



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

„Die naturschutzfachliche Bedeutung der Äcker im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel aus vegetationsökologischer Sicht“

verfasst von / submitted by

Daniel Steinlesberger BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2017 / Vienna 2017

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 066833

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Ecology and Ecosystems

Betreut von / Supervisor:

Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrбка

Mitbetreut von / Co-Supervisor:

-

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	IV
TABELLENVERZEICHNIS	VI
DANKSAGUNG	VII
ZUSAMMENFASSUNG	1
ABSTRACT	3
1 VORWORT	5
2 EINLEITUNG	6
2.1 Zielsetzung der Arbeit	6
2.2 Konkrete Fragestellungen	7
2.3 Über die Segetalvegetation	7
2.3.1 Unkraut oder Beikraut - Bedeutung der Segetalvegetation im Naturschutz	7
2.3.2 Ackerbeikrautgesellschaften – Ökologie und Synsystematik	23
2.3.3 Der Ackerbau in Österreich	26
2.4 Das Untersuchungsgebiet	26
2.4.1 Klima, Vegetation, Geologie und Böden	27
2.4.2 Die Landnutzung im Seewinkel– Geschichte und Gegenwart	29
2.4.3 Der Ackerbau in der NP-Bewahrungszone „Lange Lacke“	30
3 METHODIK	33
3.1 Samplingdesign	33
3.1.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete	33
3.1.2 Auswahl der Ackerparzellen	34
3.1.3 Verteilung der Aufnahmepunkte	35
3.2 Datenerhebung im Gelände	37
3.2.1 Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet	37
3.2.2 Ackerbiotop-Artenaufnahmen	38
3.2.3 Zeitraum der Datenerhebung	39

3.3 Nomenklatur	39
3.4. Datenverwaltung	40
3.5 Datenauswertung	42
3.5.1 Synsystematische Erfassung der Vegetationsaufnahmen	43
3.5.2 Stetigkeits-, Deckungs- und Treuwerte	44
3.5.3 Signifikanztests	45
3.5.4 Klassifikation der Arten und ihrer Lebensräume	45
3.5.5 Zeigerwertanalysen	46
4 ERGEBNISSE	47
4.1 Pflanzensoziologische Charakterisierung der Ackerbeikrautvegetation im Seewinkel	47
4.1.1 Vegetationstabellen zur Pflanzensoziologie	48
4.1.2 Syntaxonomische Übersicht	50
4.1.3. Beschreibung der Vegetationseinheiten	51
4.1.4 Fazit	102
4.2 Eine Gegenüberstellung: Die Wintergetreide-Beikrautvegetation des Nationalparks und des konventionellen Agrarlandes	102
4.2.1 Die Vegetationstabelle	105
4.2.2 Vegetationsstruktur	106
4.2.3 Artendiversität und gefährdete Arten	110
4.2.4 Pflanzengesellschaften und ihre floristischen Bausteine	114
4.2.5. Zeigerwertanalyse	117
4.2.6 Fazit	118
4.3 Der Randeffekt im Acker: Auswirkungen auf die Ackerbeikrautvegetation	118
4.3.1 Einleitung	119
4.3.2 Vegetationstabellen zum Randeffekt	120
4.3.3 Der Randeffekt auf den Wintergetreideäckern des konventionellen Agrarlandes	120
4.3.4 Der Randeffekt auf den Wintergetreideäckern des Nationalparks	128
4.3.5 Der Randeffekt der Wintergetreideäcker im Nationalpark und des konventionellen Agrarlandes, eine Gegenüberstellung	134
4.4 Die Naturschutzfachliche Bedeutung der Getreideäcker des Nationalparks	137
4.4.1 Einleitung	137
4.4.2 Die Artendiversität der Nationalparkäcker	143
4.4.3 Vegetationsstruktur der Ackerbiotop	152
4.4.4 Sonstige Vegetationsökologische Ergebnisse	155
5 DISKUSSION	167
5.1 Eine kritische Auseinandersetzung mit der Methodik	167
5.1.1 Sampling Design	167
5.1.2 Zeigerwertanalyse	170
5.2 Vegetationsökologische Charakterisierung der Wintergetreideäcker des Intensiv-Agrarlandes im Neusiedlersee - Seewinkel	171

5.2.1 Die Ackerbeikrautvegetation im Intensiv-Agrarland Seewinkel – ein Überblick	172
5.2.2 Naturschutzfachliche Bedeutung der Randzonen im Intensiv-Acker	175
5.2.3 Hauptursachen des Randeffektes der Getreideackervegetation	183
5.3 Die naturschutzfachliche Bedeutung der Nationalparkäcker	185
5.3.1 Die Einbettung der Nationalparkäcker in die Hutweidelandschaft „Lange Lacke“	185
5.3.2 Die Rolle der einzelnen Ackerbiotope für die Biodiversität der Nationalparkäcker	186
5.3.3 Die Naturschutzfachliche Bedeutung der Äcker des Nationalparks als Rückzugsräume für seltene, gefährdete Arten	197
5.3.4 Die Ackerbiotope und ihre spezifische Bedeutung für die gefährdeten Arten	208
5.3.5 Gefährdungen der Ackerbiotope und ihrer prioritären Segetalarten	248
5.3.6 Die naturschutzfachliche Bedeutung der Ackerbiotope im räumlichen und zeitlichen Kontext	251
5.3.7 Die Gänseäcker: Naturschutz und Verminderung von Schäden in der Landwirtschaft – Zwei Fliegen mit einer Klappe	252
5.3.8 Kohärenzbeziehungen bezüglich des Floristischen Status' der Segetalarten	258
5.3.9 Die Nationalparkäcker und ihre Fauna	260
5.3.10 Die naturschutzfachliche Bedeutung der Nationalparkäcker – Ein Fazit	262
5.4 Ein Managementkonzept für die Vielfalt	263
5.4.1 Einleitung	263
5.4.2 Bereits bestehende Maßnahmen, die für den Erhalt der Biodiversität der Nationalparkäcker unverzichtbar sind	264
5.4.3 Das ergänzende Maßnahmenpaket	265
5.4.4 Die Managementmaßnahmen auf einem Blick	306
5.4.5 Ausblick	308
6 LITERATUR	309
7. APPENDIX: DIE VEGETATIONSTABELLEN	319
Anhang I: Die Segetal-Assoziationen im Seewinkel: Alle Vegetationsaufnahmen auf einem Bick	319
Anhang II: Die einzelnen Assoziationen	321
Anhang III: Die Assoziationen: Stetigkeit, Treue und Deckung	327
Anhang IV: Die Nationalparkäcker und ihre Ackerbiotope: Stetigkeit, Treue und Deckung	328
Anhang V: Wintergetreides egetalvegetation des konventionellen Agrarlandes versus Wintergetreides egetalvegetation der Nationalparkäcker: Stetigkeit, Treue, Deckung	329
Anhang VI: Der Randeffect im konventionellen Agrarland und im Nationalpark: Stetigkeit, Treue, Deckung	330

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1 Verteilung der Datensätze zur Beantwortung der unterschiedlichen Fragestellungen. _____	42
Abb. 2 Foto: Wintergetreidefeld im Nationalpark. _____	61
Abb. 3 Foto: Sommerhaferfeld im Nationalpark in typischer Ausprägung. _____	69
Abb. 4 Foto: Frühjahrespekt eines Wintergetreideackers im Nationalpark. _____	79
Abb. 5 Foto: Ackersalzstandort am Rand eines Getreideackers im Nationalpark. _____	83
Abb. 6 Foto: Ackersalzstandort in Vogelperspektive _____	83
Abb. 7 Foto: Gänsebeikrautflur _____	96
Abb. 8 Foto: Ackerfeuchtstandort in Traktorspurrinne im Nationalpark. _____	101
Abb. 9 Karte: Wintergetreide im Nationalpark und im konventionellen Ackerland _____	104
Abb. 10 Kreisdiagr.: Verteilung der untersch. Wintergetreidekulturen im NP und im konv. Agrarland _____	106
Abb. 11 Foto: Intensiv-Wintergetreideacker aus der Vogelperspektive. _____	108
Abb. 12 Foto: Wintergetreideacker im Nationalpark aus der Vogelperspektive. _____	108
Abb. 13 Boxplots: Prozentuelle Beikraut-, Kultur- und Gesamtdeckung von WIG kon und WIG NP. _____	109
Abb. 14 Boxplots: Beikraut- und Kulturhöhe von WIG kon und WIG NP. _____	110
Abb. 15 Boxplot: Mittlere Artenzahl/Aufnahme; Balkendiagramm: Mittlere Artenzahl der gefährdeten Arten/Aufnahme für WIG kon und WIG NP. _____	112
Abb. 16 Balkendiagramm: Gesamtartenzahl und Anzahl der gef. Arten für WIG kon und WIG NP. _____	113
Abb. 17 Kreisdiagramme: Anteil der gef. Arten nach Gefährdungsgrad für WIG kon und WIG NP _____	114
Abb. 18 Kreisdiagramme: Artenanteile nach ihrem Vorkommen: nur WIG kon, nur WIG NP, beide Syst. _____	115
Abb. 19 Boxplots: Beikraut-, Kultur- und Gesamtdeckungswerte (WIG kon): Ackerzentrum, Ackerrand. _____	121
Abb. 20 Foto: Randeffect im konv. Agrarland. +/- allmählich verlaufende Ackerrandvegetation. _____	122
Abb. 21 Foto: Randeffect im konventionellen Agrarland. Scharf „abgeschnittener“ Ackerrand. _____	122
Abb. 22 Boxplots: Beikraut- und Kulturhöhe (WIG kon): Ackerzentrum, Ackerrand. _____	123
Abb. 23 Boxplot: Artenzahlen/Aufnahme (WIG kon): Ackerrand, Ackerzentrum _____	124
Abb. 24 Boxplots: Beikraut- Kultur- und Gesamtdeckungswerte (WIG NP): Ackerzentrum, Ackerrand. _____	129
Abb. 25 Boxplots: Beikraut- und Kulturhöhe (WIG NP): Ackerrand, Ackerzentrum. _____	130
Abb. 26 Boxplot: Artenzahlen/Aufnahme (WIG NP): Ackerrand, Ackerzentrum. _____	130
Abb. 27 Kreisdiagramme: Konzent. der Arten auf das Ackerzentr. bzw. auf den Rand: WIG kon, WIG NP _____	136
Abb. 28 Karte: Die Ackerbiotope im Nationalpark _____	139
Abb. 29 Balkendiagramm: Artenzahlen (Gesamt, RL-Arten) der NP-Äcker und ihrer Ackerbiotope _____	144
Abb. 30 Boxplots: Artenzahlen/Aufnahme der Ackerbiotope. _____	145
Abb. 31 Kreisdiagramme: Verteilung der Arten, bzw. der gefährdeten Arten auf die vier Ackerbiotope. _____	147
Abb. 32 Kreisdiagramme: Anteile der Kernsegetalarten nach Gefährdungsgrad pro Ackerbiotop. _____	149
Abb. 33 Boxplots: Beikraut-, Kultur- und Gesamtdeckung in den vier Ackerbiotopen. _____	155
Abb. 34 Boxplots: Vegetationshöhenwerte der vier Ackerbiotope. _____	155
Abb. 35 Kreisdiagramme: Anteile der Arten nach ihrer Lebensdauer: Kernsegetalarten, Ackergäste. _____	156
Abb. 36 Kreisdiagramme: Anteile der Kernsegetalarten mit unterschiedlichen Hapaxanth-Typen. _____	160
Abb. 37 Kreisdiagramm: Die gefährdeten Arten der Nationalparkäcker und ihre Hapaxanth-Typen. _____	162
Abb. 38 Balkendiagramm: Anzahl der Kernsegetalarten nach Familienzugehörigkeit. _____	163
Abb. 39 Balkendiagramm: Anzahl der Ackergäste nach Familienzugehörigkeit. _____	164
Abb. 40 Kreisdiagramme: Der floristische Status - Kernsegetalarten und Ackergäste _____	165
Abb. 41 Foto: Bodenoberfläche eines Intensiv-Wintergetreideackers. _____	174
Abb. 42 Foto: Wintergetreidebeikrautvegetation im Nationalpark. _____	188
Abb. 43 Foto: Sommerhaferfluren im Nationalpark _____	189
Abb. 44 Foto: Wolfsmilchschwärmerraupe auf Euphorbia helioscopia in den Gänsebeikrautfluren _____	193
Abb. 45 Foto: Salzackerflur: Stängelumfassende Kresse (Lepidium perfoliatum) _____	194

Abb. 46 Kreisdiagramm: Anteile der prioritären Segetalarten nach Stickstoffzeigerwert. _____	202
Abb. 47 Foto: Wintergetreideflur im Nationalpark: Langstachel-Haftdolde (<i>Caucalis platycarpos</i> s.str.) _	211
Abb. 48 Foto: Die Gänsebeikrautfluren im Nationalpark. _____	227
Abb. 49 Foto: Gelb-Günser (<i>Ajuga chamaepitys</i>) in Blüte _____	232
Abb. 50 Foto: <i>Hibiscus trionum</i> in Salzackerflur _____	239

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1 Übersetzung der Braun-Blanquet Skala in proz. Deckungswerte	44
Tab. 2 Stickstoffzeigerwerte, Bedeutung	47
Tab. 3 Die Artenzusammensetzung des <i>Veronicetum trilobae-triphyllidi</i>	78
Tab. 4 Diagnostische Arten des <i>Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis</i> .	88
Tab. 5 Deckungs- und Höhenwerte des Getreides und der Beikrautvegetation.	107
Tab. 6 Artenzahlen: WIG kon, WIG NP.	111
Tab. 7 Gemittelte Zeigerwerte der Segetalarten: WIG kon, WIG NP.	117
Tab. 8 Mittelwerte der Vegetationsparameter (WIG kon): Ackerzentrum, Ackerrand.	125
Tab. 9 Mittelwerte der Vegetationsparameter (WIG NP): Ackerzentrum, Ackerrand.	131
Tab. 10 Gegenüberstellung des Randeffektes: WIG kon, WIG NP.	135
Tab. 11 Unterschiedliche Umwelteinflussfaktoren der vier Ackerbiotope.	142
Tab. 12 Artenzahlen: Gesamt und für die vier Ackerbiotope.	144
Tab. 13 Die häufigsten Arten der Nationalparkäcker: Stetigkeit und Deckung in den Ackerbiotopen.	146
Tab. 14 Anzahl der gefährdeten Arten des Nationalparks und der vier Ackerbiotope.	149
Tab. 15 Die gefährdeten Segetalarten der NP-Äcker und ihre Verteilung in den vier Ackerbiotopen.	151
Tab. 16 Mittelwerte der Vegetationsdeckungs- und Vegetationshöhenwerte in den vier Ackerbiotopen.	153
Tab. 17 Ackerbiotope und ihre prioritären Arten.	209
Tab. 18 Lokaler für die Nationalparkäcker geltender Gefährdungsgrad der prioritären Segetalarten.	249
Tab. 19 Segetalarten, die für eine Ansiedlung im Nationalpark in Frage kommen.	284

DANKSAGUNG

Ich bedanke mich herzlich bei allen, die mich auf meinem steinigen Weg begleitet und bestärkt haben, jeder auf seine Art und Weise, sei es über finanzielle, seelische, oder fachliche Unterstützung!

Insbesondere danke ich

Meiner Freundin und Geliebten Isis, die mir, durch ihre Geschenke Liebe, Vertrauen und der Spiegelung von dem was wirklich wichtig ist, erst ermöglichte auf meinem harten Weg immer und immer wieder aufzustehen und mutig weiterzugehen,

Meinem Betreuer, Mentor und Freund Thomas Wrбка, der mir stets Wohlwollen, Unterstützung und Respekt entgegengebracht hat,

Meinem Freund Ralph, dessen unermessliche Hilfsbereitschaft fachlicher und seelischer Natur meinen Weg zum Abschluss erleichtert hat,

Meinem Vater August, der mich bedingungslos, sowohl finanziell, als auch durch seinen Glauben an mich, mitgetragen hat,

Meiner Mutter Eva, die an meinen individuellen Weg glaubt und mich darin unterstützt,

Meinen Brüdern, Nichten, Freunden und Freundinnen, die mir Rückenwind, seelische Unterstützung, Freude, Lebendigkeit, Geborgenheit und vieles mehr schenken.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Ackerbeikrautvegetation Europas verzeichnete im Laufe der letzten Jahrzehnte sowohl quantitativ, als auch in Bezug auf die Artendiversität und die pflanzensoziologische Diversität massive Rückgänge. Im Zentrum dieser Studie stehen die Äcker innerhalb der Bewahrungszone „Lange Lacke“ des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel (insgesamt 110 ha). Diese Äcker sind in eine extensiv beweidete Hutweide eingebettet und werden seit 1995 sehr extensiv mit Sommer-, Wintergetreide und Luzerne bebaut. Die Hauptursache für die Bewirtschaftung der Nationalparkäcker stellt die Nahrungsversorgung von Wildganspopulationen mit Getreide dar, um landwirtschaftliche Schäden durch Gänse im umliegenden Intensiv-Agrarland soweit möglich abzupuffern. Nun stellt sich die Frage, ob sich auf den 16 Jahre zuvor noch konventionell bewirtschafteten Nationalparkackerflächen, die seither nicht mit Pestiziden behandelt, kaum gedüngt und von Gänsen licht gehalten werden, naturschutzfachlich wertvolle Segetalpflanzengesellschaften etablieren konnten.

Die Ackerbeikrautvegetation aller 25 Getreideackerparzellen des Nationalparks wurde mittels 60 Vegetationsaufnahmen dokumentiert, 14 Parzellen davon waren mit Wintergetreide bestellt. Im umliegenden konventionellen Agrarland wurden weitere 14 Wintergetreideackerparzellen mittels 37 Vegetationsaufnahmen untersucht. Die beiden Wintergetreide-Parzellenblöcke wurden mittels statistischen Signifikanztests miteinander verglichen. Vegetationsaufnahmen wurden sowohl am Rand, als auch im Zentrum der jeweiligen Parzellen situiert. Dadurch konnte auch die mögliche Existenz eines vegetationsökologischen Randeffektes statistisch überprüft werden. Alle Vegetationsaufnahmen wurden syntaxonomisch analysiert und soweit möglich zugeordnet. Die Ackerbeikrautvegetation der Nationalparkäcker wurde detailliert naturschutzfachlich analysiert und im Kontrast zur „üblichen“ Ackerbeikrautvegetation der umgebenden Landschaft bewertet. Auf der Basis der naturschutzfachlichen Analyse und der Literatur wurde ein Managementmaßnameplan für die Nationalparkäcker entwickelt, der die Förderung von standortgerechten, artenreichen Segetalpflanzengesellschaften zum Hauptziel hat.

Insgesamt konnten sieben verschiedene pflanzensoziologische Einheiten unterschieden werden: Die intensiven Wintergetreidefluren außerhalb des Nationalparks werden von der artenarmen Fragmentgesellschaft *Polygonum aviculare-Caucalidion lappulae* dominiert. Nur eine einzige Parzelle im konventionellen Agrarland weist die artenreiche Gesellschaftsform *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae*–Winter auf, während alle Wintergetreidefluren im Nationalpark von dieser Gesellschaftsform dominiert werden. Die Sommergetreidefluren des Nationalparks sind durch die Sommerform des *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae* charakterisiert, welche eindeutig von der Winterform abgetrennt werden konnte. Hinzukommend finden sich innerhalb der Winter- und Sommergetreidefluren der NP-Bewahrungszone die Assoziationen *Veronicetum trilobae-triphyllidi*, *Veronico anagalloidis-Lythretum*

hyssopifoliae und *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis*. Erstere tritt verbreitet in Wintergetreidefluren im Frühjahr auf, zweite ist für feucht- bis nasse Tonböden und letztere für salzbeeinflusste Ackerstellen charakteristisch. Die syntaxonomische Situation des *Matricario-Atriplicetum* wurde detailliert analysiert und eine neue pflanzensoziologische Position wurde vorgeschlagen. Die massiv von Gänsen abgeweideten Sommergersteäcker, die sogenannten Gänsebeikrautfluren, tragen die wohl einzigartige *Stachys annua-(Sisymbrietalia)-Gesellschaft*.

Die Wintergetreidebeikrautvegetation der beiden Lokalitäten „NP-Bewahrungszone Lange Lacke“ und „konventionelles Ackerland - Seewinkel“ unterscheidet sich in vielerlei Hinsicht signifikant: Die Nationalparkäcker weisen doppelt so hohe Artenzahlen pro Aufnahme (22 zu 11), deutlich höhere Gesamtartenzahlen (79 zu 57) und eine ums Vielfache höhere Ackerbeikrautbiomasse, die sich in den Werten der Parameter mittlere Beikrautdeckung (68% zu 14%) und mittlere Beikrauthöhe (34cm zu 9cm) widerspiegelt, auf.

In beiden „Systemen“ konnte ein signifikanter Randeffekt der Ackervegetation nachgewiesen werden, der sich allerdings in seiner Ausprägung unterscheidet. Im konventionellen Ackerland ist die durchschnittliche Getreidebestandsdichte am Ackerrand in Bezug auf das Ackerzentrum signifikant geringer, während die durchschnittliche Beikrautvegetationsdichte am Rand signifikant höher ist. Die mittleren Artenzahlen pro Vegetationsaufnahme unterscheiden sich hingegen nicht signifikant. Hingegen weisen im Nationalpark sowohl die Getreidebestandsdichte, als auch die Beikrautvegetationsdichte keine großen Differenzen auf, die mittlere Artenzahl ist hier jedoch am Ackerrand signifikant höher als im Zentrum.

Der jahrelang währende extensive Getreidebau im Nationalpark hat die Ausbildung einer vielfältigen Ackerbeikrautvegetation zur Folge, wie sie in der Region und generell heute kaum noch zu finden ist. Die „Ackerbiotope“ des Nationalparks tragen zu einer bedeutenden Erhöhung der Biodiversität der Bewahrungszone „Lange Lacke“, des „Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel“ und der gesamten Region „Seewinkel“ bei. Sie leisten zudem auch einen sehr wertvollen Beitrag zum Schutz und Erhalt von Segetalgesellschaften und Segetalarten. Insgesamt konnten 146 Arten auf den Nationalparkäckern nachgewiesen werden, von denen 97 Arten Ackerhabitate schwerpunktmäßig besiedeln. Von den 97 sogenannten „Kernsegetalarten“ sind aktuell 28 Arten, bzw. knapp 30% gefährdet! Von den vier Ackerbiotopen des Nationalparks gelten drei heute als „stark gefährdet“, das Salzackerbiotop, sogar als „vom Aussterben bedroht“.

Trotz der hohen naturschutzfachlichen Bedeutung der Nationalparkäcker sind viele der hier vorkommenden seltenen Segetalarten und Segetalgesellschaften in einem mäßigen bis schlechten Erhaltungszustand. Daher wäre die Durchführung von Pflegemaßnahmen, die dem Schutz und der Förderung der Segetalartendiversität und der Rote-Liste-Arten dienen, wünschenswert. Ein solches Maßnahmenpaket wurde im Rahmen dieser Arbeit konzipiert und bildet den Schlussteil der vorliegenden Studie.

ABSTRACT

During the last decades the agricultural weed vegetation of Europe experienced massive quantitative declines, as well as declines in species diversity and phytosociological diversity. This study focuses on the fields within the conservation zone "Lange Lacke" (110 ha.), part of the National Park Neusiedler See – Seewinkel. These fields are enclosed in extensively grazed pasturelands and have been extensively farmed since 1995 with summer crops, winter crops and alfalfa. The main reason for the management of the National Park fields is for the provision of grain food supplies to the wild goose populations to, as far as possible, reduce the agricultural damage they cause to the surrounding intensive farmland. The fields were conventionally managed for 16 years before their integration into the National Park. Since that time, they have not been treated with pesticides, were hardly fertilised and have been partially kept open to light by the regular grazing of geese. At this point the question arises whether beneficial weed communities, which are valuable from a nature conservation perspective, could be established on those fields.

The agricultural weed vegetation of all 25 grain fields of the National Park, including 14 plots of winter crop, were documented by means of 60 vegetation surveys. Additionally a further 14 field plots of winter crops from the surrounding conventional agricultural land were documented in 37 vegetation surveys. Both winter crop field blocks were compared using statistical significance tests. The vegetation surveys were conducted on the edge, as well as in the centre of the respective plots. Thereby the possible existence of a vegetative ecological edge effect could also be statistically reviewed. All vegetation surveys were analysed according to the phytosociological system and were, as far as possible, assigned correspondingly. The agricultural weed vegetation of the National Park fields was analysed in detail from a nature conservation perspective and was evaluated in contrast to the "usual" weed vegetation of the surrounding area. A management action plan was developed for the National Park fields based on the analysis of nature conservation and the literature, with main objective of supporting species-rich segetal weed communities appropriate to the habitat.

In total seven different phytosociological units could be distinguished: The intensive winter crop fields beyond the national park were dominated by the species-poor fragment community of *Polygonum aviculare-Caucalidion lappulae*. Only one single plot in the conventional agricultural land showed the phytosociological type *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae-Winter*, while all winter crop fields in the national park were dominated by that plant association. The summer oat fields of the national park were characterised by the summer form of the *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae* which could be unambiguously distinguished from the winter form. Additionally, the associations of *Veronictum trilobae-triphyllidi*, *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae* and *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* were

found within the winter and summer grain-fields of the National Park. The first-mentioned association appears in winter crop fields in the spring, the second is typical for humid to wet clay soils and latter for salt-influenced field sites. The syntaxonomic situation of the *Matricario-Atriplicetum* was analysed in detail and a new phytosociological position was suggested. The summer barley fields massively grazed by geese, the so-called "Goose Weed Fields", were dominated by the unique *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Association.

The winter crop weed vegetation of both locations "National Park conservation zone Lange Lacke" and "conventional arable land Seewinkel" differs significantly in many aspects: The National Park fields show twice as high a number of species per survey (22 to 11), a clearly higher total number of species (79 to 57) and a many times higher weed biomass, which reflects in the values of the mean weed cover (68% to 14%) and mean weed height (34 cm to 9 cm).

In both "systems" a significant edge effect of the field vegetation could be proven, though it differs in its characteristics. In the conventional arable land the average density of grain at the edge of the field was significantly lower than in the centre of the field, whereas the average density of weed vegetation was significantly higher at the edge. In contrast, the mean number of species per vegetation survey did not significantly differ. The density of the grain in the National Park, as well as the density of the weed-vegetation showed no significant differences, however the mean number of species was significantly higher at the edge of the field than in the centre.

The longstanding continuous extensive cultivation of cereal crops in the National Park entails the formation of a varied agricultural weed vegetation, which can rarely be found in the region, or in general, today. The "field biotopes" of the National Park contribute to an important increase in biodiversity in the "Conservation Zone Lange Lacke", the "National Park Neusiedler See – Seewinkel" and in the whole region of "Seewinkel". Furthermore, they also make a valuable contribution to the protection and preservation of segetal associations and segetal species in general. All together 146 species could be documented on the National Park fields, of which 97 species are mainly found within field habitats. From the 97 so-called "core weed species", 28 species, almost 30%, are currently endangered! Three of the four different field biotopes in the National Park are classified as "strongly endangered", the salt field biotope is even classified as "threatened with extinction".

In spite of the high significance of the National Park fields to nature conservation, many of the rarely occurring weed species and segetal associations are in moderate to bad condition. Therefore, the realisation of conservation measures, which help to protect and support weed species-diversity and red list species, would be desirable. Such a package of measures was conceived of within the scope of this work and forms the final part of the present study.

1 VORWORT

Anfangs, als mein Masterarbeitsbetreuer und akademischer Mentor Thomas Wrбка mir den Vorschlag unterbreitete: „Ich könnte mir die Ackerbeikrautvegetation der Äcker im Nationalpark im Seewinkel einmal genauer ansehen, er hätte da etliche interessante, seltene Arten entdeckt“, war meine erste Reaktion: „Äcker? Seewinkel? Langweilig.“ Heute bin ich froh, dass ich mich für dieses Thema entschieden habe, nicht weil Ackerlebensräume herausragend interessant sind, sondern weil ich erneut die Erfahrung machen durfte, dass jegliche tiefere Beschäftigung mit der Natur, seien es Wälder, Wiesen, Pflasterritzen oder eben auch Äcker, das faszinierende Wunder der Natur offenbart. So ist mir die Welt der erstaunlich plastischen und anpassungsfähigen, oftmals bemerkenswert schönen Ackerbegleitpflanzen ans Herz gewachsen.

Nur wenige Menschen unserer Zeit beachten, geschweige denn betrachten, die Lebenswelt des „lebensfeindlichen“ Biotops „Acker“, das gilt auch für Wissenschaftler im Bereich Vegetationsökologie und Naturschutz. Hier liegt der Fokus aktuell auf möglichst „natürlichen“ Ökosystemen mit dem vorherrschenden Prinzip: „Je naturnaher desto wichtiger“. Nun ist dies angesichts der global stets andauernden Zerstörung der ohnehin schon sehr kleinräumig verbreiteten autochtonen Natur durchaus nachvollziehbar. Doch verdienen, in Anbetracht der aktuellen Umwelt-, und Biodiversitätsabnahme-Problematik, die oftmals flächenmäßig dominanten, intensiv genutzten Ackerlebensräume eine ebenso eindringliche Betrachtung und Erforschung. Das aktuell stattfindende stille Verschwinden der bunten Äcker, mit ihren jahrtausendealten Begleitern des Menschen, den Ackerbeikräutern, sollte nicht unbemerkt vonstattengehen, will man diese vor ihrem Aussterben bewahren. Neben anderen Faktoren, brauchen wir hierfür auch ein gesteigertes öffentliches Interesse, um dem Naturschutz in der Agrarlandschaft eine nachhaltige Standfestigkeit zu geben. Es wäre wünschenswert und wichtig, dass neben der Schulbildung auch die öffentlichen Medien dahingehend Verantwortung übernehmen.

Die aktuell stets stattfindende Verwandlung der Agrarlandschaften „von vielfältigen, kleinteiligen und strukturreichen Agrarlebensräumen hin zu endlos erscheinenden, öden, wüstenähnlichen Ackerlandschaften“ kann als ein charakteristisches Symptom unserer Zeit betrachtet werden. So darf auch dieser Aspekt einen Anstoß dafür geben, unsere ausbeuterische Wirtschaftsweise in naher Zukunft in eine bedachte, wohlwollende und nachhaltige zu verwandeln. Das dauerhafte „Erleben“ derart ausgeräumter Landschaften fördert zudem auch die stetig voranschreitende seelische Abkehr des Menschen von der Natur. Negative Auswirkungen auf die Psyche, die Gesundheit und die Handlungsweisen der Menschen sind die Folge. Umgekehrt wecken vielfältige, strukturreiche, bunte Landschaften Kreativität und Lebenslust in uns und wirken naturverbindend und heilsam. Die Auswirkungen unserer Landschaften auf unsere Psyche sollten nicht unterschätzt werden!

Welche Landschaften wollen wir unseren Kindern hinterlassen?

2 EINLEITUNG

Blaue Textpassagen in dieser Studie können als Zusatzinformationen verstanden werden, die für das Kernthema dieser Arbeit zwar keine Notwendigkeit darstellen, jedoch interessante Details offenbaren oder kleine Nebenforschungsprojekte (blaue Nebenziele in Kapitel *Kap. 2.1*) darstellen.

2.1 Zielsetzung der Arbeit

Hauptziele:

- Vegetationsökologische und pflanzensoziologische Dokumentation der Äcker in der Bewahrungszone „Lange Lacke“ des Nationalparks Neusiedler See-See-winkel.
- Naturschutzfachliche Bewertung der Nationalparkäcker im Kontrast zum be-nachbarten konventionellen Ackerland am Beispiel von Wintergetreidefluren.
- Analyse bestehender Bewirtschaftungsmethoden und Gestaltung eines Ma-nagementplans, der den Schutz von Segetalarten und Segetalgesellschaften ins Zentrum stellt.

