich)	0,0273 ↑	0,0197 ↑	0,0701 ↑	n. s. -		31	29	
3 weideempfindlich	0,1138 ↑	0,1623 ↑	0,1917 ↑	0,0301 ↑		42	40	
zwischen 3 und 5 stehend (weideempfindlich bis mäßig weideverträglich)	-0,0293 ↓	-0,0272 ↓	n. s. -	-0,0299 ↓		64	62	
5 mäßig weideverträglich	-0,027 ↓	-0,1749 ↓	-0,6175 ↓	n. s. -		16	15	
zwischen 5 und 7 stehend (mäßig weideverträglich bis gut weideverträglich)	n. s. -	0,092 ↑	0,0858 ↑	n. s. -		14	14	
7 gut weideverträglich	0,0383 ↑	0,031 ↑	n. s. -	0,0618 ↑		23	23	
zwischen 7 und 9 stehend (gut weideverträglich bis überaus weideverträglich)	-0,1473 ↓	-0,0496 ↓	n. s. -	0,0408 ↑		15	14	
9 überaus weideverträglich	n. s. -	n. s. -	n. s. -	-0,0458 ↓		6	6	
<b>Trittverträglichkeit - Daten für 221/213 Arten</b>								
1 völlig trittunverträglich	0,1196 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -		14	14	
zwischen 1 und 3 stehend (trittunverträglich bis trittempfindlich)	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		49	46	
3 trittempfindlich	0,0697 ↑	0,1754 ↑	0,1344 ↑	0,1674 ↑		42	41	
zwischen 3 und 5 stehend (trittempfindlich bis mäßig trittverträglich)	0,1084 ↑	0,028 ↑	0,0974 ↑	n. s. -		57	55	
5 mäßig trittverträglich	n. s. -	0,0334 ↑	n. s. -	0,1748 ↑		15	14	
zwischen 5 und 7 stehend (mäßig trittverträglich bis trittverträglich)	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -		19	19	
7 trittverträglich	n. s. -	-0,2985 ↓	-0,5505 ↓	-0,2052 ↓		7	6	
zwischen 7 und 9 stehend (trittverträglich bis überaus trittverträglich)	-0,1128 ↓	-0,0697 ↓	n. s. -	0,0388 ↑		7	7	
9 überaus trittverträglich	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0734 ↑		11	11	

	Grundw.-stand		Bestandsalter				
		alle	nass	trocken			
<b>Futterwert - Daten für 221/213 Arten</b>							
1 giftig für Nutztier (und Mensch)	-0,0591 ↓	n. s. -	n. s. -	0,0607 ↑	17	17	
kein bis sehr geringer Futterwert	0,0635 ↑	0,0252 ↑	n. s. -	n. s. -	79	76	
3 geringer Futterwert	0,1465 ↑	0,1973 ↑	n. s. -	0,3798 ↑	53	51	
zwischen 3 und 5 stehend (geringer bis mittlerer Futterwert)	0,021 ↑	n. s. -	0,1182 ↑	n. s. -	24	22	
5 mittlerer Futterwert	n. s. -	0,0667 ↑	0,0763 ↑	n. s. -	12	12	
zwischen 5 und 7 stehend (mittlerer bis hoher Futterwert)	n. s. -	-0,2435 ↓	-0,492 ↓	-0,1897 ↓	13	13	
7 hoher Futterwert	-0,0514 ↓	n. s. -	n. s. -	n. s. -	11	10	
zwischen 7 und 9 stehend (hoher bis bester Futterwert)	-0,1519 ↓	-0,0667 ↓	n. s. -	-0,0805 ↓	7	7	
9 bester Futterwert	-0,0496 ↓	-0,0444 ↓	n. s. -	-0,0397 ↓	5	5	
<b>Ozeanität - Daten für 350/338 Arten</b>							
litoral	0,0589 ↑	-0,047 ↓	-0,19 ↓	-0,1255 ↓	7	7	
kontinental	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,039 ↑	8	8	
schwach kontinental	-0,0645 ↓	-0,0821 ↓	-0,3319 ↓	n. s. -	43	39	
subkontinental	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	32	32	
schwach subkontinental	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	41	41	
schwach subozeanisch	0,0142 ↑	0,0299 ↑	0,0685 ↑	n. s. -	59	56	
subozeanisch	n. s. -	n. s. -	n. s. -	n. s. -	43	43	
schwach ozeanisch	0,0862 ↑	0,0491 ↑	0,2174 ↑	n. s. -	107	102	
ozeanisch	0,0489 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	20	20	
<b>Florengbiet - Daten für 411/396 Arten</b>							
Asien	n. s. -	-0,2396 ↓	-0,4645 ↓	-0,2037 ↓	70	68	
circumpolar	0,1034 ↑	-0,0349 ↓	n. s. -	-0,1116 ↓	48	44	
Europa	-0,0533 ↓	0,0625 ↑	n. s. -	0,145 ↑	355	344	
Afrika	0,0436 ↑	n. s. -	-0,214 ↓	n. s. -	15	14	
Amerika	0,052 ↑	n. s. -	n. s. -	n. s. -	23	22	
Ostamerika	0,1946 ↑	-0,0447 ↓	-0,2215 ↓	n. s. -	6	6	
Sibirien	-0,0848 ↓	0,0238 ↑	n. s. -	0,058 ↑	14	13	
Australien/Neuseeland	0,1197 ↑	-0,0378 ↓	-0,1879 ↓	n. s. -	7	7	
Vorderasien	n. s. -	n. s. -	n. s. -	0,0761 ↑	6	6	
Westasien	-0,0494 ↓	n. s. -	0,0727 ↑	0,0482 ↑	129	125	
Westsibirien	n. s. -	0,0615 ↑	n. s. -	0,1649 ↑	30	29	
<b>Hemerobie - Daten für 411/397 Arten</b>							
oligohemerob	0,1686 ↑	0,4872 ↑	0,3429 ↑	0,5258 ↑	228	217	
mesohemerob	0,0887 ↑	0,4082 ↑	0,1767 ↑	0,5234 ↑	335	321	
b-euhemerob	-0,078 ↓	-0,3766 ↓	-0,308 ↓	-0,395 ↓	228	221	
a-euhemerob	-0,2032 ↓	-0,4995 ↓	-0,5268 ↓	-0,4626 ↓	143	139	
polyhemerob	-0,0503 ↓	-0,4476 ↓	-0,6599 ↓	-0,3522 ↓	67	66	
Anzahl von Hemerobiestufen	-0,0617 ↓	-0,2836 ↓	-0,4506 ↓	-0,1877 ↓	414	399	
<b>Urbanität - Daten für 409/395 Arten</b>							
urbanophob	0,2025 ↑	0,3197 ↑	0,2429 ↑	0,3348 ↑	154	146	
mäßig urbanophob	0,0165 ↑	0,1248 ↑	n. s. -	0,1499 ↑	141	136	
urbanoneutral	-0,1622 ↓	-0,4396 ↓	-0,3704 ↓	-0,4377 ↓	87	86	
mäßig urbanophil	-0,0165 ↓	n. s. -	n. s. -	0,0274 ↑	17	17	
urbanophil	-0,0409 ↓	-0,3767 ↓	n. s. -	-0,4522 ↓	10	10	



### Anhang III: Beispiele für alle Vegetationstypen, denen die untersuchten Aufnahme­flächen zugeordnet wurden

Die Tabellen 1)-17) beinhalten Aufnahmequadrante des nassen Feuchteregimes (Grundwasserstands-Klassen zwischen 10 und -55 cm); in den Tabellen 18)-30) finden sich Aufnahmen des trockenen Feuchteregimes (Grundwasserstands-Klassen zwischen -85 und -175 cm). Alle Deckungsgrade sind in Prozent angegeben. Die Artenliste ist nach abnehmender Deckung geordnet. Zielarten sind fett gedruckt.

**Tabelle 1)**

**Pfeifengraswiese**

Geländnr.	250
Bestandsalter	Altwiese
Geschätzter Grundwasserstand	10 cm
Untersuchungsgebiet	Peszéradacser W.
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	87
Gesamtartenzahl	32
Pflegemaßnahme	Beweidung Graur.
Moorwiesenarten Anzahl	5
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	2
Moorwiesenarten Deckungssumme	84,05
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,1
Störzeiger Deckungssumme	0,3
neutrale Arten Deckungssumme	41
<b><i>Molinia caerulea</i></b>	75
<i>Deschampsia cespitosa</i>	13
<i>Mentha aquatica</i>	8
<i>Euphorbia lucida</i>	5
<i>Phragmites australis</i>	5
<b><i>Carex panicea</i></b>	4,5
<i>Carex riparia</i>	4,5
<b><i>Eleocharis uniglumis</i></b>	4
<i>Thalictrum flavum</i>	2,3
<i>Potentilla reptans</i>	1
<i>Inula britannica</i>	0,7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,6
<b><i>Sanguisorba officinalis</i></b>	0,5
<i>Carex tomentosa</i>	0,2
<i>Argentina anserina</i>	0,2
<i>Lotus tenuis</i>	0,1
<i>Odontites vulgaris</i>	0,1
<b><i>Astragalus cicer</i></b>	0,05
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	0,05
<i>Frangula alnus</i>	0,05
<i>Galium verum</i>	0,05
<b><i>Gentiana pneumonanthe</i></b>	0,05
<i>Gratiola officinalis</i>	0,05
<i>Linum catharticum</i>	0,05
<i>Lythrum salicaria</i>	0,05
<i>Plantago lanceolata</i>	0,05
<i>Plantago major</i>	0,05
<b><i>Ranunculus polyanthemos</i></b>	0,05
<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>glaucus</i>	0,05
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,05
<i>Teucrium scordium</i>	0,05
<i>Viola pumila</i>	0,05

Tabelle 2)

<b>Pfeifengraswiese</b>	
Geländnr.	5
Bestandsalter	Altwiese
Geschätzter Grundwasserstand	-30 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	85
Gesamtartenzahl	47
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	15
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	2
Steppenwiesenarten Anzahl	
Moorwiesenarten Deckungssumme	51,25
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	1,2
Steppenwiesenarten Deckungssumme	
Störzeiger Deckungssumme	0,6
neutrale Arten Deckungssumme	71,4
<i>Carex acutiformis</i>	25
<b><i>Molinia caerulea</i></b>	25
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	15
<b><i>Carex panicea</i></b>	8
<i>Deschampsia cespitosa</i>	8
<i>Lysimachia vulgaris</i>	6
<b><i>Serratula tinctoria</i></b>	6
<b><i>Galium boreale</i></b>	4
<i>Calystegia sepium</i>	3
<i>Holcus lanatus</i>	3
<b><i>Veratrum album</i></b>	3
<b><i>Cirsium canum</i></b>	2,5
<i>Galium mollugo</i>	2,5
<i>Angelica sylvestris</i>	2
<b><i>Juncus subnodulosus</i></b>	2
<i>Plantago lanceolata</i>	2
<i>Achillea asplenifolia</i>	1,5
<i>Ajuga genevensis</i>	1,5
<b><i>Stachys officinalis</i></b>	1
<i>Dactylis glomerata</i>	0,5
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,5
<i>Vicia cracca</i>	0,25
<b><i>Potentilla erecta</i></b>	0,2
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,2
<b><i>Salix repens</i> subsp. <i>rosmarinifolia</i></b>	0,2
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0,15
<i>Festuca arundinacea</i>	0,15
<b><i>Ranunculus acris</i></b>	0,15
<b><i>Equisetum palustre</i></b>	0,1
<i>Mentha aquatica</i>	0,1
<i>Poa angustifolia</i>	0,1
<b><i>Sanguisorba officinalis</i></b>	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,05
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,05
<i>Carex distans</i>	0,05
<i>Cerastium fontanum</i>	0,05
<i>Cornus sanguinea</i>	0,05
<b><i>Dianthus superbus</i></b>	0,05
<i>Elytrigia repens</i>	0,05
<b><i>Epipactis palustris</i></b>	0,05
<i>Galium verum</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Lythrum salicaria</i>	0,05
<i>Poa trivialis</i>	0,05
<b><i>Prunella vulgaris</i></b>	0,05
<i>Ranunculus repens</i>	0,05
<b><i>Succisa pratensis</i></b>	0,05

Tabelle 3)

Pfeifengraswiese	
Geländenr.	20
Bestandsalter	22 a
Geschätzter Grundwasserstand	0 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	55
Gesamtartenzahl	29
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	5
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	1
Steppenwiesenarten Anzahl	
Moorwiesenarten Deckungssumme	38,15
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	20
Steppenwiesenarten Deckungssumme	
Störzeiger Deckungssumme	0,3
neutrale Arten Deckungssumme	6,65
<b><i>Molinia caerulea</i></b>	30
<b><i>Inula salicina</i></b>	20
<b><i>Serratula tinctoria</i></b>	8
<i>Carex tomentosa</i>	3
<i>Potentilla reptans</i>	0,9
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	0,7
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,7
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	0,4
<i>Cynodon dactylon</i>	0,15
<i>Plantago lanceolata</i>	0,15
<i>Symphytum officinale</i>	0,15
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,05
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,05
<i>Calystegia sepium</i>	0,05
<b><i>Carex panicea</i></b>	0,05
<i>Crataegus monogyna</i>	0,05
<i>Galium verum</i>	0,05
<i>Gratiola officinalis</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,05
<i>Mentha aquatica</i>	0,05
<b><i>Ophioglossum vulgatum</i></b>	0,05
<b><i>Anacamptis palustris</i></b>	0,05
<i>Phalaroides arundinacea</i>	0,05
<i>Poa angustifolia</i>	0,05
<i>Ranunculus repens</i>	0,05
<i>Vicia cracca</i>	0,05
<i>Viola pumila</i>	0,05

Tabelle 4)

Pfeifengraswiese	
Geländenr.	256
Bestandsalter	137 a
Geschätzter Grundwasserstand	0 cm
Untersuchungsgebiet	NSG Dabas
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	90
Gesamtartenzahl	39
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	16
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	3
Moorwiesenarten Deckungssumme	109,65
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,35
Störzeiger Deckungssumme	0,05
neutrale Arten Deckungssumme	13,9
<b><i>Molinia caerulea</i></b>	45
<b><i>Succisa pratensis</i></b>	25
<b><i>Sanguisorba officinalis</i></b>	22
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	9
<b><i>Serratula tinctoria</i></b>	8
<b><i>Potentilla erecta</i></b>	3
<b><i>Schoenus nigricans</i></b>	3
<b><i>Carex flacca</i></b>	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1,7
<i>Carex acutiformis</i>	1
<b><i>Carex panicea</i></b>	1
<i>Phragmites australis</i>	1
<i>Lotus corniculatus</i>	0,25
<b><i>Ranunculus polyanthemos</i></b>	0,25
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,25
<b><i>Scorzonera humilis</i></b>	0,2
<b><i>Gentiana pneumonanthe</i></b>	0,1
<i>Mentha aquatica</i>	0,1
<b><i>Prunella vulgaris</i></b>	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,05
<b><i>Briza media</i></b>	0,05
<b><i>Eleocharis uniglumis</i></b>	0,05
<b><i>Equisetum palustre</i></b>	0,05
<b><i>Euphorbia illirica</i></b>	0,05
<i>Festuca arundinacea</i>	0,05
<b><i>Filipendula vulgaris</i></b>	0,05
<i>Frangula alnus</i>	0,05
<b><i>Galium boreale</i></b>	0,05
<i>Galium verum</i>	0,05
<i>Leontodon hispidus</i>	0,05
<i>Linum catharticum</i>	0,05
<i>Lotus maritimus</i>	0,05
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,05
<i>Lythrum salicaria</i>	0,05
<b><i>Anacamptis palustris</i></b>	0,05
<i>Plantago lanceolata</i>	0,05
<i>Poa angustifolia</i>	0,05
<i>Pulicaria dysenterica</i>	0,05
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,05

Tabelle 5)

**Deschampsia-Wiese**

Geländnr.	34
Bestandsalter	Altwiese
Geschätzter Grundwasserstand	-10 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahmefläche	90
Gesamtartenzahl	38
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	7
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	2
Moorwiesenarten Deckungssumme	18,75
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,1
Störzeiger Deckungssumme	0,15
neutrale Arten Deckungssumme	102,15
<i>Deschampsia cespitosa</i>	65
<i>Phalaroides arundinacea</i>	18
<b><i>Cirsium canum</i></b>	13
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	9
<i>Calystegia sepium</i>	5
<b><i>Serratula tinctoria</i></b>	3
<b><i>Carex panicea</i></b>	2
<i>Poa angustifolia</i>	1,5
<i>Carex riparia</i>	1
<i>Galium mollugo</i>	0,5
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,4
<b><i>Ranunculus acris</i></b>	0,4
<i>Galium verum</i>	0,3
<i>Ranunculus repens</i>	0,3
<b><i>Galium boreale</i></b>	0,25
<i>Potentilla reptans</i>	0,2
<i>Mentha aquatica</i>	0,15
<i>Daucus carota</i>	0,1
<i>Sonchus arvensis</i>	0,1
<i>Carex acutiformis</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<b><i>Prunella vulgaris</i></b>	0,05
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,05
<i>Festuca arundinacea</i>	0,05
<i>Lythrum salicaria</i>	0,05
<b><i>Briza media</i></b>	0,05
<b><i>Eleocharis uniglumis</i></b>	0,05
<i>Crataegus monogyna</i>	0,05
<i>Achillea aspleniifolia</i>	0,05
<i>Dactylis glomerata</i>	0,05
<i>Elytrigia repens</i>	0,05
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,05
<i>Rhamnus cathartica</i>	0,05
<i>Rosa spec.</i>	0,05
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	0,05
<b><i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i></b>	0,05
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	0,05
<i>Valeriana officinalis</i>	0,05