Nebenziele:

- Detaillierte Analyse und Diskussion über die syntaxonomische Stellung und die pflanzensoziologische Ausprägung von Vegetationseinheiten, die sehr sel-ten und regional bedeutsam sind.
- Analyse über die Ausprägung des Randeffekts im Acker in Abhängigkeit zur Bewirtschaftungsintensität
- Darstellung der aktuellen vegetationsökologischen Situation eines Durch-schnittsackers im Seewinkel.
- Analyse der Beeinflussung von Wildgänsen auf Getreidekulturen und ihre Ackerbeikrautvegetation
- Steckbrieferstellung der gefährdeten prioritären Segetalarten des National-parks: Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark, lokale Gefährdungsursachen, Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im angrenzenden Ausland, Besiedlung sonsti-ger Habitate, Diasporenlebensdauer
- Steckbrieferstellung von Arten, die zur Ansiedlung auf den National-parkäckern geeignet sind: Standortsökologie, Verbreitung in Vergangenheit und Gegen-wart, Bemerkungen bezüglich Ansiedlung und Bewirtschaftung
- Extraktion von Zeigerarten extensiver Getreidebewirtschaftung

- Analyse der Entwicklungszyklus- bzw. der Hapaxanthtypen der Segetalarten im Nationalpark in Bezug auf die verschiedenen Ackerbiotope
- Analyse der phylogenetischen Abstammung und des floristischen Status` der Segetalarten der Nationalparkäcker
- Fördert der Sommergetreidebau Stoppelbeikrautarten? Eine Analyse
- Ursachenanalyse über das häufige Auftreten der am weitest verbreiteten Ackerbeikrautarten im Nationalpark.
- Kohärenzbeziehungen zwischen dem Floristischen Status von Arten und ihrem Gefährdungsgrad, bzw. ihrer Habitatschwerpunkte

2.2 Konkrete Fragestellungen

Welche Pflanzengesellschaften beziehungsweise syntaxonomische Einheiten kommen in den Getreideäckern des Neusiedlersee-Seewinkel vor und wie sind diese ausgeprägt?

Unterscheidet sich die Ackerbeikraut-Vegetation der extensiven Wintergetreideäcker im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel von jener des umgebenden „konventionellen“ Agrarlandes?

Gibt es einen Randeffekt der Ackervegetation innerhalb der „konventionellen“, bzw. innerhalb der unter Naturschutz stehenden Wintergetreideäcker und unterscheiden sich jene voneinander?

Sind die Getreideäcker des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel von naturschutzfachlicher Bedeutung?

2.3 Über die Segetalvegetation

2.3.1 Unkraut oder Beikraut - Bedeutung der Segetalvegetation im Naturschutz

2.3.1.1 Die Geschichte der Landwirtschaft mit Fokus auf die damit einhergehende Wandlung der Ackerbeikrautvegetation

Die Anfänge des Ackerbaus in Mitteleuropa liegen etwa 7500 Jahre zurück (VGL. MEYER ET AL., 2013). Gängige Kulturen von damals waren Einkorn, Emmer, Gerste, Erbse, Linse, Lein und Mohn. Zu jener Zeit rekrutierte sich die Ackerunkrautflora aus

einheimischen Pionierarten wie etwa *Chenopodium album*, *Aethusa cynapium*, *Polygonum*-Arten, *Sonchus*-Arten, *Galium aparine*, *Galeopsis*-Arten, *Veronica hederifolia* und *Stellaria media*. Die Ackerbegleitflora setzte sich über die längste Zeit, bis etwa zur Mitte des 18. Jahrhunderts, als die verbesserte Dreifelderwirtschaft die bisher übliche Dreifelderwirtschaft ablöste, zu etwa einem Drittel aus meist kurzlebigen eigentlichen Unkräutern (Ackerunkräuter und Ruderalarten) und zu zwei Drittel aus oft mehrjährigen Wildpflanzen, besonders Grünlandpflanzen der Umgebung zusammen. Sowohl die Jahrtausende lang andauernde Feldgraswirtschaft (Wechsel Getreide/Brache), als auch die ursprüngliche Dreifelderwirtschaft integrierten nämlich eine regelmäßige Beweidung der Brachen und des Wintergetreides (VGL. HILBIG, 2005). Erst mit der „verbesserten“ Dreifelderwirtschaft, mit der durch den Ersatz der Brache durch Feldfutter (Klee, Luzerne) und Hackfrüchten eine massive Intensivierung der Bodenbearbeitungsmaßnahmen einherging, wurden mehrjährige Grünlandarten zurückgedrängt und einjährige Arten gelangten zur Dominanz (VGL. RIES, 1992).

In den ersten Jahrhunderten nach Christus, als sich der Einfluss des Römischen Reiches auch in Mitteleuropa intensivierte, erfuhr die mitteleuropäische Segetalflora den ersten großen „Vielfaltsaufschwung“. Zu jener Zeit gelangte neben etlichen Kulturpflanzen, auch eine hohe Vielfalt an Ackerbeikrautarten, darunter insbesondere Wintergetreidebeikräuter, wie etwa die bekannten Arten Kornrade - *Agrostemma githago*, Acker-Hundskamille - *Anthemis arvensis*, Sommer-Adonisröschen - *Adonis aestivalis*, Feld-Rittersporn - *Consolida regalis* und Acker-Hahnenfuß - *Ranunculus arvensis* nach West- und Mitteleuropa (VGL. KÜSTER, 1985). Diese sogenannten „Archäophyten“ machen auch heute noch einen großen Teil der mitteleuropäischen Segetalflora aus. Sie sind, bzw. besser gesagt, waren es, die unsere Äcker über Jahrhunderte lang bunt färbten. Klatsch-Mohn, Feld-Rittersporn, Kornrade, Kornblume und Kamille seien hier als prominente alteingebürgerte „Ackerblumen“ genannt, die bis vor wenigen Jahrzehnten noch mehr oder weniger allgegenwärtig waren und heute mit Glück noch einige Randsäume der einfarbig monotonen Äcker verzieren.

Ein zweiter großer „Vielfaltsschub“ begann ca. um 1500 n.Chr., als das Einsetzen einer regen Überseeschifffahrt einsetzte. Vor allem Arten aus Nordamerika wanderten nach Mitteleuropa ein und etablierten sich in diversen Ackerbeikrautgesellschaften. Beispiele für heute häufig auf unseren Äckern auftretende sogenannte „Neophyten“ sind *Veronica persica*, *Galinsoga*-Arten, *Amaranthus retroflexus* und *Amaranthus powellii*. Der Prozess der Einwanderung florenfremder Arten findet heute noch ungehindert statt. Vielmehr noch ist im Zuge der Globalisierung eine zunehmend verstärkte Einwanderung von potentiellen Segetalarten aus anderen Kontinenten zu beobachten (VGL. HILBIG, 2005).

Im 19. Jahrhundert erreichte die Ackerbeikrautvielfalt ihren Höhepunkt. Damals waren viele Arten, die heute nur noch selten auftreten und oft stark gefährdet sind, noch weit verbreitet und häufig. Beispielsweise traten *Plantago arenaria*,

Laphangium luteo-album und *Lythrum hyssopifolia* noch flächendeckend auf Brachen des Marchfeldes auf (VGL. NEILREICH, 1859).

Die gefürchtetsten Unkräuter zu jener Zeit waren zum einen Saatunkräuter und zum anderen gebietstypische Segetalarten mit mehr oder weniger enger Standortamplitude. So waren die Saatunkräuter Kornblume – *Cyanus segetum*, Kornrade – *Agrostemma githago* und Roggentrespe – *Bromus secalinus* in vielen Gebieten „überall gemein“. Der Roggentrespenanteil am Körnerertrag konnte in manchen Jahren bis zu 25% betragen. Der zweiten Gruppe gehörten beispielsweise der Ackersenf – *Sinapis arvensis* und der Hederich – *Raphanus raphanistrum* an. Der Ackersenf stellte auf basenreichen, der Hederich auf basenarmen Böden einer der häufigsten Hauptunkräuter der Sommergetreidefluren dar (VGL. HILBIG, 2005). Beide Arten sind heute zwar noch mehr oder weniger weit verbreitet. Sie befinden sich allerdings nach KÄSTNER ET AL. (2001) insbesondere durch Herbizidanwendung stark im Rückgang. Aber auch aktuell sehr seltene Arten mit enger Standortsamplitude, die insbesondere durch Aufgabe von Grenzertragsstandorten und Bodenmelioration heute stark gefährdet sind, wie etwa die „Kalkackerunkräuter“ Breitsame – *Orlaya grandiflora* und Sommer-Adonisröschen – *Adonis aestivalis* stellten damals gefürchtete Unkräuter dar (VGL. HILBIG, 2005).

Mit der Verbesserung der Dreifelderwirtschaft ab Mitte des 19. Jahrhunderts beschleunigten sich die Wandlungsvorgänge der Ackerbeikrautflora (VGL. RIES, 1992, HILBIG, 2005):

- Die intensivierte Bodenbearbeitung führte schließlich zu einem **rasanten Rückgang der Zwiebelgeophyten**, die früher besonders reich in Weinbergen siedelten, darunter vor allem *Ornithogalum umbellatum*, *Tulipa sylvestris* und Arten der Gattungen *Allium*, *Muscari* und *Gagea*.
- Der nun verbreitet stattfindende frühzeitige Stoppelumbruch verursachte zudem eine **massive Abnahme von** spätfruchtenden „**Stoppelbeikräutern**“, wie zum Beispiel *Ajuga chamaepitys*, *Aphanes arvensis*, *Euphorbia exigua*, *Kickxia elatine*, *Kickxia spuria*, *Microrrhinum minus*, *Nigella arvensis*, *Stachys annua* und *Veronica polita*.
- Die Aufgabe des Leinanbaus noch vor dem zweiten Weltkrieg führte zum vollständigen **Verschwinden der obligaten Leinunkräuter** *Cuscuta epilinum*, *Lolium remotum*, *Silene linicola* und *Camelina alyssum*.
- Die Modernisierung der Saatgutreinigung in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts führte schließlich zum **Beinahe-Verschwinden ehemals häufiger Saatunkräuter** wie etwa *Agrostemma githago*, *Bromus secalinus*, *Lolium temulentum* und *Vaccaria hispanica*. Aber auch andere Arten mit großen Samen, wie zum Beispiel *Adonis*-Arten, *Nigella arvensis*, *Ranunculus arvensis* und *Caucalis platycarpos* sind dadurch zurückgegangen. Die Verbreitung ehemals

häufiger Saatunkräuter hat europaweit innerhalb weniger Jahrzehnte so massiv abgenommen, dass sämtliche Arten mittlerweile in den meisten Regionen ausgestorben sind.

Kornrade (*Agrostemma githago*) und Kuhnelke (*Vaccaria hispanica*) gelten heute in Österreich als „vom Aussterben bedroht“, die Roggen-Trespe als „stark gefährdet“, in den meisten Regionen allerdings ebenfalls als „vom Aussterben bedroht“. Der Taumel-Lolch - *Lolium temulentum* ist mittlerweile wahrscheinlich schon in ganz Mitteleuropa ausgestorben (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

Aus Naturschutzsicht erweist sich die Verdrängung der Saatunkräuter aus den Äckern als besonders problematisch. Die evolutionsgeschichtlich jungen Saatunkräuter haben sich nämlich weitgehend erst innerhalb der letzten wenigen Jahrtausende in Anpassung an die Bedingungen des Ackerbaus zu eigenständigen Arten entwickelt. Ihre Existenz ist also weitgehend an Ackerstandorte gebunden. Das Verschwinden der Saatunkräuter aus der Ackerlandschaft bedeutet letzten Endes also auch ihr endgültiges Aussterben.

Nach dem zweiten Weltkrieg, in den 50er Jahren und besonders seit den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts kam es im Zuge der „Technologisierung bzw. Industrialisierung der Landwirtschaft“ zu besonders tiefgreifenden Veränderungen in der Segetalvegetation und zum Verschwinden von Segetalarten in einem zuvor noch nie dagewesenen Ausmaß (VGL. RIES, 1992; HILBIG, 2005; GERHARDS ET AL., 2013; ARLT ET AL., 1991):

- **Generelle massive Abnahme der Segetalartenvielfalt**
- **Massive Reduktion von Magerkeitszeigern** (z.B. *Kickxia elatine*, *Ajuga chamaepitys*, *Nigella arvensis*, *Bupleurum rotundifolium*)
- **Begünstigung von nährstoffliebenden Arten frischer Standorte** (z.B. *Chenopodium*-Arten, *Amaranthus*-Arten, *Mercurialis annua*, *Galium aparine*, *Poa annua*, *Veronica hederifolia*, ...) aufgrund zunehmender Düngung und Aufgabe von ertragsschwachen Standorten
- **Zunahme von wenigen herbizidresistenten Arten** (z.B. *Galium aparine*, *Viola arvensis*) durch regelmäßig erfolgenden Herbizideinsatz.
- **Zunahme von „Ungräsern“** im Getreidebau durch Dikotylen-spezifizierte Herbizide, Vorverlegung der Saattermine und getreidestarke Fruchtfolgen.
- **Ausbreitung triazinresistenter, wärmeliebender Maisunkräuter** (z.B. *Echinochloa crus-galli*, *Setaria*-Arten, *Digitaria*-Arten, *Chenopodium*-Arten)
- **Massive Abnahme von Zeigerarten extremerer Standorte** durch Aufgabe ertragsschwacher Standorte und Meliorationen. Beispiele:

- **(Wechsel-) Feuchtezeiger:** *Kickxia elatine*, *Kickxia spuria*, *Lythrum hyssopifolia*, *Mentha arvensis*, *Potentilla anserina*, *Rorippa sylvestris*, *Stachys palustris* und *Veronica anagalloides*
- **Krumenfeuchtezeiger:** *Gnaphalium uliginosum*, *Gypsophila muralis*, *Polygonum hydropiper*. Krumenfeuchtezeiger, die auch damals schon selten waren: *Gnaphalium luteoalbum*, *Juncus capitatus*, *Radiola linoides* und *Spergularia segetalis*.
- **Krumenfeuchtezeiger bodensaurer Standorte:** *Hypericum humifusum*, *Centunculus minimus* und *Myosurus minimus*
- **Trockenzeiger saurer Standorte:** *Filago vulgaris*, *Plantago arenaria*, *Avena strigosa*
- **Zeiger stark saurer, nährstoffarmer Standorte:** *Aphanes microcarpa*, *Arnoseris minima*, *Galeopsis segetum*, *Hypochaeris glabra*, *Spergula arvensis*, *Teesdalia nudicaulis*
- **Trockenzeiger auf kalkhaltigen Böden:** *Adonis flammea*, *Bupleurum rotundifolium*, *Conringia orientalis*, *Galeopsis angustifolia*, *Legousia hybrida*, *Scandix pecten-veneris*
- **halophile Arten:** *Atriplex littoralis*, *Crypsis schoenoides*, *Juncus ranarius*
- **Lokales und regionales Verschwinden von Arten, die bereits früher Seltenheiten darstellten und bei uns als meist mediterran verbreitete Archäophyten die Grenze ihrer Gesamtverbreitung aufweisen** (z.B. *Myagrum perfoliatum*, *Lepidium perfoliatum*, *Scandix pecten-veneris*, *Conringia orientalis*).
- **Genereller Rückgang von Archäophyten**, z.B. *Calendula arvensis*, *Lathyrus aphaca*, *Thymelaea passerina*.

Auch gegenwärtig erfahren Ackerlebensräume in ganz Europa eine stetig fortschreitende Verarmung und Uniformierung der Agrarbiozöten, mitunter durch die Fortsetzung von Flurbereinigung bzw. Komassierung von Ackerschlägen (VGL. MANTHEY, 2003; VAN ELSSEN & BRABAND, 2006). Aber auch die Biomasse der Ackerbeikrautvegetation hat massiv abgenommen, was wiederum massive Auswirkungen auf das gesamte Agrarökosystem hat.

So zeigt beispielsweise eine Studie in Nordost-Frankreich, die Ackerbeikrautgesellschaften der 1970er Jahre mit jenen der 2000er Jahre vergleicht, sowohl eine massive Abnahme der durchschnittlichen Artenzahlen pro Aufnahme (von 17 auf 9), als auch eine dramatische Abnahme der Beikrautvegetationsdichte (62 Individuen/m² zu 20 Ind./m²). 40% der Arten erfuhren eine signifikante Abnahme ihrer Stetigkeit, während nur 10% signifikant zunahmen (VGL. FRIED ET AL., 2009).

Ein noch extremeres Beispiel stellt die Ackerbeikrautvegetationsentwicklung der Getreidefelder der Gemarkung Mehrstetten im Naturraum „Schwäbischer Alb“, Baden-

Württemberg zwischen 1949 und 2011 dar: Die Zahl der Ackerwildkrautarten nahm innerhalb dieser Zeit um 64% ab! 96 der ehemals dokumentierten 142 Ackerbeikrautarten waren nicht mehr aufzufinden, Alle 23 seltenen und heute meist gefährdeten Segetalarten, die hier Ende der 40er Jahre noch vorkamen, verschwanden sogar vollständig aus den Äckern (VGL. GERHARDS ET AL., 2013).

Auch extensiv bewirtschaftete Äcker blieben nicht vom Segetalartenrückgang verschont. So konnte STRASSER (1983) für extensive Getreidefelder im südlichen Steinfeld und im Seewinkel für den Zeitraum zwischen 1969 und 1982 einen Rückgang von durchschnittlich 20,2 auf 16,6 Arten/Aufnahme feststellen.

TRAXLER ET AL. (2005A) vereinten sämtliche Segetalvegetationsdaten Österreichs und errechneten eine massive Biodiversitätsabnahme der letzten Jahrzehnte. Die durchschnittliche Artenzahl/Aufnahme sank zwischen den Zeitspannen 1967-1989 und 1990-2004 von 23 Arten auf 16 Arten, ähnlich in Getreideäckern von 24 auf 17 Arten/Aufnahme.

Neben dem generell fortschreitenden Verschwinden der Segetalartenvielfalt, haben sich allerdings einige wenige Arten in den letzten Jahrzehnten zu Problemunkräutern entwickelt. Diese genetisch sehr flexiblen Arten passen sich hervorragend an die extremen, lebensfeindlichen Bedingungen der Intensiväcker an. Es sind vor allem kurzlebige, schattentolerante und nitrophile Arten ohne spezielle Anforderungen an den PH-Wert des Bodens, mit hoher Samenproduktion und geringer Herbizidempfindlichkeit. Unter den Problemunkräutern, die heute auf konventionellen Äckern Massenentwicklungen zeigen, sind insbesondere die, mit der derzeitigen Herbizidpalette, schwer bekämpfbaren Ungräser Acker-Windhalm (*Apera spica-venti*), Flughafer (*Avena fatua*), Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli*) und Arten der Gattungen Borstenhirse (*Setaria*) und Fingerhirse (*Digitaria*) zu nennen. Die im Untersuchungsgebiet häufig auftretenden Arten Windhalm und Flughafer werden zudem stark durch einseitige Fruchtfolgen mit hohem Getreideanteil gefördert (VGL. HILBIG, 2005).

Zu den Dikotylen-Massenunkräutern unserer Zeit zählen die potenten, herbizidresistenten Arten Kletten-Labkraut (*Galium aparine*), Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis*), Winden-Knöterich (*Fallopia convolvulus*) und die mehrjährigen Wurzelunkräuter Acker-Quecke (*Elymus repens*) und Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*) (VGL. ARLT ET AL, 1991; HILBIG, 2005).

So konnte auch Ries für die Arten *Viola arvensis*, *Fallopia convolvulus*, *Avena fatua*, *Apera spica-venti* und *Galium spurium* eine Zunahme der Häufigkeit in Getreidebeständen des östlichen Weinviertels innerhalb des Zeitraums zwischen 1972 und 1990 nachweisen (VGL. RIES, 1992).

GERHARDS ET AL. (2013) wiesen für die Gemarkung Mehrstetten, Baden-Württemberg in den letzten Jahrzehnten eine deutliche Zunahme der stickstoffliebenden Arten *Poa annua*, *Veronica hederifolia* und *Lamium amplexicaule* in der Region Schwäbische Alb nach.

ARLT ET AL. (1991) nennen folgende nitrophile Arten, deren Bestände aufgrund der verstärkten Düngung zunehmen (genannt werden nur Arten, die auch im Rahmen dieser Studie dokumentiert wurden): *Mercurialis annua*, *Solanum nigrum*, *Amaranthus retroflexus*, *Chenopodium ficifolium*, *Stellaria media*.

2.3.1.2 Die aktuelle Gefährdung der Segetalvegetation

In Österreich sind derzeit von insgesamt 130 obligaten Segetalarten 45 Arten (35%) und von 214 fakultativen, aber dennoch regelmäßig in Äckern vorkommenden, Segetalarten 26 Arten (12%) „vom Aussterben bedroht“, „stark gefährdet“ oder „gefährdet“. Die Statistik zeigt eindrücklich, dass insbesondere ein großer Teil der Arten, die ihren Schwerpunkt auf Äckern haben, bedingt durch die fortschreitende Industrialisierung der Landwirtschaft, aktuell stark unter Druck stehen (VGL. TRAXLER ET AL., 2005).

Im Nachbarland Ungarn sind es derzeit sogar 149 Segetalarten, die gemäß den IUCN Kategorien als bedroht eingestuft werden (VGL. PINKE ET AL., 2011).

2.3.1.3 Die Gefährdungsursachen

Folgende Maßnahmen wirkten bzw. wirken sich stets negativ auf das Vorkommen zahlreicher Segetalarten aus (VGL. HILBIG, 2005; MANTHEY, 2003; TRAXLER ET AL., 2005B; MEYER ET AL., 2013):

- Saatgutreinigung
- Intensive mineralische Düngung
- Herbizideinsatz
- intensivere und tiefere Bodenbearbeitung
- Veränderungen von Saat- und Erntemethoden und -Termine
- Veränderung (meist Einengung) der Fruchtfolge, vor allem die starke Ausweitung des Maisanbaus und die Aufgabe des Anbaus von Sonderkulturen, beispielsweise von Lein
- Verlust eines Großteils des Struktureichtums der Agrarlandschaft durch Kommassierungen und damit einhergehend Verlust von Überdauerungs- und Ersatzstandorten für Segetalarten.
- Vereinheitlichung der PH- und Nährstoffverhältnisse auf einem für die Kulturpflanzen günstigen Niveau
- Hydromelioration und Beseitigung von Nassstellen
- Auflassen von ertragsschwachen, schwer zu bearbeitenden, meist kleinen Äckern geringer Bodenbonität

- Nahezu völlige Aufgabe des Ackerbaus in den Gebirgslagen und Umwandlung ehemaliger Äcker in Wiesen und Forste
- Aufgabe von Kleinbetrieben und Zusammenlegung von Teilbetrieben
- Reduktion von nicht eingesäten Kurzzeit-Brachflächen, als Rückzugs- bzw. „Erholungsort“ für Ackerbeikräuter

2.3.1.4 Warum wir Ackerbeikrautgesellschaften schützen sollten

Der Hauptstrang der modernen Landwirtschaft entwickelt sich nach wie vor in entgegengesetzter Richtung eines ökologisch und sozioökonomisch nachhaltigen Landwirtschaftssystems. Naturschutzfachliche Forderungen finden dabei gerade in Intensiv-Agrarräumen besonders wenig Wiederhall.

Die im Kapitel *Kap. 2.3.1.1* beschriebenen dramatischen Folgen für die Diversität der Segetalvegetation in den letzten Jahrzehnten sollten eigentlich als Grund für eine Intensivierung von Naturschutzinitiativen für Agrarlebensräume genügen. Im politischen Geschehen unserer Gesellschaft reicht der Eigenwert unserer Mitlebewesen jedoch oft nicht aus, um deren Schutz zu gewährleisten. Nun verhält es sich aber mit dramatischen Reduktionsprozessen der Biodiversität stets so, dass diese in der Regel auch mannigfaltige negative Auswirkungen auf uns Menschen mit sich ziehen. Folgende Konsequenzen, die sich in direkter oder indirekter Art und Weise negativ auf uns Menschen auswirken, gehen mit dem Verlust von Segetalgesellschaften einher.

Ackerbeikrautgesellschaften üben eine wichtige Funktion in den Nahrungsnetzen der Agrar-Ökosysteme aus (VGL. MARSHALL ET AL., 2003). Sie bilden die Basis für eine Vielzahl von Organismen (vgl. auch *Kap 5.3.9* und *5.4.3.6*). Die massive Reduktion der Biomasse und der Artenvielfalt der Segetalvegetation führt demzufolge zu einer ebenso drastischen Reduktion von Arten höherer Trophieebenen. Folgendes Beispiel zeigt eine Nahrungskette am Beispiel der Nationalparkäcker im Seewinkel mit der Segetalart Einjahrs-Ziest - *Stachys annua* als Basis:

Stachys annua → nectarivore Insekten (Bsp. Erd-Hummel – *Bombus terrestris*) → parasitoide Insekten (Bsp. Blasenkopf-Fliege – *Conops flavipes*) → räuberische Arthropoden (Bsp. Libelle: Großer Blaupfeil *Orthetrum cancellatum*) → Kiebitz – *Vanellus vanellus* → Wiesenweihe - *Circus pygargus*.

Das Zerreißen der Nahrungsnetze durch die massive Reduktion der Ackerbeikrautvegetation hat nachvollziehbarer Weise auch **negative Folgen auf uns Menschen**, welche sich in verschiedenartiger Art und Weise ausprägen können, wie z.B. durch:

- Schädlingsmassenvermehrungsereignisse durch das Fehlen von Antagonisten, seien es Parasitoide und räuberische Insekten als Gegenspieler von Schadinsekten oder Steppeniltisse als Fressfeinde von Mäusen
- Reduktion der Felderträge durch starke Reduktion von Bestäuberorganismen

- Generelle Destabilisierung des Ökosystems „Ackerlandschaft“

Die starke Abnahme der Ackerbeikrautbiomasse hat zudem negative Folgen auf ökosystemare Leistungen, wie z.B.:

- Vermehrte Nährstoffauswaschungen aus dem Boden
- erhöhte Wasserverluste
- vermehrte Winderosion
- Negative Auswirkungen auf den Humusgehalt unserer Ackerböden.

Unabhängig von den ökosystemaren Auswirkungen geht mit dem Verlust von Ackerbeikrautarten zudem auch ein

- Verlust von genetischen Ressourcen einher. Damit ist in erster Linie das Verschwinden von Genotypen gemeint, die in unserer Zukunft als potentiell geeignete Nutzpflanzen fungieren könnten.

2.3.1.5 Wie wir die Ackerbeikrautgesellschaften schützen können

Um Schutz und Förderung der Diversität der Segetalvegetation gewährleisten zu können, müssen unterschiedliche Naturschutzstrategien gleichzeitig greifen.

Die wohl grundlegendste Voraussetzung für eine kontinuierlich zunehmende Einbindung von Naturschutzstrategien in die Landwirtschaft, stellt eine **konstruktive Zusammenarbeit und Kommunikation zwischen Vertretern der Naturschutz- und Landwirtschaftslager** dar. Gleichzeitig müssen Erhalt und Förderung seltener und gefährdeter Ackerwildkrautarten verstärkt in den Bereichen Landschaftsplanung und Naturschutzpraxis berücksichtigt werden.

Im Zuge der Entwicklung von Naturschutzstrategien müssen zudem die Bedürfnisse der Landwirte berücksichtigt werden. Eine sensible Herangehensweise an die betroffenen Landwirte, bezüglich der Fragestellungen wo, wann und wie Naturschutzstrategien verwirklicht werden sollen ist dabei unumgänglich. Je nach gesetzter Naturschutzmaßnahme, sind unterschiedlich hohe, gerechte **monetäre Entschädigungen für die einhergehenden Ertragsverluste** zu entrichten, wie es heute im Zuge des Vertragsnaturschutzes ja auch schon mehr oder weniger zufriedenstellend erfolgt.

Zudem sollte die **Honorierung des Ackerwildkrautschutzes als ökologische Leistung im Rahmen von Agrarumweltprogrammen** weiter ausgebaut werden.

Städte, Bezirke und Gemeinden sollen durch Eigeninitiative individuelle Lösungen zum Schutz ihrer Ackerbeikräuter erarbeiten und umsetzen.

Folgendes Zitat von HILBIG (2005) fasst Bedeutung und Ziele des Ackerbeikrautschutzes in treffender Weise zusammen:

„Ackerwildkrautschutz erfordert Biotopschutz, der auf den Ackerflächen nur durch enge Zusammenarbeit von Landwirten und Naturschützern erreicht werden kann. Dabei kommt es weder auf die Erhaltung aller Segetalarten auf allen Ackerflächen noch auf den alleinigen Schutz einzelner seltener Arten an, sondern auf die Erhaltung standort- und fruchtartenbezogener Segetalartengemeinschaften, die sich ohne ackerbauliche Maßnahmen nicht erhalten lassen. Der Ackerwildkrautschutz dient zugleich vielfältigen faunistischen Schutzbestrebungen.“

Schutzkonzepte

Die gestellte Frage „Unkraut bekämpfen, Ackerwildkräuter erhalten?“ ist in beiden Teilen zu bejahen! Das erstrebenswerte Ziel ist die Umsetzung möglichst effizienter Naturschutzstrategien, die an die lokale Situation und die betroffenen Menschen angepasst sind und mit möglichst geringen wirtschaftlichen Einbußen möglichst wertvolle Naturschutzergebnisse erzielen.

Unabhängig davon, welche Schutzstrategien angewandt werden sollen, für eine effiziente Erhaltung möglichst vieler seltener Arten sind Ackerflächen zu bevorzugen, für die zumindest eine der folgenden Kriterien zutrifft:

- Die Äcker befinden sich auf ertragsschwachen Böden, die mager, feucht, trocken, mehr oder weniger stark kalkhaltig, stark saurer oder salzhaltig sind.
- Für hochgesteckte Ziele, wie den Erhalt vieler seltener und gefährdeter Segetalarten, ist eine kleinteilige strukturreiche Ackerlandschaft einer großen Intensiv-Agrarlandschaften vorzuziehen, da erstere zumeist noch eine reichere Segetalflora beherbergt. Die Samenbanken ausgeräumter Agrarlandschaften sind oftmals über weite Strecken erschöpft (VGL. HILBIG, 2005). Dadurch wird auch eine Wiederbeimpfung durch Segetalarten erschwert. Außerdem wirkt sich die großräumig intensiv betriebene Pestizidbehandlung negativ auf erfolgreich angesiedelte Segetalgesellschaften aus.
- Ackerflächen, die offensichtlich noch Samenbanken seltener und gefährdeter Arten aufweisen.

Um Segetallebensgemeinschaften in ihrer Mannigfaltigkeit schützen und fördern zu können, ist es unerlässlich **Ackerbeikrautschutzmaßnahmen auf unterschiedlichste Meso- und Makroklimabedingungen, Bodenverhältnisse und Kulturen auszuweiten.**

Bezüglich der landwirtschaftlichen Kulturen sind generell **Getreidekulturen**, insbesondere Wintergetreide, Hackfruchtkulturen, wie Erdäpfel, Zuckerrübe und Mais vorzuziehen, da erstere einer viel höheren Anzahl seltener und gefährdeter Segetalarten gute Entwicklungsmöglichkeiten bieten. Außerdem führen Ackerbeikrautschutzmaßnahmen in Getreidekulturen meist zu größeren Erfolgen, zudem können gleichzeitig akzeptable Erträge erzielt werden (VGL. OESAU, 2002).

Außerdem ist eine möglichst **gute Vernetzung geeigneter Habitate für Segetalarten**, (junge Brachen, Ackerrandstreifen, Extensiv-Äcker) anzustreben, um einen nachhaltigen Erhalt von Segetalflora und -fauna durch Austausch genetischer Information zu sichern.

Im Agrar-Naturschutz muss neben dem Segetalpflanzen-Artenschutz in gleichwertiger Weise auch ein Fokus auf die **Förderung und den Erhalt von reich strukturierten Agrarlandschaften**, die von gut vernetzten, vielfältigen, naturnahen Kleinbiotopen durchzogen sind, gelegt werden. Eine mögliche Umsetzung könnte die verpflichtende Errichtung von Puffer-Lebensräumen rund um Ackerparzellen ab einer bestimmten Flächengröße sein. Je nach Kulturlandschaftsraum können und sollen diese Pufferflächen verschiedene Vegetationstypen aufweisen. Beispiele solcher Habitate wären Hecken, Baumzeilen, Feldraine, Brachen unterschiedlicher Sukzessionsstadien, Extensiv-Grünland und Lesesteinriegel. Der Einsatz von Herbiziden und Düngemitteln soll auf diesen Pufferflächen verboten sein.