Tabelle 6)

**Deschampsia-Wiese**

Geländnr.	90
Bestandsalter	58 a
Geschätzter Grundwasserstand	0 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahmefläche	95
Gesamtartenzahl	39
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	14
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	1
Moorwiesenarten Deckungssumme	37,05
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,05
Störzeiger Deckungssumme	
neutrale Arten Deckungssumme	109,35
<i>Deschampsia cespitosa</i>	33
<i>Carex acutiformis</i>	22
<i>Lysimachia vulgaris</i>	18
<i>Carex riparia</i>	12
<i>Ranunculus repens</i>	12
<b><i>Carex panicea</i></b>	9
<b><i>Molinia caerulea</i></b>	9
<b><i>Equisetum palustre</i></b>	8
<i>Symphytum officinale</i>	4,5
<b><i>Juncus subnodulosus</i></b>	4
<i>Mentha aquatica</i>	3,5
<b><i>Cirsium canum</i></b>	3
<b><i>Sanguisorba officinalis</i></b>	1,7
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,8
<b><i>Serratula tinctoria</i></b>	0,8
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	0,7
<i>Iris pseudacorus</i>	0,7
<b><i>Potentilla erecta</i></b>	0,6
<i>Salix cinerea</i>	0,6
<i>Angelica sylvestris</i>	0,35
<b><i>Ranunculus acris</i></b>	0,35
<i>Calystegia sepium</i>	0,25
<b><i>Lathyrus palustris</i></b>	0,25
<i>Carex elata</i>	0,2
<b><i>Prunella vulgaris</i></b>	0,2
<i>Vicia cracca</i>	0,2
<i>Juncus inflexus</i>	0,1
<i>Lythrum salicaria</i>	0,1
<i>Achillea aspleniifolia</i>	0,05
<i>Ajuga genevensis</i>	0,05
<b><i>Briza media</i></b>	0,05
<b><i>Carex flacca</i></b>	0,05
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0,05
<i>Festuca arundinacea</i>	0,05
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,05
<i>Galium palustre</i>	0,05
<i>Hypericum tetrapterum</i>	0,05
<b><i>Anacamptis palustris</i></b>	0,05
<b><i>Taraxacum palustre</i></b>	0,05

Tabelle 7)

## Leicht degradierte Pfeifengraswiese

Geländnr.	30
Bestandsalter	28 a
Geschätzter Grundwasserstand	-55 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	82
Gesamtartenzahl	46
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	11
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	1
Steppenwiesenarten Anzahl	3
Moorwiesenarten Deckungssumme	43,35
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	0,2
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,8
Störzeiger Deckungssumme	0,15
neutrale Arten Deckungssumme	55,65
<b>Galium boreale</b>	25
<i>Deschampsia cespitosa</i>	17
<i>Plantago lanceolata</i>	15
<b>Molinia caerulea</b>	10
<i>Lotus corniculatus</i>	6
<b>Succisa pratensis</b>	4,5
<i>Festuca arundinacea</i>	4
<i>Carex acutiformis</i>	3,5
<i>Salix cinerea</i>	3,5
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2,5
<b>Cirsium canum</b>	2
<i>Dactylis glomerata</i>	1,5
<b>Serratula tinctoria</b>	1
<i>Achillea asplenifolia</i>	0,5
<b>Briza media</b>	0,5
<i>Poa angustifolia</i>	0,4
<b>Festuca rubra</b>	0,35
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	0,3
<i>Vicia cracca</i>	0,3
<i>Galium verum</i>	0,25
<b>Festuca stricta</b> subsp. <i>sulcata</i>	0,2
<b>Ranunculus acris</b>	0,2
<b>Salix repens</b> subsp. <i>rosmarinifolia</i>	0,2
<b>Carex panicea</b>	0,1
<i>Equisetum arvense</i>	0,1
<i>Leontodon hispidus</i>	0,1
<b>Ranunculus polyanthemos</b>	0,1
<b>Sanguisorba officinalis</b>	0,1
<i>Symphytum officinale</i>	0,1
<i>Arabis hirsuta</i>	0,05
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,05
<i>Carex hirta</i>	0,05
<i>Cerastium fontanum</i>	0,05
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	0,05
<i>Holcus lanatus</i>	0,05
<i>Lythrum salicaria</i>	0,05
<i>Medicago lupulina</i>	0,05
<b>Potentilla erecta</b>	0,05
<i>Potentilla reptans</i>	0,05
<b>Prunella vulgaris</b>	0,05
<i>Ranunculus repens</i>	0,05
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,05
<i>Rumex acetosa</i>	0,05
<i>Solidago gigantea</i>	0,05
<i>Sonchus arvensis</i>	0,05
<i>Trifolium pratense</i>	0,05

Tabelle 8)

## Unspezifische Moorwiese

Geländnr.	260
Bestandsalter	33 a
Geschätzter Grundwasserstand	-10 cm
Untersuchungsgebiet	NSG Dabas
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	83
Gesamtartenzahl	42
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	7
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	1
Steppenwiesenarten Anzahl	6
Moorwiesenarten Deckungssumme	40,35
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	3
Steppenwiesenarten Deckungssumme	1,5
Störzeiger Deckungssumme	
neutrale Arten Deckungssumme	64,45
<b>Carex flacca</b>	33
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	33
<i>Ononis spinosa</i>	8
<b>Serratula tinctoria</b>	6
<i>Galium verum</i>	5
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	4,5
<i>Festuca arundinacea</i>	4
<i>Leontodon hispidus</i>	4
<b>Stachys officinalis</b>	3
<i>Carex tomentosa</i>	2
<i>Lotus maritimus</i>	1,5
<b>Briza media</b>	1
<b>Succisa pratensis</b>	1
<i>Poa angustifolia</i>	0,6
<i>Achillea asplenifolia</i>	0,5
<i>Dactylis glomerata</i>	0,2
<b>Scirpoides holoschoenus</b>	0,2
<b>Carex panicea</b>	0,15
<i>Plantago lanceolata</i>	0,15
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,1
<i>Carex hirta</i>	0,1
<b>Cirsium canum</b>	0,1
<i>Lotus corniculatus</i>	0,1
<b>Plantago media</b>	0,1
<b>Ranunculus polyanthemos</b>	0,1
<i>Jacobaea erucifolia</i>	0,1
<i>Campanula cervicaria</i>	0,05
<b>Carex caryophyllea</b>	0,05
<i>Daucus carota</i>	0,05
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,05
<b>Equisetum palustre</b>	0,05
<i>Euphorbia lucida</i>	0,05
<b>Filipendula vulgaris</b>	0,05
<i>Knautia arvensis</i>	0,05
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,05
<i>Linum catharticum</i>	0,05
<i>Pastinaca sativa</i>	0,05
<i>Picris hieracioides</i>	0,05
<i>Polygala comosa</i>	0,05
<i>Potentilla reptans</i>	0,05
<b>Sanguisorba officinalis</b>	0,05
<i>Vicia cracca</i>	0,05

Tabelle 9)

Röhricht mit *Bolboschoenus*

Geländenr.	314
Bestandsalter	2 a
Geschätzter Grundwasserstand	0 cm
Untersuchungsgebiet	NSG Dabas
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	72
Gesamtartenzahl	17
Pflegemaßnahme	noch keine
Moorwiesenarten Anzahl	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	
Moorwiesenarten Deckungssumme	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	
Störzeiger Deckungssumme	11,15
neutrale Arten Deckungssumme	79,6
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	40
<i>Potentilla reptans</i>	35
<i>Elytrigia repens</i>	11
<i>Phragmites australis</i>	2
<i>Agrostis stolonifera</i>	1
<i>Lythrum salicaria</i>	0,5
<i>Mentha aquatica</i>	0,3
<i>Cirsium arvense</i>	0,15
<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>lacustris</i>	0,15
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1
<i>Juncus articulatus</i>	0,1
<i>Persicaria maculosa</i>	0,1
<i>Stachys palustris</i>	0,1
<i>Inula britannica</i>	0,05
<i>Pulicaria dysenterica</i>	0,05
<i>Teucrium scordium</i>	0,05

Tabelle 10)

## Großseggenried

Geländenr.	6
Bestandsalter	41 a
Geschätzter Grundwasserstand	10 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	85
Gesamtartenzahl	30
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	5
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	
Moorwiesenarten Deckungssumme	6,35
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	
Störzeiger Deckungssumme	0,8
neutrale Arten Deckungssumme	122,4
<i>Carex elata</i>	35
<i>Agrostis stolonifera</i>	25
<i>Deschampsia cespitosa</i>	17
<i>Calystegia sepium</i>	15
<i>Cirsium brachycephalum</i>	10
<i>Lysimachia vulgaris</i>	8
<b><i>Juncus subnodulosus</i></b>	6
<i>Symphytum officinale</i>	6
<i>Carex riparia</i>	5
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	0,5
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,4
<i>Mentha aquatica</i>	0,3
<b><i>Carex panicea</i></b>	0,2
<i>Sonchus arvensis</i>	0,2
<i>Caltha palustris</i>	0,1
<i>Lythrum salicaria</i>	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	0,1
<i>Acer negundo</i>	0,05
<i>Angelica sylvestris</i>	0,05
<i>Carex acutiformis</i>	0,05
<i>Cirsium arvense</i>	0,05
<i>Dactylis glomerata</i>	0,05
<b><i>Eleocharis uniglumis</i></b>	0,05
<b><i>Equisetum palustre</i></b>	0,05
<i>Erigeron annuus</i>	0,05
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,05
<i>Plantago major</i>	0,05
<i>Poa trivialis</i>	0,05
<b><i>Ranunculus acris</i></b>	0,05
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,05

Tabelle 11)

Halbtrockenrasen	
Geländnr.	43
Bestandsalter	52 a
Geschätzter Grundwasserstand	-55 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	95
Gesamtartenzahl	39
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	5
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	11
Moorwiesenarten Deckungssumme	7,65
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	107,15
Störzeiger Deckungssumme	0,05
neutrale Arten Deckungssumme	17,5
<b>Brachypodium pinnatum</b>	70
<b>Centaurea scabiosa subsp. sadleriana</b>	20
<b>Carex flacca</b>	6
<b>Festuca stricta subsp. sulcata</b>	6
<b>Salvia pratensis</b>	6
<i>Ononis spinosa</i>	5
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	5
<i>Dactylis glomerata</i>	3
<i>Avenula pubescens</i>	2
<i>Carex caryophyllea</i>	2
<i>Silene nutans</i>	1,7
<b>Molinia caerulea</b>	1,5
<b>Plantago media</b>	0,6
<i>Lotus corniculatus</i>	0,5
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,5
<i>Plantago lanceolata</i>	0,5
<i>Galium verum</i>	0,25
<b>Ranunculus polyanthemos</b>	0,25
<b>Briza media</b>	0,2
<i>Leontodon hispidus</i>	0,2
<i>Potentilla heptaphylla</i>	0,2
<i>Plantago maritima</i>	0,1
<i>Arabis hirsuta</i>	0,05
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,05
<i>Carex hirta</i>	0,05
<i>Daucus carota</i>	0,05
<i>Elytrigia repens</i>	0,05
<i>Festuca arundinacea</i>	0,05
<b>Koeleria javorkae</b>	0,05
<i>Linum catharticum</i>	0,05
<i>Lotus maritimus</i>	0,05
<i>Poa angustifolia</i>	0,05
<b>Sanguisorba officinalis</b>	0,05
<b>Securigera varia</b>	0,05
<b>Serratula tinctoria</b>	0,05
<i>Silene vulgaris</i>	0,05
<i>Trifolium pratense</i>	0,05
<b>Verbascum phoeniceum</b>	0,05

Tabelle 12)

Bestand mit mehreren Moor- u. Steppenwiesenarten	
Geländnr.	37
Bestandsalter	33 a
Geschätzter Grundwasserstand	-55 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	82
Gesamtartenzahl	41
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	3
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	1
Steppenwiesenarten Anzahl	7
Moorwiesenarten Deckungssumme	4,6
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	17
Steppenwiesenarten Deckungssumme	19,3
Störzeiger Deckungssumme	6,6
neutrale Arten Deckungssumme	52,95
<i>Carex acutiformis</i>	18
<b>Stachys officinalis</b>	17
<i>Phalaroides arundinacea</i>	12
<b>Centaurea scabiosa subsp. sadleriana</b>	10
<i>Colchicum autumnale</i>	6
<b>Festuca stricta subsp. sulcata</b>	6
<i>Lathyrus tuberosus</i>	6
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4
<i>Galium verum</i>	3,5
<b>Salvia pratensis</b>	3
<i>Dactylis glomerata</i>	2,5
<b>Festuca rubra</b>	2,5
<b>Carex flacca</b>	2
<i>Crataegus monogyna</i>	2
<i>Equisetum arvense</i>	2
<i>Carex hirta</i>	1,5
<i>Festuca pratensis</i>	0,3
<i>Phragmites australis</i>	0,25
<i>Cichorium intybus</i>	0,2
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,15
<i>Knautia arvensis</i>	0,15
<b>Verbascum phoeniceum</b>	0,15
<i>Verbena officinalis</i>	0,15
<i>Asparagus officinalis</i>	0,1
<i>Festuca arundinacea</i>	0,1
<b>Galium boreale</b>	0,1
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,1
<i>Achillea millefolium</i>	0,05
<b>Avenula pubescens</b>	0,05
<i>Carex tomentosa</i>	0,05
<i>Elytrigia repens</i>	0,05
<i>Frangula alnus</i>	0,05
<i>Galium mollugo</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Poa angustifolia</i>	0,05
<b>Ranunculus polyanthemos</b>	0,05
<b>Securigera varia</b>	0,05
<i>Solidago canadensis</i>	0,05
<i>Veronica chamaedrys</i>	0,05
<i>Vicia sativa subsp. nigra</i>	0,05
<i>Vicia cracca</i>	0,05

Tabelle 13)

## Störzeiger-dominiert

Geländenr.	309
Bestandsalter	3 a
Geschätzter Grundwasserstand	-30 cm
Untersuchungsgebiet	NSG Dabas
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	77
Gesamtartenzahl	40
Pflegemaßnahme	Mahd/Bew. Schafe
Moorwiesenarten Anzahl	1
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	1
Moorwiesenarten Deckungssumme	0,1
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,15
Störzeiger Deckungssumme	96,2
neutrale Arten Deckungssumme	3,55
<i>Cirsium arvense</i>	50
<i>Elytrigia repens</i>	40
<i>Sonchus arvensis</i>	3,5
<i>Apera spica-venti</i>	0,8
<i>Carex distans</i>	0,8
<i>Poa angustifolia</i>	0,8
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,6
<i>Potentilla reptans</i>	0,4
<i>Cirsium vulgare</i>	0,35
<i>Epilobium tetragonum</i>	0,2
<i>Silene vulgaris</i>	0,2
<i>Daucus carota</i>	0,15
<i>Festuca arundinacea</i>	0,15
<b>Scirpoides holoschoenus</b>	0,15
<i>Carduus nutans</i>	0,1
<i>Dactylis glomerata</i>	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1
<i>Erigeron canadensis</i>	0,1
<i>Galium aparine</i>	0,1
<i>Lactuca serriola</i>	0,1
<i>Lythrum salicaria</i>	0,1
<i>Panicum capillare</i>	0,1
<i>Picris hieracioides</i>	0,1
<i>Plantago major</i>	0,1
<b>Prunella vulgaris</b>	0,1
<i>Torilis arvensis</i>	0,1
<i>Achillea millefolium</i>	0,05
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0,05
<i>Anagallis arvensis</i>	0,05
<i>Asclepias syriaca</i>	0,05
<i>Celtis c. f. occidentalis</i>	0,05
<i>Lactuca saligna</i>	0,05
<i>Odontites vulgaris</i>	0,05
<i>Papaver rhoeas</i>	0,05
<i>Persicaria maculosa</i>	0,05
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	0,05
<i>Pulicaria dysenterica</i>	0,05
<i>Silene latifolia</i>	0,05
<i>Silene multiflora</i>	0,05
<i>Leontodon saxatilis</i>	0,05

Tabelle 14)