Feldflorareservate/Schutzäcker

Das „Feldflorareservat-Konzept“ sieht die Errichtung bzw. den Erhalt von naturschutzrechtlich geschützten artenreichen Äckern vor. Im Zuge dieses Konzepts wird explizit das Ziel verfolgt, regional typische, standortgerechte Segetalartengemeinschaften mit Beteiligung von seltenen und gefährdeten Segetalarten zu erhalten und zu fördern (VGL. HILBIG, 2005). Dieses Konzept stellt wohl die „intensivste“ und auch einer der wirksamsten Strategien dar, „komplette“ Segetalgesellschaften mit ihren Arten zu erhalten. Feldflorareservate haben somit auch einen hohen edukativen Wert inne. Schließlich stellen solche „Schutzäcker“ auch historische Beispiele für die damals noch gemein verbreiteten artenreichen, bunten Äcker dar. Die Erhaltung seltener Segetalarten kann auf diesen Äckern sehr zielgerichtet erfolgen. Des Weiteren fungieren Schutzäcker als geeignete „Spielwiesen“ für wissenschaftliche Freilandexperimente, insbesondere im Bereich der Naturschutzforschung. Ein Nachteil dieser Schutzstrategie ist ihr wirtschaftlich geringer Wert, weshalb sie nur sehr kleinräumig angewendet werden kann.

Die, im Zuge der vorliegenden Studie dokumentierten, Getreideäcker der Bewahrungszone „Neusiedler See - Lange Lacke“ stellen so etwas wie unbeabsichtigte und noch unausgereifte Feldflorareservate dar.

Folgende Behandlungsrichtlinien sind idealer Weise in Absprache mit dem Bewirtschafter festzulegen (VGL. HILBIG, 2005):

- Verzicht auf Herbizideinsatz (ausgenommen in Sonderfällen zur Reduzierung von dominierenden Unkräutern, die mechanisch nicht erfolgreich bekämpft werden können).
- Verzicht auf hydromeliorative Maßnahmen
- Verzicht auf mehrjährige Futterkulturen

Außerdem soll Wertgelegt werden auf:

- eine flache Pflugfurche
- einen hohen Wintergetreideanteil
- die Einschaltung von Brachezeiten in die Fruchtfolge
- eine lockere Getreidesaat
- eine späte Stoppelbearbeitung
- eine geringe Düngung
- Eine Wiederausbringung fehlender Gebiets- und Standorttypischer Segetalarten sollte nur für stark rückgängige Arten mit Material aus der Umgebung erfolgen. Dem sollte eine mehrjährige Beobachtung des Artenbestandes vorausgehen, in dessen Zeitraum es durchaus zum Wiederauftreten zwischenzeitlich verschwundener Arten kommen kann.

Um einen produktiven Schutz der heimischen Acker-Lebensgemeinschaften gewährleisten zu können, wäre die vermehrte Umsetzung des in Deutschland entwickelten „Feldflorareservat-Konzeptes“ auch hier in Österreich wünschenswert! In Österreich gibt es bislang nur wenige seriöse „Schutzackerprojekte“, eines davon ist der, im Jahre 2001 im Zuge des Wiener Vertragsnaturschutzprogramms „Lebensraum Acker“ entstandene Wildkrautschutzacker „Goldberg“ im südlichen Wien, Oberlaa (VGL. SCHMID, 2008). Geschweige denn existiert in Österreich auch kein Dachverband, der sich für den Segetalartenschutz in ganz Österreich angeregt. Hingegen wurde in Deutschland 2007 mit dem vorbildhaften Projekt „100 Äcker für die Vielfalt - Errichtung eines bundesweiten Schutzgebietsnetzes für Ackerwildkräuter“ eine bundesweite Anstrengung unternommen, langfristig dem seit Jahrzehnten unvermindert voranschreitenden Artenschwund der Ackerwildkräuter durch ein Netz von Ackerwildkrautschutzäckern zu begegnen. Das Projekt bemüht sich zudem aktiv um finanzielle Realisierungen für den Erhalt der Schutzäcker und treibt eine dynamische Kommunikation zwischen den einzelnen Initiativen voran (VGL. MEYER ET AL., 2010).

Schauäcker

Schauäcker, wie es sie in Freilicht- und Agrarmuseen gibt, dienen den Agrar-Lebensgemeinschaften vor allem indirekt als geeignetes Habitat. Im Vordergrund steht hier der Bildungswert. So können Besucher mit eigenen Augen sehen bzw. erfahren, wie unter historischen Anbaubedingungen geführte Äcker früher ausgesehen haben. Auf diesen Äckern werden alte gebietstypische Kulturarten, wie Buchweizen, Dinkel, Emmer, Hirse, Lein, Linsen und alte Getreidesorten angebaut. Da aber auch die Ackerbeikrautvegetation einen essentiellen Teil eines Ackers darstellt und früher sehr üppig und artenreich ausgebildet war, wird neben der Erhaltung der vorhandenen Beikräuter eine Bereicherung durch die charakteristische Segetalflora angestrebt. Schließlich prägt die oft blüten- und farbenreiche Segetalvegetation das Erscheinungsbild des Ackers sehr stark (VGL. HILBIG, 2005).

Schauäcker können durch ihre äußerst geringe Fläche quantitativ gesehen nur einen winzigen Teil zum Schutze von Segetallebensgemeinschaften beitragen. Ihr qualitativer Naturschutzwert kann jedoch ähnlich hoch sein, wie jener der Feldflorareservate.

Erhaltungs- und Vermehrungskulturen

Erhaltungs- und Vermehrungskulturen, die das Ziel verfolgen alte Kultursorten und seltene Segetalarten zu erhalten und dadurch etwaige Wiederausbringungen in ihren Herkunftsgebieten zu ermöglichen, gibt es, zumindest in Deutschland, in geringer Zahl vor allem in botanischen Gärten, z.B. in Halle/Saale oder Konstanz (VGL. HILBIG, 2005).

Sie stellen wichtige Saatgutquellen für Feldflorareservate und Schauäcker dar.

Herbizidfreie Ackerrandstreifen

Ackerrandstreifenprogramme sehen vor, dass Landwirte die heute übliche chemische Unkrautbekämpfung am Feldrand gezielt unterlassen. Die meist drei bis zehn Meter breite Zone wird ansonsten, von Ausnahmen abgesehen, in gleicher Weise wie die gesamte Parzelle bewirtschaftet. Während die Umsetzung von solchen Ackerrandstreifen in den 1980er Jahren vor allem in Deutschland noch geboomt hat, setzen heute nur noch wenige Bundesländer Deutschlands solche Programme um (VGL. VAN ELSSEN & BRABAND, 2006). Manche dienen speziell der Erhaltung gefährdeter Segetalarten. Folgende drei Grundregeln bilden nach HILBIG (2005) die Basis der Sinnhaftigkeit von Ackerrandstreifen zum Schutze von Segetallebensgemeinschaften:

- Mindestens zwei bis drei Meter breite Ackerrandstreifen werden ohne Herbizideinsatz belassen!
- Bei hohem Besatz von nitrophilen Arten ist zur Förderung der seltenen konkurrenzschwachen Arten eine zusätzliche Reduktion der Stickstoffdüngung notwendig.
- Ein gelegentlicher Einsatz spezifisch wirkender Herbizide ist zur Zurückdrängung von „Problemunkräutern“, die sich durch die Reduktion von Unkrautbekämpfungsmaßnahmen im Laufe der Zeit stark entwickelt haben, zu befürworten.

Die Auswahl geeigneter Standorte innerhalb der Äcker bzw. der Äcker selbst ist sowohl aus naturschutzfachlichen, als auch finanziellen Gründen von großer Bedeutung. Soll die Errichtung des Ackerrandstreifens zum Schutze gefährdeter Segetalarten beitragen, ist ein noch vorhandener Grundbestand an gebiets- und standortstypischen Segetalvegetation mehr oder weniger unentbehrlich. Ebenso unentbehrlich ist die Entrichtung einer finanziellen Entschädigung der durch den Ertragsverlust entstandenen Kosten an den betroffenen Landwirt. Diese erfolgt in den meisten Fällen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes.

Viele Experten halten eine Neubelebung der Ackerrandstreifenprogramme als einer der wichtigsten und effizientesten Schritte in Richtung „nachhaltig wirksamer Ackerrandkrautschutz“ (VGL. VAN ELSSEN ET AL., 2005). Oftmals stehen bürokratischer Aufwand, nicht ausreichende Entschädigungszahlungen und Ausbleiben einer Kontrolle dem Funktionieren solcher Programme entgegen. Ein Lösungsansatz wäre zum Beispiel die Schaffung eines gesetzlich fundierten Regelwerkes, das die Herausnahme von Randstreifen aus der Herbizidbehandlung für Ackerflächen ab einer bestimmten Größe zur Pflicht macht. Eine solche rechtlich verbindliche Regel würde die Finanzierung und Kontrolle von Naturschutzmaßnahmen auf Ackerflächen deutlich vermindern und gleichzeitig eine wirksame Biodiversität- und Umweltschutzmaßnahme ergeben. Die breite Öffentlichkeit steht den bunt blühenden Ackerrandstreifen jedenfalls positiv gegenüber (VGL. HILBIG, 2005). Ein solches Netzwerk von Ackerrandstreifen, besonders in Verbindung mit saumartigen Zwischenstrukturen (Raine, Wegsäume, Böschungen und Hecken) wäre als „funktioneller Biotopverbund“ sehr wertvoll!

Die derzeit zunehmenden Bestrebungen Naturschutz mittels „Blühstreifen“ und „Buntbrachen“ zu betreiben, darf nicht als wirksames Mittel für den Segetalartenschutz missverstanden werden. Oft stehen diese sogar miteinander in Konkurrenz und gefährden dadurch den Segetalpflanzenartenschutz. Blühstreifen und Buntbrachen enthalten nämlich oft Saatgut von nicht heimischen Arten und dienen vor allem als reiches Blütenangebot für Insekten und Schutz für Tiere. Manche Saatgutmischungen enthalten auch Saatgut von Wildkrautarten aus unbekannter Herkunft und gefährden autochthone Wildkrautpopulationen durch Erbgutvermischungen (VGL. VAN ELSSEN ET AL., 2005).

Ökologischer/Biologischer Landbau

Der ökologische Landbau dient - wenngleich er dies nicht unbedingt zum Ziel hat - ebenfalls dem Schutz von Segetalartengemeinschaften. Nach HILBIG (2005) weist der ökologische Landbau im Vergleich mit anderen Extensivierungsprogrammen, wie etwa dem integrierten Landbau, stets die höchsten Artenzahlen auf. Zudem beherbergen ökologisch bewirtschaftete Flächen im Schnitt auch mehr Arten mit speziellen Standortsansprüchen, die für die Kennzeichnung der Segetalgesellschaften von großer Bedeutung sind und oft zu den im Rückgang befindlichen Arten zählen.

Die Verhältnisse im Ökologischen Landbau sind jedoch nicht den Bedingungen der Ackerrandstreifen gleichzusetzen. Denn, ähnlich wie in der konventionellen Landwirtschaft, werden auch im Bio-Ackerbau zumeist optimale Entwicklungsbedingungen für die Kulturpflanzen angestrebt, wozu auch die Unterdrückung von Ackerbeikräutern gehört. Diese geschieht zwar ohne die Anwendung von chemischen Pestiziden, verstärkte mechanische Beikrautbekämpfung, gutes Timing der Bewirtschaftungsmaßnahmen, ausgeklügelte Fruchtfolgesysteme, Untersaaten und thermische Verfahren führen jedoch regelmäßig auch zu relativ beikrautarmen Kulturbeständen.

Die naturschutzfachliche Qualität der Ackerbeikrautvegetation in biologisch bewirtschafteten Äckern weist allerdings eine sehr große Varianz auf und ist besonders stark von der Intensität der Beikrautregulierung, aber auch vom Fruchtfolgesystem abhängig (VGL. VAN ELSSEN & BRABAND, 2006). Von äußerst artenreichen, dichten Beikrautbeständen (VGL. PLAKOLM, 1989), bis hin zu beinahe leeren, monotonen Kulturbeständen (VGL. WEDENIG, 2012), können im „Bioacker“ alle Zwischenformen angetroffen werden. Die Segetalartendiversität ist in Biobetrieben jedoch in den allermeisten Fällen signifikant höher (VGL. MATOUCH, 1992; WEDENIG, 2012), bzw. um vieles höher (VGL. PLAKOLM, 1989; ALBRECHT ET AL., 2009) und fungiert oft auch als geeignetes Habitat für Rote-Liste-Segetalarten.

Honorierung von artenreichen Äckern

VAN ELSSEN & BRABAND (2006) stellen eine ergebnisorientierte, finanzielle Honorierung von artenreichen Äckern als „ökologische Leistung“ in den Raum, wie sie bereits z.B. für Grünlandflächen im Rahmen von Agrarumweltförderprogrammen schon stattfinden. Solche Konzepte verdienen jedenfalls eine eingehende Betrachtung.

Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union

Die FFH-Richtlinie der Europäischen Union bringt bedauerlicher Weise kaum Impulse zum Schutz der Ackerbeikrautflora. Im Anhang I, der die zu schützenden Lebensräume enthält, kommen Ackerhabitate gar nicht vor, im Anhang II, welcher die besonders zu schützenden Arten benennt, wird nur eine einzige Segetalart (*Bromus grossus* – in Österreich „vom Aussterben bedroht“) angeführt (VGL. VAN ELSSEN & BRABAND, 2006). Umso mehr sind Staaten, Länder, Bezirke und Gemeinden gefordert aktiv für den Schutz von Segetallebensräumen einzutreten.

Generell gilt für Extensivierungsmaßnahmen (NACH HILBIG, 2005):

- Extensivierung ist besser als Stilllegung
- Rotationsgrünbrache ist wesentlich besser als Dauerbrache
- Selbstbegrünung der Brachen ist wesentlich besser als Aussaat
- Unbearbeitete Stoppel ist wesentlich besser als gegrubberte Stoppel
- Geschlegelte Brache ist meist besser als ungeschlegelte Brache
- Abtransport der geschlegelten Pflanzenmasse ist besser als Liegenlassen derselben.

Extensivierungsmaßnahmen setzen selbstverständlich eine Duldung von Ertragseinbußen voraus. Entschädigungszahlungen, wie sie auch heute schon stattfinden, können allerdings nur im begrenzten Rahmen funktionieren. Um eine früher oder später wohl unumgängliche gesellschaftliche Toleranz gegenüber geringer werdende landwirtschaftliche Erträgen pro Fläche zu erreichen, muss wohl letztendlich der Fokus unseres gesamten Wirtschaftens anders gelegt werden. Statt einer Maximierung des

Wohlstandes, muss der Fokus auf eine „gesunde Mitwelt“ gelegt werden! Ein resilientes, vielfältiges Natursystem ist Voraussetzung für ein nachhaltiges Überleben für uns Menschen und viele andere Lebewesen!

Zusammenführung notwendiger Schutzmaßnahmen

Dem „Karlstadter Positionspapier zum Schutz der Ackerwildkräuter“ nach (VGL. VAN ELSSEN ET AL., 2005), sind folgende Schutzmaßnahmen für einen nachhaltigen Schutz unserer vielfältigen Ackerbeikrautvegetation notwendig:

- Neubelebung der Ackerrandstreifenprogramme
- Fortführung des extensiven Ackerbaus auf ertragsarmen Kalk-, Lehm- und Sandstandorten und in klimatischen „Ungunstlagen“.
- Förderung des ökologischen/biologischen Landbaus
- Errichtung von Feldflorareservaten und Erhaltungskulturen
- Berücksichtigung des Ackerbeikrautschutzes bei der Anlage von „Ackerblühstreifen“ und „Buntbrachen“

2.3.1.6 Die Wiederherstellbarkeit artenreicher Ackerbiotope

Die Frage, ob artenreiche Ackerbiotope durch die Umsetzung oben genannter Maßnahmen innerhalb eines absehbaren Zeitraums erfolgreich wiederhergestellt werden können, kann mit einem eingeschränkten „Ja“ beantwortet werden.

Untersuchungen von LITTERSKI ET AL. (2005) und MÜLLER-MOTZFELD ET AL. (2005) zeigen, dass sowohl die ackerspezifische Pflanzen- als auch Tierwelt generell so beschaffen ist, dass bei Nachlassen des Druckes auf sie durch Intensivwirtschaft, sehr bald ihr Wiederauftreten zu beobachten ist. Dabei profitieren die Pflanzen von dem Diasporenvorrat im Boden, während die Tiere sich aus ihren Verstecken wieder entfalten, oder sie wandern aus größeren Entfernungen wieder ein. Die Artenvielfalt der Ackerlandschaft ist also prinzipiell durch Extensivierungsmaßnahmen wiederherstellbar. Dies gilt allerdings nicht für Regionen mit jahrzehntelanger Intensivwirtschaft, in denen Diasporenvorräte und Rückzugsräume für Tiere erschöpft bzw. ausgeräumt sind.

Im Fallbeispiel Seewinkel trifft dies zum Glück nicht vollständig zu. Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass es mitten in der Intensivagrarlandschaft zwar nur sehr vereinzelt, aber doch noch Inseln der Vielfalt gibt! Diese winzigen „Biodiversität-Hotspots“ haben in Hinblick auf künftige Ackervielfalt-Restaurationsprojekte eine nicht zu überschätzende Funktion als „Quellgebiete“ von Segetalpflanzen- und Tierarten inne!

2.3.2 Ackerbeikrautgesellschaften – Ökologie und Synsystematik

Die Problematik der Ackerbeikraut-Synsystematik

Die synsystematische Unterteilung der Ackerbegleitflora wird seit vielen Jahren vielfach diskutiert und ist laufenden Veränderungen unterworfen. Dies betrifft besonders die Einteilung der höheren Ebenen, namentlich der Klassen, Unterklassen und Ordnungen. Mehrere Ursachen bedingen die Schwierigkeiten einer sinnvollen Gliederung. Eine Ursache kann dabei als grundlegend für alle weiteren gedeutet werden. Es ist der Umstand, dass es sich um **kurzlebige, instabile und stark durch Veränderungen der Umwelt beeinflusste Vegetationsausprägungen mit hauptsächlich einjährigen Arten** handelt. Schon jährliche Veränderungen auf äußere Bedingungen, wie angebaute Kultur, Art der Bodenbearbeitung, des Biozideinsatzes, und der Düngung, variierende Niederschlagsmengen oder Temperaturunterschiede lösen bei Ackerwildkraut-Gemeinschaften deutliche Reaktionen aus (VGL. ELLENBERG, 1996).

Auf längere Zeit gesehen, sind es die mittel- bis langfristigen Umwälzungen in der Landwirtschaft, welche die Ausprägungen der Beikrautvegetation nachhaltig entscheidend formen. Durch die Industrialisierung der Landwirtschaft und insbesondere durch die dadurch induzierten stark abgewandelten Bewirtschaftungsweisen, kam es innerhalb des letzten Jahrhunderts zu herausragenden Veränderungen der Ackerbeikrautvegetation (VGL. RIES, 1992; *Kap. 2.3.1.1*). Die Technologisierung der Landwirtschaft ist heute noch stets im Gange und auch die Bewirtschaftungsformen verändern sich stetig und rasch. Dementsprechend unterliegen auch die unterschiedlichen Beikrautgesellschaften weiterhin großen dynamischen Veränderungen.

Der „anthropogene Vegetationstyp“ ist zudem auch stark von politischen Entscheidungen und ökonomischen Dynamiken abhängig. Beispielsweise stiegen in den letzten Jahren die Zahlen von biologisch wirtschaftenden Betrieben in Österreich und Deutschland stark an (VGL. MANTHEY, 2003). Mit ihnen wurden neue Bedingungen geschaffen, die sich bedeutend auf die Beikrautgesellschaften auswirken (VGL. MATOUCH, 1992; OPPELMAYER, 1986; WEDENIG, 2012) (vgl. *Kap. 2.3.1.5, Abschnitt „Ökologischer/Biologischer Landbau“*). Aber auch Flächenstilllegungsprogramme, Agrarumweltprogramme und andere politische bzw. ökonomische Werkzeuge wirken sich auf die Beikrautvegetation aus.

Gleichzeitig erschwert die stetig voranschreitende Verarmung der Segetalvegetation den Aufbau eines stabilen synsystematischen Gerüsts. In den konventionell bewirtschafteten Äckern der heutigen Zeit fehlen zumeist Charakterarten des ehemals aufgebauten Systems (VGL. GERHARDS ET AL., 2013). BRUN-HOOL (1966) ist einer von wenigen Forschern, welcher solche artenarmen Segetalvegetationsausprägungen durch die Aufstellung sogenannter „Fragmentgesellschaften“ pflanzensoziologisch eingehend untersucht hat.

Zudem tragen Klimaerwärmung und zunehmende Güter- und Menschentransporte über den gesamten Erdball hinaus, dazu bei, dass sich in den instabilen Agrarökosystemen fortwährend neue Arten aus anderen Florengebieten etablieren bzw. unbeständig auftreten (VGL. ESSL ET AL., 2002).

Die Konstruktion eines endgültigen, optimalen, die gesamte Ackerbeikrautvegetation umfassenden, syntaxonomischen Systems bleibt wohl eine unlösbare Aufgabe. Eine Optimierung des synsystematischen Gerüsts der Ackerbegleitvegetation ist jedoch anzustreben, aber in Rücksichtnahme auf die fortwährend raschen vegetationsökologischen Veränderungen der Ackervegetation. Die pflanzensoziologische Forschung ist daher mehr als für die meisten anderen Vegetationstypen gefordert „am Ball“ zu bleiben. Es ist davon auszugehen, dass sich auch in den nächsten Jahren einerseits wegen der stets anhaltenden starken Veränderungen der Acker-Vegetation, andererseits aufgrund der noch unausgereift erscheinenden syntaxonomischen Gliederung bestehender Vegetationsausprägungen noch weitere pflanzensoziologische Umwälzungen ergeben werden.

Syntaxonomische Unterteilung in Abhängigkeit der Umwelteinflussfaktoren

Die bedeutendsten Einflussfaktoren auf die Variation der Segetalartenzusammensetzung sind, jüngeren Untersuchungen in Ungarn nach: Kulturtyp, Bodenbeschaffenheit und Klima (VGL. PINKE ET AL., 2012; PINKE & PÁL, 2008). Möchte man den Grad der Einflussfaktoren etwas detaillierter betrachten, findet man im Werk von PINKE & PÁL (2008), in welchem sie knapp 1700 Ackerbeikraut-Vegetationsaufnahmen ganz Westungarns zusammenführten, Antworten.

Die beiden Autoren detektierten die Differenz zwischen Winter- und Sommerkultur als den bedeutsamsten Einflussfaktor auf die Artenkombination, gefolgt vom PH-Wert des Bodens, der Bodentextur und klimatischen Faktoren.

Auch WEDENIG (2012) kam für das österreichische Intensiv-Agrarland Marchfeld zu dem Schluss, dass die Verschiedenartigkeit der Beikrautvegetation zwischen Sommerung und Winterung am größten ist. Bezogen auf Getreide- und Getreidestoppelfelder Westungarns (insgesamt 184 untersuchte Äcker) verschiebt sich die Reihenfolge ein wenig: Dann folgen der Differenz zwischen Getreideacker und Stoppelfeld, Boden-PH, Niederschlag, Bodentextur, mittlere Jahrestemperatur und Meereshöhe (VGL. PINKE ET AL., 2010).

Die Hauptursache für die große Differenz zwischen der Segetalvegetation von Winter- und Sommerkulturen liegt im unterschiedlichen Keimungsverhalten von Ackerbeikräutern. Im Wintergetreide, bzw. im Winterraps, welche im Herbst gesät werden dominieren Kältekeimer, die im Herbst gleichzeitig mit dem Getreide und/oder im zeitigen Frühjahr keimen. In Sommerungen, insbesondere in Hackfruchtkulturen, die vor Anbau im Frühling bis Frühsommer nochmals umgebrochen werden, gedeihen

vor allem wärmebedürftige, spätkeimende Arten gut (VGL. HOLZNER, 1970; PINKE & PÁL, 2008). Sommergetreidekulturen nehmen eine Mittelstellung ein.

Der Kulturtyp wurde von vielen Autoren als einer der Haupteinflussfaktoren erkannt und diente oftmals als Grundlage einer synsystematischen Unterteilung auf höchster Ebene. Hierbei kam es im Laufe der Zeit zu unterschiedlichsten Gliederungen. Viele bedeutende Pflanzensoziologen, wie z.B. TÜXEN (1966), trennen Hackfrucht- und Halmfrucht-Beikrautgesellschaften auf Ebene der Klasse, beziehungsweise wurden die beiden von Braun-Blanquet beschriebenen Klassen *Secalietea Br.Bl. 1951* und *Chenopodietea Br.Bl.* von etlichen Autoren (VGL. OBERDORFER, 2001; KUMP, 1971) beibehalten. HOLZNER (1970) weist darauf hin, dass diese Einteilung auf die sehr unterschiedlichen Artenzusammensetzungen der beiden Kulturformen in Südeuropa zurück zu führen ist, während die Beikrautvegetation von Hack- und Halmfruchtkulturen in den gemäßigten Breiten deutlich weniger differieret, wodurch die Trennung auf Klassenebene hier nicht mehr zu rechtfertigen ist. ARLT ET AL. (1991) unterstützen sogar ein System, in dem die Beikrautbestände der Halm- und Hackfruchtkulturen nur Ausprägungen ein und derselben Pflanzengesellschaft darstellen. HOLZNER (1970) zitiert noch einige weitere Autoren, welche diese Meinung vertreten.

Rezente, maßgebende Werke der Pflanzensoziologie Mitteleuropas (VGL. MUCINA, 1993A; HÜPPE & HOFMEISTER, 1990, ZIT. N. HOFMEISTER & GARVE, 1998) unterstützen ein System, welches alle therophytenreiche synanthrope Gesellschaften, darunter auch einjährige Ruderalgesellschaften innerhalb der Klasse *Stellarietea mediae R. Tx., Lohmeyer et Priesing in Tx. 1950* vereinigen. Die weitere Gliederung der Segetalgesellschaften auf Ordnungsebene richtet sich vor allem nach dem Basengehalt der Böden. Im System nach MUCINA (1993A), das die Grundlage für die Klassifikation der im Rahmen dieser Studie dokumentierten Vegetationsbestände bildet, vereinigt die Ordnung *Centaureetalia cyani R. Tx., Lohmeyer et Priesing in R. Tx. 1950* Ackerwildkrautbestände auf basenreichen Böden, während das *Chenopodietalia albi R. Tx. (1937) 1950* jene auf basenarmen Böden umfasst. Die Ordnung *Eragrostietalia J. Tx. Ex Poli 1966*, welche neben Hackfruchtbeständen auch Ruderalgesellschaften umfasst, hat ihren Schwerpunkt im kontinentalen Südost- und Südeuropa und kommt nur mit wenigen und vorwiegend ruderalen Gesellschaften in Österreich vor. Die vierte und letzte Ordnung *Sisymbrietalia J. Tx. In Lohmeyer et al. 1962* umfasst ausschließlich therophytenreiche Ruderalgesellschaften. Verbände vereinigen dann meist Gesellschaften von Halm- bzw. Hackfruchtkulturen unterschiedlicher klimatischer Einflüsse. Aber auch die Bodenart, die ja große Auswirkungen auf den Wasserhaushalt hat, spielt schon auf Verbandsebene eine bedeutende Rolle. Differenziertere klimatische Ausprägungen und Eigenschaften des Bodens werden meist auf einer feineren, spezifischen Ebene von der Artenkombination widerspiegelt. Sie werden von den meisten Autoren als prägende Faktoren für Assoziationen oder Subassoziationen beschrieben.

Dank langjährigen Untersuchungen der Ackerwildkrautvegetation von W. Holzner (Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur Wien), seiner Mitarbeiter und Studenten, ist die Beikrautvegetation Österreichs relativ gut bekannt (VGL. MUCINA & ELLMAUER, 1993).

2.3.3 Der Ackerbau in Österreich

Aktuelle Situation der Ackerbau-Flächenanteile in Österreich

Die Ackerflächen Österreichs erreichen einen Prozentsatz von 16,2% (= 1,35 Mio. ha), während der Getreideanteil mit 60%, gefolgt von Feldfutter mit 18% deutlich überwiegt. Die Anbaufläche von Ölfrüchten beträgt 10,6%. Es folgen Hackfrüchte mit 5% und Körnerleguminosen mit 1,6%. 3% der Ackerflächen lagen 2012 brach. Die Flächenmäßig mit Abstand wichtigsten Fruchtarten sind Winterweichweizen und Körnermais. Sie nehmen weit über die Hälfte der Agrarflächen in Anspruch. 16,5 % der landwirtschaftlichen Unternehmen Österreichs sind BIO-Betriebe. Sie bewirtschaften 14% des Ackerlandes (VGL. BERICHT, GRÜNER, 2014A).

Landwirtschaftliche Trends

Die landwirtschaftlichen Flächen haben Österreichweit seit 2003 um 1,8% abgenommen. Die Hauptursache ist dabei in der Umwidmung in Bau-, Gewerbe- und Verkehrsflächen zu finden. Die Tendenz einer drastischen Verringerung der Betriebszahlen setzt sich fort. Seit 2003 gibt es um 20% weniger landwirtschaftliche Betriebe (VGL. BERICHT, GRÜNER, 2014A).

Im Burgenland ist die Anzahl der Betriebe zwischen 1999 und 2010 sogar um 39,1% gesunken (VGL. BERICHT, GRÜNER, 2014B).

Hauptursachen dafür sind vor allem die Aufgabe von kleinen Nebenerwerbsbetrieben und die Zusammenlegung von Teil- zu Hauptbetrieben. Eine der größten Veränderungen der letzten Dekade ist die Reduktion der Brachflächen um 60%, welche mit der Abschaffung der Flächenstilllegung, eine Vorgabe der GAP-Reform 2003 einherging (VGL. BERICHT, GRÜNER, 2014A).

2.4 Das Untersuchungsgebiet

Die „Nationalparkäcker“ befinden sich in der Bewahrungszone „Lange Lacke“ des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel (vgl. Abb. 28). Die Bewahrungszone liegt östlich des Neusiedler Sees im Seewinkel, rund drei Kilometer östlich, bzw. nordöstlich der beiden, für den Öko- und Wein-Tourismus bekannten, Ortschaften Illmitz und Apetlon. Den Kern der Bewahrungszone bildet die Lange Lacke. Daneben befindet sich noch die Wörthenlacke. Die Salzlacken und die Nationalparkäcker sind in eine Hutweidematrix eingebettet.

Die untersuchten Äcker des konventionellen Agrarlandes befinden sich zerstreut rund um die Fuchsloch- und die Neubruchlacke (vgl. Abb. 9).

2.4.1 Klima, Vegetation, Geologie und Böden

Klima

Im Seewinkel herrscht ein subkontinental-pannonisches Klima vor. Es zeichnet sich durch verhältnismäßig geringe Niederschlagsraten (< 700mm Jahresniederschlagssumme), heiße, trockene Sommer (mindestens 9 °C Jahresmitteltemperatur), und dennoch relativ kalte Winter aus. Übers ganze Jahr gesehen ist der Seewinkel einer der wärmsten und sonnenreichsten Gegenden Österreichs (VGL. FISCHER & FALLY, 2006). Dürreperioden, die den Boden im Sommer fast vollständig austrocknen lassen können und anhaltend starke Winde sind charakteristisch für das Klima im Seewinkel. Die Jahresmitteltemperatur in Neusiedl am See (nächstgelegene Wetterstation) beträgt 10,1°C, die durchschnittliche Jahresniederschlagssumme 574 mm (VGL. ZAMG, 2002).

Vegetation, Naturschutz

Die Vegetation der pannonischen Florenprovinz ist generell sehr artenreich, da hier Arten mit mitteleuropäisch-subatlantischem, jene mit kontinentalem und Arten mit submediterranem Schwerpunkt zusammentreffen. Aus österreichischer Sicht ist das Pannonikum insbesondere durch das Vorkommen vieler kontinental verbreiteter Arten der pannonischen und/oder der pontisch-südsibirischen Florenprovinz charakterisiert.

Naturnahe Vegetation, vor allem trocken-warme Eichenmischwälder, ist im gesamten Pannonikum nur noch in spärlichen Resten vorhanden. Im Großteil des österreichischen Pannonikums herrscht Ackerbau-Kulturland vor, das sich durch eine massiv anthropogen beeinflusste Vegetation auszeichnet (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

Der Neusiedler See, die jährlich austrocknenden Salzlacken, extensiv bewirtschaftete Wiesen und Äcker und die letzten Reste der beweideten Puszta, die hier bis vor wenigen Jahrzehnten noch landschaftsbeherrschend war, bilden heute die letzten Natur-Oasen inmitten der Agrarlandschaft des Seewinkels. Die artenreichen Weide- und Wiesenflächen rund um den See und die Salzlacken werden heute unter Aufsicht des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel extensiv bewirtschaftet. Die im Zuge dieser Arbeit untersuchten Nationalparkäcker sind durchwegs von extensiv beweideten Hutweideflächen umschlossen. Die enorm hohe Standortvielfalt auf kleinstem Raum führt zur Ausbildung eines feinen, mosaikartig verschachtelten Lebensraumnetzwerkes, in welchem sich niederwüchsige Sandtrockenrasen, mannshohe Salzsümpfe, offenerdige Salzsteppen, fettere Feuchtweiden, Halbtrockenrasen und andere Biotope auf kleinstem Raum begegnen.

Die Biodiversität des Neusiedlersees und seiner Umgebung ist, trotz großflächiger Zerstörungen wertvoller Naturlebensräume in der Vergangenheit, außergewöhnlich hoch, weshalb der See selbst und seine Umgebung heute durch etliche national und international angesehene Naturschutzkategorien geschützt ist. So unterliegen große Teile des Gebietes heute dem, nach IUCN-Kriterien anerkannten, Nationalpark „Neusiedler See-Seewinkel“, Ramsargebieten nach der Ramsarkonvention, Natura 2000 Gebieten nach der FFH-Richtlinie der EU und Landschaftsschutzgebieten. Neben dem Naturreichtum, ist die gesamte Region auch Teil einer österreichweit einmaligen, alten und wertvollen Kultur. So wurde das Gebiet 2001 sogar zum UNESCO-Welterbe ernannt (VGL. FALLY ET AL., 2011).

Geologie und Böden

Böden und Geologie im Seewinkel

Der überwiegende Teil des Seewinkels wird von der Schotterflur, einem tiefen Schotterkörper, der während der letzten Eiszeit von der „Ur-Donau“ angeschwemmt wurde, eingenommen (ca. 57%). Die nächstgrößten Landschaftseinheiten sind die Seerandzone (15%), der Hanság mit Randflur (14%), die Muldenzone innerhalb der Schotterflur (9%) und die Randmulden der Schotterflur (4%) (VGL. NELHIEBEL, 1980).

Der Schotterkörper der **Schotterflur** besteht vorwiegend aus silikatischen Schottern. Charakteristischer Weise kam es hier regelmäßig zur Bildung von Paratschernosen, welche in den anderen Landschaftseinheiten fehlen. Rund ein Viertel der Böden (ca. 5000 ha) kann diesem Bodentyp zugeordnet werden. Den Hauptanteil der Böden der Schotterflur bilden hochwertige Tschernoseme (ca. 12.000 ha). Im westlichen Teil des Seewinkels, wie auch im Bereich der Langen Lacke, sind diese aus vorwiegend sandigem Feinmaterial entstanden. In konkaven Positionen der Schotterflur sind regelmäßig Feuchtschwarzerden ausgebildet, bei denen mit einer gewissen, meist schwachen Versalzung zu rechnen ist (VGL. NELHIEBEL, 1980).

In den **Muldenzonen**, welche linsenförmig in den Schotterkörper eingebettet sind und im Zentrum charakteristischer Weise meist eine Salzlacke (z.B. „Lange Lacke“ und „Wörthenlacke“ im Untersuchungsgebiet) aufweisen, bewirkten salzführende Bodenhorizonte die Ausbildung von Solontschak- und Solonetzböden. Der größte Teil der Muldenzone wird allerdings von mehr oder weniger versalzten Feuchtschwarzerden, die mit ca. 15.000 ha (rund 38%) zudem die am weitesten verbreitete Bodenbildung des Seewinkels darstellt, eingenommen (VGL. NELHIEBEL, 1980).

Böden des Untersuchungsgebietes

Die Ackerparzellen im Untersuchungsgebiet liegen inmitten der oben beschriebenen Schotterflur des Seewinkels und reichen im Gebiet um die Lange Lacke teilweise bis in die Muldenzone hinein.

Bei den Ackerböden der Nationalpark-Bewahrungszone „Lange Lacke“ handelt es sich vorwiegend um **Feuchtschwarzerdeböden** (etwa $\frac{3}{4}$ der Fläche). Das restliche Vier-

tel kommt großteils auf **Tschernosemböden**, ein kleiner Teil auf **versalzten Solontschak-Solonetz-Böden** zu liegen. Die Böden des Untersuchungsgebietes „konventionelles Agrarland“ sind vorwiegend, und in ähnlichem Ausmaß, Tschernoseme und Paratschernoseme. Ab und an sind auch Feuchtschwarzerdeböden eingeschaltet (VGL. BFW, 2017).

2.4.2 Die Landnutzung im Seewinkel– Geschichte und Gegenwart

Der Seewinkel wurde bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts größtenteils extensiv landwirtschaftlich genutzt, wobei der allergrößte Flächenanteil Rinder- und Schaf-Hutweideland darstellte. Die Jahrhunderte lang andauernde extensive Beweidung der Puszta bedingte die Ausbildung einer überaus biodiversen „Kultur-Naturlandschaft“ (VGL. NP, 2017B).

Der hohe Naturwert der Region wurde schon „früh“ von Naturwissenschaftlern erkannt und erforscht und schon 1926 wurden die ersten Naturschutzgebiete ausgewiesen. Es dauerte jedoch noch lange an, bis schließlich mit der Ausweisung des Gebietes als Nationalpark „Neusiedler See-Seewinkel“ im Jahre 1992, ein gesetzlich verankerter und umfassender Schutz der Natur dieser Region nachhaltig gesichert werden konnte (VGL. NP, 2017A).

In den Fünfzigerjahren, als die Grüne Revolution eine Agrarintensivierung auslöste und trotz aller Schutzbemühungen ein Großteil der Hutweideflächen des Gebietes umgebrochen wurde, konnte gerade noch verhindert werden, dass die ausgedehnten Hutweiden an der Langen Lacke vollständig dem landwirtschaftlichen Fortschritt geopfert wurden. Bedeutende Hutweideflächen der direkten Umgebung der Langen Lacke gerieten dennoch unter den Pflug (VGL. NP, 2017B).

Ein Teil dieser Ackerflächen (rund 110ha) wird seit 1995 unter der Aufsicht des Nationalparks biologisch und extensiv bewirtschaftet (REINPRECHT, 2011), die „Gänseäcker“ waren geboren (vgl. Kap. 2.4.3).

Zurück zur landschaftlichen Entwicklung des Seewinkels. Insbesondere in den 60er und 70er Jahren kam es in einigen wenigen Gebieten Burgenlands, so auch im Seewinkel, zu einer starken Intensivierung der Landwirtschaft durch Ausweitung des Wein- und des Feldgemüseanbaues. Der Weinbau hatte bisher nur westlich des Sees eine lange Tradition. Ende der 70er Jahre war schließlich der Seewinkel mit einer Weinbaufläche von rund 8 600 ha bereits das größte burgenländische Weinbaugebiet (VGL. FLOIGER, 2017).

Der Seewinkel mit seinen fruchtbaren Böden stellt heute einer der bedeutendsten Ackerbaugebiete Österreichs dar. Neben Wein konzentriert sich die Landwirtschaft hier vor allem auf Getreide, insbesondere Weichweizen, Mais und Zuckerrüben, wobei

Getreideschläge den Hauptflächenanteil des Seewinkels einnehmen. Der Gemüseanbau spielt auch heute noch, vor allem im Osten des Gebietes, eine bedeutende Rolle (VGL. FALLY ET AL., 2011).

Naturschutzfachliche Bedeutung der Segetalvegetation im Seewinkel

Der Seewinkel und insbesondere auch das Gebiet um die Lange Lacke zählt, trotz des dominierenden Intensivackerbaus, aufgrund seiner hohen Segetalartenvielfalt und seiner hohen Anzahl an Rote-Liste-Segetalarten aktuell (noch?) zu den Biodiversitäts-Hotspots der österreichischen Agrarlandschaft. Das Gebiet weist besonders wichtige österreichische Vorkommen des Biotoptyps „Acker auf vernässtem Standort“, die einzigen Vorkommen des höchst gefährdeten Biotoptyps „Acker auf salzhaltigem Standort“ und erwähnenswerte Vorkommen der Biotoptypen „Acker auf trockenem, karbonatreichen Standort“ und „Artenreicher Acker auf durchschnittlichem Standort“ auf (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

2.4.3 Der Ackerbau in der NP-Bewahrungszone „Lange Lacke“

Alle Ackerflächen im Nationalparkgebiet, sie bilden den Kern dieser Studie, befinden sich in der Bewahrungszone rundum die Lange Lacke und die Wörthenlacke (siehe Abb. 28). Die Gesamtfläche dieses Ackerlandes beträgt 110 ha (REINPRECHT, 2011). Zum Zeitpunkt meiner Freilandarbeit, im Sommer 2011, betrug die mit Getreide bebaute Gesamtfläche 86 ha. Die restlichen 24 ha waren mit Luzerne bebaute Gründungs- und Brachflächen (REINPRECHT, 2011). Die Bewirtschaftungsmaßnahmen unterliegen strengsten Naturschutzauflagen. Folglich können dort keine großen Erträge erwartet und keine wirtschaftliche Rentabilität gewährleistet werden. Warum also wird dieser sowohl finanziell, als auch organisatorisch und zeitlich aufwändige Ackerbau betrieben?

2.4.3.1 Die „Gänseäcker“ – Warum im Nationalpark Ackerbau betrieben wird

Die überwiegende Kultivierung mit Getreide und die Lage der Äcker in Lacken-Nähe führen uns zur Hauptursache des Ackerbaus im Nationalpark: Die Wildgänse.

Besonders ab Herbstbeginn, den ganzen Winter über bis zum Frühling stellen landwirtschaftliche Flächen, insbesondere Wintergetreidefluren, wichtige Nahrungsquellen für Wildgänse dar. Hier können sie jedoch unter bestimmten Voraussetzungen schwere landwirtschaftliche Schäden verursachen (LABER & PELLINGER, 2008; LEISER, 1969).

Um solche Schäden im konventionellen Agrarland außerhalb der Bewahrungszone zu vermindern, wurden die Äcker im Nationalpark als sogenannte „Gänseäcker“ weitergeführt (REINPRECHT, 2011). Das Getreide hier wird also primär für Wildgänse angebaut. Die Lage der Äcker in unmittelbarer Nähe der Langen Lacke, welche eine der Hauptschlafplätze der Gänse im gesamten Neusiedler See-Gebiet darstellt (LABER & PELLINGER, 2008; LEISER, 1969), erweist sich dabei als großer Vorteil. Denn bevor die Gänse morgens lange Strecken auf der Suche nach geeigneten Nahrungsflächen zurücklegen müssen, bedienen sie sich lieber an nächstgelegenen gedeckten Tischen, den Nationalparkäckern.

Drei Gänsearten sind, aufgrund ihres Nahrungsspektrums und hoher Individuenzahlen, für die Beeinflussung landwirtschaftlicher Kulturen im Seewinkel relevant: Die Graugans (*Anser anser*), die Saatgans (*Anser fabalis*) und die Blässgans (*Anser albifrons*) (LABER & PELLINGER, 2008).

Die Graugans brütet als einzige mit über 1000 Brutpaaren auf österreichischer Seite des Nationalparks. Im Winter, genau genommen in der Zeitspanne von Herbst bis Frühling, in welcher nach HAASE ET AL. (1999) und LABER & PELLINGER (2008) die stärksten Auswirkungen auf Feldfrüchte bestehen, zählt man im Neusiedlerseegebiet bis zu 10.000 Individuen (DVORAK ET AL., 2012). Die beiden anderen Arten benutzen den Seewinkel sowohl als Zwischenstopp während ihres Zuges, als auch als Überwinterungsort. Saatgänse, welche vor allem in den 80ern als klassische Durchzügler in Novemberzählungen noch hohe Anzahlen (z.T. über 20.000) erreichten, treten seither vorwiegend als Überwinterer mit unterdurchschnittlichen Individuenzahlen auf (LABER & PELLINGER, 2008). Seit 2002 wurden auf österreichischer Seite des Nationalparks stets unter 1000 Individuen gezählt. Die Blässgans ist heute mit bis zu 20.000 Exemplaren der häufigste Wintergast des Gebietes (DVORAK ET AL., 2012). Die Bestände der unterschiedlichen Gänsearten sind starken dynamischen Schwankungen unterworfen. Sie variieren von Jahr zu Jahr und werden durch multifaktorielle Ursachenkomplexe bedingt (LABER & PELLINGER, 2008). Alle drei Arten grasen in den Wintermonaten mit Vorliebe Wintergetreidefelder ab. Genauer zum Nahrungsverhalten und der potentiellen Schadwirkung in der Landwirtschaft von Gänsen lesen sie im Kapitel *Kap. 5.3.7.1.*

Mindestens fünfzig Prozent der potentiellen Getreideernte der Gänseäcker ist den Gänsen vorbehalten. Der Rest beträgt zwischen 60 und 100 Tonnen, bzw. zwischen etwa 1000 und 1800 kg/ha und dient vor allem als Winterfutter für das Weidevieh des Nationalparks. Die geringen Erntemengen heben die Hauptfunktion der Äcker, als Weidegrund für Gänse, hervor. Im Vergleich dazu betrug die durchschnittliche Erntemenge des Getreides (inklusive aller Sorten, ohne Mais) 2012 im Burgenland 3830kg/ha (STATISTIK AUSTRIA, 2012), also mehr als doppelt so viel. Ein weiterer Anteil des Winterfutters für die Rinder wird durch Luzerne, die ebenfalls auf den Nationalparkäckern angebaut wird, gedeckt (REINPRECHT, 2011).

2.4.3.2 Ackerbauliche Pflegemaßnahmen im Nationalpark

Die rechtliche Lage des Grundeigentums der Ackerflächen ist komplex. Ein Teil gehört dem Nationalpark, vierzehn Landwirte sind Grundeigentümer der restlichen Flächen. Sie erhalten regelmäßig Entschädigungszahlungen vom Vertragspartner Nationalpark und bewirtschaften nur zum Teil die Äcker. Den größten Teil bewirtschaftet das Personal des Nationalparks selbst.

Folgende Kulturen wurden 2011 im Nationalpark angebaut: Roggen (*Secale cereale*) und Triticale (*x Triticale*) als Wintergetreide, Hafer (*Avena sativa*) als Sommergetreide, welches mit dem Wintergetreide jährlich in Fruchtfolge steht und Sommergerste (*Hordeum vulgare*), welche keiner Fruchtfolge unterliegt und ausschließlich den Gänsen als Futter dient (REINPRECHT, 2011). Im Aufnahmejahr 2011 wurden 20,5 ha Sommergerste, 21,7 ha Sommerhafer und 44,0 ha Wintergetreide angebaut. Vor der Eingliederung der Äcker in den Nationalpark 1995 wurden die Äcker konventionell bewirtschaftet (KROISS, 2016). Die Äcker wurden also 1995 das letzte Mal mit Pestiziden behandelt und mineralisch gedüngt.

Die letzte Düngung (mit Mist) wurde 2001 durchgeführt, also 10 Jahre bevor die Vegetationsaufnahmen im Rahmen dieser Studie getätigt wurden. Die Beikrautregulierung wird seit 1995 rein mechanisch durchgeführt (REINPRECHT, 2011).

Nach dem Getreidedrusch im Sommer wird, sobald Witterung und Bodenverhältnisse eine Bodenbearbeitung zulassen, gegrubbert, also wenn der Boden ausreichend Feuchtigkeit gespeichert hat, aber nicht nass ist. Die Länge der Zeitspanne, in der die Stoppel stehen bleiben, ist somit von der Witterung, aber auch vom Zeitmanagement des bewirtschaftenden Bauers, beziehungsweise des Nationalparkmanagements abhängig und ist meist von nicht langer Dauer. Häufig wird noch im August das erste Mal gegrubbert (REINPRECHT, 2011). Nach KROISS (2016) geschieht der Stoppelumbruch im Schnitt drei Wochen nach der Ernte.

Vor der Getreidesaat, beim Sommergetreide etwa Mitte März, beim Wintergetreide im Herbst, wird noch einmal gepflügt.

Vor dem Drillen des Getreides wird der Boden schließlich noch zwei Mal mit der Egge bearbeitet. Die Saatstärke des Winter- und Sommergetreides ist aufgrund der Gänsebeweidung mit einer Aussaatmenge von etwa 180 bis 200 kg/ha überdurchschnittlich hoch (REINPRECHT, 2011). Zum Vergleich sollen die Angaben zur empfohlenen Aussaatmenge in kg/ha vom Agrarkonzern Agravis (VGL. AGRAVIS RAIFFEISEN AG, 2014) dienen: Triticale: 120-180, Winterroggen: 90-120, Sommergerste: 120-160. Hafer: 100-140. Die großen Spannungsbreiten der Aussaatmengen entstehen durch die unterschiedliche Bodengüte.

Das Saatgut wird von außerhalb zugekauft und ist konventionell gereinigt (KROISS, 2016).

Um den Beikrautdruck zu reduzieren, werden die Nationalparkäcker im Frühjahr noch zwei bis dreimal gestriegelt (KROISS, 2016).

Die Erntezeit des Wintergetreides im Nationalpark erstreckt sich gewöhnlich von Anfang bis Ende Juli (REINPRECHT, 2011), die des Sommergetreides von Ende Juli bis Anfang August (KROISS, 2016). Eigene Beobachtungen zeigten, dass Getreide, deren Ähren zum Großteil von den Gänsen abgefressen wurde (vgl. Kap. 5.3.7.1), während der Erntezeit gemäht und anschließend entweder liegen gelassen, oder zu Strohballen aufgerollt wurde.

3 METHODIK

3.1 Samplingdesign

Sowohl die Erstellung des luftbildorientierten Samplingdesigns, als auch die Anfertigung der thematischen Karten wurde mittels der Geoinformations-Software Esri ArcGIS 10 durchgeführt. Die verwendeten Orthofotos entstammen dem Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen.

Im Vorfeld der Erstellung des Samplingdesigns, holte ich grundlegende Informationen über Lage, Parzellierung, Eigentümerverhältnisse, Bewirtschaftungsweise und die wirtschaftliche Rolle der Äcker im Nationalpark im Zuge eines Interviews mit Viktor Reinprecht, dem nun ehemaligen Leiter der Abteilung für „Planung und Flächenmanagement“ des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, ein.

3.1.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet teilt sich in zwei Teilgebiete: Das Teilgebiet „konventionelles Agrarland“ und das Teilgebiet „Bewahrungszone Lange Lacke“ (vgl. Abb. 9).

Letzteres ergibt sich durch die engräumige Verteilung aller Nationalparkackerparzellen rund um die Wörthen-Lacke, nördlich der langen Lacke.

Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes „konventionelles Ackerland“ wurde, um einen Vergleich der Wintergetreideäcker beider Systeme zu ermöglichen, an die Lokalisation der Wintergetreideäcker des Nationalparks angepasst. Neben der Existenz von ausreichend vielen Ackerparzellen, um eine äquivalente Anzahl zu den Nationalpark- Wintergetreideäckern zu erreichen, waren zwei weitere Kriterien für die Auswahl des Gebietes entscheidend: Die Parzellen sollten möglichst ähnliche Bodenverhältnisse aufweisen und sich in der Nähe einer Seewinkler Lacke befinden. Informationen zu den Bodenverhältnissen wurden der Bodentypenkarte (VGL. BFW, 2017) entnommen. Schließlich wurde das Gebiet um die Fuchsloch- und Neubruchlacke, dass alle Kriterien weitgehend gut erfüllt, ausgewählt.

Zur genauen Abgrenzung des konventionellen Untersuchungsgebietes wurde mittels „ArcGIS 10“ ein Puffer um die Fuchsloch- und Neubruchlacke gelegt. Der Abstand zwischen der Puffer-Außengrenze und dem Ufer der beiden Lacken, entspricht dem Maximalabstand zwischen Ufer der Wörthenlacke und den Wintergetreideäckern des Nationalparks (vgl. Abb. 9).

3.1.2 Auswahl der Ackerparzellen

3.1.2.1 Die Nationalpark-Bewahrungszone „Lange Lacke“

Um einer angemessenen Beurteilung der naturschutzfachlichen Bedeutung der Nationalparkäcker gerecht zu werden, wurden, mit Ausnahme der mit Luzerne bebauten Flächen, alle im Nationalpark existierenden Ackerparzellen in die Dokumentation der Ackerbeikrautvegetation mit einbezogen. Sie sind in der Abb. 28 kartographisch dargestellt. REINPRECHT (2011) unterscheidet drei verschiedene **Bewirtschaftungsvarianten** im Nationalpark, die anschließend im Feld verifiziert wurden:

Wintergetreide Nationalpark (WIG-NP)

Mit Wintergetreide (Roggen, Triticale) bestückte Ackerparzellen, welche durch einen jährlichen Fruchtwechsel mit Sommergetreide geprägt sind.

Sommergetreide Nationalpark (SOG-NP)

Mit Sommergetreide (Hafer) bestückte Ackerparzellen, welche durch einen jährlichen Fruchtwechsel mit Wintergetreide geprägt sind.

Gänsebeikrautfluren (GB)

Ackerparzellen, welche Jahr für Jahr mit Sommergerste bebaut werden. Das Getreide wird allerdings regelmäßig schon in einem frühen Entwicklungsstadium, lange Zeit vor der Anthese, von Gänsen zur Gänze abgeweidet.

3.1.2.2 Das konventionelle Agrarland

Für den Vergleich der Nationalparkäcker mit „konventionellen“ Äckern der Umgebung wurden ausschließlich Wintergetreidefluren herangezogen. Zwei Gegebenheiten brachten mich zu dieser Entscheidung:

- Zum einen lieferten die Wintergetreideparzellen des Nationalparks im Aufnahmejahr 2011 mit 14 Parzellen gegenüber 7 Sommerhaferparzellen die höchste Stichprobenanzahl.

- Zum anderen zählen Wintergetreidefluren zu den artenreichsten Ackerbeikrautgesellschaften (VGL. ILLIG & KLÄGE, 1996). Nur Stoppelbeikrautgesellschaften des pannonischen Raums erreichen ähnlich hohe Artenzahlen (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Um einen repräsentativen Ausschnitt der modernen Landwirtschaft einzufangen, wurde bei der Auswahl der „konventionellen“ Äcker (WIG-kon) keine Rücksicht auf die Bewirtschaftungsintensität genommen. So wurden alle Wintergetreideparzellen im Untersuchungsgebiet „konventionelles Agrarland“ mittels GPS verortet und anschließend digitalisiert. Von diesen wurden anschließend mittels „Hawth-Tools“ des Programms ArcGIS 10 14 Parzellen durch Zufallsverfahren ausgewählt.

Wintergetreide konventionell bewirtschafteter Äcker (WIG kon)

Ackerparzellen, welche im Aufnahmejahr 2011 mit Wintergetreide bestückt waren und in unbekannter Fruchtfolge mit anderen Kulturen stehen. Diese Ackerflächen können sowohl konventionell, als auch integriert oder biologisch bewirtschaftet, ÖPUL oder nicht ÖPUL gefördert sein.

3.1.3 Verteilung der Aufnahmepunkte

Das Grundgerüst des Vegetationsaufnahme-Paketes wurde mithilfe diverser Tools des Programms ArcGIS 10 im Vorfeld festgelegt (Zentral- und Randaufnahmen). Ein zweiter Teil der Vegetationsaufnahmen wurde unter Berücksichtigung ökologischer und floristischer Faktoren erst vor Ort durchgeführt und anschließend verortet und digitalisiert (Salz- und Raritätenaufnahmen).

Aufnahmetypen

Zentralaufnahmen

Alle im Zuge dieser Arbeit untersuchten Äcker erhielten im Zentrum bzw. im Zentroid des jeweiligen Polygons einen Aufnahmepunkt.

Randaufnahmen

Vegetationsaufnahmen an Ackerrändern wurden ausschließlich in Wintergetreideäckern sowohl im konventionellen Agrarland, als auch im Nationalpark durchgeführt. Sie sind für die Beschreibung des Randeffekts vonnöten, dienen aber darüber hinaus auch zur Beantwortung aller anderen Fragestellungen. Die „Sampling-Points“ wurden jeweils im Mittelpunkt der längeren, zur Traktoren-Fahrtrichtung parallel angeordneten, Seiten der Parzellen gesetzt. Weisen beide angrenzenden Nachbarflächen die gleiche Kultur auf, befindet sich der Wintergetreideacker also zum Beispiel zwischen zwei Weingärten, wurde nur ein Randaufnahme-Punkt, und zwar jeweils am weiter östlich gelegenen Ackerrand festgelegt. Diese Regel gewährleistet eine Abdeckung möglichst vieler Ausprägungen

des Randeffektes bei gleichzeitiger Geringhaltung der ohnehin, im Gegensatz zu den Zentralaufnahmen, überrepräsentierten Randaufnahmen.

Es wurde im Vorfeld angenommen, dass der Randeffekt zwischen zwei Parzellen mit gleicher Kultur eine deutliche Abschwächung erfährt. Dieser Effekt wurde für die Verifizierung bzw. Falsifikation eines Randeffektes bewusst ausgeklammert. Grenzte im konventionellen Agrarland der zu untersuchende Wintergetreideacker also an einen weiteren Wintergetreideacker, wurde hier keine Randaufnahme getätigt. Da im Nationalpark die Situation, dass Wintergetreideparzelle an Wintergetreideparzelle grenzt, häufig auftritt und hier aber im Zuge der naturschutzfachlichen Bewertung der Nationalparkäcker eine hohe Anzahl an Vegetationsaufnahmen erwünscht war, wurden in solchen Grenzbereichen dennoch Aufnahmepunkte gesetzt. Diese Aufnahmepunkte wurden dann stets nur am Rand des weiter westlich gelegenen Ackers gelegt. Die Vegetationsaufnahmedaten jener Punkte wurden allerdings nicht zur Analyse des Randeffektes verwendet!

Salz-Aufnahmen

Die Aufnahmeorte der salzbeeinflussten Ackerbiotope wurden durch das Auftreten von Salzzeigerarten im Acker bestimmt. Sowohl alle „konventionellen“, als auch alle Nationalpark-Äcker wurden gründlich nach Salz-Standorten abgesucht. Alle entdeckten eindeutig salzbeeinflussten Ackerstellen wurden mittels Vegetationsaufnahme dokumentiert.

Alle Salzaufnahmen sind in der *Abb. 28* kartographisch abgebildet.

Raritätenaufnahmen

Raritätenaufnahmen können als „Zusatzaufnahmen“ bezeichnet werden, die für die Bewertung der naturschutzfachlichen Bedeutung und für die Dokumentation der Pflanzengesellschaften der Nationalparkäcker eine wichtige Rolle spielen. Sie wurden somit nur im Nationalpark, und hier in allen drei Bewirtschaftungsvarianten durchgeführt. Raritätenaufnahmen wurden nur dann getätigt, wenn mindestens einer der folgenden Gegebenheiten zutraf:

- Auftreten seltener, gefährdeter Arten, die durch keine Zentral-, oder Randaufnahme nachgewiesen wurden.
- Auffallend individuenreiche Bestände von Rote-Liste Arten.

Zudem wurde das Auftreten von standortsökologischen Extremsituationen (z.B. feucht-tonige, verdichtete Stellen) in die Auswahl miteinbezogen.

Alle Raritätenaufnahmen sind in der *Abb. 28* kartographisch abgebildet.

3.2 Datenerhebung im Gelände

3.2.1 Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet

Die Datenerhebung der Ackerbeikrautvegetation erfolgte mittels Vegetationsaufnahmen nach der Methode von Braun-Blanquet (VGL. BRAUN-BLANQUET, 1964).

Aufnahmeparameter

Die Auswahl der Aufnahmeparameter wurde den Fragestellungen angepasst. Aufgrund des durchwegs flachen Untersuchungsgebietes wurde auf die sonst üblichen Aufnahmeparameter Exposition, Neigung und Höhenangabe verzichtet. Neben der Aufnahme der Pflanzenarten, der Artmächtigkeit der einzelnen Arten und der Gesamtdeckung der Vegetation, wurden folgende Parameter aufgenommen: Kulturdeckung; Durchschnittliche Kulturhöhe; Beikrautdeckung; Durchschnittliche Beikrauthöhe; Maximale Beikrauthöhe. Auffälligkeiten bezüglich der Vitalität der Arten wurden notiert.

Die Artmächtigkeits-Angaben wurden wie üblich geschätzt, ebenso die prozentuellen Deckungsangaben. Die durchschnittlichen Höhenangaben der Beikrautvegetation und der Kultur wurde ebenfalls, unter Zuhilfenahme eines Maßstabes, geschätzt.

Größe und Form der Aufnahmefläche

Zentral- und Randaufnahmen

Bezüglich der Flächengröße der Vegetationsaufnahmen richtete ich mich nach ELLENBERG (1950) und HOFMEISTER & GARVE (1998). Beide schlagen für die Dokumentation der Ackerbeikrautvegetation eine Mindestgröße der Vegetationsaufnahme­fläche von 25m² vor. Meine Erfahrungen am Feld bestätigten die Sinnhaftigkeit der, mir anfangs doch sehr groß erscheinenden, Flächengröße. Während des Abgehens der Aufnahme­fläche bei gleichzeitiger Notierung der Arten, kamen tatsächlich oftmals auf den letzten Quadratmetern eine oder mehrere neue Arten hinzu.

Als Form der Aufnahme­fläche wurde ein langgezogenes Rechteck mit den Maßen 2*12m gewählt. Die Aufnahme­fläche wurde so gesetzt, dass die längere Seite des „Aufnahme-Rechtecks“ parallel zur Bewirtschaftungsrichtung verlief, da:

- die langgezogene Form eine überwiegende Begehung zwischen den Kulturzeilen ermöglichte. Dadurch konnte sowohl die Dauer der Aufnahme, als auch die Beeinträchtigung der Kultur durch Betritt, möglichst geringgehalten werden.
- die Anwendung der langgezogenen Form die Analyse des Randeffektes begünstigt. Für die Durchführung der Vegetationsaufnahme am Ackerrand,

wurde das Aufnahmerechteck einen Meter von der tatsächlichen Ackergrenze entfernt, in den Acker gelegt.

Raritäten- und Salzaufnahmen

Größe und Form der Vegetationsaufnahme fläche der beiden subjektiv ausgewählten Aufnahmepunkte sind von Größe und Form der ökologisch homogenen Fläche des jeweiligen Standortes abhängig. Bei einer Größe der homogenen Fläche unter 25m², wurde die gesamte homogene Fläche untersucht.

Durchführung der Vegetationsaufnahmen

Nach Durchführung etlicher Vegetationsaufnahmen zeigten meine Beobachtungen, dass die Beikrautvegetation oftmals, insbesondere in den extensiv bewirtschafteten Äckern des Nationalparks, in drei verschiedenen hohe Beikrautschichten unterteilt werden kann. Folglich stellte sich eine, in vier „Durchgänge“ der Aufnahme fläche gliederte, Durchführungsweise als besonders effizient heraus. Während des ersten Durchgangs führte ich die Aufzeichnung der Arten der untersten, oft schwer zugänglichen Beikrautschicht durch, Im zweiten die der mittleren und der oberen Schicht. Nach dem dritten Abgehen der Fläche wurde die Deckungsabschätzung der einzelnen Arten und während des vierten, die Gesamtdeckungs- und Höhenabschätzungen durchgeführt.

3.2.2 Ackerbiotop-Artenaufnahmen

Um dem tatsächlichen Artenvorkommen aller Ackerbiotope (siehe. *Kap. 3.5.4.1*) des Nationalparks möglichst nahe zu kommen, ging ich den gesamten Ackerrandbereich und die Diagonalen aller Parzellen ab und notierte jede, für die jeweilige Parzelle, neu auftretende Art. Die entstandenen Artenlisten finden in den Ergebnissen des Kapitels *Kap. 4.4 „Naturschutzfachliche Bedeutung der Getreideäcker im Nationalpark in vegetationsökologischer Sicht“* Niederschlag.

Die **Aufnahme der Vorfrühlings-Flora** sollte mithilfe dieser Methodik durchgeführt werden. Aufgrund der im Aufnahmejahr 2011 stark ausgeprägten Frühjahrstrockenheit im pannonischen Raum und eines damit verbundenen äußerst schwach ausgeprägten Frühjahrsaspektes, wurde auf dessen Durchführung verzichtet. Stattdessen wurden Anfang April des darauffolgenden Jahres 2012 alle Ackerparzellen stichprobenartig begutachtet. Die Angaben zu Häufigkeit und durchschnittlicher Deckung der Vorfrühlingsblüher wurden grob geschätzt. Die entstandenen Ergebnisse sollten für die Erfüllung ihrer Aufgabe, ein mehr oder weniger wahrheitsgetreues Bild der Frühjahresvegetation zu zeichnen, ausreichen.