## Sumpfwiese, Agrostio-Deschampsietum

Geländenr.	223
Bestandsalter	11 a
Geschätzter Grundwasserstand	-30 cm
Untersuchungsgebiet	Peszéradacser W.
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	63
Gesamtartenzahl	39
Pflegemaßnahme	Mahd / Beweidung Graurinder
Moorwiesenarten Anzahl	4
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	2
Moorwiesenarten Deckungssumme	9,15
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,15
Störzeiger Deckungssumme	4,25
neutrale Arten Deckungssumme	59,75
<i>Agrostis stolonifera</i>	25
<i>Carex distans</i>	8
<b>Carex panicea</b>	8
<i>Dactylis glomerata</i>	8
<i>Picris hieracioides</i>	7
<i>Deschampsia cespitosa</i>	4
<i>Phragmites australis</i>	3,5
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1,7
<i>Calystegia sepium</i>	1,3
<b>Carex flacca</b>	1
<i>Elytrigia repens</i>	1
<i>Cirsium arvense</i>	0,8
<i>Pyrus communis</i> subsp. <i>pyraster</i>	0,8
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,5
<i>Lotus maritimus</i>	0,4
<i>Achillea millefolium</i>	0,35
<i>Crataegus monogyna</i>	0,2
<i>Poa angustifolia</i>	0,2
<i>Pulicaria dysenterica</i>	0,2
<i>Ononis spinosa</i>	0,15
<i>Daucus carota</i>	0,1
<i>Lotus tenuis</i>	0,1
<i>Mentha aquatica</i>	0,1
<b>Ranunculus polyanthemos</b>	0,1
<b>Serratula tinctoria</b>	0,1
<i>Anagallis arvensis</i>	0,05
<i>Carex tomentosa</i>	0,05
<i>Cirsium vulgare</i>	0,05
<b>Equisetum palustre</b>	0,05
<i>Erigeron canadensis</i>	0,05
<i>Lactuca saligna</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Lythrum salicaria</i>	0,05
<i>Pastinaca sativa</i>	0,05
<i>Plantago major</i>	0,05
<i>Prunus spinosa</i>	0,05
<b>Scirpoides holoschoenus</b>	0,05
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,05
<i>Viola arvensis</i>	0,05



Tabelle 15)

Rumpfgesellschaft	
Geländenr.	19
Bestandsalter	22 a
Geschätzter Grundwasserstand	-55 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	60
Gesamtartenzahl	45
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	1
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	1
Steppenwiesenarten Anzahl	2
Moorwiesenarten Deckungssumme	0,3
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	12
Steppenwiesenarten Deckungssumme	6
Störzeiger Deckungssumme	13,85
neutrale Arten Deckungssumme	40,15
<b><i>Inula salicina</i></b>	12
<i>Achillea millefolium</i>	11
<i>Dactylis glomerata</i>	8
<i>Medicago minima</i>	8
<i>Picris hieracioides</i>	8
<i>Solidago canadensis</i>	6
<i>Solidago gigantea</i>	6
<b><i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i></b>	5,5
<i>Medicago lupulina</i>	3
<b><i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i></b>	0,5
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,5
<i>Lotus corniculatus</i>	0,4
<i>Vicia villosa</i>	0,4
<i>Carlina biebersteinii</i>	0,35
<b><i>Prunella vulgaris</i></b>	0,3
<i>Asclepias syriaca</i>	0,2
<i>Carduus acanthoides</i>	0,2
<i>Galium mollugo</i>	0,15
<i>Trifolium pratense</i>	0,15
<i>Cirsium arvense</i>	0,1
<i>Cirsium vulgare</i>	0,1
<i>Daucus carota</i>	0,1
<i>Festuca arundinacea</i>	0,1
<i>Poa angustifolia</i>	0,1
<i>Jacobaea erucifolia</i>	0,1
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,1
<i>Cerinthe minor</i>	0,05
<i>Cichorium intybus</i>	0,05
<i>Crataegus monogyna</i>	0,05
<i>Elytrigia repens</i>	0,05
<i>Erigeron acris</i>	0,05
<i>Erigeron annuus</i>	0,05
<i>Festuca pratensis</i>	0,05
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,05
<i>Galium verum</i>	0,05
<i>Leontodon hispidus</i>	0,05
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,05
<i>Myosotis ramosissima</i>	0,05
<i>Podospermum canum</i>	0,05
<i>Silene vulgaris</i>	0,05
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,05
<i>Verbena officinalis</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05
<i>Veronica polita</i>	0,05
<i>Vicia hirsuta</i>	0,05

Tabelle 16)

Rumpfgesellschaft	
Geländenr.	148
Bestandsalter	33 a
Geschätzter Grundwasserstand	-10 cm
Untersuchungsgebiet	NSG Dabas
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	75
Gesamtartenzahl	39
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	4
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	1
Steppenwiesenarten Anzahl	7
Moorwiesenarten Deckungssumme	5,1
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	3,5
Steppenwiesenarten Deckungssumme	4,55
Störzeiger Deckungssumme	1,25
neutrale Arten Deckungssumme	82
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	22
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	20
<i>Ononis spinosa</i>	10
<i>Carex tomentosa</i>	9
<i>Festuca arundinacea</i>	6
<i>Galium verum</i>	5
<i>Leontodon hispidus</i>	4
<b><i>Stachys officinalis</i></b>	3,5
<b><i>Ranunculus polyanthemos</i></b>	3
<b><i>Serratula tinctoria</i></b>	3
<b><i>Cirsium canum</i></b>	2
<i>Lotus corniculatus</i>	2
<i>Achillea aspleniifolia</i>	1
<i>Knautia arvensis</i>	0,8
<b><i>Carex caryophyllea</i></b>	0,6
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,6
<i>Dactylis glomerata</i>	0,5
<i>Plantago lanceolata</i>	0,4
<b><i>Plantago media</i></b>	0,4
<i>Pastinaca sativa</i>	0,35
<b><i>Scirpoides holoschoenus</i></b>	0,35
<i>Cichorium intybus</i>	0,3
<i>Elytrigia repens</i>	0,3
<i>Lotus maritimus</i>	0,2
<i>Poa angustifolia</i>	0,15
<i>Trifolium pratense</i>	0,15
<b><i>Briza media</i></b>	0,1
<i>Picris hieracioides</i>	0,1
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,1
<i>Carex distans</i>	0,05
<b><i>Carex flacca</i></b>	0,05
<b><i>Chrysopogon gryllus</i></b>	0,05
<i>Cynodon dactylon</i>	0,05
<b><i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i></b>	0,05
<i>Medicago lupulina</i>	0,05
<b><i>Prunella vulgaris</i></b>	0,05
<i>Rumex acetosa</i>	0,05
<i>Jacobaea erucifolia</i>	0,05
<i>Silene multiflora</i>	0,05

Tabelle 17)

Arrhenatheretum	
Geländnr.	4
Bestandsalter	38 a
Geschätzter Grundwasserstand	-55 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	80
Gesamtartenzahl	52
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	3
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	
Steppenwiesenarten Anzahl	5
Moorwiesenarten Deckungssumme	5,45
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	10,5
Störzeiger Deckungssumme	4,2
neutrale Arten Deckungssumme	82,75
<i>Arrhenatherum elatius</i>	25
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	12
<b><i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i></b>	10
<i>Plantago lanceolata</i>	10
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	8
<i>Ononis spinosa</i>	7
<b><i>Cirsium canum</i></b>	5
<i>Achillea aspleniifolia</i>	4
<i>Dactylis glomerata</i>	4
<i>Galium verum</i>	3,5
<i>Cirsium arvense</i>	2,5
<i>Galium mollugo</i>	2
<i>Poa angustifolia</i>	2
<i>Carex hirta</i>	1,5
<i>Leontodon hispidus</i>	1
<i>Cichorium intybus</i>	0,7
<i>Elytrigia repens</i>	0,5
<i>Lotus corniculatus</i>	0,5
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,5
<b><i>Serratula tinctoria</i></b>	0,4
<i>Achillea millefolium</i>	0,25
<i>Euphorbia esula</i>	0,25
<i>Picris hieracioides</i>	0,25
<b><i>Salvia pratensis</i></b>	0,25
<i>Vicia cracca</i>	0,25
<b><i>Ranunculus polyanthemos</i></b>	0,15
<i>Daucus carota</i>	0,1
<i>Pastinaca sativa</i>	0,1
<i>Arabis hirsuta</i>	0,05
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<b><i>Avenula pubescens</i></b>	0,05
<b><i>Briza media</i></b>	0,05
<b><i>Carex panicea</i></b>	0,05
<i>Festuca arundinacea</i>	0,05
<i>Festuca pratensis</i>	0,05
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	0,05
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,05
<i>Glechoma hederacea</i>	0,05
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,05
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,05
<i>Medicago lupulina</i>	0,05
<i>Myosotis ramosissima</i>	0,05
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,05
<i>Rhamnus cathartica</i>	0,05
<i>Rumex acetosa</i>	0,05
<i>Silene vulgaris</i>	0,05
<i>Symphytum officinale</i>	0,05
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	0,05
<i>Trifolium pratense</i>	0,05
<i>Valerianella locusta</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,05

Tabelle 18)

Arrhenatheretum	
Geländnr.	44
Bestandsalter	20 a
Geschätzter Grundwasserstand	-125 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	60
Gesamtartenzahl	47
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	1
Steppenwiesenarten Anzahl	1
Moorwiesenarten Deckungssumme	
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	1
Steppenwiesenarten Deckungssumme	5
Störzeiger Deckungssumme	32,45
neutrale Arten Deckungssumme	44,25
<i>Arrhenatherum elatius</i>	28
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	7
<i>Convolvulus arvensis</i>	6
<b><i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i></b>	5
<i>Silene latifolia</i>	5
<i>Elytrigia repens</i>	4
<i>Cirsium arvense</i>	3
<i>Knautia arvensis</i>	3
<i>Lathyrus tuberosus</i>	3
<i>Plantago lanceolata</i>	2
<i>Poa pratensis</i>	2
<i>Festuca pratensis</i>	1,7
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>	1,5
<i>Cichorium intybus</i>	1,5
<i>Dactylis glomerata</i>	1,3
<i>Galium mollugo</i>	1,3
<i>Torilis arvensis</i>	1,3
<b><i>Stachys officinalis</i></b>	1
<i>Medicago lupulina</i>	0,8
<i>Apera spica-venti</i>	0,7
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,6
<i>Bromus tectorum</i>	0,4
<i>Euphorbia esula</i>	0,35
<i>Galium verum</i>	0,35
<i>Achillea millefolium</i>	0,25
<i>Melilotus officinalis</i>	0,2
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,2
<i>Reseda lutea</i>	0,15
<i>Cannabis sativa</i>	0,1
<i>Fallopia convolvulus</i>	0,1
<i>Poa angustifolia</i>	0,1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<i>Chenopodium album</i>	0,05
<i>Cirsium vulgare</i>	0,05
<i>Daucus carota</i>	0,05
<i>Descurainia sophia</i>	0,05
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0,05
<i>Lamium amplexicaule</i>	0,05
<i>Lappula squarrosa</i>	0,05
<i>Medicago minima</i>	0,05
<i>Phleum pratense</i>	0,05
<i>Picris hieracioides</i>	0,05
<i>Sisymbrium orientale</i>	0,05
<i>Tragopogon dubius</i>	0,05
<i>Trifolium campestre</i>	0,05
<i>Verbena officinalis</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05

Tabelle 19)

## Steppenwiese

Geländenr.	126
Bestandsalter	Altweiese
Geschätzter Grundwasserstand	-85 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Tápió-Hajta
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	90
Gesamtartenzahl	50
Pflegemaßnahme	Bew. Graur., Pferde
Moorwiesenarten Anzahl	1
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	1
Steppenwiesenarten Anzahl	18
Moorwiesenarten Deckungssumme	25
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	1
Steppenwiesenarten Deckungssumme	81,6
Störzeiger Deckungssumme	4,2
neutrale Arten Deckungssumme	9,65
<i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i>	35
<i>Salvia pratensis</i>	25
<i>Serratula tinctoria</i>	25
<i>Chrysopogon gryllus</i>	6
<i>Filipendula vulgaris</i>	6
<i>Cynodon dactylon</i>	4
<i>Galium verum</i>	4
<i>Medicago falcata</i>	4
<i>Trifolium montanum</i>	2
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	1,5
<i>Adonis vernalis</i>	1
<i>Stachys officinalis</i>	1
<i>Genista tinctoria</i>	1
<i>Galium glaucum</i>	0,8
<i>Trinia glauca</i>	0,7
<i>Ononis spinosa</i>	0,5
<i>Poa angustifolia</i>	0,5
<i>Knautia arvensis</i>	0,35
<i>Dactylis glomerata</i>	0,2
<i>Pilosella auriculoides</i>	0,2
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,2
<i>Salvia austriaca</i>	0,2
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>pannonicus</i>	0,2
<i>Veronica austriaca</i>	0,2
<i>Achillea millefolium</i>	0,15
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,1
<i>Carex caryophyllea</i>	0,1
<i>Cerastium fontanum</i>	0,1
<i>Festuca pratensis</i>	0,1
<i>Limonium gmelini</i>	0,1
<i>Lotus corniculatus</i>	0,1
<i>Plantago maritima</i>	0,1
<i>Podospermum canum</i>	0,1
<i>Trifolium pratense</i>	0,1
<i>Trifolium repens</i>	0,1
<i>Bromus commutatus</i>	0,05
<i>Carex tomentosa</i>	0,05
<i>Cerastium pumilum</i>	0,05
<i>Elytrigia repens</i>	0,05
<i>Geranium pusillum</i>	0,05
<i>Rostraria cristata</i>	0,05
<i>Leontodon hispidus</i>	0,05
<i>Phragmites australis</i>	0,05
<i>Picris hieracioides</i>	0,05
<i>Plantago lanceolata</i>	0,05
<i>Veronica spicata</i>	0,05
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	0,05
<i>Thalictrum minus</i>	0,05
<i>Valerianella dentata</i>	0,05
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,05

Tabelle 20)

## Steppenwiese

Geländenr.	271
Bestandsalter	Altweiese
Geschätzter Grundwasserstand	-85 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	78
Gesamtartenzahl	42
Pflegemaßnahme	Beweidung Schafe
Moorwiesenarten Anzahl	1
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	
Steppenwiesenarten Anzahl	14
Moorwiesenarten Deckungssumme	0,05
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	69,3
Störzeiger Deckungssumme	2,15
neutrale Arten Deckungssumme	16,95
<i>Carex caryophyllea</i>	58
<i>Stipa pennata</i>	5
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	4
<i>Eryngium campestre</i>	4
<i>Potentilla incana</i>	4
<i>Thymus odoratissimus</i>	3
<i>Euphorbia cyparissias</i>	2,5
<i>Cynodon dactylon</i>	2
<i>Plantago lanceolata</i>	2
<i>Carex liparocarpos</i>	0,7
<i>Chrysopogon gryllus</i>	0,5
<i>Ononis spinosa</i>	0,35
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0,25
<i>Stipa capillata</i>	0,25
<i>Phleum phleoides</i>	0,2
<i>Trifolium campestre</i>	0,2
<i>Poa angustifolia</i>	0,1
<i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i>	0,1
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,1
<i>Dianthus pontederiae</i>	0,1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>	0,05
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,05
<i>Frangula alnus</i>	0,05
<i>Galium verum</i>	0,05
<i>Leontodon hispidus</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,05
<i>Trifolium arvense</i>	0,05
<i>Cerastium pumilum</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05
<i>Anthemis ruthenica</i>	0,05
<i>Crepis foetida</i>	0,05
<i>Luzula campestris</i>	0,05
<i>Veronica austriaca</i>	0,05
<i>Asperula cynanchica</i>	0,05
<i>Euphrasia pectinata</i>	0,05
<i>Silene otites</i>	0,05
<i>Allium</i> c. f. <i>vineale</i>	0,05
<i>Rumex acetosella</i>	0,05
<i>Minuartia glaucina</i>	0,05
<i>Anacamptis morio</i>	0,05

Tabelle 21)

## Steppenwiese

Geländnr.	174
Bestandsalter	45 a
Geschätzter Grundwasserstand	-125 cm
Untersuchungsgebiet	Peszéradacser W.
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	68
Gesamtartenzahl	49
Pflegemaßnahme	Beweidung Graur.
Moorwiesenarten Anzahl	1
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	1
Steppenwiesenarten Anzahl	21
Moorwiesenarten Deckungssumme	0,05
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	0,35
Steppenwiesenarten Deckungssumme	76,6
Störzeiger Deckungssumme	0,05
neutrale Arten Deckungssumme	9,6
<i>Chrysopogon gryllus</i>	32
<i>Carex caryophylla</i>	14
<i>Brachypodium pinnatum</i>	9
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i>	9
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>germanicum</i>	8
<i>Achillea millefolium</i>	6
<i>Filipendula vulgaris</i>	1,5
<i>Silene vulgaris</i>	1,2
<i>Plantago media</i>	1
<i>Teucrium chamaedrýs</i>	0,8
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,4
<i>Inula salicina</i>	0,35
<i>Verbascum phoeniceum</i>	0,35
<i>Crataegus monogyna</i>	0,25
<i>Knautia arvensis</i>	0,25
<i>Pilosella auriculoides</i>	0,2
<i>Rostraria cristata</i>	0,2
<i>Ononis spinosa</i>	0,2
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0,15
<i>Plantago lanceolata</i>	0,15
<i>Galium verum</i>	0,1
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,1
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>pannonicus</i>	0,1
<i>Tragopogon pratensis</i> subsp. <i>orientalis</i>	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,05
<i>Allium spec. 2</i>	0,05
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,05
<i>Apera spica-venti</i>	0,05
<i>Arabis hirsuta</i>	0,05
<i>Asperula cynanchica</i>	0,05
<i>Briza media</i>	0,05
<i>Carex flacca</i>	0,05
<i>Cerastium pumilum</i>	0,05
<i>Dactylis glomerata</i>	0,05
<i>Euphrasia pectinata</i>	0,05
<i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i>	0,05
<i>Linum catharticum</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Phleum phleoides</i>	0,05
<i>Picris hieracioides</i>	0,05
<i>Poa angustifolia</i>	0,05
<i>Polygala comosa</i>	0,05
<i>Potentilla heptaphylla</i>	0,05
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,05
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	0,05
<i>Securigera varia</i>	0,05
<i>Thlaspi spec.</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05
<i>Veronica austriaca</i>	0,05

Tabelle 22)

## Steppenwiese

Geländnr.	150
Bestandsalter	33 a
Geschätzter Grundwasserstand	-85 cm
Untersuchungsgebiet	NSG Dabas
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	80
Gesamtartenzahl	48
Pflegemaßnahme	Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	1
Arten von Moor- und Steppenw. Anz.	
Steppenwiesenarten Anzahl	11
Moorwiesenarten Deckungssumme	0,05
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	64
Störzeiger Deckungssumme	3,15
neutrale Arten Deckungssumme	37,3
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i>	30
<i>Securigera varia</i>	18
<i>Plantago lanceolata</i>	17
<i>Festuca stricta</i> subsp. <i>sulcata</i>	9
<i>Verbascum blattaria</i>	6
<i>Carex caryophylla</i>	4,5
<i>Cynodon dactylon</i>	3
<i>Ononis spinosa</i>	3
<i>Galium verum</i>	2
<i>Veronica chamaedrýs</i>	2
<i>Achillea millefolium</i>	1,5
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1,5
<i>Briza media</i>	1
<i>Dactylis glomerata</i>	0,8
<i>Potentilla heptaphylla</i>	0,8
<i>Chrysopogon gryllus</i>	0,7
<i>Medicago lupulina</i>	0,6
<i>Plantago media</i>	0,5
<i>Knautia arvensis</i>	0,35
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	0,2
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,2
<i>Campanula glomerata</i>	0,15
<i>Ajuga genevensis</i>	0,1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,1
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	0,1
<i>Pastinaca sativa</i>	0,1
<i>Picris hieracioides</i>	0,1
<i>Poa angustifolia</i>	0,1
<i>Silene nutans</i>	0,1
<i>Verbena officinalis</i>	0,1
<i>Arabis auriculata</i>	0,05
<i>Arabis hirsuta</i>	0,05
<i>Avenula pubescens</i>	0,05
<i>Bromus commutatus</i>	0,05
<i>Campanula sibirica</i>	0,05
<i>Cerastium pumilum</i>	0,05
<i>Festuca arundinacea</i>	0,05
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,05
<i>Linum catharticum</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Muscari neglectum</i>	0,05
<i>Myosotis ramosissima</i>	0,05
<i>Orchis militaris</i>	0,05
<i>Pyrus communis</i> subsp. <i>pyraster</i>	0,05
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	0,05
<i>Valerianella dentata</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,05

Tabelle 23)

## Übergang offener/geschlossener Sandsteppenrasen

Geländenr.	272
Bestandsalter	Altweide
Geschätzter Grundwasserstand	-125 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahmefläche	64
Gesamtartenzahl	37
Pflegemaßnahme	Beweidung Schafe
Moorwiesenarten Anzahl	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	9
Moorwiesenarten Deckungssumme	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	34,65
Störzeiger Deckungssumme	8,25
neutrale Arten Deckungssumme	33
<b>Carex liparocarpos</b>	22
<i>Euphorbia seguieriana</i>	13
<i>Thymus odoratissimus</i>	11
<b>Potentilla incana</b>	6
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	5
<i>Cynodon dactylon</i>	5
<i>Crepis foetida</i>	3
<b>Phleum phleoides</b>	2,5
<b>Rostraria cristata</b>	2
<i>Cerastium semidecandrum</i>	1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1
<b>Stipa capillata</b>	1
<b>Stipa pennata</b>	1
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	0,6
<i>Poa bulbosa</i>	0,3
<i>Bromus squarrosus</i>	0,2
<i>Medicago minima</i>	0,15
<i>Minuartia glaucina</i>	0,1
<i>Trifolium campestre</i>	0,1
<i>Verbascum phlomoides</i>	0,1
<i>Anthemis ruthenica</i>	0,05
<i>Apera spica-venti</i>	0,05
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<b>Asperula cynanchica</b>	0,05
<i>Cruciata pedemontana</i>	0,05
<b>Dianthus pontederiae</b>	0,05
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,05
<i>Erodium cicutarium</i>	0,05
<b>Erysimum diffusum</b>	0,05
<i>Hypericum perforatum</i>	0,05
<i>Muscari neglectum</i>	0,05
<i>Ornithogalum orthophyllum</i> subsp. <i>kochii</i>	0,05
<i>Plantago lanceolata</i>	0,05
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0,05
<i>Setaria viridis</i>	0,05
<i>Silene conica</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05

Tabelle 24)

## Offener Sandsteppenrasen

Geländenr.	12
Bestandsalter	48 a
Geschätzter Grundwasserstand	-175 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahmefläche	30
Gesamtartenzahl	23
Pflegemaßnahme	Beweidung Schafe
Moorwiesenarten Anzahl	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	4
Moorwiesenarten Deckungssumme	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	15,15
Störzeiger Deckungssumme	0,15
neutrale Arten Deckungssumme	21,7
<b>Carex liparocarpos</b>	15
<i>Euphorbia seguieriana</i>	12
<i>Secale sylvestre</i>	8
<i>Poa bulbosa</i>	1
<i>Gypsophila paniculata</i>	0,1
<i>Anthemis ruthenica</i>	0,05
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<i>Bromus squarrosus</i>	0,05
<i>Carex c. f. supina</i>	0,05
<b>Carex stenophylla</b>	0,05
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,05
<i>Crepis foetida</i>	0,05
<i>Cynodon dactylon</i>	0,05
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,05
<i>Erigeron annuus</i>	0,05
<b>Erysimum diffusum</b>	0,05
<i>Galium verum</i>	0,05
<i>Medicago minima</i>	0,05
<i>Myosotis stricta</i>	0,05
<i>Polygonum arenarium</i>	0,05
<b>Potentilla incana</b>	0,05
<i>Silene conica</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05

Tabelle 25)

## Leicht degradierte Steppenwiese

Geländenr.	289
Bestandsalter	24 a
Geschätzter Grundwasserstand	-85 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Tápió-Hajta
Gesamtdeckung der Aufnahmeffläche	96
Gesamtartenzahl	42
Pflegemaßnahme	Beweidung Graurinder, Pferde
Moorwiesenarten Anzahl	1
Arten von Moor- und Steppenw. Anz	
Steppenwiesenarten Anzahl	8
Moorwiesenarten Deckungssumme	0,6
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	86,6
Störzeiger Deckungssumme	28,55
neutrale Arten Deckungssumme	43,55
<b>Festuca stricta subsp. sulcata</b>	57
<i>Cynodon dactylon</i>	27
<i>Galium verum</i>	20
<b>Securigera varia</b>	20
<i>Poa angustifolia</i>	9
<b>Thymus pulegioides subsp. panonicus</b>	5
<i>Genista tinctoria</i>	4
<b>Plantago media</b>	3,5
<i>Lotus corniculatus</i>	2,3
<i>Pimpinella saxifraga</i>	2,2
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1,3
<i>Poa compressa</i>	1,3
<i>Achillea millefolium</i>	1,2
<i>Odontites vulgaris</i>	1,2
<i>Lotus maritimus</i>	0,7
<b>Carex flacca</b>	0,6
<b>Medicago falcata</b>	0,4
<i>Potentilla reptans</i>	0,35
<b>Asperula cynanchica</b>	0,3
<b>Filipendula vulgaris</b>	0,3
<i>Festuca pratensis</i>	0,15
<i>Ononis spinosa</i>	0,15
<i>Trifolium repens</i>	0,15
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	0,1
<i>Daucus carota</i>	0,1
<b>Ranunculus polyanthemos</b>	0,1
<i>Jacobaea erucifolia</i>	0,1
<i>Verbena officinalis</i>	0,1
<i>Acer negundo</i>	0,05
<i>Bromus commutatus</i>	0,05
<i>Cirsium vulgare</i>	0,05
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,05
<i>Cruciata pedemontana</i>	0,05
<i>Silene flos-cuculi</i>	0,05
<i>Medicago lupulina</i>	0,05
<i>Myosotis ramosissima</i>	0,05
<i>Plantago lanceolata</i>	0,05
<i>Potentilla argentea</i>	0,05
<i>Potentilla heptaphylla</i>	0,05
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,05
<i>Trifolium pratense</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05

Tabelle 26)

## Von Fabaceae-Arten dominiert

Geländenr.	138
Bestandsalter	5 a
Geschätzter Grundwasserstand	-125 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Tápió-Hajta
Gesamtdeckung der Aufnahmeffläche	78
Gesamtartenzahl	48
Pflegemaßnahme	Beweidung Graurinder, Mahd
Moorwiesenarten Anzahl	
Arten von Moor- und Steppenw. Anz	
Steppenwiesenarten Anzahl	4
Moorwiesenarten Deckungssumme	
Arten von Moor- und Steppenw. Deck.	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,8
Störzeiger Deckungssumme	53,25
neutrale Arten Deckungssumme	86,1
<i>Medicago lupulina</i>	45
<i>Elytrigia repens</i>	28
<i>Trifolium pratense</i>	22
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	12
<i>Plantago lanceolata</i>	7
<i>Lolium perenne</i>	5
<i>Melilotus officinalis</i>	5
<i>Convolvulus arvensis</i>	4
<i>Trifolium repens</i>	4
<i>Cirsium arvense</i>	2
<i>Lathyrus tuberosus</i>	1
<i>Daucus carota</i>	0,5
<i>Dactylis glomerata</i>	0,4
<i>Erigeron annuus</i>	0,4
<b>Festuca stricta subsp. sulcata</b>	0,4
<i>Galium verum</i>	0,35
<i>Poa angustifolia</i>	0,3
<i>Carduus acanthoides</i>	0,25
<b>Pilosella auriculoides</b>	0,2
<i>Solidago canadensis</i>	0,2
<i>Carex spicata</i>	0,15
<i>Inula britannica</i>	0,15
<i>Trifolium campestre</i>	0,15
<i>Achillea millefolium</i>	0,1
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	0,1
<b>Galium glaucum</b>	0,1
<b>Rostraria cristata</b>	0,1
<i>Limonium gmelini</i>	0,1
<i>Odontites vulgaris</i>	0,1
<i>Picris hieracioides</i>	0,1
<i>Plantago major</i>	0,1
<i>Potentilla reptans</i>	0,1
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0,05
<i>Artemisia vulgaris</i>	0,05
<i>Cirsium vulgare</i>	0,05
<i>Festuca pratensis</i>	0,05
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	0,05
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,05
<i>Lotus corniculatus</i>	0,05
<i>Lotus maritimus</i>	0,05
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	0,05
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	0,05
<i>Podospermum canum</i>	0,05
<i>Sonchus arvensis</i>	0,05
<i>Tragopogon dubius</i>	0,05
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	0,05
<i>Verbena officinalis</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05

Tabelle 27)

Rumpfgesellschaft	
Geländnr.	264
Bestandsalter	Altweise
Geschätzter Grundwasserstand	-85 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Tápió-Hajta
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	69
Gesamtartenzahl	39
Pflegemaßnahme	Beweidung Graurinder
Moorwiesenarten Anzahl	2
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	5
Moorwiesenarten Deckungssumme	4,1
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	58,95
Störzeiger Deckungssumme	8,95
neutrale Arten Deckungssumme	8,45
<b>Festuca stricta subsp. sulcata</b>	58
<i>Elytrigia repens</i>	5
<b>Iris spuria</b>	4
<i>Cynodon dactylon</i>	3,5
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	1,3
<i>Myosotis ramosissima</i>	1,3
<i>Galium verum</i>	1
<i>Ajuga genevensis</i>	0,7
<i>Lactuca saligna</i>	0,7
<b>Veronica spicata</b>	0,7
<i>Erophila verna</i>	0,5
<i>Ornithogalum orthophyllum</i> subsp. <i>kochii</i>	0,5
<i>Inula britannica</i>	0,3
<i>Limonium gmelini</i>	0,3
<i>Cirsium vulgare</i>	0,25
<i>Lotus tenuis</i>	0,25
<i>Poa angustifolia</i>	0,25
<i>Achillea millefolium</i>	0,2
<i>Daucus carota</i>	0,2
<i>Picris hieracioides</i>	0,2
<b>Filipendula vulgaris</b>	0,15
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,15
<i>Medicago lupulina</i>	0,1
<b>Serratula tinctoria</b>	0,1
<i>Trifolium repens</i>	0,1
<i>Cardaria draba</i>	0,05
<i>Cerastium pumilum</i>	0,05
<i>Cirsium arvense</i>	0,05
<b>Galium glaucum</b>	0,05
<i>Lathyrus tuberosus</i>	0,05
<i>Muscari neglectum</i>	0,05
<b>Ornithogalum pyramidale</b>	0,05
<i>Ranunculus pedatus</i>	0,05
<i>Jacobaea erucifolia</i>	0,05
<i>Stellaria graminea</i>	0,05
<i>Stellaria media</i>	0,05
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,05
<i>Trifolium campestre</i>	0,05
<i>Trifolium pratense</i>	0,05

Tabelle 28)

Rumpfgesellschaft	
Geländnr.	198
Bestandsalter	8 a
Geschätzter Grundwasserstand	-125 cm
Untersuchungsgebiet	Peszéradacser W.
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	70
Gesamtartenzahl	24
Pflegemaßnahme	Mahd, Beweidung Graurinder
Moorwiesenarten Anzahl	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
Steppenwiesenarten Anzahl	1
Moorwiesenarten Deckungssumme	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	0,1
Störzeiger Deckungssumme	15,55
neutrale Arten Deckungssumme	85,85
<i>Dactylis glomerata</i>	52
<i>Poa angustifolia</i>	15
<i>Vicia villosa</i>	14
<i>Festuca pratensis</i>	12
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	4
<i>Achillea millefolium</i>	1
<i>Festuca arundinacea</i>	1
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	1
<i>Carduus nutans</i>	0,3
<i>Galium verum</i>	0,25
<i>Silene latifolia</i>	0,15
<i>Carduus acanthoides</i>	0,1
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,1
<b>Rostraria cristata</b>	0,1
<i>Apera spica-venti</i>	0,05
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<i>Carex distans</i>	0,05
<i>Crataegus monogyna</i>	0,05
<i>Daucus carota</i>	0,05
<i>Elytrigia repens</i>	0,05
<i>Falcaria vulgaris</i>	0,05
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,05
<i>Medicago sativa</i>	0,05
<i>Tragopogon dubius</i>	0,05

Tabelle 29)

<b>Störzeiger-dominiert</b>	
Geländenr.	324
Bestandsalter	2 a
Geschätzter Grundwasserstand	-175 cm
Untersuchungsgebiet	LSG Ócsa
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	97
Gesamtartenzahl	18
Pflegemaßnahme	noch keine
<b>Moorwiesenarten Anzahl</b>	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
<b>Steppenwiesenarten Anzahl</b>	
<b>Moorwiesenarten Deckungssumme</b>	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
<b>Steppenwiesenarten Deckungssumme</b>	
Störzeiger Deckungssumme	128,6
<b>neutrale Arten Deckungssumme</b>	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	50
<i>Carduus acanthoides</i>	35
<i>Cannabis sativa</i>	12
<i>Fallopia convolvulus</i>	10
<i>Chenopodium album</i>	8
<i>Elytrigia repens</i>	7
<i>Cirsium arvense</i>	2
<i>Vicia villosa</i>	1
<i>Apera spica-venti</i>	0,7
<i>Lactuca serriola</i>	0,7
<i>Erigeron canadensis</i>	0,5
<i>Papaver rhoeas</i>	0,5
<i>Setaria pumila</i>	0,5
<i>Silene latifolia</i>	0,25
<i>Galium aparine</i>	0,2
<i>Setaria viridis</i>	0,1
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,05

Tabelle 30)

<b>Störzeiger-dominiert</b>	
Geländenr.	206
Bestandsalter	11 a
Geschätzter Grundwasserstand	-85 cm
Untersuchungsgebiet	Peszéradacser W.
Gesamtdeckung der Aufnahme­fläche	70
Gesamtartenzahl	40
Pflegemaßnahme	Beweidung Graurinder
<b>Moorwiesenarten Anzahl</b>	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Anzahl	
<b>Steppenwiesenarten Anzahl</b>	
Steppenwiesenarten Anzahl	4
<b>Moorwiesenarten Deckungssumme</b>	
Arten von Moor- und Steppenwiesen Deckungssumme	
<b>Steppenwiesenarten Deckungssumme</b>	
Steppenwiesenarten Deckungssumme	2,7
Störzeiger Deckungssumme	43,85
<b>neutrale Arten Deckungssumme</b>	
<i>Elytrigia repens</i>	23
<i>Poa angustifolia</i>	23
<i>Vicia villosa</i>	15
<i>Galium verum</i>	12
<i>Dactylis glomerata</i>	9
<i>Achillea millefolium</i>	8
<i>Medicago lupulina</i>	5
<i>Melilotus officinalis</i>	4
<b><i>Securigera varia</i></b>	2,5
<i>Picris hieracioides</i>	1,5
<i>Plantago lanceolata</i>	1
<i>Silene latifolia</i>	1
<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i>	0,4
<i>Medicago minima</i>	0,35
<i>Carduus acanthoides</i>	0,3
<i>Pyrus communis</i> subsp. <i>pyraster</i>	0,2
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,15
<i>Achillea aspleniifolia</i>	0,1
<i>Crataegus monogyna</i>	0,1
<i>Daucus carota</i>	0,1
<i>Festuca valesiaca</i> subsp. <i>parviflora</i>	0,1
<b><i>Plantago media</i></b>	0,1
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0,05
<i>Apera spica-venti</i>	0,05
<i>Arabis hirsuta</i>	0,05
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,05
<i>Asclepias syriaca</i>	0,05
<b><i>Astragalus asper</i></b>	0,05
<b><i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i></b>	0,05
<i>Cerastium fontanum</i>	0,05
<i>Cirsium arvense</i>	0,05
<i>Cirsium vulgare</i>	0,05
<i>Consolida regalis</i>	0,05
<i>Knautia arvensis</i>	0,05
<i>Lotus maritimus</i>	0,05
<i>Potentilla reptans</i>	0,05
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0,05
<i>Tragopogon dubius</i>	0,05
<i>Verbena officinalis</i>	0,05
<i>Veronica arvensis</i>	0,05