3.2.3 Zeitraum der Datenerhebung

Der gewählte Zeitraum der Durchführung der Vegetationsaufnahmen stützt sich auf ELLENBERG (1959) und HOFMEISTER & GARVE (1998). Nach HOFMEISTER & GARVE (1998) erreichen die Beikrautbestände im Getreide zwischen Ende Mai und Mitte Juli ihren Höhepunkt. ELLENBERG (1950) gibt den Monat Juli, als die geeignetste Aufnahmezeit an. Demnach fanden alle Vegetationsaufnahmen nach BRAUN BLANQUET (1964) und alle Ackerbiotop-Artenaufnahmen in der Zeit zwischen Mitte Juni bis Anfang Juli 2011 statt. Die stichprobenartigen Aufnahmen des Frühjahrsaspektes der Nationalparkäcker wurden, wie schon erwähnt, Anfang April 2012 durchgeführt.

3.3 Nomenklatur

Arten

Sowohl die lateinische, als auch die deutsche Benennung der Arten erfolgte nach FISCHER ET AL. (2008). Alle Arten wurden, soweit es möglich war, auf Unterart- (*subsp.*), bzw. Kleinart-Niveau bestimmt. Arten, bei denen eine Bestimmung der Subspezies nicht erfolgen konnte, wurde ein „*s.lat.*“ (sensu lato = im weiteren Sinn) angehängt. War eine Bestimmung der Kleinart nicht möglich, wurde die Artengruppe (*agg.*) angegeben.

Pflanzensoziologische Einheiten

War eine Bestimmung auf Assoziations- bzw. Subassoziations-Ebene nach MUCINA ET AL. (1993A) nicht möglich, wurde wie folgt vorgegangen:

1. Handelte es sich bei der zu beschreibenden Pflanzengesellschaft um eine **Rest- bzw. Fragmentgesellschaft nach BRUN-HOOL** (1966), wurde dieser, wie Brun-Hool vorschlug, ein Name gegeben, der aus der Art mit der höchsten Steitigkeit und der Bezeichnung der nächsthöheren syntaxonomischen Einheit, die der Gesellschaft zugeordnet werden kann, zusammengesetzt ist. In dieser Arbeit wurde nur eine Restgesellschaft beschrieben: Das „*Polygonum aviculare-Caucalidion lappulae*“.

Fragmentgesellschaften nach BRUN-HOOL (1966) sind Bestände, welche keine Charakterarten bestehender Beikrautgesellschaften und keine Arten, die als Charakterarten für eine neu zu beschreibende Assoziation gelten können, aufweisen. Eine Restgesellschaft ist eine spezielle Form einer Fragmentgesellschaft. Restgesellschaften stellen Überreste ehemals voll ausgebildeter Gesellschaften dar. Brun-Hools Untersuchungen zeigten, dass sich unter den fragmentarischen Unkrautgesellschaften wenige, gut zu umschreibende Typen unterscheiden lassen. Er sprach nun statt von fragmentarischen Beständen von echten Gesellschaften. Von den 1000 Aufnahmen, die er in den Jahren zwi-

schen 1954 und 1960 tätigte, stellte er schon 19% zu den Fragmentgesellschaften. Ungleich höher wird der Prozentsatz heute sein. Bedauerlicher Weise konnte ich keine einzige aktuelle Arbeit ausfindig machen, welche die pflanzensoziologische Umschreibung von fragmentarischen Beikrautbeständen der intensiv bewirtschafteten Äcker verfolgt.

Bei der im Zuge dieser Studie beschriebenen Restgesellschaft *Polygonum aviculare-Caucalidion lappulae* sind die zentralen Bedingungen für eine Beschreibung als Fragmentgesellschaft erfüllt. Ein vereinzelter Vorkommen von Charakterarten bestehender Gesellschaften wurde toleriert.

2. **Vegetationsbestände**, welche zwar ebenfalls eine sich wiederholende, charakteristische Artenzusammensetzung zeigen, jedoch **keinen Hinweis auf eine an Assoziationscharakterarten verarmte Segetal-Restgesellschaft** geben, wurden nach MUCINA ET AL. (1993A) wie folgt benannt: Nach dem Namen der Art, welche den Vegetationsbestand durch hohe Stetigkeit und hohe Deckung besonders prägt, wird noch Gesellschaft angehängt. Dazwischen steht der Name der zugehörigen Ordnung in Klammer. Im Zuge dieser Studie wurde die *Stachys annua-(Sisymbrietalia)*-Gesellschaft beschrieben.
3. Innerhalb der Assoziation *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae* konnten zwei deutlich abweichende Vegetationsausprägungen unterschieden werden. Dieser floristischen Abwandlung liegt nachvollziehbar eine Abweichung der Bewirtschaftungsweise (Sommer- und Wintergetreide) zugrunde. Die sogenannte „Winter-“ bzw. „Sommerform“ der Assoziation wird als „**Agroform**“ nach WILMANN (1989) verstanden. Sie bezeichnet Agroformen als wirtschftsbedingte Ausbildungen einer Gesellschaft auf gleichem Standort.

Die Namen von Pflanzengesellschaften sind in der vorliegenden Arbeit oftmals in einer verkürzten Form angeführt. Dabei wurden die Artepitheta und die Autorenangaben weggelassen. Zum Beispiel wird die Gesellschaft „*Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae* Holzner 1973 nom. inv.“ dann verkürzt als *Camelino-Anthemidetum* bezeichnet. Vollständige Namen der Syntaxa sind in der Übersicht der pflanzensoziologischen Einheiten im Kap. 4.1.2 angeführt.

3.4. Datenverwaltung

Die Daten der Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) wurden mithilfe des Programms **TURBOVEG** (HENNEKENS & SCHAMINÉE, 2001) digitalisiert. Zur weiteren Aufarbeitung wurden die Daten in das, für die Analyse und die Klassifizierung pflanzensoziologischer Daten entwickelte, Programm **JUICE** (TICHÝ, 2002) importiert.

Abb. 1 zeigt den Ablauf vom Samplingdesign über die Aufnahme und der anschließenden Digitalisierung der Daten bis zur Verteilung der verschiedenen Datensätze für die

Beantwortung der unterschiedlichen Fragestellungen. Der Schritt der Verteilung der verschiedenen Datensätze wurde mittels gesonderten Importen der TURBOVEG-Teildatensätze in das Programm JUICE 7.0 vollzogen.

Der Gesamtdatensatz besteht aus den Datenpaketen der vier Bewirtschaftungsvarianten „Wintergetreide-Nationalpark, Sommergetreide-NP, Gänsebeikrautfluren-NP, Wintergetreide-konventionelles Ackerland“ (vgl. *Kap. 3.1.2.1, 3.1.2.2*). Zur Beantwortung der verschiedenen Fragestellungen wurden jedoch nur ausgewählte Datenpakete benötigt. Innerhalb dieser 4 Pakete, teilen sich die Datensätze abermals in Teildatensätze, den Datensätzen der Aufnahmetypen „Zentral-, Rand-, Salz- und Raritätenaufnahmen“ (vgl. *Kap. 3.1.3*), welche ebenso wiederum für die Beantwortung von unterschiedlichen Fragestellungen aufgeteilt werden. Diese Aufteilung wurde einerseits aufgrund thematischer Kriterien, andererseits aufgrund des Objektivitätsgrades der Datensatzgewinnung bestimmt. Daten, die aus den subjektiv ausgewählten „Raritätenaufnahmen“ stammen, wurden demnach nur für die Beantwortung von Fragestellungen verwendet, die keine objektive Verteilung der Aufnahmedaten benötigt.

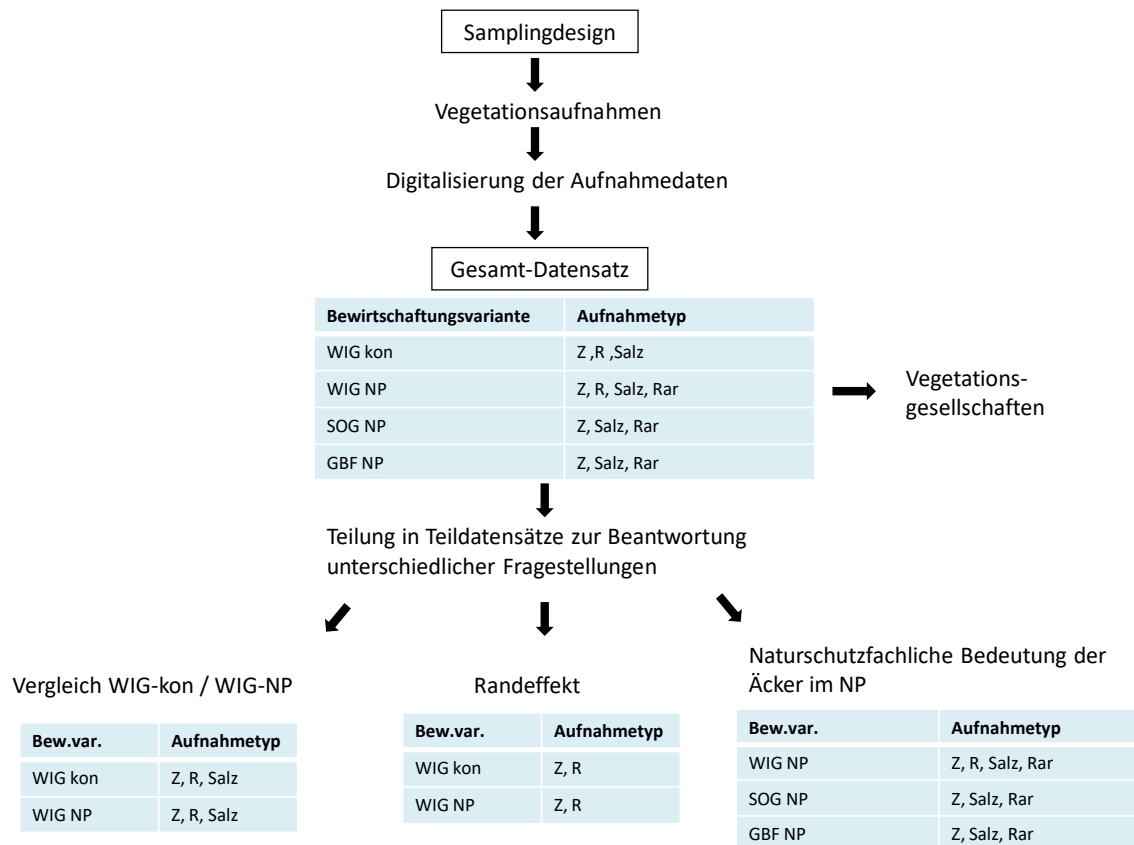


Abb. 1 Verteilung der Datensätze zur Beantwortung der unterschiedlichen Fragestellungen.

WIG kon = Wintergetreidefluren im konventionellen Agrarland; WIG NP = Wintergetreidefluren im Nationalpark; SOG NP = Sommergetreidefluren im Nationalpark; GBF NP = Gänsebeikrautfluren im Nationalpark; Z = Zentralaufnahmen; R = Randaufnahmen; Salz = Salzaufnahmen; Rar = Raritätenaufnahmen; vgl. Kap. 3.1.2, 3.1.3

Nach dem Import der einzelnen Datensätze in das Programm JUICE 7.0, folgte die Anwendung der, in JUICE integrierten, Software TWINSpan (HILL, 1979). Diese rechnet einen Algorithmus, der auf der Korrespondenzanalyse beruht und bewirkt eine Anordnung der einzelnen Aufnahmen hinsichtlich ihrer Ähnlichkeiten bezüglich der Artengarnitur. Es entstehen, durch clusterförmige Anordnung der Vegetationsdaten, geordnete Vegetationstabellen, die als Grundlage für weitere Analysen dienen.

3.5 Datenauswertung

Die Erstellung der Boxplot-Diagramme und die Anwendung von Signifikanztests wurden mit dem Programm **SPSS STATISTICS 21.0** der Softwarefirma IBM durchgeführt. Alle übrigen Berechnungen und graphische Darstellungen wurden mithilfe des Programms Microsoft Office **EXCEL 2007** vorgenommen.

3.5.1 Synsystematische Erfassung der Vegetationsaufnahmen

Die Fertigung der allumfassenden Vegetationstabelle mit synsystematischer Gliederung (*Tab. Anhang I*) erfolgte mittels JUICE 7.0 (TICHÝ, 2002). Dabei stand vor allem die Schaffung einer Ordnung, die sowohl die Artenzusammensetzung, als auch die standörtlichen Gegebenheiten in möglichst ausgewogener Art und Weise berücksichtigt, im Fokus. Diese Tabelle diene schließlich als Grundlage für die Integration der aufgenommenen Vegetationsbestände in das pflanzensoziologische System. Schließlich wurden Tabellen angefertigt, welche die Vegetationszusammensetzung der jeweiligen Assoziationen separat und in überschaubarer Art und Weise darstellen (siehe *Kap. 4.1.1* und *Tab. Anhang II*).

Da der TWINSPAN-Algorithmus (HILL, 1979) Kongruenzen, bzw. Divergenzen der Aufnahmen ausschließlich nach mathematischen Kriterien sortiert, wurde die Gesamtvegetationstabelle (*Anhang I*) nach der Anwendung des Algorithmus` nach biologischen, bzw. standortsökologischen Kriterien der Arten durch horizontale Verschiebung von Aufnahmespalten nachsortiert. Dabei wurde versucht die grundlegende „TWINSPAN-Ordnung“ nur soweit es sinnvoll erschien zu stören. So war es möglich entscheidende artspezifische qualitative Faktoren, wie den Grad der Herbizidresistenz, die Abhängigkeit zur Bewirtschaftungsform oder die Bindung an salzreiche bzw. nasse Standorte in die Ordnung der Tabelle miteinzubeziehen. Beispielsweise legte ich bezüglich der Trennung der Wintergetreide-Ackerbeikrautgesellschaften *Polygonum-Caucalidion* (Intensiväcker) und *Camelino-Anthemidetum* (Extensiväcker) dem Vorkommen von ubiquitären Arten, wie *Stellaria media*, *Cirsium arvense* und *Chenopodium album*, weniger Gewicht bei, als spezialisierten Arten, die bekanntlich auf Herbizide sehr empfindlich reagieren, wie zum Beispiel *Anthemis austriaca*, *Camelina microcarpa subsp. silvestris* und *Galium tricornutum*.

Als Referenzwerk für die anschließende Einteilung der Ackerbeikrautvegetation in das Pflanzensoziologische System, wurde das Werk „die Pflanzengesellschaften Österreichs“ (VGL. MUCINA ET AL., 1993A) verwendet. Es ist die derzeit relevante pflanzensoziologische Synopsis für Österreich.

Lokale Trennarten, konstante Begleiter, dominante/subdominante Arten

Lokale Trennarten von Assoziationen wurden dann als solche ausgewiesen, wenn sie innerhalb der entsprechenden Aufnahmegruppe eine Mindest-Stetigkeit von 40% und außerhalb eine um mindestens 40% geringere Stetigkeit aufweisen. In Zweifelsfällen wurden auch Artmächtigkeitsangaben und Vitalität der entsprechenden Arten berücksichtigt. Arten mit einer Stetigkeit zwischen 40% und 60% wurden außerdem nur dann als Trennarten akzeptiert, wenn mindestens drei solche Arten eine Gruppe bildeten. Bei nur zwei Arten muss eine davon eine Stetigkeit zwischen 80% und 100% aufweisen (VGL. DIERSCHKE, 1994).

Ausgewiesene Vegetationsgesellschaften mit weniger als 5 zugrundeliegenden Aufnahmen, wurden nicht in die Einteilung von lokalen Trennarten integriert. Dies betrifft nur die Gesellschaft „*Veronico-Lythretum*“.

Die Einstufung von Arten als konstante Begleiter, bzw. als dominante oder subdominante Arten, erfolgte nach MUCINA ET AL. (1993A) wie folgt: Konstante Begleiter müssen eine Mindest-Stetigkeit von 60% haben, Ausnahmen können auch nur mindestens 40% haben. Dominante Arten haben bei einer Stetigkeit von mindestens 60 %, Deckungswerte regelmäßig über 2b (Median = 19%) oder 3 (Median = 38%), während subdominante Arten nicht unbedingt eine solch hohe Stetigkeit haben müssen und derart hohe Deckungswerte in nur weniger als der Hälfte der Aufnahmen aufweisen.

3.5.2 Stetigkeits-, Deckungs- und Treuewerte

Stetigkeits-, mittlere Deckungs- und Treuewerte wurden mithilfe des Programms JUICE 7.0 (TICHÝ, 2002) berechnet. Die **relative Stetigkeit** einer Art ist der prozentuelle Anteil ihres Vorkommens pro Aufnahmehzahl einer bestimmten Aufnahmegruppe.

Zur Berechnung der **mittleren Deckungswerte** von Arten bedurfte es einer Umwandlung der Artmächtigkeitsangaben nach „Braun Blanquet“ in Prozent-Zahlenwerte. Sie wurde einer vorgegebenen Schablone des Programms JUICE 7.0 (TICHÝ, 2002) entnommen. Da die Deckungswerte nach „Braun Blanquet“ in Prozentspannen angegeben werden, dient der jeweilige auf ganze Zahlen gerundete Median als Berechnungsgrundlage für den mittleren Deckungswert. Abundanz-Angaben können in diese Berechnung nicht mit einbezogen werden. Arten mit dem Artmächtigkeitswert „r“ wurde 1 %, jenen mit „+“ 2% als Berechnungswert zugeteilt. Es sei betont, dass die mittleren Deckungsangaben lediglich als Richtwerte fungieren. Tab. 1 zeigt die Transformation der Artmächtigkeitswerte in prozentuelle Deckungswerte.

Tab. 1 Übersetzung der Braun-Blanquet Skala (VGL. BRAUN-BLANQUET, 1964) in proz. Deckungswerte

Br.-Bl. Skala	Deckung (%)
r	1
+	2
1	3
2	13
3	38
4	63
5	88

Der Berechnung der **Treuewerte** liegt der „phi-Koeffizient“ einer Artengruppe zugrunde. Seine Berechnung integriert ausschließlich „presence/absence“ Daten. Deckungs- und Abundanz-Werte fließen nicht in die Berechnung mit ein. Die Werte des

phi-Koeffizienten bewegen sich zwischen „0“ und „1“. Eine Multiplikation mit „100“ ergibt schließlich den Treue-Wert. Der Wert „0“ bedeutet, dass die relative Stetigkeit einer bestimmten Art innerhalb einer Artengruppe gleich hoch, wie in den anderen in die Treue-Berechnung miteinbezogenen Gruppen ist. Erreicht eine Art für eine bestimmte Artengruppe den Wert „100“, ist sie in allen Aufnahmen innerhalb jener Gruppe präsent, kommt aber kein einziges Mal in den anderen Artengruppen vor. Neben anderen Treue-Berechnungsvarianten, hat der „phi-Koeffizient“ den Vorteil, dass er relativ unabhängig gegenüber der Datengröße ist, wenngleich es zu einer immer größeren Verzerrung kommt, je unterschiedlicher die zu vergleichenden Gruppengrößen sind. Folglich wurde die Artengruppe der Assoziation „*Veronico-Lythretum*“ mit nur zwei Aufnahmen nicht in die Treue-Berechnung integriert.

3.5.3 Signifikanztests

Die Durchführung statistischer Signifikanztests erfolgte mithilfe des Programms „SPSS Statistics 21.0.“ Dabei wurden durchgehend immer nur zwei Datensätze miteinander verglichen. Es wurde wie folgt vorgegangen:

Zuallererst wurden die zu vergleichenden Datensätze einem Test auf Normalverteilung, dem „Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest“ unterzogen. Erreichte die asymptotische Signifikanz (p) einen Wert $>0,05$, wurden die Daten einem T-Test unterzogen. Das Signifikanzniveau wurde bei einem 95%en Konfidenzintervall auf $p<0,05$ festgelegt. Die Freiheitsgrade sind bei der Angabe des t-Wertes stets in Klammer angegeben.

Erreichte der p -Wert nach dem „Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest“ einen Wert kleiner als 0,05, wurden die Daten transformiert (sqrt, sin, cos, exp und Log10). Lag die asymptotische Signifikanz danach immer noch unter 0,05, sind also die Daten nicht normalverteilt, wurden sie dem parameterfreien Signifikanztest „Wilcoxon-Mann-Whitney-Test“ unterzogen. Auch hier wurde das Signifikanzniveau auf $p<0,05$ festgelegt.

3.5.4 Klassifikation der Arten und ihrer Lebensräume

3.5.4.1 Ackerbiotope

Sobald im Zuge dieser Studie das Thema „Naturschutzfachliche Bedeutung der Nationalparkäcker“ berührt wird, ist häufig von Ackerbiotopen die Rede. Die Ackerbiotope des Nationalparks besitzen die Gemeinsamkeit, dass sie aufgrund ihrer spezifischen standortsökologischen Verhältnisse klar abgrenzbare Vegetationstypen mit einer jeweilig eigenständigen pflanzensoziologischen Einheit darstellen. Konkret handelt es sich im Falle der Nationalparkäcker im Wesentlichen um die vier Ackerbiotope Wintergetreide- und Sommergetreidefluren auf wechselfrockenen bis wechselfrischen Schwarzerdeböden, Gänsebeikrautfluren auf wechselfrischen bis wechselfeuchten

Feuchtschwarzerdeböden und salzbeeinflusste Ackerstandorte. Die Unterteilung der Nationalparkäckers in Ackerbiotope bildet die Grundlage für ihre Charakterisierung. Sie werden im Kapitel *Kap. 4.4.1.2* beschrieben.

3.5.4.2 Kernsegetalarten und Ackergäste

Eine Trennung der Ackerbeikrautarten in „Kernsegetalarten“ und „Ackergäste“ ermöglicht eine Filtrierung der Ergebnisse auf „relevante“ Arten.

Die Gruppe der **Kernsegetalarten** umfasst alle Arten, die regelmäßig auf Äckern vorkommen und dort auch in der Lage sind nachhaltige Populationen aufzubauen.

Die Gruppe der **Ackergäste** wird praktisch durch alle anderen im Acker auftretenden Pflanzenarten charakterisiert. Zum Großteil handelt es sich dabei um kurzlebige Pionierarten, die aber meist ihren Lebenszyklus am Ackerstandort nicht abschließen können, bzw. dort zumindest keine dauerhaften Populationen auszubilden im Stande sind.

Die Einteilung der Arten in die beiden Gruppen wurde durch Zuhilfenahme folgender Literatur unternommen: FISCHER ET AL. (2008), KÄSTNER ET AL. (2001), OBERDORFER (2001), HOLZNER (1970) und MUCINA (1993A).

3.5.4.3 Gefährdete Arten

Die Gefährdungsangaben der Arten beruhen auf der Roten Liste Österreichs (VGL. NIKLFELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999) und des Burgenlandes (VGL. HERZIG, 1997). Wird bei Anführung des Gefährdungsgrades einer Art nicht explizit auf einer der beiden Roten Listen hingewiesen, ist stets der höchste Gefährdungsgrad nach einer der beiden Listen angeführt. Beide Rote Listen gelten wohl mittlerweile und insbesondere für Segetalarten als veraltet. Angesichts der fortschreitenden Intensivierung der Landwirtschaft darf angenommen werden, dass eine Aktualisierung der Roten Listen einen Anstieg von gefährdeten Segetalarten bzw. so mancher Gefährdungsgrade von Segetalarten zur Folge hätte.

3.5.4.4 Prioritäre Segetalarten

Prioritäre Segetalarten sind Rote-Liste-Arten, für dessen Erhalt die Nationalparkäckers, bzw. die einzelnen Ackerbiotope des Nationalparks, eine zentrale Bedeutung innehaben. Eine ausführliche Behandlung der prioritären Segetalarten finden sie im Kapitel *Kap. 5.3.4*.

3.5.5 Zeigerwertanalysen

Die Zeigerwertanalysen wurden mittels Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974), die nach einer Skala von 1 bis 9 angegeben werden, durchgeführt. Im Rahmen dieser Arbeit wurden durchwegs mittlere Zeigerwerte für den Vergleich bestimmter Artengruppen

verwendet. Mittlere Zeigerwerte sind nichts anderes als die Mittelwerte der Zeigerwerte aller Arten aus einer spezifischen Artengruppe. Sie geben Auskunft auf die jeweilig vorherrschenden Standortbedingungen. Für die Berechnung der mittleren Zeigerwerte wurden immer nur ausschließlich Arten, die eine Mindest-Stetigkeit von 10% aufweisen, bzw. bei den Ackerbiotopdaten, die nur aus sechs, bzw. sieben Aufnahmen bestehen, in mindestens 2 Vegetationsaufnahmen vorkommen, herangezogen. Außerdem wurden Arten, die durchwegs kümmerlich ausgebildet waren, aus der Berechnung ausgeschlossen. Damit wurde eine Übergewichtung von stickstoffzeigenden Arten, wie zum Beispiel *Chenopodium album*, *Chenopodium ficifolium* und *Mercurialis annua*, auf mageren Standorten, an welchen jene Arten oft hochstet, aber durchwegs kümmerlich ausgebildet sind, verhindert.

Da im Rahmen dieser Studie vorwiegend die Stickstoffzeigerwerte von Bedeutung sind, sei für diese noch eine Beschreibung der einzelnen Zeigerwerte angeführt:

Tab. 2 Stickstoffzeigerwerte, Bedeutung

N-Zeigerwert	
1	Extremer Stickstoffarmutszeiger
2	Starker Stickstoffarmutszeiger
3	Stickstoffarmutszeiger
4	Schwacher Stickstoffarmutszeiger
5	Mäßigstickstoffzeiger
6	Schwacher Stickstoffzeiger
7	Stickstoffreichtumszeiger
8	Ausgesprochener Stickstoffzeiger
9	Übermäßiger Stickstoffzeiger
0	Indifferent

4 ERGEBNISSE

4.1 Pflanzensoziologische Charakterisierung der Ackerbeikrautvegetation im Seewinkel

Welche Pflanzengesellschaften beziehungsweise syntaxonomische Einheiten kommen in den Getreideäckern des Neusiedlersee-Seewinkel vor und wie sind diese ausgeprägt?

Nach der Beschreibung der Vegetationstabellen und einer syntaxonomischen Übersicht der dokumentierten Syntaxa folgt eine Beschreibung der einzelnen Vegetationseinheiten. Dabei wurde bewusst von der üblichen Trennung zwischen Ergebnis- und Diskussionsteil abgesehen, um dem Leser ein besseres Verständnis über die Ackerbeikrautgesellschaften zu ermöglichen.

Der Analyse der Salzbeikrautgesellschaft „*Matricaria-Atriplicetum*“ wurde besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Die Zusammenführung von vergangenen mit aktuellen Vegetationsdaten, ermöglichte eine genaue Prüfung und schließlich eine aktualisierte Charakterisierung, bzw. syntaxonomische Eingliederung der Gesellschaft.

Datenquellen

Für die Charakterisierung der Pflanzengesellschaften wurden alle gesammelten Vegetationsdaten, also neben den 97 Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) in 38 Ackerparzellen, auch die Ackerbiotop-Artenaufnahmen der Nationalparkäcker miteinbezogen.

4.1.1 Vegetationstabellen zur Pflanzensoziologie

4.1.1.1 Gesamt-Vegetationstabelle

Die Gesamt-Vegetationstabelle (*Tab. Anhang I*) bildet den Kern der syntaxonomischen Ergebnisse. Sie zeigt alle Vegetationsaufnahmen mitsamt Artmächtigkeit der einzelnen Arten und beinhaltet alle Angaben zu den aufgenommenen Vegetationsparametern in geordneter Form. Des Weiteren ist der, für die Eingliederung der Vegetationsblöcke in das pflanzensoziologische System bedeutsame, Status der diagnostischen Arten nach MUCINA (1993A) angegeben. Fungiert eine Art als diagnostische Art für mehr als eine pflanzensoziologische Einheit, so wurde immer die niedrigste syntaxonomische Ebene angegeben. Für die Art *Anthemis austriaca*, welche sowohl eine Kennart der Klasse *Stellarietea mediae*, als auch eine transgressive Kennart der Assoziation *Camelino-Anthemidetum* ist, wurde z.B. nur der Status als Kennart der Assoziation angegeben. Die Zeile „Bewirtschaftungsintensität“ ist der Bewirtschaftungsvariante nach den Kapiteln *Kap. 3.1.2.1, 3.1.2.2* gleichzusetzen.

4.1.1.2 Einzel-Tabellen der Vegetationsgesellschaften

Anders als bei der Gesamttabelle, integrieren die Einzeltabellen der jeweiligen Vegetationsgesellschaften (*Tab. Anhang II*) für jede Art alle Angaben zu den relevanten syntaxonomischen Einheiten, für die sie eine diagnostische Art nach MUCINA (1993A) darstellt.

Die Reihung der Arten erfolgt von klassen-, ordnungs-, verbands- und assoziations-spezifischen diagnostischen Arten über häufige bis hin zu seltenen Begleitarten. Arten, die für die jeweiligen Vegetationsgesellschaften charakteristisch sind, aber sowohl keine lokalen Trennarten, als auch keine Diagnostischen Arten nach MUCINA

(1993A) darstellen, wurden durch Anfärben der Artmächtigkeitswerte markiert. Diese Arten sind durch überdurchschnittlich hohe Stetigkeits-, Deckungs- und/oder Treuewerte in der jeweiligen Gesellschaft gekennzeichnet. Weitere Angaben erfahren sie in der jeweiligen Tabellen-Legende.

4.1.1.3 Treue-Tabelle

Die Treue-Tabelle (*Tab. Anhang III*) zeigt die Stetigkeit, die mittlere Deckung und die Treuewerte der Arten bezogen auf die bestimmten Assoziationen. Die Arten in der Tabelle sind nach ihrer Gesamtstetigkeit sortiert. Die Treuewerte wurden, wie schon im Kapitel *Kap. 3.5.2* erwähnt, unter Ausschluss der Aufnahmen 75 und 76, welche als einzige die Gesellschaft "*Veronico-Lythretum*" bilden, berechnet. Arten, die ausschließlich in dieser Gesellschaft vorkommen, wurde ein „x“ zugeteilt. Die Namen der lokalen Trennarten der einzelnen Assoziationen (vgl. *Kap. 3.5.1*) wurden mit der gleichen Farbe wie die jeweilige Gesellschaftsbezeichnung im Tabellenkopf farblich hinterlegt.

Um einen schnellen Überblick des schwerpunktmäßigen Vorkommens der einzelnen Arten zu erlangen, wurden die jeweils höchsten Stetigkeits-, Deckungs- und Treuewerte der einzelnen Arten durch Abdunkelung der Hintergrundfarbe markiert. Ist kein deutlicher Schwerpunkt in einer Assoziation auszumachen, wurden alle ähnlich hohen Werte farblich hinterlegt. Dabei gilt die Regel: Farblich hinterlegt werden auch Stetigkeits- und Treuewerte bis 5, bzw. Deckungswerte bis 0,5 Einheiten unterhalb des Maximalwerts. Da die Arten der Assoziation „*Veronico-Lythretum*“ mit nur 2 Aufnahmen sofort hohe Stetigkeitswerte (50, 100%) erreichen, wurden diese von der Regel exkludiert. Die Verdunkelung dient zur visuellen Unterstützung beim Lesen der Tabelle. Möchte man beispielsweise wissen, in welcher Gesellschaft *Papaver rhoeas* die höchsten mittleren Deckungswerte erreicht, fällt durch die Anfärbung der Zellen sofort ins Auge, dass dies im „*Camelino-Anthemidetum – Winter*“ der Fall ist. Herausragend hohe Deckungs- und Treuewerte von Arten wurden durch eine noch stärkere Abdunkelung gekennzeichnet. Treuewerte über 40 wurden somit durch ein noch dunkleres Violett, Deckungswerte über 7% durch ein dunkleres Braun markiert.

Die jeweils fünf höchsten Stetigkeits-, Treue- und Deckungswerte, die in den einzelnen Vegetationsgesellschaften (Spalten) erreicht werden, sind **fett** markiert. Bei mehreren fünften Plätzen, sind alle fett markiert. Will man z.B. erfahren, welche Arten sich am stärksten auf die *Stachys annua*-Gesellschaft konzentrieren, fallen die fett markierten Zahlen von *Anthemis cotula*, *Hyoscyamus niger*, *Euphorbia helioscopia*, *Reseda lutea* und *Anagallis foemina* schnell auf, wenn man die Treuwert-Spalte durchsucht.