### Anhang IV: Beispiele für Bodenprofile einiger Aufnahmequadrante, die mit einem Pürckhauer-Bohrer erschlossen wurden

Die Profile sind mit der laufenden Geländenummer der zugehörigen Vegetationsaufnahme gekennzeichnet. Für die gefundenen Horizonte werden jeweils der Beginn und das Ende in cm unter der GOF angegeben sowie weitere Merkmale, die im Gelände ermittelt werden konnten. Die Intensität des Aufschäumens bei der HCl-Probe wird in vier Stufen angegeben (,-' keine bis ,3' heftige Gasentwicklung). Zusätzliche Informationen, die, soweit verfügbar, für jedes Profil angegeben werden, sind: Vorhandensein oder Fehlen von Schneckenhausbruchstücken, Höhe evtl. angetroffenen Bodenwassers, zusätzliche Bemerkungen zu Beobachtungen im Gelände, Zuordnung des Profils zu einem ungarischen Bodentyp und Vorschläge für die Zuordnung nach der WRB und nach der deutschen Bodensystematik, Entwicklungsalter der Aufnahmefläche sowie Labordaten für die Mischproben aus den oberen 10 cm der Aufnahmefläche und z. T. auch für die Schicht 10-30 cm (SOM<sub>30</sub>). Bodenarten: T Ton, L Lehm, S Sand (vgl. Körnungsdreieck, Abbildung 6.6-1, S. 212)

<b>Geländernr.</b>	11	<b>Bestandsalter [a]</b>	Altwiese
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Mooriger Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-10
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Chernozem (Clayic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	vorhanden
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Anmoorgley	<b>Vegetationstyp</b>	Pfeifengraswiese
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Mahd
<b>Bemerkungen</b>	wassergesättigt		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	8	Ao	dunkelbraun	3	L	locker
8	34	A	graubraun	3	TL	locker
34	62	AC	(grau) vermischt	3	T	locker
62	74	C1	grauweiß	3	T (mit Kies)	locker
74	100	C2	größtenteils orangefarben, daneben grau	3	T	locker

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
48,55	7,51	21,67									
<b>Munsell-Farben:</b>		<b>trocken</b>	<b>chart</b>	<b>value</b>	<b>chroma</b>	<b>feucht</b>	<b>chart</b>	<b>value</b>	<b>chroma</b>		
			10 YR	4,2	1		10 YR	2,1	1,3		

Anhang

<b>Geländenr.</b>	1	<b>Bestandsalter [a]</b>	34	
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Mooriger Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-10	
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Chernozem (Clayic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	vorhanden	
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem-Gley	<b>Vegetationstyp</b>	<i>Deschampsia</i> -Wiese	
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Mahd	
<b>Bemerkungen</b>	beim Auftreten an der Oberfläche Wasser zu spüren			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	30	A	dunkelgraubraun	3	T	locker
30	50	AC	vermischt	3	T	locker
50	100	C	schmutzigweiß	3	T mit viel Kies	locker

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
58,31	8,1	10,28		55,59	23,66	20,75

<b>Geländenr.</b>	150	<b>Bestandsalter [a]</b>	33	
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Mooriger Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-85	
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	vorhanden	
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Tschernosem	<b>Vegetationstyp</b>	Steppenwiese	
<b>Untersuchungsgebiet</b>	NSG Dabas	<b>Nutzung</b>	Mahd	
<b>Bemerkungen</b>	mit Kies			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	40	A1	dunkelbraun	3	SL(T)	locker
40	73	A2	dunkelbraun	3	ST	locker
73	90	C1	schmutziggelb	3	ST	locker
90	100	C2	schmutziggelb, stark rostfarben	3	S	locker

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton		
17,37	7,6	9,39	8,77					
<b>Munsell-Farben:</b>	trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma
		10 YR	3	1		10 YR	2	1

Anhang

<b>Geländenr.</b>	74	<b>Bestandsalter [a]</b>	12
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Ausgetrockneter Mooriger Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-85
<b>Bodentyp WRB</b>	Endogleyic Regosol (Calcaric, Humic, Eutric)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	vorhanden
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Tschernosem - <i>verdichtet</i>	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Mahd
<b>Bemerkungen</b>	Beobachtung bei Trockenheit: Oberfläche sehr hart		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	50	A	hellbraun	3	TL	mittelmäßig verdichtet
50	65	B	hellbraun	3	T	stark verdichtet
65	87	BC	vermischt, mit Rostflecken	3	S/T	stark verdichtet
87	100	C	schmutzigweiß mit einzelnen Rostflecken	3	S	stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
36,26	7,72	8,16	6,38	64,74	27,95	7,31

<b>Geländenr.</b>	2	<b>Bestandsalter [a]</b>	55
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Auenboden - Mooriger Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-55
<b>Bodentyp WRB</b>	Mollic Gleyic Limnic Fluvisol (Calcaric, Eutric)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	ein paar Stücke vorhanden
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Auengley	<b>Vegetationstyp</b>	Pfeifengraswiese
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Mahd
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	20	A1	dunkelgraubraun	3	(T)L	mittelmäßig verdichtet
20	29	B1	fahlbraun	3	T(L)	mittelmäßig verdichtet
29	40	C1	schmutzigweiß mit Rostflecken	3	T mit Kies	mittelmäßig verdichtet
40	50	A2	dunkelbraun	3	(T)L	mittelmäßig verdichtet
50	59	A2C2	vermischt	3	T mit Kies	mittelmäßig verdichtet
59	65	C2	schmutzigweiß	3	T	mittelmäßig verdichtet
65	73	C3	rostfarben	3	T	mittelmäßig verdichtet
73	81	C4	hellfahlbraun-weißlich	3	S(T)L	mittelmäßig verdichtet
81	100	C5	hellfahlbraun	3	SL (feiner S)	mittelmäßig verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub>	Sand	Schluff	Ton			
55,69	7,66	17,83							
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma
			10 YR	5	1,8		10 YR	2,2	2

Anhang

<b>Geländenr.</b>	151	<b>Bestandsalter [a]</b>	33
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Mooriger Wiesenboden-Auenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	0
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	vorhanden
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Tschernitza	<b>Vegetationstyp</b>	<i>Deschampsia</i> -Wiese
<b>Untersuchungsgebiet</b>	NSG Dabas	<b>Nutzung</b>	Mahd
<b>Bemerkungen</b>	über die gesamte Tiefe wassergesättigt, auch auf der Oberfläche steht an den meisten Stellen Wasser		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	59	A1	grau-dunkelbraun	2	TL	locker
59	70	C1	hellgrau	3	STL	locker
70	79	C1A2	vermischt	3	T	locker
79	91	A2	(grau) dunkelbraun	2	T	locker
91	100	C2	gelb (rostfarben)	3	TS	locker

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
57,49	7,81	14,7		52,37	21,77	25,87

<b>Geländenr.</b>	237	<b>Bestandsalter [a]</b>	Altwiese
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Mooriger Auenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-10
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Limnic Fluvisol (Calcaric, Humic, Eutric, Clayic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	vorhanden
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Tschernitza - <i>verdichtet</i>	<b>Vegetationstyp</b>	Pfeifengraswiese
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	65	A	dunkelgrau	3	T	stark verdichtet
65	71	C	schmutzig-/grauweiß mit Rostflecken	3	T (schwer)	sehr stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton			
44,52		15,87							
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma
			10 YR	4,3	1		10 YR	2,7	1,5

Anhang

<b>Geländenr.</b>	251	<b>Bestandsalter [a]</b>	11
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Mooriger Auenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-10
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Limnic Fluvisol (Calcaric, Eutric, Clayic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernitza	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (nass)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder
<b>Bemerkungen</b>	im A-Horizont ist ein wenig Torf, über dem sich frisches Auenbodenmaterial befindet		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	40	A	grau-dunkelbraun	2	T	leicht verdichtet
40	80	AC	vermischt	3	T	stark verdichtet
80	100	C	grau-/schmutzigweiß	3	T	stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
38,52	7,84	8,57									
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma		
			2.5 Y	5	1		2.5 Y	3	1		

<b>Geländenr.</b>	327	<b>Bestandsalter [a]</b>	1
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-55
<b>Bodentyp WRB</b>	Endofluvic Gleyic Chernozem	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	vorhanden
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Pararendzina	<b>Vegetationstyp</b>	Störzeiger-dominiert (nass)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	noch keine
<b>Bemerkungen</b>	mit Auenboden-Material • mit Kies		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	30	A	dunkelbraun (etwas grau)	3	TS	locker
30	55	C1	hellbraun	3	TS	leicht verdichtet
55	80	C2	hellgrau	3	TS	leicht verdichtet
80	100	C3	schmutziggelb	3	S	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
14,36	7,97	4,12									
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma		
			7,5 YR	4	1		10 YR	2	2		

Anhang

<b>Geländenr.</b>	186	<b>Bestandsalter [a]</b>	50
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-55
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Chernozem (Arenic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Pararendzina	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	Mahd, Beweidung Graurinder
<b>Bemerkungen</b>	grober Sand		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	34	A	schwarz	2	ST	mittelmäßig verdichtet
34	44	AC	grau (vermischt)	2	ST	leicht verdichtet
44	100	C	gelblichweiß	3	S	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
18,03	7,73	7,42	3,22	80,4	15,09	4,51

<b>Geländenr.</b>	115	<b>Bestandsalter [a]</b>	13
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-55
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Chernozem	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	ein paar Stücke vorhanden
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem-Gley	<b>Vegetationstyp</b>	von Fabaceae-Arten dominiert
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Beweidung Schafe, Mahd
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	34	A	(dunkel)braun	3	TL	locker
34	55	AC	vermischt	3	TL	leicht verdichtet
55	91	C1	rostgelb (vollständig orangefarben)	3	SL(T)	sehr stark verdichtet
91	100	C2	grau/rostfarben	3	S	sehr stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton		
23,8	7,72	7,16	5,80					
<b>Munsell-Farben:</b>	trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma
		10 YR	4,7	2		2.5 Y / 5 Y	3	1

Anhang

<b>Geländenr.</b>	170	<b>Bestandsalter [a]</b>	25
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-85
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem	<b>Vegetationstyp</b>	Steppenwiese
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	55	A	dunkelbraun	3	ST	leicht verdichtet
55	75	AC	vermischt	3	ST	leicht verdichtet
75	100	C	schmutziggelb	3	S	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
14,83	7,55	6,66	3,94								
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma		
			10 YR / 2.5 Y	4	1,5		10 YR	2	1,8		

<b>Geländenr.</b>	209	<b>Bestandsalter [a]</b>	8	
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-125	
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine	
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem - <i>verdichtet</i>	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft trocken	
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	Mahd, Beweidung Graurinder	
<b>Bemerkungen</b>	mit kleinen Kieselsteinen			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	58	A	dunkelbraun	1	TS	leicht verdichtet, ab 20 stark verdichtet
58	68	B	graubraun	2	TS	stark verdichtet
68	100	C	schmutziggelb	3	TS	stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
0,73	7,36	3,5		86,24	12,2	1,56

Anhang

<b>Geländenr.</b>	235	<b>Bestandsalter [a]</b>	11
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Überdeckter Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-85
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Chernozem (Arenic, Areninovic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Tschernosem	<b>Vegetationstyp</b>	Störzeiger-dominiert (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	30	A1	gelblichbraun	3	S	leicht verdichtet
30	50	A1A2	gelblichbraun/dunkelgraubraun	3	STL	leicht verdichtet
50	70	A2	dunkelgraubraun	3	ST	leicht verdichtet
70	80	A2B	hellgraubraun/hellgrau	3	ST	leicht verdichtet
80	100	C	gelblichweiß	3	(T)S	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
5,34	7,37	1,8	1,08	93,48	4,27	2,25					
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma		
			10 YR	4,4	2		10 YR	2,8	2,5		

<b>Geländenr.</b>	117	<b>Bestandsalter [a]</b>	46
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Tschernosem-Wiesenboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-125
<b>Bodentyp WRB</b>	Endogleyic Regosol (Calcaric, Humic, Eutric)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Tschernosem - <i>verdichtet</i>	<b>Vegetationstyp</b>	Steppenwiese
<b>Untersuchungsgebiet</b>	NSG Dabas	<b>Nutzung</b>	Mahd
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	65	A	dunkelbraun	2	TS	stark verdichtet
65	75	B	fahlbraun	3	TS	stark verdichtet
75	100	C	schmutzigweiß	3	S	stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
10,44	7,79	6,92	3,4	82,92	13,83	3,25



Anhang

<b>Geländenr.</b>	146	<b>Bestandsalter [a]</b>	5
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Wiesenboden-Tschernosem</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-125
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem - <i>verdichtet</i>	<b>Vegetationstyp</b>	von Fabaceae-Arten dominiert
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Tápió-Hajta-Landschaft	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder, Mahd
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	56	A	dunkelbraun	3	TL	stark verdichtet
56	66	AB	vermischt	3	TL	stark verdichtet
66	80	B	hellbraun	3	TL	stark verdichtet
80	100	C	gelb	3	L	stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
7,11	7,65	5,1	4,68	42,95	54,18	2,87					
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma		
			10 YR	4	1,9		10 YR	3	1,8		

<b>Geländenr.</b>	266	<b>Bestandsalter [a]</b>	15
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Tschernosem</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-175
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem - <i>verdichtet</i>	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Tápió-Hajta-Landschaft	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder u. Pferde
<b>Bemerkungen</b>	oben entkalkt		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	53	A	schwarz	1	ST	stark verdichtet
53	83	A2	schwarz	2	ST	stark verdichtet
83	92	B	hellbraun	3	ST	stark verdichtet
92	100	C	grau/hellbraun	3	SL	stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
0,07	6,16	3,18	2,21								
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma		
			10 YR	3	1,9		10 YR	2,2	1,9		

Anhang

<b>Geländenr.</b>	324	<b>Bestandsalter [a]</b>	2
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Tschernosem</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-175
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem	<b>Vegetationstyp</b>	Störzeiger-dominiert (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	noch keine
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	100	A	dunkelbraun	3	SL	locker, ab 70 cm stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton				
4,84	7,49	3,36	3,36	73,37	21,31	5,32				
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma	
			10 YR	4,3	1,7		10 YR	2,3	2,2	

<b>Geländenr.</b>	319	<b>Bestandsalter [a]</b>	4
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Tschernosem</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-175
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem	<b>Vegetationstyp</b>	Störzeiger-dominiert (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Mahd, Beweidung Schafe
<b>Bemerkungen</b>	keine Spuren von Grundwassereinfluss		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	73	A	hellbraun	3	SL	leicht verdichtet
73	83	B	gelblichbraun	3	SL	leicht verdichtet
83	100	C	gelb	3	S	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton				
0,51	7,17	2,9	2,35							
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma	
			10 YR	4	2,5		10 YR	3	2	

Anhang

<b>Geländenr.</b>	311	<b>Bestandsalter [a]</b>	3
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Tschernosem</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-175
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic, Arenic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	NSG Dabas	<b>Nutzung</b>	Mahd, Beweidung Schafe
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]	Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur	
0	80	A	dunkelbraun	3	S	leicht verdichtet
80	90	B	fahlbraun	3	S	leicht verdichtet
90	100	C	gelb	3	S	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton					
5,21	7,51	1,77	1,48	90,04	6,81	3,15					
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma		
			10 YR	4,1	2,1		10 YR	2,7	2		

<b>Geländenr.</b>	142	<b>Bestandsalter [a]</b>	33
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Tschernosem</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-175
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Pachic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Tschernosem - <i>verdichtet</i>	<b>Vegetationstyp</b>	leicht degradierte Steppenwiese
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Tápió-Hajta-Landschaft	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder u. Pferde
<b>Bemerkungen</b>			
Aufnahme befindet sich auf einem Hügel aus Sand und Löss			

Tiefe von-bis [cm]	Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur	
0	45	A	dunkelbraun	3	SL(T)	sehr stark verdichtet
45	63	AC	vermischt	3	SL(T)	sehr stark verdichtet
63	100	C	gelb	3	SL(T)	sehr stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
11,95	7,46	6,37	5,35			

Anhang

<b>Geländenr.</b>	213	<b>Bestandsalter [a]</b>	30
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Humoser Sandboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-85
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Chernozem (Arenic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Pararendzina	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Peszéradacser Wiesen	<b>Nutzung</b>	Mahd, Beweidung Graurinder
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	22	A	hellbraun	2	S	leicht verdichtet
22	100	C	schmutziggelb	3	S	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
10,46	7,12	2,07	1,6	96,68	2,14	1,18

<b>Geländenr.</b>	25	<b>Bestandsalter [a]</b>	14
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Humoser Sandboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-85
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Arenosol (Eutric)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Pararendzina	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Mahd
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	32	A	gelb, etwas dunkler als darunter	-	S	locker
32	50	AC	gelb	2	S	locker
50	83	C1	gelb	3	S	locker
83	100	C2	dunkelgrau	3	T	leicht verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton				
0,24	6,98	1,62	0,62							
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma	
			2.5 Y	4,3	2		2.5 Y	3	2	

Anhang

<b>Geländenr.</b>	12	<b>Bestandsalter [a]</b>	48
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Humoser Sandboden</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-175
<b>Bodentyp WRB</b>	Haplic Arenosol (Eutric)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Regosol	<b>Vegetationstyp</b>	Offener Sandsteppenrasen
<b>Untersuchungsgebiet</b>	LSG Ócsa	<b>Nutzung</b>	Beweidung Schafe
<b>Bemerkungen</b>	*mit HCl ist ein leises Prickeln im C-Horizont vernehmbar		

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	8	A	hellbraun	-	S	locker
8	100	C	gelb	-*	S	locker

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton
0,22	7,08	1,65		93,11	6,53	0,36

<b>Geländenr.</b>	264	<b>Bestandsalter [a]</b>	Altweiese
<b>Bodentyp Ungarisch</b>	<u>Solonetz</u>	<b>Grundwasserstand [cm]</b>	-55
<b>Bodentyp WRB</b>	Gleyic Solonetz (Clayic)	<b>Schneckenhausbruchstücke?</b>	keine
<b>Bodentyp Deutsch</b>	Gley-Pararendzina ( <i>Solonetz nicht vorgesehen</i> )	<b>Vegetationstyp</b>	Rumpfgesellschaft (trocken)
<b>Untersuchungsgebiet</b>	Tápió-Hajta-Landschaft	<b>Nutzung</b>	Beweidung Graurinder
<b>Bemerkungen</b>			

Tiefe von-bis [cm]		Horizont	Farbe/Beschreibung	Kalk	Bodenart	Struktur
0	30	A	hellbraun	-	TL	sehr stark verdichtet
30	52	B	grau	-	T	sehr stark verdichtet
52	70	BC	vermischt	3	T	sehr stark verdichtet
70	100	C	gelblichweiß (mit kleinen Rostflecken)	3	T	sehr stark verdichtet

Kalk [%]	pH	SOM <sub>10</sub> [%]	SOM <sub>30</sub> [%]	Sand	Schluff	Ton			
0,3	6,89	10,47	6,26	21,34	67,62	11,04			
<b>Munsell-Farben:</b>		trocken	chart	value	chroma	feucht	chart	value	chroma
			2.5 Y	4	1,7		10 YR	2,2	2

## Anhang V a-d: Zusammenhänge mit den beiden Hauptgradienten für vier verschiedene Probensets

Anhang V a, Set 49 (trocken)

Zusammenhänge mit den beiden Hauptgradienten für ein Set von 49 Aufnahmequadraten des trockenen Feuchteregimes. Für die aufgelisteten Parameter stehen für alle Aufnahmeflächen dieses Sets Daten zur Verfügung. Wo nicht anders bezeichnet, beziehen sich die Daten stets auf die Schicht 0-10 cm. Es sind jeweils der Regressionskoeffizient sowie die Richtung der Korrelation angegeben. Parameter, für die kein signifikanter Zusammenhang ermittelt werden konnte (d. h.  $P < 0,05$ ), wurden mit der Abkürzung „n. s.“ versehen. Solche Fälle, bei denen auf eine lineare Regression zurückgegriffen werden musste (vgl. Kapitel 5.4.1.3), sind mit Kursivschrift gekennzeichnet.

KATEGORIE	Ausprägungen	Zusammenhänge mit	
		Grundwasserstand	Bestandsalter
<b>Grundwasserstand</b>	Grundwasserstand		n. s. –
<b>Kalk</b>	Kalk [%]	0,1726 ↑	n. s. –
	Kalk [g/dm <sup>3</sup> ]	0,1690 ↑	n. s. –
	Kalk Schicht 10-30 cm [%]	0,2030 ↑	n. s. –
<b>Organisches Material (SOM)</b>	SOM (=C <sub>org</sub> *2) [%]	0,1272 ↑	0,1901 ↑
	SOM [g/dm <sup>3</sup> ]	0,1161 ↑	0,1951 ↑
	SOM Schicht 10-30 cm [%]	n. s. –	n. s. –
<b>Gesamter Stickstoff (N<sub>tot</sub>)</b>	N <sub>tot</sub> [%]	0,0891 ↑	0,2054 ↑
	N <sub>tot</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]	n. s. –	0,2289 ↑
	N <sub>tot</sub> Schicht 10-30 cm [%]	n. s. –	n. s. –
<b>Bodendichte</b>	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,1155 ↓	0,1610 ↓
<b>pH-Wert</b>	pH-Wert	0,1374 ↑	n. s. –
<b>Phosphor und Kalium</b>	P [mg/kg]	0,1359 ↓	0,1446 ↓
	P [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,1905 ↓	0,1724 ↓
	K [mg/kg]	n. s. –	n. s. –
	K [mg/dm <sup>3</sup> ]	n. s. –	0,0949 ↓
<b>Mineralischer Stickstoff: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Schicht 0-10 cm [%]	n. s. –	n. s. –
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Schicht 10-30 cm [%]	n. s. –	n. s. –
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> Schicht 0-10 cm [%]	0,1256 ↑	0,5444 ↑
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> Schicht 10-30 cm [%]	n. s. –	n. s. –
	N <sub>min</sub> Schicht 0-10 cm [%]	0,1438 ↑	0,4424 ↑
	N <sub>min</sub> Schicht 10-30 cm [%]	n. s. –	n. s. –
	N <sub>min</sub> Schicht 0-10 cm [kg/ha]	0,1100 ↑	0,4205 ↑
	N <sub>min</sub> Schicht 10-30 cm [kg/ha]	0,1044 ↑	0,2191 ↑
<b>Verhältnisse zwischen den beiden Schichten</b>	Kalk 0-10 cm/10-30 cm	n. s. –	n. s. –
	SOM 0-10 cm/10-30 cm	n. s. –	0,3461 ↑
	N <sub>tot</sub> 0-10 cm/10-30 cm	n. s. –	0,4550 ↑
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 0-10 cm/10-30 cm	n. s. –	0,2028 ↑
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 0-10 cm/10-30 cm	n. s. –	0,4083 ↑
	N <sub>min</sub> 0-10 cm/10-30 cm	n. s. –	0,4073 ↑
<b>Verhältnisse verschiedener N-Verbindungen zueinander</b>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Schicht 0-10 cm	n. s. –	0,2687 ↑
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Schicht 10-30 cm	n. s. –	0,1092 ↑
	N <sub>min</sub> /N <sub>tot</sub> Schicht 0-10 cm	n. s. –	n. s. –
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /N <sub>tot</sub> Schicht 0-10 cm	n. s. –	0,1258 ↑

## Anhang V b, Set 85 (nass + trocken)

Zusammenhänge mit den beiden Hauptgradienten für ein Set von 85 Aufnahmequadraten aus beiden Feuchteregimen. Für die aufgelisteten Parameter stehen für alle Aufnahmeflächen dieses Sets Daten zur Verfügung. Weitere Informationen zur Darstellung der Daten können Anhang V a entnommen werden.

KATEGORIE	Ausprägungen	Zusammenhänge mit			
		Grundwasserstand		Bestandsalter	
<b>Grundwasserstand</b>	Grundwasserstand			0,1604	↑
<b>Kalk</b>	Kalk [%]	0,5702	↑	0,0739	↑
	Kalk [g/dm <sup>3</sup> ]	0,3974	↑	n. s.	–
<b>Organisches Material (SOM)</b>	SOM (=C <sub>org</sub> *2) [%]	0,5350	↑	0,3696	↑
	SOM [g/dm <sup>3</sup> ]	0,3349	↑	0,2797	↑
<b>Gesamter Stickstoff (N<sub>tot</sub>)</b>	N <sub>tot</sub> [%]	0,5193	↑	0,3564	↑
	N <sub>tot</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]	0,3401	↑	0,3219	↑
<b>Bodendichte</b>	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,528	↓	0,3256	↓
<b>pH-Wert</b>	pH-Wert	0,1803	↑	n. s.	–
<b>Phosphor und Kalium</b>	P [mg/kg]	0,1003	↓	0,1709	↓
	P [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,143	↓	0,2036	↓
	K [mg/kg]	0,0751	↓	0,0917	↓
	K [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,1789	↓	0,1853	↓

## Anhang V c, Set 22 (nass)

Zusammenhänge mit den beiden Hauptgradienten für ein Set von 22 Aufnahmequadraten des nassen Feuchteregimes. Für die aufgelisteten Parameter stehen für alle Aufnahmeflächen dieses Sets Daten zur Verfügung. Weitere Informationen zur Darstellung der Daten können Anhang V a entnommen werden.

KATEGORIE	Ausprägungen	Zusammenhänge mit			
		Grundwasserstand		Bestandsalter	
<b>Grundwasserstand</b>	Grundwasserstand			n. s.	–
<b>Kalk</b>	Kalk [%]	n. s.	–	n. s.	–
	Kalk [g/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–	0,2033	↓
<b>Organisches Material (SOM)</b>	SOM (=C <sub>org</sub> *2) [%]	0,4487	↑	0,4521	↑
	SOM [g/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–	0,4839	↑
<b>Gesamter Stickstoff (N<sub>tot</sub>)</b>	N <sub>tot</sub> [%]	0,4585	↑	0,4153	↑
	N <sub>tot</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–	0,4913	↑
<b>Bodendichte</b>	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,31	↓	0,4327	↓
<b>pH-Wert</b>	pH-Wert	n. s.	–	0,4642	↓
<b>Phosphor und Kalium</b>	P [mg/kg]	n. s.	–	0,2384	↓
	P [mg/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–	0,4308	↓
	K [mg/kg]	n. s.	–	n. s.	–
	K [mg/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–	0,2207	↓

Anhang V d, Set 63 (trocken)

Zusammenhänge mit den beiden Hauptgradienten für ein Set von 63 Aufnahmequadraten des trockenen Feuchteregimes. Für die aufgelisteten Parameter stehen für alle Aufnahmeflächen dieses Sets Daten zur Verfügung. Weitere Informationen zur Darstellung der Daten können Anhang V a entnommen werden.

KATEGORIE	Ausprägungen	Zusammenhänge mit			
		Grundwasserstand		Bestandsalter	
<b>Grundwasserstand</b>	Grundwasserstand			0,1025	↑
<b>Kalk</b>	Kalk [%]	0,1787	↑	n. s.	–
	Kalk [g/dm <sup>3</sup> ]	0,1706	↑	n. s.	–
<b>Organisches Material (SOM)</b>	SOM (=C <sub>org</sub> *2) [%]	0,1256	↑	0,1756	↑
	SOM [g/dm <sup>3</sup> ]	0,1042	↑	0,1670	↑
<b>Gesamter Stickstoff (N<sub>tot</sub>)</b>	N <sub>tot</sub> [%]	0,0951	↑	0,2015	↑
	N <sub>tot</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–	0,2114	↑
<b>Bodendichte</b>	Dichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	0,1475	↓	0,1398	↓
<b>pH-Wert</b>	pH-Wert	0,1152	↑	n. s.	–
<b>Phosphor und Kalium</b>	P [mg/kg]	n. s.	–	0,1949	↓
	P [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,1041	↓	0,2425	↓
	K [mg/kg]	n. s.	–	0,1936	↓
	K [mg/dm <sup>3</sup> ]	n. s.	–	0,2168	↓



## Anhang VI: Gesamtliste der identifizierten Gefäßpflanzen der untersuchten Brachen und Altwiesen

Die angegebenen Taxa wurden nach SIMON (1992) und KIRÁLY (2009) identifiziert. Soweit möglich, sind anstelle der dort angegebenen Namen die entsprechenden, akzeptierten Namen aus folgenden Datenbanken angegeben (jeweils Stand 2017): Euro + Med (2006-), Florenliste der GEFD, der Gesellschaft zur Erforschung der Flora Deutschlands (BUTTLER et al. 2016) und THE PLANT LIST (2013).

\*Anmerkung zu *Koeleria javorkae* Ujhelyi: Diese in Ungarn endemische Art wurde nach der ungarischen Bestimmungsliteratur (SIMON, KIRÁLY) und nach Hinweisen von Dr. Károly Penksza von der Universität Gödöllő identifiziert und benannt. Dieses Taxon wird von der Euro+Med als Synonym von *Koeleria macrantha* (Ladep.) Schult angegeben. Der letztere Name wird allerdings in der erwähnten Literatur (SIMON, KIRÁLY) wiederum als Synonym der nah verwandten und hier ebenfalls aufgefundenen *Rostraria cristata* (L.) Tzvelev (bzw. in der ungarischen Bestimmungsliteratur *Koeleria cristata* (L.) Pers. em. Borbás ex Domin) angegeben. Um in Übereinstimmung mit SIMON (1992) und KIRÁLY (2009) eine klare Trennung zwischen den beiden hier gefundenen Taxa zu machen, wird daher in der vorliegenden Arbeit auf den Namen *Koeleria javorkae* Ujhelyi zurückgegriffen. Diese Trennung erscheint gerechtfertigt, da in den untersuchten Gebieten eine klare morphologische und standörtliche Differenzierung zwischen *Koeleria javorkae* und *Rostraria cristata* gegeben war.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Subspezies	Autor	Referenz/ Quelle
1	<i>Acer campestre</i>		L.	Florenliste GEFD
2	<i>Acer negundo</i>		L.	Florenliste GEFD
3	<i>Achillea aspleniifolia</i>		Vent.	Euro + Med
4	<i>Achillea millefolium</i>		L.	Euro + Med
5	<i>Achillea ochroleuca</i>		Ehrh.	Euro + Med
6	<i>Adonis aestivalis</i>		L.	Florenliste GEFD
7	<i>Adonis flammea</i>		Jacq.	Florenliste GEFD
8	<i>Adonis vernalis</i>		L.	Florenliste GEFD
9	<i>Agrimonia eupatoria</i>		L.	Euro + Med
10	<i>Agropyron cristatum</i>	subsp. <i>pectinatum</i>	(M. Bieb.) Tzvelev	Euro + Med
11	<i>Agrostemma githago</i>		L.	Euro + Med
12	<i>Agrostis stolonifera</i>		L.	Euro + Med
13	<i>Ajuga chamaepitys</i>		(L.) Schreb.	Euro + Med
14	<i>Ajuga genevensis</i>		L.	Euro + Med
15	<i>Alisma plantago-aquatica</i>		L.	Euro + Med
16	<i>Alliaria petiolata</i>		(M. Bieb.) Cavara & Grande	Euro + Med
17	<i>Allium angulosum</i>		L.	Euro + Med
18	<i>Allium c. f. vineale</i>		L.	Euro + Med
19	<i>Allium scorodoprasum</i>		L.	Euro + Med
20	<i>Alopecurus pratensis</i>		L.	Euro + Med
21	<i>Althaea officinalis</i>		L.	Euro + Med
22	<i>Alyssum alyssoides</i>		(L.) L.	Euro + Med
23	<i>Amaranthus c. f. blitum</i>		L.	Euro + Med
24	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>		L.	Euro + Med
25	<i>Anacamptis coriophora</i>		(L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	Euro + Med
26	<i>Anacamptis morio</i>		(L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	Euro + Med