4.1.2 Syntaxonomische Übersicht

Syntaxonomische Einheiten aus dem Referenzwerk „Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1. Kapitel: *Stellarietea mediae* (MUCINA, 1993A)“ sind mit einem Stern (*) gekennzeichnet. Nicht gekennzeichnete Syntaxa wurden im Zuge dieser Arbeit neu beschrieben. K.= Klasse, O.= Ordnung, V.= Verband, Ass.= Assoziation.

K. ***Stellarietea mediae*** R. Tx., Lohmeyer et Preisling in R.Tx. 1950*

Therophytenreiche synanthrope Gesellschaften

O. ***Centaureetalia cyani*** R. Tx., Lohmeyer et Preisling in R. Tx. 1950*

Winter und Sommerfruchtkulturen auf basenreichen Böden

V. ***Caucalidion lappulae*** (R. Tx. 1950) von Rochow 1951*

Mohnäcker

Ass. *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae* Holzner 1973 nom. Inv.*

Gesellschaft des kleinfrüchtigen Leindotters

Form *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* - Winter

Form *Camelino-Anthemidetum typicum* - Sommer

Ass. *Polygonum aviculare-Caucalidion lappulae* (Fragmentgesellschaft)

Vogelknöterich-Mohnacker Gesellschaft

V. ***Veronico-Euphorbion*** Sissingh ex Passarge 1964*

Erdrauch-Wolfsmilch-Gesellschaften

Ass. *Veronicetum trilobae-triphyllidi* Slavnić 1951*

Frühlings-Ehrenpreis-Gesellschaft

O. ***Eragrostietalia*** J. Tx. Ex Poli 1966*

V. *Matricario chamomillae-Chenopodion albi* Timár 1954*

Ackerunkrautgesellschaften der versalzten Böden

Ass. *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* Timár 1954*

O. ***Sisymbrietalia*** J. Tx. in Lohmeyer et al. 1962*

Rauken-Gesellschaften

V. ***Malvion neglectae*** (Gutte 1966) Hejný 1978*

Gänsemalven-Verband

Ass. *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft

Einjähriger Ziest-Gesellschaft

K. *Isoëto-Nanojuncetea* Br.-Bl. et R. Tx. ex Westhoff et al. 1946*

Klasse der europäischen Zwergbinsengesellschaften

O. *Nanocyperetalia* Klika 1935*

Mitteuropäische Zwergbinsen-Gesellschaften

V. *Nanocyperion* Koch ex Libbert 1932*

Zwergbinsenverband

Ass. *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae* Wagner ex Holzner 1973*

Nassbrachen-Ysop-Blutweiderichgesellschaft

4.1.3. Beschreibung der Vegetationseinheiten

Die Charakterisierung der Vegetationseinheiten richtet sich nach einem vorgegebenen Muster von kategorisch angeordneten Themengebieten, die wie folgt, beschrieben sind:

Diagnostische Artenkombination

An dieser Stelle werden diagnostische Arten und konstante Begleiter des Referenzwerkes „Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1 und 2 (VGL. MUCINA ET AL., 1993A, B)“ angeführt. Lokale Trenntaxa und lokale, konstante Begleittaxa (vgl. Kap. 3.5.1) unterstützen die Darstellung lokaler Charakteristika und werden separat angeführt. Sie sind unabhängig von der diagnostischen Artenkombination nach MUCINA (1993A, B). So können z.B. Kennarten nach MUCINA (1993A, B) auch lokale Trennarten sein. Lokale Trennarten fungieren nur in Gegenüberstellung zu den im Rahmen dieser Arbeit vorgefundenen Vegetationsgesellschaften als Trennarten.

Diagnostische Arten nach MUCINA (1993A, B), die in der jeweiligen Gesellschaft bzw. im jeweiligen Verband der Seewinkler Äcker repräsentiert sind, sind **fett** gedruckt.

Arten, welche regelmäßig eine deutlich verringerte Vitalität aufweisen bzw. nur in einem frühen Entwicklungsstadium auftreten, wurden mit **(k)** für kümmerlich gekennzeichnet.

Transgressive Kennarten (**transgr.**) fungieren in einem höheren, hierarchisch verbundenen Syntaxon als Kennart und haben eine gewisse Präferenz zu einem oder auch mehreren niederen Syntaxa (MUCINA ET AL., 1993A). Zum Beispiel ist *Anthemis*

austriaca eine Kennart der Klasse *Stellarietea mediae*, als auch eine transgressive Kennart der Assoziation *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae*, in welcher sie ihren Schwerpunkt hat.

Verbreitung und Standortsökologie

In diesem Abschnitt werden Angaben zur Verbreitung des Syntaxons in Österreich und ihre charakteristische Standortsökologie angeführt.

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Neben der Zuordnung der jeweiligen syntaxonomischen Einheit zu den Nationalpark-Ackerbiotopen (vgl. Kap. 3.5.4.1), sind hier auch Flächenangaben der jeweiligen Biotope angeführt.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Die Beschreibung der Vegetationsausprägungen setzt sich aus strukturellen, floristischen und vegetationsökologischen Aspekten zusammen. Die Gesellschaften werden sowohl durch gegenseitige Gegenüberstellungen, als auch durch Kontrastierungen zu Vegetationsbeschreibungen anderer Autoren charakterisiert.

Zusätzlich zur Gesamtartenzahl der Pflanzengesellschaften, die sich ausschließlich auf die Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) bezieht, wird außerdem die Gesamtartenzahl der zugehörigen Ackerbiotope angegeben. Letztere setzt sich aus den Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet und den Ackerbiotop-Artenaufnahmen (vgl. Kap. 3.2.2) zusammen. Die Arten, die durch die Ackerbiotop-Aufnahmen hinzukommen, können zwar nicht mit letzter Sicherheit zu der im jeweiligen Ackerbiotop dominierenden Assoziation gerechnet werden, die Gesamtartenzahl der Ackerbiotope darf aber trotzdem als realistischerer Richtwert für die Gesamtartenzahl der jeweiligen Pflanzengesellschaften gelten. Auf den „konventionellen“ Äckern wurden keine Ackerbiotop-Artenaufnahmen durchgeführt. Für die, dort dominierende, Gesellschaft „*Polygonum-Caucalidion*“ beschränken sich die Artenzahlen also auf die Daten der Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964).

Syntaxonomische Anmerkungen

In diesem Abschnitt werden die im Zuge dieser Studie dokumentierten Pflanzengesellschaften mit jenen des Werkes „Die Pflanzengesellschaften Österreichs Teil I und II“ (MUCINA ET AL., 1993A, B) verglichen. Dadurch wird die lokale Ausprägung der Assoziationen gut zum Ausdruck gebracht. Außerdem werden neue Eingliederungsvorschläge der Gesellschaften in das pflanzensoziologische System und die Gültigkeit, bzw. Neubenennung von diagnostischen Arten diskutiert.

Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte

Im Rahmen dieses Kapitels werden schwerpunktmäßig Assoziationen, die im konventionellen Agrarland auftreten, behandelt. Erhaltungszustand und naturschutzfachliche Aspekte der Nationalpark-Ackerbiotope und ihrer Assoziationen und eine eingehende Betrachtung der Situation der gefährdeten Arten im Nationalpark finden im

Kapitel Kap. 5.3 „Naturschutzfachliche Bedeutung der Äcker im Nationalpark“ genügend Raum.

4.1.3.1 *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae* Holzner 1973 nom. inv.

- **Verband: *Caucalidion lappulae* (R. Tx. 1950) von Rochow 1951**

Diagnostische Artenkombination

Kennarten: *Adonis aestivalis*, *Ajuga chamaepitys*, *Anagallis foemina*, *Bifora radians*, *Bupleurum rotundifolium*, *Caucalis platycarpus subsp. platycarpus*, *Conringia orientalis*, *Euphorbia falcata*, *E. platyphyllos*, *Galium spurium*, *G. tricornutum*, *Kickxia elatine*, *K. spuria*, *Lathyrus hirsutus*, *L. tuberosus*, *Legousia hybrida*, *L. speculum-veneris*, *Melampyrum arvense*, *Neslia paniculata*, *Nigella arvensis*, *Nonea pulla*, *Odondites vernus*, *Rapistrum rugosum*, *Silene noctiflora*, *Stachys annua*, *Thymelaea passerina*, *Torilis arvensis*

Kennarten (transgr.): *Avena fatua*, *Consolida regalis*, *Euphorbia exigua*, *Ranunculus arvensis*

Trennarten: *Daucus carota*, *Echium vulgare*, *Falcaria vulgaris*, *Knautia arvensis*, *Linaria vulgaris*, *Melilotus officinalis*, *Reseda lutea*, *Thlaspi perfoliatum*, *Valerianella locusta*, *V. rimosa*

Verbreitung, Standortsökologie, Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

MUCINA (1993A) umschreibt den Verband wie folgt: „Die Hauptverbreitung des Verbandes in Österreich sind wärmebegünstigte Gebiete der kollinen bis planaren Stufe. Karbonatreiche Böden (Tschernosem, Rendsina, Pararendsina) bilden das Substrat. Es sind überwiegend Halmfruchtgesellschaften, welche charakteristischer Weise viele Arten mediterraner Herkunft beherbergen und besonders vor der Industrialisierung der Landwirtschaft sehr artenreich waren.“

HOLZNER (1970) nennt sie „Kalk-“ Unkrautgesellschaften wintermilder kontinentaler Gebiete. Er betont allerdings, dass diese im pannonischen Raum weitgehend PH-indifferent sind, während sie im kühleren Mitteldeutschland nur über basenreichen Substraten auftreten.

- **Assoziation: *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae***

Seltsamerweise unterscheiden weder HOLZNER (1970, 1973), noch RIES (1992), MUCINA (1993A) oder PINKE & PÁL (2008) Wintergetreide- von Sommergetreidebeikrautbeständen auf einer syntaxonomischen Ebene. Im Zuge dieser Studie konnte ich diese beiden deutlich als unterschiedliche Formen des *Camelino-Anthemidetum* abgrenzen. Während **in diesem Kapitel die Affinitäten der beiden Gesellschaftsformen** zusammengeführt sind, werden in den folgenden zwei Kapiteln „Sommerform des *Camelino-Anthemidetum*“ und „Winterform des *Camelino-Anthemidetum*“ pflanzensoziologisch relevante Divergenzen der beiden „Agroformen“ hervorgehoben.

Diagnostische Artenkombination

Kennarten: *Anthemis austriaca* (transgr., dom.), *Camelina microcarpa*, *Euphorbia falcata* (transgr.)

Kennart (reg.; Pannonikum): *Agrostemma githago*

Trennarten: *Lepidium draba*, *Cerinthe minor*, *Descurainia sophia*, *Galeopsis angustifolia*

Trennart (gegen das *Euphorbio-Melandrietum*): *Fumaria vaillantii*

Dominante und konstante Begleiter: *Consolida regalis* (subdom.), *Viola arvensis* (subdom.), *Anagallis arvensis*, *Avena fatua*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Euphorbia falcata*, *Fallopia concolvolus*, *Sinapis arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Veronica polita*

Verbreitung und Standortsökologie

Die Gesellschaft ist in Österreich weitgehend auf das Pannonikum beschränkt. Dort ist sie eine häufige Assoziation der Getreidefluren und kommt in der collin-planaren Höhenstufe sowohl auf Rendsinen, als auch auf (Para-) Tschernosemen vor (VGL. MUCINA, 1993A). Sie tritt sowohl in Sommer-, als auch in Wintergetreide auf extrem trockenen bis frischen Standorten auf (VGL. HOLZNER, 1970).

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Die Assoziation kommt **ausschließlich auf extensiv bewirtschafteten Getreideäckern** und somit fast ausnahmslos auf den Nationalparkäckern (Ackerbiotope Sommergetreide, Wintergetreide) vor (vgl. Kap. 4.1.3.2). Im Nationalpark steht das Wintergetreide in jährlichem Fruchtwechsel mit Sommergetreide. Addiert man die Fläche der Winter- (44 ha) mit jener der Sommergetreideparzellen (21,7 ha), ergibt sich für das Aufnahmejahr 2011 eine Gesamtfläche von 65,7 ha, auf der beide Formen der Assoziation jahresbedingt auftreten. Durch die Fruchtfolge mit Luzerne variieren die Flächengrößen jedoch etwa alle 3 bis 5 Jahre ein wenig.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Die mittleren Stickstoffwerte nach ELLENBERG (1974) sind mit 3,7 im Winter- und 3,5 im Sommergetreide sehr ähnlich hoch.

Bei üppiger Ausprägung der Beikrautvegetation, ist in beiden Bewirtschaftungsformen eine unscharfe vertikale Schichtung in drei Beikraut-Ebenen zu beobachten (vgl. Kap. 4.1.3.2, 4.1.3.3).

Arten, die in beiden Bewirtschaftungsformen mit hoher Stetigkeit (mind. 75 %) vorkommen, sind die allgemein häufigen Kennarten der Klasse „*Stellarietea mediae*“ *Anagallis arvensis*, *Cirsium arvense*, *Fallopia convolvulus* und *Polygonum aviculare* und die Kennarten des Verbandes „*Caucalidion*“ *Lathyrus tuberosus* und *Stachys annua*. Die einzige Kennart der Assoziation *Camelino-Anthemidetum*, die in beiden Formen eine Stetigkeit von über 60% erreicht, ist *Euphorbia falcata*, deren Status als gute Charakterart allerdings von HOLZNER (1970) angezweifelt wird.

Gemeinsame lokale konstante Begleiter, die nach MUCINA (1993A) nicht als konstante Begleiter für die Assoziation angegeben werden, sind *Lathyrus tuberosus* (subdom.), *Euphorbia exigua* und *Medicago lupulina*. Bemerkenswert ist das höchstete Auftreten (> 80%) von *Medicago lupulina*, sowohl auf Winter- als auch Sommergetreideäckern des Nationalparks, während sie auf Intensiv-Wintergetreideäckern des Seewinkels beinahe vollständig fehlt (vgl. Tab. Anhang V). In Wintergetreidefeldern Westungarns auf basischen Böden weist sie ebenfalls einen deutlichen Schwerpunkt in extensiv bewirtschafteten Äckern auf (50% Stetigkeit). Sie kommt dort dennoch mit einer beachtlichen Stetigkeit von 20% auch an Ackerrändern intensiv bewirtschafteter Äcker vor (VGL. PINKE ET AL., 2009).

Vier weitere Arten erreichen in beiden Assoziations-Formen eine Stetigkeit von über 60%, sind aber durchwegs kümmerlich entwickelt oder befinden sich noch in einem jungen Entwicklungsstadium. Es sind die spätkeimenden Arten *Chenopodium album*, *Chenopodium hybridum*, *Mercurialis annua* und *Stachys annua*. Die ersten drei genannten nährstoffzeigenden Arten, die oft erst im Mai keimen, finden charakteristischer Weise in Hackfruchtkulturen, die letzten beiden auch auf Stoppelfeldern optimale Bedingungen vor. Bis auf *Stachys annua* sind diese äußerst plastische Therophyten, die regelmäßig, obwohl kümmerlich und meist nicht über 5 cm groß, blühend und fruchtend sowohl im Sommer-, als auch im Wintergetreide vorgefunden werden konnten. Ähnliche Beobachtungen konnten auch in der Gesellschaft der intensiv bewirtschafteten Äcker „*Polygonum-Caucalidion*“ (vgl. Kap. 4.1.3.4) gemacht werden. Auch HOLZNER (1970) beschreibt dieses Phänomen für die Arten *Chenopodium album* und *Mercurialis annua*.

Syntaxonomische Anmerkungen

Während Wolfgang Holzner drei Subassoziationen je nach Bodenbeschaffenheit unterscheidet (VGL. HOLZNER, 1970), differieren PINKE & PÁL (2008) vier Subassoziationen

nen. Die syntaxonomische Einteilung der Seewinkler Ackerbeikrautbestände auf Subassoziationsniveau orientiert sich primär an letztere Autoren. Schließlich untersuchten jene die Segetalvegetation eines Großteils der pannonischen Florenprovinz mittels insgesamt rund 1700 Ackerbeikraut-Vegetationsaufnahmen, die zwischen 1995 und 2005 ausschließlich auf Extensiväckern und pestizidfreien Ackerrandstreifen in Westungarn durchgeführt wurden, eingehend. Sie stellten fest, dass die Gesellschaft *Camelino-Anthemidetum* die mit Abstand am weitesten verbreitete Gesellschaft auf lehmigen Böden der pannonischen Region ist. Im Unterschied zu Holzners Einteilung der Subassoziationen, die, auf mitteleuropäische Verhältnisse angepasst, in erster Linie auf Unterschiede im Basenhaushalt und der Bodenfeuchte beruht (HOLZNER, 1970), erkannten PINKE & PÁL (2008), dass die floristische Abtrennung der drei pannonischen Subassoziationen, neben Unterschieden im Basenhaushalt, auch stark durch die Bewirtschaftungsintensität mitbestimmt wird. Die im Folgenden letztgenannte Subassoziation wird in erster Linie aufgrund klimatischer Faktoren abgegrenzt.

Subassoziationen nach PINKE & PÁL (2008):

- *scleranthetosum* – ist charakteristisch für extensiv bewirtschaftete Getreideäcker auf sauren Böden. Die Differentialarten sind allesamt kalkfliehende Arten, die einer extensiven Bewirtschaftung bedürfen

Differentialarten: *Papaver argemone*, *Scleranthus annuus*, *Aphanes arvensis*, *Myosotis stricta*

- *caucalidetosum* – ist charakteristisch für extensiv bewirtschaftete Getreideäcker auf basischen Böden. Die Differentialarten sind im Kerngebiet Mitteleuropas und nach Westen und Norden zu strenge Zeiger für sehr basische, trockeneren „Kalkscherbenäcker“, während sie hier im Pannonikum auch auf fruchtbaren, neutralen Böden vorkommen. Sie sind allesamt mehr oder weniger auf extensive Bewirtschaftungsbedingungen angewiesen. Die überwiegende Anzahl an winterannuellen und im frühen Frühjahr keimenden Arten innerhalb des Differentialartenpools weist darauf hin, dass die Subassoziation zumindest in guter Ausbildung mehr oder weniger auf Wintergetreidebestände beschränkt ist, also in erster Linie der Gesellschaftsform „–Winter“ angehört. Bedauerlicherweise differenzieren auch PINKE & PÁL (2008) nicht zwischen der Ackerbeikrautvegetation von Winter- und Sommergetreideäckern.

Die Differentialarten des „–caucalidetosum“ nach PINKE & PÁL (2008) verraten außerdem, dass die Subassoziation der Assoziation „*Caucalido daucoidis-Scandicetum pecten-veneris* Libbert 1930“ (VGL. MUCINA, 1993A) sehr nahesteht, bzw. dieser sogar mehr oder weniger gleicht:

Differentialarten: *Caucalis platycarpos*, *Galium tricornutum*, *Adonis aestivalis*, *Fumaria vaillantii*, *Buglossoides arvensis*, *Sinapis arvensis*, *Lepidium draba*, A-

lyssum alyssoides, *Adonis flammea*, *Bupleurum rotundifolium*, *Vaccaria hispanica*, *Melampyrum barbatum*, *Turgenia latifolia*, *Bifora radians*, *Neslia paniculata*

- typicum – Die „typische“ Ausbildung der Assoziation ist durch ein Fehlen der Differentialarten der übrigen drei Subassoziationen gekennzeichnet und kommt entweder auf extensiven Getreideäckern mehr oder weniger neutraler Böden, oder aber auch auf mäßig intensiv bewirtschafteten Getreideäckern basischer oder saurer Standorte vor. Auf letztgenannten Standorten fehlen nämlich die Basen- und Säurezeiger (Differentialarten der beiden obig genannten Subassoziationen), da diese allesamt sehr empfindlich gegenüber zu dichten Getreidebeständen, Herbiziden und anderen Faktoren intensiver Bewirtschaftung sind.

Folgende Arten nennen PINKE & PÁL (2008) als Differentialarten der typisch ausgebildeten Assoziation: *Anthemis austriaca*, *Camelina microcarpa*, *Papaver rhoeas*, *Galium aparine*, *Consolida regalis*, *Descurainia sophia*, *Buglossoides arvensis*, *Lamium amplexicaule*, *Veronica hederifolia*, *V. polita*, *Bromus sterilis* und *Agrostemma githago*

Diese Arten fungieren nur für das Gebiet „Westungarn“ als Differentialarten des *Camelino-Anthemidetum* und weichen daher zum Teil stark von der Differentialartengarnitur derselben Gesellschaft nach MUCINA (1993A) ab.

- vicietosum – nicht in Österreich: ist auf den submediterranen Südteil Westungarns beschränkt

Differentialarten: *Vicia pannonica*, *Bromus arvensis*, *Lathyrus hirsutus* und *Torilis arvensis*

Die Stoppelbeikräuter

Das regelmäßige Vorkommen etlicher wärmekeimender, sommerannueller Arten, inklusive charakteristischer Stoppelbeikräuter, hier in den extensiven Winter- und Sommergetreidebeständen des Seewinkels zeigt die Nähe des „*Camelino-Anthemidetum*“ zur Gesellschaft „*Stachyo annui-Setarietum pumilae Felföldi 1942 corr. Mucina hoc loco*“. Dies ist nicht verwunderlich, da das *Setarietum pumilae* prinzipiell nichts anderes ist, als der Herbstaspekt des *Camelino-Anthemidetum*, der sich nur auf beständigen Stoppelfeldern in gut ausgeprägter Form ausbildet (VGL. HOLZNER, 1970; MUCINA, 1993A; PINKE & PÁL, 2008). Einige der Differentialarten dieser Gesellschaft sind also auch schon im Sommeraspekt des *Camelino-Anthemidetum* vorhanden, wenngleich sich diese zu jener Zeit zumeist noch in einem jungen Entwicklungsstadium befinden. Folgende Differentialarten des *Setarietum pumilae*, kommen in mindestens drei Aufnahmen im Wintergetreide (7% Stetigkeit) und/oder in mindestens zwei Aufnahmen im Sommergetreide (25% Stetigkeit) vor:

Differentialarten (allesamt Trennarten innerhalb des Verbandes „*Panico-Setarion* Sissingh in Westhoff et al. 1946“) nach MUCINA (1993A): ***Stachys annua*** (89, 100), ***Silene noctiflora*** (40, 38), ***Ajuga chamaepitys*** (18, 38), *Arenaria serpyllifolia* (13, 0), ***Reseda lutea*** (9, 25).

Die prozentuelle Stetigkeit der einzelnen Arten ist nach den jeweiligen Artnahmen angeführt. Die erste Zahl steht für das *Camelino-Anthemidetum-Winter*, die zweite für das *CA-Sommer*; Arten die besonders charakteristisch für Stoppelfelder sind und zumindest innerhalb von Ackerhabitaten auch bevorzugt dort auftreten (VGL. RIES, 1992; HILBIG, 2005; PINKE & PÁL, 2008) sind durch **fette Letter** gekennzeichnet.

Die Einordnung der Gesellschaft *Setarietum-pumilae* in den Verband „*Panico-Setarion*“ halte ich für unverständlich und schwer nachvollziehbar. PINKE & PÁL (2008) ordnen die Nachfolgegesellschaft des *Camelino-Anthemidetum* passender Weise dem gemeinsamen Verband *Caucalidion* unter.

Differentialarten anhand der Ackerbeikrautgesellschaften Westungarns nach PINKE & PÁL (2008): *Fallopia convolvulus* (100, 100), *Anagallis arvensis* (96, 88), ***Stachys annua*** (89, 100), *Medicago lupulina* (82, 88), ***Euphorbia falcata*** (78, 75), *Mercurialis annua* (67, 50), ***Euphorbia exigua*** (49, 63), ***Silene noctiflora*** (40, 38), ***Kickxia elatine*** (22, 25), *Setaria viridis* (22), ***Ajuga chamaepitys*** (18, 38), *Solanum nigrum s.str.* (16, 50), ***Cerinth minor*** (13, 25), ***Anagallis foemina*** (9, 25), ***Reseda lutea*** (9, 25)

Das hochstete Auftreten von Diagnostischen Arten des *Stachyo-Setarietum*, inmitten von *Camelino-Anthemidetum*-Beständen ist nichts Ungewöhnliches. Im Gegenteil: Üblicherweise entwickeln sich die, im Frühjahr keimenden Stoppelbeikräuter schon innerhalb des Getreidebestandes. Allerdings stagnieren sie zunehmend im immer stärker werdenden Schatten des Getreides und bleiben zumeist kleine vegetative Pflänzchen, bis sie schließlich nach der Getreideernte ausreichend mit Licht, Wasser und Nährstoffen versorgt werden und ihre Entwicklung fortsetzen. Üblicherweise entwickelt die Stoppelbeikrautgesellschaft im Sommergetreide floristisch vollständigere Bestände aus, da der Umbruch im Frühjahr die durchwegs relativ spätkeimenden Stoppelbeikrautarten fördert (VGL. PINKE & PÁL, 2009).

Eine nähere Beleuchtung eines Stoppelbeikrauts: Der Einjahrs-Ziest

Der einjährige Ziest, *Stachys annua* kommt zwar auch in basiphilen Hackfrucht- und Gartenunkrautgesellschaften des *Fumaria-Euphorbion* (Synonym: *Veronico-Euphorbion* nach MUCINA, 1993A) vor (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001), er hat allerdings als Kennart des Verbandes *Caucalidion* seinen Schwerpunkt im Getreide. Dort gilt der Ziest als typisches Stoppelbeikraut (VGL. FISCHER ET AL., 2008; OBERDORFER, 2001). Häufig stellt er sogar die deckungsreichste, dominierende Art auf Stoppelfeldern dar (VGL. PINKE & PÁL, 2008). Für Stoppelbeikräuter charakteristisch, keimt *Stachys annua* relativ spät, also im mittleren bis späten Frühjahr und kommt meistens erst ab Juli/August zur Samenreife (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001), also zu jener Zeit, in der das Getreide meist schon geerntet wurde. Die hohe Stetigkeit von 89% im Wintergetreide bzw. 100% im Sommergetreide des Nationalparks und eine beachtliche mittlere Deckung von 7,6% bzw. 15,4% weisen darauf hin, dass die Art auch hier regelmäßig zum Fruchten

kommt. Warum *Stachys annua* und andere Stoppelbeikräuter hier auf den Getreideäckern des Nationalparks so gut gedeihen, obwohl die Stoppel hier mehr oder weniger regelmäßig früh umgebrochen werden (vgl. Kap. 2.4.3.2) wird in den Kapiteln Kap. 5.3.2.2, 5.3.4.6 und 5.3.7.2 diskutiert.

4.1.3.2 *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* – Winter

Diagnostische Artenkombination

Diagnostische Arten der Gesellschaft nach MUCINA (1993A) wurden bereits im Kapitel Kap.4.1.3.1 angegeben.

Lokale Trennarten: *Anthemis austriaca* (dom.), *Papaver rhoeas* (subdom.), *Camelina microcarpa* subsp. *silvestris*, *Descurainia sophia*

Lokale Trennarten (gegen das *Polygonum-Caucalidion*): *Lathyrus tuberosus* (subdom.), *Lepidium draba*, *Euphorbia exigua*, *Euphorbia falcata*, *Medicago lupulina*, *Sinapis arvensis*, *Tripleurospermum inodorum*

Lokale dominante und konstante Begleiter: *Anagallis arvensis*, *Chenopodium album* (k), *C. hybridum* (k), *Convolvulus arvensis*, *Cirsium arvense*, *Fallopia convolvulus*, *Mercurialis annua* (k), *Polygonum aviculare*, *Stachys annua* (k)

Diagnostische Arten der Subassoziation -*camelinetosum* nach PINKE & PÁL (2008): ***Caucalis platycarpus*, *Galium tricornutum*, *Adonis aestivalis*, *Fumaria vaillantii*, *Buglossoides arvensis*, *Sinapis arvensis*, *Lepidium draba*, *Alyssum alyssoides*, *Adonis flammea*, *Bupleurum rotundifolium*, *Vaccaria hispanica*, *Melampyrum barbatum*, *Turgenia latifolia*, *Bifora radians*, *Neslia paniculata***

Fettgedruckte Arten kommen hier im Gebiet vor.

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Von insgesamt 97 Vegetationsaufnahmen, wurden 45 dieser Gesellschaftsform zugewiesen. Die Gesellschaftsform dominiert alle 14 Wintergetreideparzellen des Nationalparks (Ackerbiotop: Wintergetreide) und eine von 14 Wintergetreideäckern (Parzelle Nr.17) des konventionellen Agrarlandes. Fragmente dieser Gesellschaft konnten zudem in zwei weiteren, mehr oder weniger intensiv bewirtschafteten Parzellen (Parzellen Nr.14, 24) nachgewiesen werden. Zur Flächengröße der Nationalpark-Wintergetreideäcker vgl. Kap. 4.1.3.1.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Artendiversität

Die **durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme** beträgt **22**. Während durch die Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) insgesamt 88 und davon 14 gefährdete Arten dokumentiert wurden, steigt die Artenzahl durch die zusätzlichen Ackerbiotop-Artenaufnahmen des NP-Ackerbiotops „Wintergetreide“ auf beachtliche **118 Arten**, von denen **19 Arten gefährdet** sind. Die Subassoziation weist nicht nur

hier im Seewinkel die höchsten Arten- und Rote-Liste-Artenzahlen auf, sie gilt auch in Westungarn als die artenreichste Subassoziation mit dem größten Anteil an gefährdeten Arten (VGL. PINKE & PÁL, 2008). Die Assoziation *Camelino-Anthemidetum* zählt in ganz Mitteleuropa zu den artenreichsten Segetalgesellschaften mit herausragend hohen Zahlen an gefährdeten Arten (VGL. RIES, 1992; HOLZNER, 1970; ARLT ET AL., 1991; HOFMEISTER & GARVE, 1998).

Vegetationsdeckung

Der mittlere Deckungswert der Wintergetreidekulturen im Nationalpark liegt unter anderem aufgrund der hier stattfindenden intensiven Gänsebeweidung (vgl. Kap. 5.3.7.2) mit 40 % sehr niedrig, bzw. deutlich niedriger als in den extensiveren Äckern des konventionellen Agrarlandes. Dort erreicht das Wintergetreide mit 73% Kulturdeckung deutlich höhere Bestandsdichten. Die Beikrautvegetation der Wintergetreidefluren im Nationalpark deckt mit einem durchschnittlichen Wert von rund 64% beinahe zwei Drittel der Bodenoberfläche ab. Die durchschnittliche Beikrauthöhe liegt bei 31cm.

Floristische Bausteine

Die Winterform des *Camelino-Anthemidetum* wird in erster Linie durch **hochstetes Auftreten von winterannuellen Arten** gekennzeichnet. Die meisten von ihnen fungieren als lokale Trennarten gegen die Sommergetreidebeikrautvegetation (*Camelino-Anthemidetum-Sommer*, *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft), durch ihre durchwegs ausgeprägte Empfindlichkeit gegenüber intensivierten Bewirtschaftungsmaßnahmen aber gleichzeitig auch gegen die Fragmentgesellschaft der Intensiv-Wintergetreideäcker (das *Polygonum-Caucalidion*). Unter den Trennarten befinden sich eine Reihe von Differentialarten verschiedener Rangstufen: Klatschmohn - *Papaver roehas* (Kennart der Ordnung *Centaureetalia cyani*), Acker-Rittersporn - *Consolida regalis* (Verbandskennart des *Caucalidion*), die beiden Gesellschaftskennarten Österreichische Hundskamille - *Anthemis austriaca* und Wilder Leindotter - *Camelina microcarpa subsp. silvestris* und die als Trennart des *Camelino-Anthemidetum* fungierende Besenrauke - *Descurainia sophia*.

Dichte Bestände von Klatschmohn, Acker-Rittersporn und Österreichischer Hundskamille prägen das Erscheinungsbild dieser Gesellschaft. Sie zieren die extensiven Wintergetreidekulturen mit roten, blauen, weißen und gelben Farben (vgl. Abb. 2). Unter den im Herbst bzw. im frühen Frühjahr keimenden Arten, die weitgehend auf Wintergetreidefluren beschränkt sind, finden sich auch etliche seltene, aktuell gefährdete Arten/Unterarten: *Agrostemma githago*, *Caucalis platycarpos subsp. muricata*, *Caucalis platycarpos s.str.*, *Erysimum repandum*, *Galium tricornutum* und *Ranunculus arvensis*.

Die mit einer Stetigkeit von über 70% **häufigsten Arten dieser Gesellschaftsform** sind (der Reihenfolge nach mit absteigender Stetigkeit): *Fallopia convolvulus*, *Consolida regalis*, *Anagallis arvensis*, *Polygonum aviculare*, *Lathyrus tuberosus*, *Papaver*

rhoeas, *Stachys annua*, *Cirsium arvense*, *Medicago lupulina*, *Anthemis austriaca*, *Euphorbia falcata* und *Camelino microcarpa subsp. silvestris*.

Ein weiteres Charakteristikum der „Extensiv-Gesellschaft“, ist das regelmäßige Auftreten von **Pionierarten mit Schwerpunkt außerhalb der Äcker**, allen voran den Trennarten für das *Caucalidion* Wilde Möhre - *Daucus carota* und Gewöhnlicher Steinklee - *Melilotus officinalis* und der Trennart für das *Camelino-Anthemidetum* Klein-Wachsblume - *Cerinthe minor*. Alle drei Arten weisen eine Stetigkeit von 13% auf. Das Phänomen der „Ruderalisierung von Ackerstandorten“ tritt typischer Weise vorwiegend in extensiv bewirtschafteten Äckern auf. Neben niedrig angesetzten Düngerraten und fehlender Herbizidanwendung, ist vor allem auch ein lockerer Getreidebestand dafür verantwortlich.

Interessant ist das sehr häufige Auftreten der Ruderalarten *Bromus sterilis*, *Lactuca serriola* und *Erigeron canadensis* in *Camelino-Anthemidetum-Wintergetreide* – Beständen Westungarns (VGL. PINKE & PÁL, 2008). Sie erreichen dort Stetigkeitswerte von 85%, 80% und 60% in 20, allerdings allesamt in Ackerrandbereichen getätigten, Vegetationsaufnahmen. Von diesen Arten scheint nur *Erigeron canadensis* (sehr selten am Ackerrand der Nationalparkäcker vorkommend) in der Gesamtartenliste der vorliegenden Studie auf.



Abb. 2 Foto: Wintergetreidefeld im Nationalpark.

Klatschmohn, Österreichische Hundskamille und Acker-Rittersporn färben das Feld typischer Weise in rot-weiß-blaue Farben. Mitte-links sind bei genauem Hinsehen zwei Graugänse zu erkennen.

Weitere Fotos von *Camelino-Anthemidetum-Winter*-Beständen des Nationalparks: Abb. 12, 42, 47.

Vegetationsstruktur - Schichtung

Im Folgenden wird ein Paradebeispiel der regelmäßig beobachteten **dreifachen Schichtung** der Beikrautvegetation beschrieben.

Die unterste Schicht wird in erster Linie durch häufige Beikräuter, wie z.B. *Polygonum aviculare*, *Anagallis arvensis*, *Medicago lupulina* und *Fallopia convolvulus*, welche üblicher Weise eine Höhe von 10cm nicht überschreiten, gebildet. Die gefährdeten, ebenso niederwüchsigen Arten *Kickxia elatine*, *Ajuga chamaepitys* und *Silene noctiflora* begleiten jene ab und an. Die spätkeimenden Arten *Stachys annua*, *Chenopodium album*, *Chenopodium hybridum* und *Mercurialis annua* treten hier meist als junge oder kümmerliche Pflänzchen auf, erreichen aber des Öfteren hohe Deckungswerte (vgl. Kap. 4.1.3.1). Dies gilt vor allem für die Blattrosetten von *Stachys annua*. Aber auch die herdenartig gehäuft auftretenden Blattrosetten von *Cirsium arvense* tragen oft erheblich zu einem Anstieg der Beikrautdeckung bei.

Die Höhe der zweiten Vegetationsschicht schwankt etwa zwischen 30cm und 50cm. Besonders charakteristisch für diese Schicht sind die Arten *Anthemis austriaca*, *Consolida regalis*, *Camelina microcarpa subsp. silvestris* und *Lathyrus tuberosus*. Die gefährdeten Arten *Galium tricornutum*, *Ranunculus arvensis*, *Myagrum perfoliatum* und *Caucalis platycarpos* gehören ebenfalls dieser Schicht an, sind aber durchwegs selten bis sehr selten vertreten.

Die dritte und mit einer Höhe von 70cm bis 90cm höchste, meist lockere Beikrautschicht setzt sich aus hochwüchsigen Ackerwildkräutern zusammen. *Papaver roeHAS* und *Cirsium arvense* sind die häufigsten Arten dieser Schicht. *Descurainia sophia* kommt ebenfalls regelmäßig vor.

Zeigerarten für die Bewirtschaftungsintensität

Gyula Pinke, Robert Pál und andere untersuchten im Zuge mehrerer Studien die Ackerbegleitvegetation des klimatisch ähnlichen Westungarns. In einer Studie, die 2009 veröffentlicht wurde (VGL. PINKE ET AL., 2009), verglichen sie extensiv und intensiv bewirtschaftete Wintergetreideäcker auf basischen Lehmböden miteinander. Die dokumentierte Segetalvegetation der Extensiväcker Westungarns ist, gleich wie hier im Seewinkel, durchwegs der Assoziationsform *Camelino-Anthemidetum-Wintergetreide* zuzuordnen, jene der Intensiväcker wiesen, ähnlich wie hier im Seewinkel, nur Fragmente der Gesellschaft auf.

Da sich die Parameter der eben genannten und der vorliegenden Studie größtenteils decken, eignen sich die beiden Studienergebnisse gut für einen Vergleich. In beiden Arbeiten wurden die unterschiedlichen Präferenzen von Segetalarten gegenüber extensiv und intensiv bewirtschafteten Feldern gut ausgearbeitet. Folglich werden diesbezügliche Gemeinsamkeiten und Unterschiede näher beleuchtet.

Zwei Unterschiede zwischen den beiden Studien, die zu einer leichten Verzerrung der Ergebnisse führen, sollen jedoch zuvor noch erwähnt sein:

Während die Aufnahmen der Intensiväcker in Westungarn ausschließlich in Regionen, in denen eine kleinteilige Kulturlandschaft, die noch verbreitet Extensivackerbau beinhaltet, durchgeführt wurden, befinden sich die Intensiväcker des Seewinkels in-

mitten einer „Parade-Intensivagrarlandschaft“, wenngleich diese auch überdurchschnittlich reich strukturiert ist. Demzufolge kann davon ausgegangen werden, dass letztere Landschaft im Allgemeinen, wie auch die Intensiväcker selbst, tendenziell eine geringere Segetalartenvielfalt als erstere aufweist (vgl. Kap. 5.2.2.1). Eine zweite Verzerrung entsteht dadurch, dass die Aufnahmen in Westungarn allesamt am Acker- rand getätigt wurden, während jene im Seewinkel im Verhältnis 3:2 am Ackerrand und im Ackerzentrum vorgenommen wurden. Auch diesbezüglich darf also angenommen werden, dass auch dieser Umstand tendenziell einerseits zu einer höheren Segetalartenvielfalt, andererseits aber auch zu einer höheren Anzahl von Rote Liste-Segetalarten in der Ackerbegleitvegetation der Intensiväcker Westungarns führt (vgl. Kap. 5.2.2.2). Der in jedem Intensivacker massiv ausselektierende Einfluss der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Ackerbegleitvegetation wiegt dennoch um vieles schwerer als die landschaftliche Einbettung und rechtfertigt schließlich einen Vergleich der beiden Studien.

Die im Folgenden angeführte Zeigerfunktion für die Bewirtschaftungsintensität bestimmter Segetalarten gilt streng genommen nur für Wintergetreideäcker basischer Lehm Böden des Pannonikums! Außerdem sei darauf hingewiesen, dass zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung viele Übergänge existieren. Die folgende Auswahl von Zeigerarten bezieht sich bestmöglich auf die beiden Extremformen.

In dieser Studie wurden Arten dann als Zeiger für Extensiv- bzw. Intensivackerbau bestimmt, wenn diese einen Treuewert von über 35 für eine der beiden Anbausysteme aufweisen (vgl. Kap. 4.2 und Tab. Anhang III).

Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung

Die drei, im Zuge dieser Studie auch als lokale Trennarten gegen die dominante Gesellschaft der Intensiv-Wintergetreideäcker des Seewinkels „*Polygonum-Caucalidion*“ fungierenden Arten *Camelino microcarpa*, *Anthemis austriaca*, und *Lepidium draba*, gelten auch in der Studie von PINKE ET AL. (2009) als eindeutig mit extensiven Wintergetreidebeikrautbeständen assoziiert. Diese drei Arten können infolgedessen neben ihrer Funktion als Diagnostische Arten des *Camelino-Anthemidetum-Wintergetreide* gleichzeitig auch als profunde Zeiger extensiver Bewirtschaftungsformen gelten (VGL. AUCH WEDENIG, 2012). *Anthemis austriaca* und *Camelino microcarpa* zählen zudem zu den häufigsten Arten extensiver Wintergetreideäcker und sind wohl auch oft einer der ersten, die nach Extensivierungsmaßnahmen von Intensiväckern auftauchen. Sie erreichen in den Extensiväckern des Seewinkels 80% und 71% Stetigkeit, in Westungarn sogar jeweils 100% Stetigkeit.

Die Arten *Ajuga chamaepitys*, *Galium tricornutum* und *Silene noctiflora* dürfen ebenfalls als gute Zeiger extensiver Bewirtschaftung bezeichnet werden. Die ersten beiden kommen in beiden Studien sogar ausschließlich in extensiven Getreideäckern vor. *Ajuga chamaepitys* und *Silene noctiflora* kommen im Unterschied zu den vorigen Arten auch regelmäßig im Sommergetreide vor. Alle drei Arten sind sowohl in Westungarn, als auch im Seewinkel eindeutig mit Extensiväckern assoziiert.

Ranunculus arvensis, *Caucalis platycarpus*, *Cyanus segetum* und *Agrostemma githago* zeigen zwar in der ungarischen Studie, wie auch alle zuvor genannten Arten, eine statistisch fundierte Präferenz zu Extensiväckern und sind im Seewinkel sogar vollständig auf Extensiväcker beschränkt, hier fußt ihre Präferenz aufgrund ihres seltenen Vorkommens allerdings nicht auf einer statistisch fundierten Grundlage (Treuewert < 35). Sie können dennoch guten Gewissens [VGL. AUCH KÄSTNER ET AL. (2001), FISCHER ET AL. (2008), RIES (1992), ARLT ET AL. (1991), HOFMEISTER & GARVE (1998)] als Zeiger für Extensiväcker gelten.

Zu guter Letzt sind noch die beiden Arten *Sinapis arvensis* und *Medicago lupulina* als etwas abgeschwächte Zeiger des extensiven Ackerbaus hinzuzufügen. Sie gelten umgekehrt wie die vorige Artengruppe zwar in der vorliegenden Studie als gute Trennarten von Extensiv-Wintergetreidebeständen, in den kleinteiligen Ackerbaugebieten Westungarn hingegen, stellen sie keine eindeutigen Zeiger für Extensiväcker dar, auch wenn sie diese auch dort deutlich präferieren.

Abschließend seien alle **11 Zeigerarten** zusammenfassend aufgelistet, die angesichts der Ergebnisse der vorliegenden Studie und jener von PINKE ET AL. (2009) extensive Bewirtschaftungsformen bedürfen und zumindest in pannonischen Wintergetreideäckern auf basischen Lehm Böden als gute Zeiger für diese gelten:

Camelino microcarpa, *Anthemis austriaca*, *Ajuga chamaepitys*, *Ranunculus arvensis*, *Galium tricornutum*, *Caucalis platycarpus*, *Cyanus segetum*, *Agrostemma githago*, *Silene noctiflora*, *Sinapis arvensis* und *Medicago lupulina*

Betrachtet man diese Arten aus synsystematischer Sicht, wird das so oft genannte **Aussterben von diagnostisch wichtigen Arten** gut ersichtlich. Bis auf die Arten *Medicago lupulina* und *Sinapis arvensis*, zählen alle Arten zu diagnostisch wichtigen Arten. *Cyanus segetum* ist eine Kennart der Ordnung „*Centaureetalia cyani*“. Die drei Arten *Camelina microcarpa* subsp. *silvestris*, *Anthemis austriaca* und *Agrostemma githago* zählen zu den Diagnostischen Arten der Assoziation „*Camelino-Anthemidetum*“. Die restlichen fünf Arten sind Verbandskenntarten des *Caucalidion*. Sieben der 11 Arten gelten heute in Österreich als gefährdet. Wahrscheinlich befinden sich alle 11 genannten Arten heute im Rückgang.

Die in Extensiväckern des Seewinkels verbreiteten Arten *Euphorbia falcata* und *Euphorbia exigua*, die als lokale Trennarten gegen die Fragmentgesellschaft der Intensiväcker „*Polygonum-Caucalidion*“ fungieren, aber auch die Arten *Kickxia elatine* und *Euphorbia platyphyllos* s.str., welche zwar nur zerstreut, aber ausschließlich auf Extensiväckern des Seewinkels vorkommen und mit einem Treuewert von über 35 hier auch einen deutlichen Schwerpunkt aufweisen, kommen in der verkürzten Vegetationstabelle von PINKE ET AL. (2009) nicht vor. Wenn also die eben genannten Arten in dessen Aufnahmen dokumentiert wurden, dann sind sie zumindest nicht häufig und weisen keine statistisch fundierte Präferenz auf. Nichtsdestotrotz gelten die vier Arten hier im Intensiv-Agrarland Seewinkel berechtigter Weise als Zeigerarten extensi-

ver Bewirtschaftung. Nicht überraschend gehören auch sie zu Differentialarten niederer syntaxonomischer Einheiten. *Euphorbia falcata* ist eine Assoziationskennart des *Camelino-Anthemidetum*, die restlichen drei sind Verbandskennarten des *Caucalidion*.

Die einzige Differentialart für syntaxonomische Einheiten unterhalb der Klasse *Stellarietea mediae*, die sowohl in der kleinteiligen Agrarlandschaft Westungarns, als auch im Intensivagrarland Seewinkel regelmäßig in intensiven Wintergetreidebeständen auftaucht, ist der Gewöhnliche Feldrittersporn *Consolida regalis*. Die Kennart des *Caucalidion* kommt aber zumindest in den Seewinkler Intensiväckern schwerpunktmäßig an den Ackerrändern vor (vgl. *Tab. Anhang VI*) und bleibt dort bezüglich ihrer Vitalität gegenüber Beständen in Extensiväckern weit zurück.

Interessant ist, dass die Arten Klatsch-Mohn - *Papaver rhoeas* (89/72), Knollen-Platterbse - *Lathyrus tuberosus* (94/73), Geruchlose Kamille - *Tripleurospermum inodorum* (71/52) und Sophien-Rauke - *Descurainia sophia* (46/42) im Seewinkel mit hohen Stetigkeiten und hohen Treuegraden (Zahlenwerte in Klammer: Erste Zahl=Stetigkeit in Prozent; Zweite Zahl=Treuegrad) als gute bis ausgezeichnete Zeiger extensiver Bewirtschaftungsbedingungen gelten, während sie in der kleinteiligen Agrarlandschaft Westungarns neben ihrem ähnlich häufigen Vorkommen in Extensiväckern (Klatsch-Mohn: 100% Stetigkeit, Knollen-Platterbse: 90%, Geruchlose Kamille: 60%, Sophien-Rauke: 50%) beinahe ebenso häufig, im Falle von *Tripleurospermum inodorum* mit 65% Stetigkeit sogar etwas häufiger, in Intensiväckern vorkommen (Pap.: 78%, Lat.: 73%, Des.: 33%). Neben der zuvor schon erwähnten Verzerrung der Ergebnisse (Nur Randaufnahmen, kleinteilige Agrarlandschaft in Westungarn), wäre es durchaus auch vorstellbar, dass eine geringere Bewirtschaftungsintensität im strukturreichen Aufnahmegebiet Westungarns damit zusammenhängt. In der Literatur gibt es Hinweise darauf, dass die vier oben genannten Arten auch hier im österreichischen Pannonikum, bzw. im Seewinkel in den 80er Jahren noch regelmäßig bis häufig in intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern vorkamen (VGL. OPPELMAYER, 1986; STRASSER, 1983), was wiederum darauf hindeutet, dass hier im Seewinkel die Bewirtschaftungsintensität in den letzten Jahrzehnten noch einmal gestiegen ist. Eine zweite plausible Mit-Ursache für das häufige Auftreten dieser Arten in Intensiväckern Westungarns, könnte mit ihrer größeren Nähe zu ihren Verbreitungszentren zusammenhängen. Bei allen vier Arten handelt es sich um Archäophyten mediterraner Herkunft. So ist bekannt, dass Arten in ihrem Verbreitungszentrum oft weitere Nischen besetzen, bzw. breitere Toleranzgrenzen aufweisen, als an ihren Arealgrenzen.

Syntaxonomische Anmerkungen

Sowohl das regelmäßige Auftreten vieler Verbandcharakterarten, als auch ein höchstes Vorkommen der Gesellschaftskennarten *Anthemis austriaca*, *Camelina microcarpa* und *Euphorbia falcata* ermöglichen eine zweifelsfreie Zuordnung der Bestände zu dieser Gesellschaft. Die früher weit verbreitete und für das Pannonikum regional

geltende Kennart *Agrostemma githago* konnte nur durch zwei individuenarme Bestände nachgewiesen werden. Die Trennart *Lepidium draba* kommt beachtlicher Weise in etwa der Hälfte der Aufnahmen vor. Durch Bildung von Ausläufern entwickelt sie meist Herden, die zu relativ hohen Deckungswerten führen. *Descurainia sophia* erreicht mit 42% eine beinahe ähnlich hohe Stetigkeit.

Das Fehlen von Trennarten der Subassoziation „*scleranthetosum*“ und jenen der Subassoziation „*vicietosum*“ und das regelmäßig bis seltene Vorkommen der Trennarten der Subassoziation „*caucalidetosum*“: *Sinapis arvensis* (Stetigkeit: 56%), *Lepidium draba* (47%), *Galium tricornutum* (20%), *Buglossoides arvensis* (13%), *Adonis aestivalis* (11%), *Fumaria vaillantii* (7%) und *Caucalis platycarpos* (2%) mündet darin, dass sich die dokumentierten Bestände der Gesellschaft im Seewinkel und insbesondere jene des Nationalparks der **Subassoziation „*caucalidetosum*“** zuordnen lassen. Das streckenweise spärliche Vorkommen, bzw. das Fehlen einer Reihe von *caucalidetosum*-Differentialarten lassen jedoch einen Übergang zur artenärmeren Subassoziation „*typicum*“ erkennen.

Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte

Die artenreiche Gesellschaft ist auf allen Wintergetreideäckern des Nationalparks mit einem hohen Anteil an gefährdeten Arten vertreten (vgl. Kap. 5.3.4.1).

Der Erhaltungszustand im konventionellen Ackerland lässt ein anderes Bild entstehen (vgl. Tab. Anhang I). Von 14 Parzellen wiesen drei die Gesellschaft auf. Jedoch konnte die Assoziation nur in einer einzigen Parzelle (Nr. 17) in guter Ausprägung vorgefunden werden. In diesem extensiv bewirtschafteten Acker wurde auch die „vom Aussterben bedrohte“ Art *Agrostemma githago* nachgewiesen. Die Beikrautdeckung dieser Parzelle erreichte im Schnitt beachtliche 72,5 % (siehe Tab. Anhang I). In den anderen zwei Parzellen Nr. 14 und 24 konnte immer nur eine einzige Kennart der Gesellschaft und keine gefährdete Art dokumentiert werden. Die Beikrautbestände dieser beiden Parzellen sind wohl eher als Übergangsgesellschaft zur Fragmentgesellschaft *Polygonum-Caucalidion* (vgl. Kap. 4.1.3.4) zu betrachten.

Schon Strasser verzeichnete mithilfe eines Vergleichs der Vegetationsaufnahmen von HOLZNER (1970) im Zeitraum 1967-1969 mit ihren eigenen Aufnahmen, die sie 1982 tätigte, eine deutliche Abnahme der durchschnittlichen Artenzahl pro Aufnahme von 20,2 auf 16,6 für diese Pflanzengesellschaft im Seewinkel (VGL. STRASSER, 1983). Dabei konzentrierten sich allerdings beide Autoren auf gut ausgeprägte, artenreiche Bestände! RIES (1992) bezeichnet die Gesellschaft noch als kaum gefährdet und zumindest noch auf Ackerrändern des Wintergetreides weit verbreitet. Diese Feststellung hat heute wohl kaum noch Gültigkeit, wie auch die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen. Zumindest die großräumigen Intensiv-Agrarlandschaften des Pannonikums: Seewinkel, Marchfeld (VGL. WEDENIG, 2012) und wahrscheinlich auch große Bereiche des Weinviertels (?) weisen nur noch kleinräumige Vorkommen gut ausgeprägter Bestände des *Camelino-Anthemidetum* auf.

4.1.3.3 *Camelino-Anthemidetum typicum*– Sommer

Diagnostische Artenkombination

Lokale Trennart: *Avena fatua*

Lokale dominante und konstante Begleiter: *Cirsium arvense* (dom.), *Lathyrus tuberosus* (subdom.), *Stachys annua* (subdom., k), *Anagallis arvensis*, *Chenopodium album* (k), *C. hybridum* (k), *Euphorbia exigua*, *E. falcata*, *Fallopia convolvulus*, *Medicago lupulina*, *Polygonum aviculare*, *Sinapis arvensis*, *Setaria viridis*

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Die Gesellschaftsform dominiert in ihrer charakteristischen Ausprägung alle sieben Sommerhaferparzellen des Nationalparks. Sie ist hier durch sieben Vegetationsaufnahmen dokumentiert. Eine Vegetationsaufnahme an einem ruderalisierten Wintergetreideackerrand ist aufgrund fehlender charakteristischer Wintergetreidearten ebenfalls dieser Gesellschafts-Form zugewiesen. Angaben zur Flächengröße der Sommerhaferfluren finden sie im Kapitel *Kap. 4.1.3.1*.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Die mittlere **Artenzahl** pro Aufnahme liegt mit 17 deutlich niedriger, als jene der Winterform mit 22. Die Artenvielfalt der Bestände ist mit der niedrigsten Standardabweichung aller Gesellschaften von 3,5 relativ konstant ausgeprägt. Die Gesamtartenzahl beträgt im Zuge der Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) 42, das sind weniger als halb so viele Arten wie im Wintergetreide. Sowohl die mittlere, als auch die Gesamtartenzahl werden noch dazu durch die mit 34 Arten sehr artenreiche Aufnahme Nr. 73 im Wintergetreide des Nationalparks spürbar angehoben. Die Gesamtartenzahl des Nationalpark-Ackerbiotops „Sommergetreide“, also inklusive Ackerbiotopaufnahmen, beträgt 54.

Der Hafer steht mit durchschnittlich 77% **Deckung** merklich dichter als das Wintergetreide im Nationalpark. Zwei Ursachen sind hierfür entscheidend. Zum einen befand sich der Sommerhafer während des Aufnahmezeitpunktes in einem noch nicht ganz ausgereiften Entwicklungsstadium, wodurch er mehr deckte, als das zur gleichen Zeit schon welke Wintergetreide. Zum anderen ist der Sommerhafer und vor allem das Saatgut weniger von der Äsung durch Gänse betroffen, als das Wintergetreide (vgl. *Kap. 5.4.3.3*). Die Beikrautvegetation ist hier mit einer mittleren Deckung von 60% und einer durchschnittlichen Höhe von 29cm jedoch ähnlich üppig entwickelt (vgl. *Abb. 3*).

Die artenärmere Sommerform des *Camelino-Anthemidetum typicum* wird in erster Linie durch das weitgehende Fehlen von winterannuellen Beikrautarten charakterisiert. Typische Wintergetreidebeikrautarten, wie zum Beispiel *Consolida regalis*, *Papaver rhoeas* und *Camelina microcarpa* subsp. *silvestris* kommen im Sommergetreide nicht vor. Auch *Anthemis austriaca*, die zwar in der Hälfte der Aufnahmen dokumentiert wurde, ist hier meist nur kümmerlich entwickelt und erreicht nur sehr geringe

Deckungswerte. Die einzige lokale Trennart gegen alle anderen Gesellschaften ist der Flug-Hafer - *Avena fatua*, der im Wintergetreide nur ab und zu vereinzelt vorkommt. Er erreicht hier allerdings, im Gegensatz zu konventionellen Sommergetreideäckern des Seewinkels, in denen die herbizidresistente Art (VGL. HILBIG, 2005) meinen Beobachtungen nach ab und zu dichte Massenbestände bildet, nur geringe Deckungswerte.

Zwei spätkeimende „Hackfruchtarten“, die erwartungsgemäß in der Sommerform häufiger auftreten als in der Winterform, sind *Solanum nigrum subsp. nigrum* und *Amaranthus blitoides*. *Cirsium arvense* und *Sinapis arvensis*, letztere nennt KÖPPEN (2005) als charakteristische Ackerbeikrautart der Sommergetreideschläge, fallen durch höhere Stetigkeiten und vor allem auch deutlich höhere Deckungswerte im Sommergetreide auf. Zusammen mit *Lathyrus tuberosus*, das im Sommergetreide auch dichtere Bestände bildet, prägen diese auch am stärksten das Erscheinungsbild.

Auch im Haferfeld kann eine dreifache vertikale **Vegetations-Schichtung** beobachtet werden, wenngleich die mittlere Schicht nicht so deutlich ausgeprägt ist. Viele Arten, die im Wintergetreide diese Schicht aufgebaut haben, fehlen hier. *Lathyrus tuberosus* und *Sinapis arvensis* füllen diese Lücken nur teilweise. Während sich die Artenkombination der untersten Schicht von jener der Wintergetreidefluren kaum unterscheidet, können in der obersten Schicht markante Abweichungen festgestellt werden. In den Sommerhaferfluren fallen vor allem der Flughafers (*Avena fatua*), der in vielen Fällen das Getreide weit überragt, und die Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*), die hier viel häufiger als im Wintergetreide, dichte, blühende Bestände bildet, auf (vgl. Abb. 43).



Abb. 3 Foto: Sommerhaferfeld im Nationalpark in typischer Ausprägung.

Die Kulturdeckung ist hier merklich höher, als im Wintergetreide. Die Beikrautvegetation ist dennoch üppig ausgeprägt. Die hellgrünen Rosetten (mittig: unten-links) gehören zum Einjahrs-Ziest (*Stachys annua*), die blaugrünen (mittig: unten-rechts) großteils zur Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*).

Syntaxonomische Anmerkungen

Alle sieben Sommerhaferparzellen des Nationalparks weisen die Gesellschaftsform in typischer Ausprägung auf.

Während die Winterform des *Camelino-Anthemidetum* durch ein stetes Vorkommen mehrerer diagnostischer Arten der Assoziation nach MUCINA (1993A) gut charakterisiert ist, steht die Einordnung der Sommerform in die Gesellschaft schon auf wackeligeren Beinen, wenngleich diese aber in den meisten Fällen guten Gewissens vollzogen werden kann. Die winterannuelle Kennart *Anthemis austriaca* kann in Sommergetreidebeständen wohl nur bedingt als Kennart gelten, während die ebenfalls winterannuelle Kennart *Camelino microcarpa subsp. silvestris* und die Trennart *Descurainia sophia* in keiner einzigen Sommergetreideaufnahme vorkommen. *Euphorbia falcata* kommt in 75% der Aufnahmen vor und ist somit die einzige diagnostische Art nach MUCINA (1993A), die mit hoher Stetigkeit im Sommergetreide vorkommt. Die Trennarten *Lepidium draba* und *Cerinthe minor* kommen zerstreut vor.

Die Sommerform ist, wie schon erwähnt, vor allem durch das Fehlen von winterannuellen Arten gekennzeichnet. Mit dem Flug-Hafer - *Avena fatua*, welche unter anderem auch KÖPPEN (2005) zu den typischen Ackerbeikrautarten des Sommergetreides zählt, liegt aber eine gute Trennart zur Winterform vor.

Die Möglichkeit einer syntaxonomischen Trennung von Winter- und Sommergetreidebeikrautgesellschaften wird seltsamerweise in kaum einer, egal ob älteren oder neueren, wissenschaftlichen Arbeit diskutiert.

WEDENIG (2012) beschrieb relativ artenreichere Bestände des Sommergetreides inmitten der Intensiv-Agrarlandschaft „Marchfeld“ als „*Stachys annuae-Mercurialis annuae* – Gesellschaft“. Diese Gesellschaft kann als Übergangsform der an dieser Stelle

beschriebenen Assoziationsform und stark fragmentierten Ackerbeikrautbeständen des Intensiv-Sommergetreides verstanden werden. Folgende Arten zählen zu den kennzeichnenden Arten der *Stachys annuae*–*Mercurialis annuae* – *Gesellschaft* und hatten im Gegensatz zum Wintergetreide im Marchfeld einen deutlichen Schwerpunkt im Sommergetreide: *Stachys annua*, *Silene noctiflora*, *Anagallis arvensis*, *Mercurialis annua*, *Lathyrus tuberosus*, *Avena fatua* und *Euphorbia helioscopia*.

Die ersten vier genannten Arten zählen zu den Diagnostischen Arten der Stoppelbeikrautgesellschaft *Stachyo-Setarietum* (VGL. PINKE & PÁL, 2008). So ist es auch nicht verwunderlich, dass diese frühjahrsannuellen, später fruchtenden Arten für gewöhnlich im Sommergetreide besser gedeihen, als im Wintergetreide und im Falle von relativ intensiv bewirtschafteten Flächen, das gilt vor allem für dicht stehende Getreidekulturen, auch als „weiche“ Trennarten für Sommergetreidefelder Verwendung finden können. PINKE & PÁL (2009) sprechen zudem von einer „vollständigeren“ Ausbildung des *Stachyo-Setarietum* im Sommergetreide (vgl. Kap. 5.3.2.2). Hier im Nationalpark zeigen die vier Stoppelbeikrautarten, aber auch *Euphorbia helioscopia* keinerlei Präferenzen zu Sommer-, oder Winterkulturen. Das ungewöhnlich locker stehende, lichtdurchlässige Wintergetreide im Nationalpark lässt eine Entwicklung von sommerannuellen Arten offensichtlich in ähnlicher Weise zu, wie es im Sommergetreide der Fall ist. Das Erreichen der Fruchtreife der Stoppelbeikräuter findet jedoch wohl auch hier im Nationalpark schwerpunktmäßig im Sommergetreide statt (vgl. Kap. 5.3.2.2). Nur *Avena fatua* scheint, trotz der lichten Wintergetreidebestände des Nationalparks, als gute gemeinsame Trennart für Sommergetreidebestände auf. Die Stetigkeit von *Lathyrus tuberosus* ist zwar im Nationalpark in beiden Kulturen ähnlich hoch, im Sommergetreide bildet sie jedoch, wie schon erwähnt, dichtere, vitalere Bestände aus und zeigt hier eine deutlich höhere durchschnittliche Deckung (21% zu 13%). Die ehemals allgegenwärtige Segetalart *Sinapis arvensis*, als potentielle Trennart für Sommergetreidegesellschaften, kommt im Marchfeld nur sehr selten vor (VGL. WEDENIG, 2012).

Auch Ries vollzieht keine pflanzensoziologische Trennung von Winter- und Sommergetreide. Die Sommergetreidegesellschaften werden in Ries' Beschreibung der pannonischen Ackerunkrautgesellschaften erst gar nicht thematisiert. Seine vegetationsökologischen Untersuchungen der Äcker im östlichen Weinviertel unterstützen aber die Eignung von *Avena fatua* als Trennart zur Winterform des *Camelino-Anthemidetum*. Der Flugafer erreichte in seinen Aufnahmen eine sehr hohe Stetigkeit von 78% in Sommergetreidebeständen, während er im Wintergetreide vernachlässigbar selten anzutreffen war. (VGL. RIES, 1992).

Zusammenfassend sei gesagt: *Avena fatua* kann als gute Trenn-, durch ihren deutlichen Schwerpunkt in Getreideäckern, wahrscheinlich sogar als **gute Kennart für die Gesellschaftsform „Sommergetreide“** bezeichnet werden, das gilt sowohl für stark fragmentierte, als auch für gut ausgeprägte Segetalgesellschaften. Die beiden Arten *Sinapis arvensis* und *Lathyrus tuberosus* gedeihen zwar zweifelsfrei im Sommer-

getreide besser, als im Wintergetreide, ihre Tauglichkeit als Trennarten ist offensichtlich jedoch stark von der Bewirtschaftungsintensität abhängig und bedarf weiteren Untersuchungen.