Anhang

27	<i>Anacamptis palustris</i>		(Jacq.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	Euro + Med
28	<i>Anacamptis pyramidalis</i>		(L.) Rich.	Euro + Med
29	<i>Anagallis arvensis</i>		L.	Euro + Med
30	<i>Anchusa officinalis</i>		L.	Euro + Med
31	<i>Angelica sylvestris</i>		L.	Euro + Med
32	<i>Anthemis ruthenica</i>		M. Bieb.	Euro + Med
33	<i>Anthyllis vulneraria</i>		L.	Euro + Med
34	<i>Apera spica-venti</i>		(L.) P. Beauv.	Euro + Med
35	<i>Arabis auriculata</i>		Lam.	Euro + Med
36	<i>Arabis hirsuta</i>		(L.) Scop.	Euro + Med
37	<i>Arctium lappa</i>		L.	Euro + Med
38	<i>Arenaria serpyllifolia</i>		L.	Euro + Med
39	<i>Argentina anserina</i>		a (L.) Rydb.	Euro + Med
40	<i>Arrhenatherum elatius</i>		(L.) J. Presl & C. Presl	Euro + Med
41	<i>Artemisia absinthium</i>		L.	Euro + Med
42	<i>Artemisia austriaca</i>		Jacq.	Euro + Med
43	<i>Artemisia vulgaris</i>		L.	Euro + Med
44	<i>Asclepias syriaca</i>		L.	Euro + Med
45	<i>Asparagus officinalis</i>		L.	Euro + Med
46	<i>Asperula cynanchica</i>		L.	Euro + Med
47	<i>Astragalus asper</i>		Jacq.	Euro + Med
48	<i>Astragalus cicer</i>		L.	Euro + Med
49	<i>Astragalus onobrychis</i>		L.	Euro + Med
50	<i>Avena fatua</i>		L.	Euro + Med
51	<i>Avena sativa</i>		L.	Euro + Med
52	<i>Avenula pubescens</i>		(Huds.) Dumort.	Euro + Med
53	<i>Ballota nigra</i>		L.	Euro + Med
54	<i>Bassia laniflora</i>		(S. G. Gmel.) A. J. Scott	Euro + Med
55	<i>Berberis vulgaris</i>		L.	Euro + Med
56	<i>Berteroa incana</i>		(L.) DC.	Euro + Med
57	<i>Bidens tripartitus</i>		L.	Euro + Med
58	<i>Blackstonia perfoliata</i>	subsp. <i>serotina</i>	(Rchb.) Vollm.	Euro + Med
59	<i>Bolboschoenus maritimus</i>		(L.) Palla	Euro + Med
60	<i>Bothriochloa ischaemum</i>		(L.) Keng	Euro + Med
61	<i>Brachypodium pinnatum</i>		(L.) P. Beauv.	Euro + Med
62	<i>Brassica rapa</i>		(L.) L.	Euro + Med
63	<i>Briza media</i>		L.	Euro + Med
64	<i>Bromopsis erecta</i>		(Huds.) Fourr.	Euro + Med
65	<i>Bromus commutatus</i>		Schrad.	Euro + Med
66	<i>Bromus hordeaceus</i>	subsp. <i>hordeaceus</i>	L.	Euro + Med
67	<i>Bromus inermis</i>		Leyss.	Florenliste GEFD
68	<i>Bromus japonicus</i>		Thunb.	Euro + Med
69	<i>Bromus squarrosus</i>		L.	Euro + Med
70	<i>Bromus sterilis</i>		L.	Florenliste GEFD
71	<i>Bromus tectorum</i>		L.	Florenliste GEFD
72	c. f. <i>Buglossoides arvensis</i>		(L.) I. M. Johnst.	Euro + Med
73	<i>Calamagrostis epigejos</i>		(L.) Roth	Euro + Med
74	<i>Caltha palustris</i>		L.	Florenliste GEFD

## Anhang

75	<i>Calystegia sepium</i>		R. Br.	Florenliste GEFD
76	<i>Campanula cervicaria</i>		L.	Euro + Med
77	<i>Campanula glomerata</i>		L.	Euro + Med
78	<i>Campanula sibirica</i>		L.	Euro + Med
79	<i>Cannabis sativa</i>		L.	Euro + Med
80	<i>Capsella bursa-pastoris</i>		(L.) Medik.	Euro + Med
81	<i>Cardaria draba</i>		(L.) Desv.	Euro + Med
82	<i>Carduus acanthoides</i>		L.	Euro + Med
83	<i>Carduus nutans</i>		L.	Euro + Med
84	<i>Carex acutiformis</i>		Ehrh.	Euro + Med
85	<i>Carex c. f. supina</i>		Wahlenb.	Euro + Med
86	<i>Carex caryophyllea</i>		Latourr.	Euro + Med
87	<i>Carex distans</i>		L.	Euro + Med
88	<i>Carex disticha</i>		Huds.	Euro + Med
89	<i>Carex divisa</i>		Huds.	Euro + Med
90	<i>Carex elata</i>		All.	Euro + Med
91	<i>Carex flacca</i>		Schreb.	Euro + Med
92	<i>Carex hirta</i>		L.	Euro + Med
93	<i>Carex hostiana</i>		DC.	Euro + Med
94	<i>Carex liparocarpos</i>		Gaudin	Euro + Med
95	<i>Carex otrubae</i>		Podp.	Florenliste GEFD
96	<i>Carex panicea</i>		L.	Euro + Med
97	<i>Carex praecox</i>		Schreb.	Euro + Med
98	<i>Carex riparia</i>		Curtis	Euro + Med
99	<i>Carex spicata</i>		Huds.	Euro + Med
100	<i>Carex stenophylla</i>		Wahlenb.	Euro + Med
101	<i>Carex tomentosa</i>		L.	Florenliste GEFD
102	<i>Carlina biebersteinii</i>		Hornem.	Euro + Med
103	<i>Celtis c. f. occidentalis</i>		L.	Euro + Med
104	<i>Cenchrus spinifex</i>		Cav.	Euro + Med
105	<i>Centaurea jacea</i>	subsp. <i>angustifolia</i>	(DC.) Gremlí	Euro + Med
106	<i>Centaurea scabiosa</i>	subsp. <i>sadleriana</i>	(Janka) Asch. & Graebn.	Euro + Med
107	<i>Centaurea stoebe</i>		L.	Euro + Med
108	<i>Centaureum pulchellum</i>		(Sw.) Druce	Euro + Med
109	<i>Cerastium fontanum</i>		Baumg.	Euro + Med
110	<i>Cerastium pumilum</i>		Curtis	Euro + Med
111	<i>Cerastium semidecandrum</i>		L.	Euro + Med
112	<i>Cerintho minor</i>		L.	Euro + Med
113	<i>Chenopodium hybridum</i>		(L.) S. Fuentes & al.	Euro + Med
114	<i>Chenopodium album</i>		L.	Euro + Med
115	<i>Chondrilla juncea</i>		L.	Euro + Med
116	<i>Chrysopogon gryllus</i>		(L.) Trin.	Euro + Med
117	<i>Cichorium intybus</i>		L.	Euro + Med
118	<i>Cirsium arvense</i>		(L.) Scop.	Euro + Med
119	<i>Cirsium brachycephalum</i>		Jur.	Euro + Med
120	<i>Cirsium canum</i>		(L.) All.	Euro + Med
121	<i>Cirsium eriophorum</i>		(L.) Scop.	Euro + Med
122	<i>Cirsium vulgare</i>		(Savi) Ten.	Euro + Med
123	<i>Cladium mariscus</i>		(L.) Pohl	Euro + Med

## Anhang

124	<i>Clinopodium acinos</i>		(L.) Kuntze	Euro + Med
125	<i>Clinopodium vulgare</i>		L.	Euro + Med
126	<i>Colchicum autumnale</i>		L.	Euro + Med
127	<i>Consolida orientalis</i>		(J.Gay) Schrödinger	The Plant List
128	<i>Consolida regalis</i>		S. F. Gray	Florenliste GEFD
129	<i>Convolvulus arvensis</i>		L.	Florenliste GEFD
130	<i>Cornus sanguinea</i>		L.	Euro + Med
131	<i>Crataegus monogyna</i>		Jacq.	Euro + Med
132	<i>Crepis biennis</i>		L.	Euro + Med
133	<i>Crepis c. f. pulchra</i>		L.	Euro + Med
134	<i>Crepis foetida</i>		L.	Euro + Med
135	<i>Crepis setosa</i>		Haller f.	Euro + Med
136	<i>Crepis c. f. tectorum</i>		L.	Euro + Med
137	<i>Cruciata pedemontana</i>		(Bellardi) Ehrend.	Euro + Med
138	<i>Cuscuta epithymum</i>		L.	Florenliste GEFD
139	<i>Cynodon dactylon</i>		(L.) Pers.	Euro + Med
140	<i>Cynoglossum officinale</i>		L.	Euro + Med
141	<i>Cyperus fuscus</i>		L.	Euro + Med
142	<i>Dactylis glomerata</i>		L.	Euro + Med
143	<i>Dactylorhiza incarnata</i>		(L.) Soó	Euro + Med
144	<i>Datura stramonium</i>		L.	Euro + Med
145	<i>Daucus carota</i>		L.	Euro + Med
146	<i>Deschampsia cespitosa</i>		(L.) P. Beauv.	Euro + Med
147	<i>Descurainia sophia</i>		(L.) Prantl	Euro + Med
148	<i>Dianthus pontederiae</i>		A. Kern.	Euro + Med
149	<i>Dianthus superbus</i>		L.	Euro + Med
150	<i>Digitaria c. f. sanguinalis</i>		(L.) Scop.	Euro + Med
151	<i>Dipsacus laciniatus</i>		L.	Florenliste GEFD
152	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	subsp. <i>germanicum</i>	(Gremli) Gams	Euro + Med
153	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	subsp. <i>herbaceum</i>	VILL.	Euro + Med
154	<i>Draba nemorosa</i>		L.	Euro + Med
155	<i>Echinochloa crus-galli</i>		(L.) P. Beauv.	Euro + Med
156	<i>Echium vulgare</i>		L.	Euro + Med
157	<i>Elaeagnus angustifolia</i>		(Vill.) Bonnier & Layens	Florenliste GEFD
158	<i>Eleocharis uniglumis</i>		(Link) Schult.	Euro + Med
159	<i>Elytrigia repens</i>		(L.) Nevski	Euro + Med
160	<i>Epilobium tetragonum</i>		L.	Florenliste GEFD
161	<i>Epipactis palustris</i>		(L.) Crantz	Euro + Med
162	<i>Equisetum arvense</i>		L.	Euro + Med
163	<i>Equisetum fluviatile</i>		L.	Euro + Med
164	<i>Equisetum palustre</i>		L.	Euro + Med
165	<i>Equisetum ramosissimum</i>		Desf.	Euro + Med
166	<i>Erigeron acris</i>		L.	Euro + Med
167	<i>Erigeron annuus</i>		(L.) Desf.	Euro + Med
168	<i>Erigeron canadensis</i>		L.	Euro + Med
169	<i>Eriophorum angustifolium</i>		Honck.	Euro + Med
170	<i>Erodium cicutarium</i>		(L.) L'Hér.	Euro + Med
171	<i>Erophila verna</i>		(L.) Chevall.	Euro + Med
172	<i>Eryngium campestre</i>		L.	Euro + Med

Anhang

173	<i>Erysimum diffusum</i>		Ehrh.	Euro + Med
174	<i>Eupatorium cannabinum</i>		L.	Euro + Med
175	<i>Euphorbia c. f. salicifolia</i>		Host	Euro + Med
176	<i>Euphorbia cyparissias</i>		L.	Euro + Med
177	<i>Euphorbia esula</i>		L.	Euro + Med
178	<i>Euphorbia esula</i>	subsp. <i>tommasiniana</i>	(Bertol.) Kuzmanov	Euro + Med
179	<i>Euphorbia falcata</i>		L.	Euro + Med
180	<i>Euphorbia helioscopia</i>		L.	Euro + Med
181	<i>Euphorbia illirica</i>		Lam.	Euro + Med
182	<i>Euphorbia lucida</i>		Waldst. & Kit.	Euro + Med
183	<i>Euphorbia seguieriana</i>		Neck.	Euro + Med
184	<i>Euphrasia pectinata</i>		Ten.	Euro + Med
185	<i>Falcaria vulgaris</i>		Bernh.	Euro + Med
186	<i>Fallopia convolvulus</i>		Á. Löve	Florenliste GEFD
187	<i>Festuca arundinacea</i>		Schreber	Florenliste GEFD
188	<i>Festuca pratensis</i>		Huds.	Florenliste GEFD
189	<i>Festuca pseudovaginata</i>		Penksza	Euro + Med
190	<i>Festuca rubra</i>		L.	Euro + Med
191	<i>Festuca stricta</i>	subsp. <i>sulcata</i>	(Hack.) Pils	Euro + Med
192	<i>Festuca vaginata</i>		Willd.	Euro + Med
193	<i>Festuca valesiaca</i>	subsp. <i>parviflora</i>	(Hack.) Tracey	Euro + Med
194	<i>Filago arvensis</i>		L.	Euro + Med
195	<i>Filipendula ulmaria</i>		(L.) Maxim.	Euro + Med
196	<i>Filipendula vulgaris</i>		Moench	Euro + Med
197	<i>Fragaria viridis</i>		Weston	Euro + Med
198	<i>Frangula alnus</i>		Mill.	Euro + Med
199	<i>Fraxinus angustifolia</i>		Vahl	Euro + Med
200	<i>Fumaria vaillantii</i>		Loisel.	Euro + Med
201	<i>Galatella linosyris</i>		(L.) Rchb. f.	Euro + Med
202	<i>Galatella sedifolia</i>	subsp. <i>sedifolia</i>	(L.) Greuter	Euro + Med
203	<i>Galium aparine</i>		L.	Euro + Med
204	<i>Galium boreale</i>		L.	Euro + Med
205	<i>Galium glaucum</i>		L.	Euro + Med
206	<i>Galium mollugo</i>		L.	Euro + Med
207	<i>Galium palustre</i>		L.	Euro + Med
208	<i>Galium uliginosum</i>		L.	Euro + Med
209	<i>Galium verum</i>		L.	Euro + Med
210	<i>Genista tinctoria</i>		L.	Euro + Med
211	<i>Gentiana pneumonanthe</i>		L.	Euro + Med
212	<i>Geranium pusillum</i>		L.	Euro + Med
213	<i>Glechoma hederacea</i>		L.	Euro + Med
214	<i>Gleditsia triacanthos</i>		L.	Euro + Med
215	<i>Gratiola officinalis</i>		L.	Euro + Med
216	<i>Gymnadenia conopsea</i>		(L.) R. Br.	Euro + Med
217	<i>Gypsophila paniculata</i>		L.	Euro + Med
218	<i>Helianthemum nummularium</i>		Mill.	Florenliste GEFD
219	<i>Helianthus annuus</i>		L.	Euro + Med
220	<i>Hibiscus trionum</i>		L.	Euro + Med
221	<i>Holcus lanatus</i>		L.	Euro + Med

## Anhang

222	<i>Holosteum umbellatum</i>		L.	Euro + Med
223	<i>Hordeum murinum</i>		L.	Euro + Med
224	<i>Hypericum perforatum</i>		L.	Euro + Med
225	<i>Hypericum tetrapterum</i>		Fr.	Euro + Med
226	<i>Hypochaeris maculata</i>		L.	Euro + Med
227	<i>Inula britannica</i>		L.	Euro + Med
228	<i>Inula conyzae</i>		(Griess.) DC.	Euro + Med
229	<i>Inula oculus-christi</i>		L.	Euro + Med
230	<i>Inula salicina</i>		L.	Euro + Med
231	<i>Iris pseudacorus</i>		L.	Euro + Med
232	<i>Iris sibirica</i>		L.	Euro + Med
233	<i>Iris spuria</i>		L.	Euro + Med
234	<i>Jacobaea erucifolia</i>		(L.) G. Gaertn. & al.	Euro + Med
235	<i>Jacobaea paludosa</i>		(L.) G. Gaertn. & al.	Euro + Med
236	<i>Jacobaea vulgaris</i>		Gaertn.	Euro + Med
237	<i>Juncus articulatus</i>		L.	Euro + Med
238	<i>Juncus bufonius</i>		L.	Euro + Med
239	<i>Juncus compressus</i>		Jacq.	Euro + Med
240	<i>Juncus inflexus</i>		L.	Euro + Med
241	<i>Juncus subnodulosus</i>		Schrank	Euro + Med
242	<i>Juniperus communis</i>		L.	Euro + Med
243	<i>Kickxia elatine</i>		(L.) Dumort.	Euro + Med
244	<i>Knautia arvensis</i>		Coulter	Florenliste GEFD
245	<i>Koeleria javorkae</i>		Ujhelyi	KIRÁLY (2009) *
246	<i>Lactuca saligna</i>		L.	Euro + Med
247	<i>Lactuca serriola</i>		L.	Euro + Med
248	<i>Lamium amplexicaule</i>		L.	Euro + Med
249	<i>Laphangium luteoalbum</i>		(L.) Tzvelev	Euro + Med
250	<i>Lappula squarrosa</i>		(Retz.) Dumort.	Euro + Med
251	<i>Lathyrus latifolius</i>		L.	Euro + Med
252	<i>Lathyrus palustris</i>		L.	Euro + Med
253	<i>Lathyrus pratensis</i>		L.	Euro + Med
254	<i>Lathyrus tuberosus</i>		L.	Euro + Med
255	<i>Leontodon hispidus</i>		L.	Euro + Med
256	<i>Leontodon saxatilis</i>		Lam.	Euro + Med
257	<i>Leopoldia comosa</i>		(L.) Parl.	Euro + Med
258	<i>Lepidium cartilagineum</i>		(J. C. Mayer) Thell.	Euro + Med
259	<i>Lepidium perfoliatum</i>		L.	Euro + Med
260	<i>Leucanthemum vulgare</i>		(Vaill.) Lam.	Euro + Med
261	<i>Ligustrum vulgare</i>		L.	Euro + Med
262	<i>Limonium gmelinii</i>		(Willd.) Kuntze	Euro + Med
263	<i>Linaria genistifolia</i>		(L.) Mill.	Euro + Med
264	<i>Linaria vulgaris</i>		Mill.	Euro + Med
265	<i>Linum catharticum</i>		L.	Florenliste GEFD
266	<i>Linum flavum</i>		L.	Florenliste GEFD
267	<i>Linum perenne</i>		L.	Florenliste GEFD
268	<i>Lolium perenne</i>		L.	Euro + Med
269	<i>Lotus corniculatus</i>		L.	Euro + Med
270	<i>Lotus maritimus</i>		L.	Euro + Med

## Anhang

271	<i>Lotus tenuis</i>		Willd.	Euro + Med
272	<i>Luzula campestris</i>		(L.) DC.	Euro + Med
273	<i>Lycopus europaeus</i>		L.	Euro + Med
274	<i>Lysimachia nummularia</i>		L.	Euro + Med
275	<i>Lysimachia vulgaris</i>		L.	Euro + Med
276	<i>Lythrum hyssopifolia</i>		L.	Euro + Med
277	<i>Lythrum salicaria</i>		L.	Euro + Med
278	<i>Lythrum virgatum</i>		L.	Euro + Med
279	<i>Malus sylvestris</i>		(L.) Mill.	Euro + Med
280	<i>Malva sylvestris</i>		L.	Euro + Med
281	<i>Marrubium vulgare</i>		L.	Euro + Med
282	<i>Marrubium x paniculatum</i>		Desr.	The Plant List
283	<i>Matricaria chamomilla</i>		L.	Euro + Med
284	<i>Medicago falcata</i>		L.	Euro + Med
285	<i>Medicago lupulina</i>		L.	Euro + Med
286	<i>Medicago minima</i>		(L.) L.	Euro + Med
287	<i>Medicago sativa</i>		L.	Euro + Med
288	<i>Melica transsilvanica</i>		Schur	Euro + Med
289	<i>Melilotus albus</i>		Medik.	Euro + Med
290	<i>Melilotus officinalis</i>		(L.) Lam.	Euro + Med
291	<i>Mentha aquatica</i>		L.	Euro + Med
292	<i>Mentha arvensis</i>		L.	Euro + Med
293	<i>Mentha longifolia</i>		(L.) L.	Euro + Med
294	<i>Mentha x verticillata</i>		L.	Florenliste GEFD
295	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>		(L.) F. K. Mey.	Euro + Med
296	<i>Minuartia glaucina</i>		Dvořáková	Euro + Med
297	<i>Molinia caerulea</i>		(L.) Moench	Euro + Med
298	<i>Morus alba</i>		L.	Euro + Med
299	<i>Muscari neglectum</i>		Guss. ex Ten.	Euro + Med
300	<i>Myagrum perfoliatum</i>		L.	Euro + Med
301	<i>Myosotis ramosissima</i>		Rochel	Euro + Med
302	<i>Myosotis stricta</i>		Roem. & Schult.	Euro + Med
303	<i>Neotinea ustulata</i>		(L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	Euro + Med
304	<i>Nigella arvensis</i>		L.	Florenliste GEFD
305	<i>Nonea pulla</i>		DC.	Euro + Med
306	<i>Odontites vulgaris</i>		Moench	Euro + Med
307	<i>Oenothera biennis</i>		L.	Florenliste GEFD
308	<i>Oenothera villosa</i>	subsp. <i>strigosa</i>	(Rydb.) W.Dietr. & P.H.Raven	The Plant List
309	<i>Ononis spinosa</i>		L.	Euro + Med
310	<i>Onopordum acanthium</i>		L.	Euro + Med
311	<i>Ophioglossum vulgatum</i>		L.	Euro + Med
312	<i>Ophrys sphegodes</i>		Mill.	Euro + Med
313	<i>Orchis militaris</i>		L.	Euro + Med
314	<i>Ornithogalum orthophyllum</i>	subsp. <i>kochii</i>	(Parl.) Maire & Weiller	Euro + Med
315	<i>Ornithogalum pyramidale</i>		L.	Euro + Med
316	<i>Orobanche elatior</i>		Sutton	Euro + Med
317	<i>Panicum capillare</i>		L.	Euro + Med

## Anhang

318	<i>Panicum miliaceum</i>		L.	Euro + Med
319	<i>Papaver rhoeas</i>		L.	Euro + Med
320	<i>Pastinaca sativa</i>		L.	Euro + Med
321	<i>Persicaria amphibia</i>		Delarbre	Florenliste GEFD
322	<i>Persicaria maculosa</i>		L.	Florenliste GEFD
323	<i>Petrorhagia prolifera</i>		(L.) P. W. Ball & Heywood	Euro + Med
324	<i>Peucedanum cervaria</i>		(L.) Lapeyr.	Euro + Med
325	<i>Peucedanum officinale</i>		L.	Euro + Med
326	<i>Peucedanum palustre</i>		(L.) Moench	Euro + Med
327	<i>Phalaroides arundinacea</i>		(L.) Rauschert	Euro + Med
328	<i>Phleum phleoides</i>		(L.) H. Karst.	Euro + Med
329	<i>Phleum pratense</i>		L.	Euro + Med
330	<i>Phlomis tuberosa</i>		L.	Euro + Med
331	<i>Phragmites australis</i>		(Cav.) Steud.	Euro + Med
332	<i>Picris hieracioides</i>		L.	Euro + Med
333	<i>Pilosella auriculoides</i>		(Láng) Arv.-Touv.	Euro + Med
334	<i>Pilosella echiioides</i>		(Lumn.) F. W. Schultz & Sch. Bip.	Euro + Med
335	<i>Pilosella officinarum</i>		Vaill.	Euro + Med
336	<i>Pilosella piloselloides</i>		(Vill.) Soják	Euro + Med
337	<i>Pimpinella saxifraga</i>		L.	Euro + Med
338	<i>Plantago arenaria</i>		Waldst. & Kit.	Euro + Med
339	<i>Plantago lanceolata</i>		L.	Euro + Med
340	<i>Plantago major</i>		L.	Euro + Med
341	<i>Plantago maritima</i>		L.	Euro + Med
342	<i>Plantago media</i>		L.	Euro + Med
343	<i>Poa angustifolia</i>		L.	Euro + Med
344	<i>Poa bulbosa</i>		L.	Euro + Med
345	<i>Poa compressa</i>		L.	Euro + Med
346	<i>Poa pratensis</i>		L.	Euro + Med
347	<i>Poa trivialis</i>		L.	Euro + Med
348	<i>Podospermum canum</i>		C. A. Mey.	Euro + Med
349	<i>Polygala comosa</i>		Schkuhr	Florenliste GEFD
350	<i>Polygala major</i>		Jacq.	The Plant List
351	<i>Polygonum arenarium</i>		Waldst. & Kit.	Florenliste GEFD
352	<i>Polygonum aviculare</i>		L.	Florenliste GEFD
353	<i>Populus alba</i>		L.	Euro + Med
354	<i>Populus simonii</i>		Carrière	Euro + Med
355	<i>Portulaca oleracea</i>		L.	Euro + Med
356	<i>Potentilla argentea</i>		L.	Euro + Med
357	<i>Potentilla erecta</i>		(L.) Räsch.	Euro + Med
358	<i>Potentilla heptaphylla</i>		L.	Euro + Med
359	<i>Potentilla incana</i>		G. Gaertn. & al.	Euro + Med
360	<i>Potentilla reptans</i>		L.	Euro + Med
361	<i>Prunella laciniata</i>		(L.) L.	Euro + Med
362	<i>Prunella vulgaris</i>		L.	Euro + Med
363	<i>Prunus spinosa</i>		L.	Euro + Med
364	<i>Pulicaria dysenterica</i>		(L.) Bernh.	Euro + Med
365	<i>Pyrus communis</i>	subsp. <i>pyraster</i>	(L.) Ehrh.	Euro + Med



Anhang

366	<i>Ranunculus acris</i>		L.	Euro + Med
367	<i>Ranunculus pedatus</i>		Waldst. & Kit.	Euro + Med
368	<i>Ranunculus polyanthemos</i>		L.	Euro + Med
369	<i>Ranunculus repens</i>		L.	Euro + Med
370	<i>Reseda lutea</i>		L.	Euro + Med
371	<i>Rhamnus cathartica</i>		L.	Euro + Med
372	<i>Rhinanthus angustifolius</i>		C. C. Gmel.	Euro + Med
373	<i>Rhus typhina</i>		L.	Euro + Med
374	<i>Robinia pseudoacacia</i>		L.	Euro + Med
375	<i>Rostraria cristata</i>		(L.) Tzvelev	Euro + Med
376	<i>Rubus fruticosus</i> agg.			KIRÁLY (2009)
377	<i>Rumex acetosa</i>		L.	Florenliste GEFD
378	<i>Rumex acetosella</i>		L.	Florenliste GEFD
379	<i>Rumex crispus</i>		L.	Florenliste GEFD
380	<i>Rumex obtusifolius</i>		L.	Florenliste GEFD
381	<i>Rumex stenophyllus</i>		Ledeb.	Florenliste GEFD
382	<i>Salix alba</i>		L.	Euro + Med
383	<i>Salix cinerea</i>		L.	Euro + Med
384	<i>Salix fragilis</i>		L.	Florenliste GEFD
385	<i>Salix purpurea</i>		L.	Euro + Med
386	<i>Salix repens</i>	subsp. <i>rosmarinifolia</i>	(L.) Andersson	Euro + Med
387	<i>Salsola tragus</i>	subsp. <i>tragus</i>	L.	Euro + Med
388	<i>Salvia austriaca</i>		Jacq.	Euro + Med
389	<i>Salvia nemorosa</i>		L.	Euro + Med
390	<i>Salvia pratensis</i>		L.	Euro + Med
391	<i>Sambucus nigra</i>		L.	Florenliste GEFD
392	<i>Sanguisorba officinalis</i>		L.	Euro + Med
393	<i>Saponaria officinalis</i>		L.	Euro + Med
394	<i>Saxifraga tridactylites</i>		L.	Euro + Med
395	<i>Scabiosa ochroleuca</i>		L.	Florenliste GEFD
396	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	subsp. <i>lacustris</i>	(L.) Palla	Euro + Med
397	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	subsp. <i>glaucus</i>	(Sm.) Bech.	Euro + Med
398	<i>Schoenus nigricans</i>		L.	Euro + Med
399	<i>Scirpoides holoschoenus</i>		(L.) Soják	Euro + Med
400	<i>Scleranthus annuus</i>		L.	Euro + Med
401	<i>Scorzonera humilis</i>		L.	Euro + Med
402	<i>Secale sylvestre</i>		Host	Euro + Med
403	<i>Securigera varia</i>		(L.) Lassen	Euro + Med
404	<i>Selinum carvifolia</i>		(L.) L.	Euro + Med
405	<i>Selinum dubium</i>		(Schkuhr) Leute	Euro + Med
406	<i>Senecio viscosus</i>		L.	Euro + Med
407	<i>Serratula tinctoria</i>		L.	Euro + Med
408	<i>Seseli annuum</i>		L.	Euro + Med
409	<i>Setaria pumila</i>		(Poir.) Roem. & Schult.	Euro + Med
410	<i>Setaria viridis</i>		(L.) P. Beauv.	Euro + Med
411	<i>Silene conica</i>		L.	Euro + Med
412	<i>Silene flos-cuculi</i>		(L.) Clairv.	Euro + Med
413	<i>Silene latifolia</i>		Poir.	Euro + Med
414	<i>Silene multiflora</i>		(Ehrh.) Pers.	Euro + Med

Anhang

415	<i>Silene nutans</i>		L.	Euro + Med
416	<i>Silene otites</i>		(L.) Wibel	Euro + Med
417	<i>Silene viscosa</i>		(L.) Pers.	Euro + Med
418	<i>Silene vulgaris</i>		(Moench) Garcke	Euro + Med
419	<i>Sinapis arvensis</i>		L.	Euro + Med
420	<i>Sisymbrium orientale</i>		L.	Euro + Med
421	<i>Solanum dulcamara</i>		L.	Euro + Med
422	<i>Solanum nigrum</i>		L.	Euro + Med
423	<i>Solanum tuberosum</i>		L.	Euro + Med
424	<i>Solidago canadensis</i>		L.	Euro + Med
425	<i>Solidago gigantea</i>		Aiton	Euro + Med
426	<i>Sonchus arvensis</i>		L.	Euro + Med
427	<i>Sonchus asper</i>		(L.) Hill	Euro + Med
428	<i>Sorghum halepense</i>		(L.) Pers.	Euro + Med
429	<i>Sparganium erectum</i>		L.	Euro + Med
430	<i>Stachys annua</i>		(L.) L.	Euro + Med
431	<i>Stachys officinalis</i>		(L.) Trevis.	Euro + Med
432	<i>Stachys palustris</i>		L.	Euro + Med
433	<i>Stachys recta</i>		L.	Euro + Med
434	<i>Stellaria graminea</i>		L.	Euro + Med
435	<i>Stellaria media</i>		(L.) Cirillo	Euro + Med
436	<i>Stipa capillata</i>		L.	Euro + Med
437	<i>Stipa pennata</i>		L.	Euro + Med
438	<i>Succisa pratensis</i>		Moench	Florenliste GEFD
439	<i>Symphotrichum lanceolatum</i>		(Willd.) G. L. Nesom	Euro + Med
440	<i>Symphytum officinale</i>		L.	Euro + Med
441	<i>Taraxacum palustre</i>		(Lyons) Symons	Euro + Med
442	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>		L.	Euro + Med
443	<i>Teucrium chamaedrys</i>		L.	Euro + Med
444	<i>Teucrium scordium</i>		L.	Euro + Med
445	<i>Thalictrum flavum</i>		L.	Euro + Med
446	<i>Thalictrum lucidum</i>		L.	Euro + Med
447	<i>Thalictrum minus</i>		L.	Euro + Med
448	<i>Thesium dollineri</i>		Murb.	Euro + Med
449	<i>Thesium linophyllon</i>		L.	Euro + Med
450	<i>Thesium ramosum</i>		Hayne	Euro + Med
451	<i>Thlaspi alliaceum</i>		L.	Euro + Med
452	<i>Thlaspi arvense</i>		L.	Euro + Med
453	<i>Thymelaea passerina</i>		(L.) Coss. & Germ.	Euro + Med
454	<i>Thymus odoratissimus</i>		Mill.	Euro + Med
455	<i>Thymus pulegioides</i>	subsp. <i>pannonicus</i>	(All.) Kergu�len	Euro + Med
456	<i>Torilis arvensis</i>		(Huds.) Link	Euro + Med
457	<i>Tragopogon dubius</i>		Scop.	Euro + Med
458	<i>Tragopogon pratensis</i>	subsp. <i>orientalis</i>	(L.) �elak.	Euro + Med
459	<i>Tribulus terrestris</i>	subsp. <i>orientalis</i>	(A. Kern.) Dost�al	Euro + Med
460	<i>Trifolium arvense</i>		L.	Euro + Med
461	<i>Trifolium campestre</i>		Schreb.	Euro + Med
462	<i>Trifolium diffusum</i>		Ehrh.	Euro + Med
463	<i>Trifolium dubium</i>		Sibth.	Euro + Med

## Anhang

464	<i>Trifolium fragiferum</i>		L.	Euro + Med
465	<i>Trifolium hybridum</i>		L.	Euro + Med
466	<i>Trifolium medium</i>		L.	Euro + Med
467	<i>Trifolium montanum</i>		L.	Euro + Med
468	<i>Trifolium pratense</i>		L.	Euro + Med
469	<i>Trifolium repens</i>		L.	Euro + Med
470	<i>Triglochin maritima</i>		L.	Euro + Med
471	<i>Trigonella procumbens</i>		(Besser) Rchb.	Euro + Med
472	<i>Trinia glauca</i>		(L.) Dumort.	Euro + Med
473	<i>Tripleurospermum inodorum</i>		(L.) Sch. Bip.	Euro + Med
474	<i>Tripolium pannonicum</i>	subsp. <i>tripolium</i>	(L.) Greuter	Euro + Med
475	<i>Triticum aestivum</i>		L.	Euro + Med
476	<i>Typha latifolia</i>		L.	Euro + Med
477	<i>Urtica dioica</i>		L.	Euro + Med
478	<i>Valeriana dioica</i>		L.	Florenliste GEFD
479	<i>Valeriana officinalis</i>		L. s.str.	Florenliste GEFD
480	<i>Valerianella dentata</i>		Pollich	Florenliste GEFD
481	<i>Valerianella locusta</i>		Laterrade	Florenliste GEFD
482	<i>Veratrum album</i>		L.	Euro + Med
483	<i>Verbascum blattaria</i>		L.	Euro + Med
484	<i>Verbascum lychnitis</i>		L.	Euro + Med
485	<i>Verbascum phlomoides</i>		L.	Euro + Med
486	<i>Verbascum phoeniceum</i>		L.	Euro + Med
487	<i>Verbena officinalis</i>		L.	Euro + Med
488	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>		L.	Euro + Med
489	<i>Veronica anagalloides</i>		Guss.	Euro + Med
490	<i>Veronica arvensis</i>		L.	Euro + Med
491	<i>Veronica austriaca</i>		L.	Euro + Med
492	<i>Veronica chamaedrys</i>		L.	Euro + Med
493	<i>Veronica polita</i>		Fr.	Euro + Med
494	<i>Veronica prostrata</i>		L.	Euro + Med
495	<i>Veronica spicata</i>		L.	Euro + Med
496	<i>Viburnum opulus</i>		L.	Florenliste GEFD
497	<i>Vicia cracca</i>		L.	Euro + Med
498	<i>Vicia grandiflora</i>		Scop.	Euro + Med
499	<i>Vicia hirsuta</i>		(L.) Gray	Euro + Med
500	<i>Vicia pannonica</i>		Crantz	Euro + Med
501	<i>Vicia sativa</i>	subsp. <i>nigra</i>	(L.) Ehrh.	Euro + Med
502	<i>Vicia tetrasperma</i>		(L.) Schreb.	Euro + Med
503	<i>Vicia villosa</i>		Roth	Euro + Med
504	<i>Viola arvensis</i>		Murray	Florenliste GEFD
505	<i>Viola hirta</i>		L.	Florenliste GEFD
506	<i>Viola pumila</i>		Chaix	Florenliste GEFD
507	<i>Vulpia myuros</i>		(L.) C. C. Gmel.	Euro + Med
508	<i>Xanthium italicum</i>		Mor.	Florenliste GEFD