4.1.3.4 *Polygonum aviculare*-*Caucalidion lappulae* (Fragmentgesellschaft)

Verband: *Caucalidion lappulae* (vgl. Kap. 4.1.3.1)

Diagnostische Artenkombination

Lokale Trennart: *Galium aparine*

Lokale dominante und konstante Begleiter: *Cirsium arvense* (k), *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare*, *Viola arvensis* subsp. *arvensis*

Verbreitung und Standortsökologie

Da die Fragmentgesellschaft erst im Zuge dieser Arbeit beschrieben wurde, nur relativ wenige vegetationsökologische Untersuchungen der modernen intensiv bewirtschafteten Äcker Mitteleuropas vorliegen und derzeit keine befriedigende Kategorisierung bzw. syntaxonomische Eingliederung solcher verarmten Beikrautbestände existiert, können an dieser Stelle auch keine fundierten Verbreitungsangaben gemacht werden. Die Gleichförmigkeit der Gesellschaftsausprägung in den intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern des Seewinkels legt aber die Vermutung nahe, dass die Assoziation im Wintergetreide auf neutralen bis basischen, mehr oder weniger nährstoffreichen Böden des Pannonikums häufig und weit verbreitet ist. Neben den Klima- und Bodenbedingungen, gelten hier vor allem regelmäßiger Herbizideinsatz, intensive Bodenbearbeitung, ein dichter Getreidestand und reichliche Düngung mit Mineraldünger als Hauptselektionsfaktoren.

Auf intensiv bewirtschafteten Sommergetreidefeldern kann eine ähnliche, wenngleich auch etwas artenärmere Artengarnitur, erwartet werden. Die im Wintergetreide regelmäßig auftretenden, vorwiegend winterannuellen Arten *Consolida regalis* und *Apera spica-venti* (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001) werden hier jedoch weitgehend fehlen. *Avena fatua* tritt hingegen häufig in intensiven Sommergetreideäckern auf.

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

30 Vegetationsaufnahmen wurden dieser Assoziation zugeordnet. Die Fragment-Gesellschaft stellt auf den großflächig vorhandenen Wintergetreidefeldern des Seewinkels die Standard-Gesellschaft dar. Sie wurde ausschließlich in den intensiv bewirtschafteten Äckern des konventionell bewirtschafteten Agrarlandes dokumentiert. Hier dominiert sie 13 der insgesamt 14, bzw. 93% aller untersuchten Ackerparzellen.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Die Entstehung der Fragmentgesellschaft ist durch intensive Bewirtschaftungsmethoden bedingt und weist eine schütterere Beikrautvegetation bei dichten Kulturbeständen

auf. Es sind Äcker, die zumeist ein mühsames, tief gebücktes Absuchen des Bodens zwischen den dicht gestellten Getreidehalmen bedürfen, will man die Ackerbeikrautvegetation erfassen. Oft zeigen die Beikräuter durch kümmerlichen Wuchs eine deutlich verringerte Vitalität. Die Assoziation zeichnet sich durch das weitgehende Fehlen von diagnostischen Arten und eine typisch ausgeprägte und sich konstant wiederholende Artenkombination aus.

Pro Aufnahme sind durchschnittlich neun Arten vertreten. Insgesamt wurden 49 Arten dokumentiert, wovon nur zwei gefährdet sind.

Das Getreide deckt im mehr oder weniger reifen, also welken, Zustand im Durchschnitt beachtliche 79% der Ackerfläche ab, während die Beikräuter magere 8% Deckung erreichen. Auch die mittlere Beikrauthöhe ist mit 6cm bei einer Standardabweichung von 4cm sehr gering. *Abb. 11* zeigt einen typischen Intensiv-Wintergetreideacker im Vergleich zu einem Wintergetreidefeld des Nationalparks (*Abb. 12*).

Wie schon erwähnt, zeichnen sich die Intensiväcker durch artenarme Bestände aus. Wenige generalistische, weit verbreitete und häufige Arten, allen voran die Arten Vogelknöterich - *Polygonum aviculare*, Acker-Flügelknöterich - *Fallopia convolvulus*, Acker-Kratzdistel - *Cirsium arvense* und Acker-Stiefmütterchen - *Viola arvensis s.str.*, trotzen den lebenswidrigen Bedingungen und sind hier, wenn auch üblicher Weise in Form individuenarmer Bestände, mit einer relativ hohen Stetigkeit zwischen 60% und 80% regelmäßig zu finden. Es handelt sich um Arten, die im Zuge der Industrialisierung der Landwirtschaft Resistenzen gegen Herbizide entwickelten bzw. heute noch entwickeln und/oder zeitlich-räumliche Nischen zwischen der Ausbringung von Herbiziden zu besetzen im Stande sind. Einige dieser Arten, beispielsweise *Apera spica-venti* und *Galium aparine*, neigen dazu Massenbestände zu bilden und dadurch starke Ertragseinbußen zu verursachen (VGL. ARLT ET AL, 1991; HILBIG, 2005). Diese beiden Arten haben einen deutlichen Schwerpunkt in dieser Gesellschaft und kommen trotz der sehr ähnlichen standortsökologischen Bedingungen im *Camelino-Anthemidetum* der extensiv bewirtschafteten Nationalparkäcker kaum vor, wodurch eine Förderung der beiden Arten durch die intensive Bewirtschaftung allen voran der Herbizidbehandlung und der reichlichen Mineraldüngung offensichtlich wird. Die einzige lokale Trennart, das Klett-Labkraut - *Galium aparine* erreicht eine Stetigkeit von 60% und einen Treuegrad von 64. *Apera spica-venti* kommt mit einer Stetigkeit von 47 % und einem Treuegrad von rund 57 auch fast ausschließlich in der Fragment- bzw. Restgesellschaft *Polygonum-Caucalidion* vor. Auch *Viola arvensis s.str.*, *Fallopia convolvulus* und *Avena fatua* erreichen, als wohlbekannte herbizidtolerante Arten (VGL. ARLT ET AL, 1991; HILBIG, 2005), in manchen Fällen auffallend hohe Deckungswerte und/oder Stetigkeitswerte.

Neben den hochsteten ubiquitären Arten, charakterisieren auch einige wenige regelmäßig auftretende Kennarten des *Caucalidion* die Fragmentgesellschaft (vgl. Abschnitt „Syntaxonomische Anmerkungen“ weiter unten). Vor Allem ist es aber die Ver-

armung bzw. das Fehlen von Ordnungs-, Verbands- und Assoziations-Differentialarten, die die Bestände als Restgesellschaft nach BRUN-HOOL (1966) (vgl. Kap. 3.3) kennzeichnet. Viele an Wintergetreidefluren angepasste und bis vor kurzem noch häufig auftretende Differentialarten, wie Klatsch-Mohn - *Papaver rhoeas*, Österreich-Hundskamille - *Anthemis austriaca* und Kleinfucht-Hohldotter *Camelina microcarpa* subsp. *silvestris*, fehlen hier zumeist vollständig oder sind im Falle des Klatsch-Mohns bestenfalls nur ab und an eingestreut und dann oft nur am Ackerrand vertreten. Die Pflanzen sind zudem oft nur kümmerlich entwickelt. Die Ackerbeikrautbestände der modernen Intensiväcker zeigen eindrücklich, dass viele, ehemals weit verbreitete Segetalarten unter den heute üblichen Bewirtschaftungsbedingungen keine Existenzmöglichkeiten mehr besitzen.

Eine vertikale **Schichtung** in verschiedene Ebenen, wie sie in der Gesellschaft *Camelino-Anthemidetum* ausgeprägt ist, kann sich im schütterten, niederen Beikrautbewuchs nicht ausbilden. Ab und an ragen die hohen „Beigräser“ *Apera spica-venti* und *Avena fatua* als „Oberschicht“ über das Getreide hinaus.

Klatschmohn, Hohldotter und Co. und die Intensivierung der Landwirtschaft

Bemerkenswerter Weise führt RIES (1992) die beiden aktuellen Zeigerarten für extensiven Getreidebau (vgl. Kap. 4.1.3.2) *Camelina microcarpa* und *Silene noctiflora* unter den Arten an, deren Häufigkeit innerhalb des Zeitraums zwischen 1972 und 1990 in etwa gleichblieb. Auch OPPELMAYER (1986) gibt *Camelina microcarpa*, welche er wohl fälschlicherweise als *Camelina sativa* bezeichnete, noch als sehr häufig in generell konventionell bewirtschafteten Wintergetreidefeldern in Hundsheim, bei Hainburg in Niederösterreich an. Bei genauerer Betrachtung seiner Ergebnisse zeigt sich allerdings, dass der Hohldotter ausschließlich vor der Wuchsstoffherbizidausbringung Mitte April und auf versuchsweise herbizidunbehandelten Bereichen, nicht aber auf herbizidbehandelten Flächen nach Herbizidausbringung auftrat - ein Hinweis auf dessen Empfindlichkeit gegenüber Wuchsstoffherbiziden. Auch STRASSER (1983) dokumentierte die Art im Seewinkel und dem südlichen Steinfeld Anfang der 80er Jahre noch recht häufig. Aber auch hier können die Daten als nicht repräsentativ gelten. Strasser untersuchte nämlich bevorzugt „verwahrloste“, artenreiche Getreidefelder. Jedenfalls fehlt heute *Camelina microcarpa*, und auch *Silene noctiflora* zumindest im Seewinkel auf so gut wie jedem konventionell bewirtschafteten Wintergetreideacker. Der Hohldotter wurde nur in einer einzigen intensiv bewirtschafteten Parzelle am Rand (3% Stetigkeit), das Nacht-Leimkraut in keiner einzigen nachgewiesen. Im Hinblick auf die fortschreitende Intensivierung der Landwirtschaft ist mit einer fortwährenden Bestandsabnahme beider Arten zu rechnen. Auch HAIN (1984) konnte schon Anfang der 80er für beide Arten eine deutlich rückgängige Tendenz im östlichen Weinviertel feststellen. Nach PINKE ET AL. (2009) kommt *Camelina microcarpa* gegenwärtig zumindest an den Ackerrändern von intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern Westungarns noch zerstreut vor (25% Stetigkeit in 40 Parzellen), fehlt aber, wie auch hier im Seewinkel, in kaum einem extensiv bewirtschafteten Wintergetreideacker.

Anthemis austriaca, die heute ein ähnliches, wenn auch nicht so verheerendes, Schicksal teilt, bezeichnet RIES (1992) in der Zeitspanne zwischen 1972 und 1990 sogar noch als zunehmende Art. Auch in den Ackerbeikraut-Vegetationsaufnahmen von OPPELMAYER (1986) und STRASSER (1983) tritt *Anthemis austriaca* noch allgegenwärtig in Wintergetreideäckern auf. PINKE ET AL. (2009) dokumentierten die Österreich-Hundskamille auch in neuerer Zeit in zahlreichen intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern in Westungarn. Die Studie zeigte allerdings auch, dass die Art neben ihrem häufigen Vorkommen in kleineren Intensiväckern (85% der Parzellen), eine vielfach niedrigere Stetigkeit in großen Intensiv-Parzellen (35%) aufweist. Im gegenwärtigen Seewinkel zeichnet sich ein anderes Bild: Die österreichische Hundskamille ist hier im konventionellen Ackerland nur in einer einzigen Parzelle, und zwar in der einzigen wirklich extensiv bewirtschafteten Parzelle Nr.17 vertreten, sie kommt also in keiner einzigen der insgesamt 31 Vegetationsaufnahmen, die in insgesamt 13 intensiv bewirtschafteten Wintergetreideparzellen getätigt wurden, vor.

Auch der berühmte **Klatschmohn** zählt bekannter Weise zu den rückläufigen Segetalarten, wie auch die Ergebnisse dieser Studie, oder auch jene von HAIN (1984) und WEDENIG (2012) unterstreichen. Er erreicht hier im Seewinkel nur 12% Stetigkeit in mäßig intensiv bis intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern. Zudem konnte kein einziges Individuum im Zentrum der Intensiv-Äcker dokumentiert werden. In den 80er Jahren trat die Art noch häufig in konventionell bewirtschafteten Wintergetreideäckern des österreichischen Pannonikums auf, wenngleich auch oft schon in geringer Abundanz (VGL. OPPELMAYER, 1986; STRASSER, 1983). Interessant ist, dass der Klatschmohn im klimatisch ähnlichen Westungarn auch heute noch in kaum einem intensiv bewirtschafteten Wintergetreidefeld fehlt. PINKE ET AL. (2009) dokumentierten die Art in über 80% der 40 untersuchten intensiv bewirtschafteten Wintergetreideparzellen. Allerdings waren Aufnahmeflächen dieser Studie alle an den Ackerrändern situiert.

Alle eben erwähnten ehemals häufigen Wintergetreidebeikräuter des Pannonikums *Papaver rhoeas*, *Camelina microcarpa*, *Silene noctiflora* und *Anthemis austriaca*, aber auch *Consolida regalis* wurden in den letzten Jahrzehnten, insbesondere in großen Intensivagrarlandschaften Ostösterreichs wie dem Seewinkel und in besonders hohem Maße dem Marchfeld (VGL. WEDENIG, 2012), zu Raritäten degradiert und gelten dort heute als Indikatorarten für extensive oder zumindest mäßig intensive Bewirtschaftung.

Interessanterweise kommen alle vier Arten in Westungarn auch heute noch mehr oder weniger häufig zumindest am Rand von Intensiv-Getreideäckern vor (VGL. PINKE ET AL., 2009). Eine Diskussion über mögliche Ursachen dieses Phänomens finden sie im Kapitel Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“.

Syntaxonomische Anmerkungen

Die Problematik der vegetationsökologischen Erfassung von Beikrautbeständen des intensiv bewirtschafteten Ackerlandes wurde schon im Kapitel Kap. 2.3.2 erläutert.

Eine allgemeingültige syntaxonomische Einteilung der Segetalvegetation von Intensiväckern Mitteleuropas existiert derzeit nicht. Dies hat mehrere Gründe. Neben dem äußerst geringen bis nicht vorhandenen Angebot an möglichen Differentialarten, spielt auch der Mangel an vegetationsökologischen Untersuchungen von Intensiväckern der Gegenwart eine große Rolle. Viele Studien über die Ackerbeikrautvegetation Mitteleuropas (z.B. HOLZNER 1970; HOLZNER, 1973; STRASSER, 1983; RIES, 1992; PINKE & PÁL, 2008) beschränken oder konzentrieren sich auf Bestände in Extensiväckern und pestizidfreien Ackerrandstreifen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde auf das System der Fragmentgesellschaften nach BRUN-HOOL (1966) zurückgegriffen (vgl. Kap. 3.3). Das *Polygonum-Caucalidion* stellt eine im Zuge der vorliegenden Arbeit erstmalig beschriebene Fragmentgesellschaft dar. Die Einteilung der Vegetationsbestände in den Verband *Caucalidion-lappulae* war durch das relativ hochstete Auftreten von Verbandskennarten, wie *Stachys annua* (57% Stet.), *Consolida regalis* (37% Stet.) und *Galium spurium* (37% Stet.), mehr oder weniger zweifelsfrei möglich. Der Acker-Rittersporn war allerdings oft nur kümmerlich entwickelt. Diagnostische Arten sämtlicher Assoziationen des Verbandes, inklusive der zu erwartenden Gesellschaft *Camelino-Anthemidetum*, treten hingegen nicht oder nur in sehr geringer Stetigkeit auf. Die einzigen beiden Assoziationskenn-, bzw. Trennarten, die ab und an in den Intensiväckern zu finden sind, sind die diagnostischen Arten des *Camelino-Anthemidetum* *Euphorbia falcata* und *Fumaria vaillantii*. Sie können als „reliktäre“ Arten der, bis vor wenigen Jahrzehnten noch sehr häufigen und weit verbreiteten, Pflanzengesellschaft verstanden werden.

Charakteristischer Weise sind Fragmentgesellschaften, neben einer sich konstant wiederholenden Artenkombination, vor allem durch das Fehlen von Differentialarten negativ charakterisiert. Nichtsdestotrotz drängt sich die Frage nach der Gültigkeit der einzigen lokalen Trennart des „*Polygonum-Caucalidion*“ *Galium aparine* als allgemein gültige Trennart der Gesellschaft auf. Wirft man einen Blick außerhalb des Seewinkels, wird allerdings schnell klar, dass das Klett-Labkraut dieser Funktion bei weitem nicht gerecht wird. Beispielsweise tritt es in Westungarn in extensiven Wintergetreidekulturen ähnlicher Standorte oft ebenso häufig auf, wie in Intensiv-Wintergetreideäckern (VGL. PINKE ET AL., 2009). Das seltene Vorkommen der Art in den Äckern des Nationalparks hat wohl vor allem lokale Ursachen. Es zeigt hier vielmehr die relativ geringen Stickstoffgehalte der, über lange Zeit nicht gedüngten und daher mehr oder weniger ausgemagerten Böden an.

Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte

Die ärmlichen Beikrautbestände stellen ein Zeugnis der vielfaltvermindernden Auswirkungen moderner Bewirtschaftungsmethoden dar. Es konnten zwei gefährdete Arten dokumentiert werden: Der Blasse Erdrauch *Fumaria vaillantii* und der stark gefährdete Acker-Schwarzkümmel *Nigella arvensis*. Die Gefährdungsangabe von *Fumaria vaillantii* im Burgenland nach HERZIG (1997) ist allerdings ernsthaft anzuzweifeln.

Nach FISCHER ET AL. (2008) ist die Art im Pannonikum häufig, was durch meine Beobachtungen auch bestätigt werden kann. Beide Arten kommen mit einer geringen Stetigkeit nur zerstreut auf den Intensiv-Wintergetreideäckern vor. Mehr zum Erhaltungszustand und zu naturschutzfachlichen Aspekten der konventionellen Wintergetreideäcker des Seewinkels lesen sie im Kapitel Kap. 5.2.

4.1.3.5 *Veronicetum trilobae-triphyllidi* Slavnić 1951

Verband: *Veronico-Euphorbion* Sissingh ex Passarge 1964

Diagnostische Artenkombination

Kennarten: *Cerastium glomeratum*, *Erucastrum gallicum*, *Fumaria officinalis*, *Fumaria rostellata*, *Fumaria schleicheri*, *Mercurialis annua*, *Veronica agrestis*, ***V. polita*** (transgr.)

Trennarten: *Erodium cicutarium*, *Lepidium campestre*

Verbreitung, Standortsökologie, Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Gesellschaften dieses Verbands sind in Hackfruchtkulturen und besonders in Weinärten klimatisch begünstigter Lagen auf basisch bis neutralen Böden zu finden (VGL. MUCINA, 1993A).

Veronicetum trilobae-triphyllidi

Diagnostische Artenkombination

Kenntaxa: ***Veronica hederifolia*** (reg.; Marchfeld dom.), ***Erysimum repandum***, ***Veronica triloba*** (reg.; Marchfeld)

Trennarten: *Holosteum umbellatum* (subdom.), *Androsace maxima*, *Veronica praecox*, *Veronica sublobata*, ***V. triphyllos***

Dominante und konstante Begleiter: *Consolida regalis* (subdom.), *Lamium amplexicaule* (subdom.), *Anthemis austriaca*, *Buglossoides arvensis*, *Descurainia sophia*, *Papaver rhoeas*, *Stellaria media*, *Veronica polita*, *Viola arvensis*

Lokale konstante Begleiter (nur im Frühjahresaspekt blühende Arten): *Erysimum repandum*, *Veronica hederifolia*, *Veronica triloba*

Verbreitung und Standortsökologie

Die Gesellschaft tritt als Frühjahraspekt des *Camelino-Anthemidetum* in Wintergetreideäckern des Pannonikums auf und wird hauptsächlich aus Frühlingsephemerophyten aufgebaut, die meist noch vor der Anthese der „Sommerarten“ zum Fruchten kommen (VGL. HOLZNER, 1970). Voraussetzung für die Ausbildung der Gesellschaft ist eine ausreichende Frühjahresfeuchtigkeit des Bodens. In trockenen Herbst-/Frühjah-

ren keimen die Frühjahrsannuellen nur vereinzelt und es kann zu einer nur fragmentarisch ausgeprägten, oder sogar zu einem Ausbleiben der Pflanzengesellschaft kommen. Dieses Phänomen durfte ich im Aufnahmejahr 2011 beobachten. Folglich führte ich die Frühjahresaufnahmen ein Jahr später, im etwas feuchteren April 2012 durch.

Die Gesellschaft kommt sowohl auf kalkreichen, als auch auf kalkarmen, nie jedoch auf feuchten Böden vor (VGL. HOLZNER, 1970).

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Die Assoziation konnte auf dem Großteil der Wintergetreideparzellen des Nationalparks in guter Ausprägung nachgewiesen werden. Sie besiedelt jahresbedingt die gleichen Flächen, wie die Winter- als auch die Sommerform des *Camelino-Anthemidetum* und kommt somit auf einer Fläche von 65,7 ha regelmäßig vor.

Im konventionell bewirtschafteten Untersuchungsgebiet waren die Wintergetreidebestände im Frühling in den allermeisten Fällen beikrautfrei. Nur vereinzelt fristeten dort häufige Frühjahrsarten wie *Stellaria media*, *Capsella bursa-pastoris* oder *Veronica hederifolia* ihr Dasein. Ein stattlicher Bestand von *Veronica triphyllos* stellte eine Ausnahme dar.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Die Gesellschaft wurde im Rahmen dieser Studie nicht durch Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) belegt. Die Wintergetreideäcker des konventionellen Agrarlandes und des Nationalparks wurden stichprobenartig untersucht. Dabei wurden alle vorkommenden Arten und deren geschätzte Deckung notiert. Die Essenz jener Aufzeichnungen stellt die Tabelle *Tab. 3* dar. Sie führt alle Arten auf, die zum Aufnahmezeitpunkt auf den Wintergetreideäckern des Nationalparks geblüht bzw. geerntet haben. Arten des Sommeraspektes bzw. des *Camelino-Anthemidetum* befanden sich zu dieser Zeit in einem frühen Entwicklungsstadium und wurden nicht aufgenommen. Die Stetigkeits- und Deckungsangaben der Arten stellen grobe Schätzungen dar und sollen in erster Linie zum Entstehen eines weitgehend realitätsnahen Bildes der Pflanzengesellschaft beitragen.

Tab. 3 Die Artenzusammensetzung des *Veronicetum trilobae-triphyllidi*

Frühjahrsaspekt		
	Stetigkeit (%)	Deckung (%)
<i>Veronica hederifolia</i>	90	15
<i>Veronica triloba</i>	60	5
<i>Erysimum repandum</i>	60	5
<i>Lamium amplexicaule</i>	50	2
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	30	1
<i>Veronica triphyllos</i>	30	5
<i>Stellaria media</i>	30	1
<i>Veronica polita</i>	30	1
<i>Veronica persica</i>	10	1
<i>Draba verna</i>	5	1
<i>Euphorbia helioscopia</i>	2	1
<i>Buglossoides arvensis</i>	2	1
Anzahl-Arten= 12		

11 frühjahrsannuelle Arten (ohne *Euphorbia helioscopia*), die schon im Frühling ihren Entwicklungszyklus abschließen, wurden dokumentiert. Die **Deckung** der Beikrautvegetation war von Parzelle zu Parzelle sehr unterschiedlich ausgeprägt und schwankte zwischen 1% und maximal etwa 65%.

Die Gesellschaft ist durch niederwüchsige und oft teppichartig dem Boden anliegende Beikrautbestände geprägt. Alle fünf vorkommenden *Veronica*-Arten, aber auch *Lamium amplexicaule* und *Stellaria media* fallen durch ihre niederliegende bis prostrate Wuchsform auf, welche als Anpassung an die kurzen, aber günstigen Bedingungen auf den offenen, mehr oder weniger nährstoffreichen Böden verstanden werden kann. Der große zu Verfügung stehende Raum ermöglicht ihnen während des kühlen Frühlings das günstige Mikroklima in Bodennähe auszunutzen. Die floristische Zusammensetzung der Frühjahresgesellschaft hebt sich deutlich von der folgenden „Aestivalgesellschaft“ des *Camelino-Anthemidetum* ab. Während die häufige und weit verbreitete Art *Veronica hederifolia* die Bestände dominiert, kennzeichnen vor allem die hochsteten, auf das Pannonikum beschränkten Arten *Erysimum repandum* und *Veronica triloba* die Assoziation. HOLZNER (1973) gliedert die beiden Arten in die *Holosteum umbellatum*-Artengruppe ein, die ausschließlich aus Arten besteht, die im Frühjahresaspekt der pannonischen Äcker vorkommen.



Abb. 4 Foto: Frühjahresaspekt eines Wintergetreideackers im Nationalpark.

In der Mitte: *Veronica triloba*, rechts-oben: *Erysimum repandum*-Rosette, links-oben: Keimlinge von *Polygonum aviculare*

Syntaxonomische Anmerkungen

Die Artenkombination der dokumentierten Bestände lässt eine problemlose Einordnung auf Gesellschaftsebene zu.

Die Unterstellung der Assoziation in den Verband *Veronico-Euphorbion* nach MUCINA (1993A) ist jedoch kaum nachvollziehbar, da der Verband sonst ausschließlich Gesellschaften der Hackfruchtkulturen und Weingärten beinhaltet. Auch die diagnostische Artenkombination des Verbandes zeigt kaum eine Verbindung zum *Veronicetum trilobae-triphyllidi*. Womöglich wurde die Zuordnung aufgrund der Gemeinsamkeit des artenreichen Frühjahrespektes von Wein- und Wintergetreidekulturen unternommen. Prinzipiell kann der Verband jedoch als beispielhaft für die in der ganzen Klasse der *Stellarietea-mediae* herrschende Unordnung gelten: Neben der Frühjahresgesellschaft pannonischer Wintergetreidekulturen, beinhaltet das *Veronico-Euphorbion* Vernal- und Aestivalgesellschaften der Weinkulturen, eine Hackfruchtgesellschaft der Berglagen und eine wärmeliebende Sommergetreidegesellschaft in Kärnten.

Meines Erachtens nach ist das *Veronicetum-triphyllidi* als Frühjahresaspekt des *Camelino-Anthemidetum* am ehesten noch in den Verband *Caucalidion lappulae* einzufügen. Ein zweiter diskutabler Lösungsansatz wäre die Schaffung eines Verbandes, der einjährige Frühjahresbeikrautgesellschaften von stark anthropogen beeinflussten Flächen zusammenfasst. Das Auftreten doch sehr eigenständiger und offensichtlich verwandter Artengemeinschaften in Weingärten, Wintergetreidefluren oder auch Gärten

spricht jedenfalls dafür. Jedoch lässt sich darüber streiten, ob ein und derselbe Standort mehr als eine Pflanzengesellschaft tragen darf.

Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte

Zwei gefährdete Arten der Wintergetreideäcker des Nationalparks haben ihren Schwerpunkt im Frühjahresaspekt. Der „gefährdete“ Finger-Ehrenpreis *Veronica triphyllos* ist regelmäßig und dann oft in gehäuft, deckungsreichen Beständen anzutreffen. Der ebenfalls „gefährdete“ Brachen-Goldlack *Erysimum repandum* findet österreichweit in dieser Gesellschaft seinen Schwerpunkt und ist hier, auf den Wintergetreideäckern des Nationalparks, mit einer hohen Stetigkeit von 33% vertreten. Ein erhofftes Vorkommen der sehr seltenen, auf extensive Bewirtschaftung beschränkte, Art *Androsace maxima* konnte nicht bestätigt werden. HOLZNER (1973) gibt das Vorkommen der Art im Nordburgenland noch als zerstreut und dann oft massenhaft an. Heute gilt der Acker-Mannsschild in Österreich als „vom Aussterben bedroht“. Da jener tendenziell trockenere Standorte bevorzugt, ist seine Abwesenheit auf den wechselstrockenen bis frischen Äckern allerdings nicht allzu verwunderlich.

Die Assoziation und alle Arten des Frühjahraspektes von Wintergetreidefluren sind heute, trotz ihrer generell eher geringen Konkurrenzkraft, durch intensivierte Beikrautbekämpfungsmaßnahmen stark im Rückgang begriffen. Ries konnte dies am Beispiel des östlichen Weinviertels für etliche Arten, wie zum Beispiel *Veronica hederaefolia*, *Veronica triloba* und *Capsella bursa-pastoris* nachweisen (VGL. RIES, 1992).

4.1.3.6 *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* Timár 1954

Verband: *Matricario chamomillae-Chenopodion albi* Timár 1954

Diagnostische Artenkombination

Kennart: *Myagrum perfoliatum*

Trennarten: *Atriplex littoralis*, *A. prostrata*, *Chenopodium ficifolium*, *C. glaucum*, *Crypsis schoenoides*, *Lotus tenuis*, *Matricaria chamomilla*, *Potentilla supina*, *Puccinellia distans*, *Rumex stenophyllus*, *Spergularia marina*

Verbreitung, Standortsökologie, Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Dieser Verband beinhaltet nur eine Assoziation, das *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis*. Diese kommt ausschließlich auf salzbeeinflussten, tonhaltigen Ackerböden in Gebieten mit hohen Sommertemperaturen vor (VGL. MUCINA, 1993A). Ein gemeinsames Auftreten von Arten der *Stellarietea mediae* mit fakultativen Halophyten (z.B.: *Matricaria chamomilla*, *Puccinellia distans*) und Krumenfeuchtezeiger (Arten der *Isoëto-Nanojuncetea*; z.B. *Ranunculus sardous*) kennzeichnen den Verband.

Der österreichische Verbreitungsschwerpunkt dieser Gesellschaft liegt im Nordburgenland um den Neusiedler See herum. Hier hat HOLZNER (1970) vier Standorte (Jois, Illmitz und zwei bei Hölle - Illmitz) dokumentieren können. STRASSER (1983) belegte den Fortbestand der Assoziation mit fünf Aufnahmen im Seewinkel. HOLZNER (1973) konnte Fragmente der Gesellschaft auch in Niederösterreich bei Baumgarten an der March und bei Gallbrunn finden, wobei die Bestände bei Gallbrunn heute mit Sicherheit erloschen sind.

Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis

Diagnostische Artenkombination

Kennart: *Myagrum perfoliatum*

Dominante und konstante Begleiter: *Matricaria chamomilla* (subdom.), *Atriplex littoralis*, *A. tatarica*, ***Lepidium ruderales***, ***Polygonum aviculare***, ***Tripleurospermum inodorum***

Lokale Trennarten: *Lepidium ruderales* (subdom.), *Chenopodium chenopodioides*, *Hibiscus trionum*, *Lepidium perfoliatum*, *Matricaria chamomilla*

Lokale dominante und konstante Begleiter: *Polygonum aviculare* (dom.), *Tripleurospermum inodorum* (dom.), *Anagallis arvensis*, *Chenopodium album* (k), *Consolida regalis* subsp. *regalis*, *Lathyrus tuberosus*, *Medicago lupulina*, *Silene noctiflora* (k)

Verbreitung, Standortsökologie

Siehe oben unter „Verband: *Matricario chamomillae-Chenopodion albi*“.

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Acker-Salzstandorte konnten ausschließlich in den Getreideäckern des Nationalparks ausgemacht werden. Im konventionellen Agrarland wurde keine einzige salzbeeinflusste Ackerstelle gefunden. Insgesamt konnten sieben solche Standorte dokumentiert werden. Es handelt sich durchwegs um kleine (zwischen 39m² und etwa 150m²), inselartige Patches, die sich auf die Ackerrandbereiche konzentrieren. Auffälliger Weise sind sie ausschließlich in den tiefer gelegenen Bereichen in Lacken-Nähe verbreitet (siehe Abb. 28). Da alle bewirtschafteten Ackerparzellen im Nationalpark im Zuge der Ackerbiotop-Artenaufnahmen systematisch abgegangen wurden (vgl. Kap. 3.2.2), kann davon ausgegangen werden, dass hier höchstens noch zwei bis drei zusätzliche Salzstandorte vorkommen.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Datengrundlage

Alle sieben Salzstandorte wurden durch eine Vegetationsaufnahme dokumentiert. Einer dieser Salzstandorte (Aufnahme Nr. 76) beinhaltet zwar etliche salzzeigende Arten bzw. Trennarten des *Matricario-Atriplicetum* und gilt somit zweifelsfrei als Acker-Salzstandort, jedoch treten hier auch ebenso viele feuchtezeigende Differentialarten

der Gesellschaft *Veronico-Lythretum* hinzu. Der Vegetationsbestand kann somit als Übergangsgesellschaft zwischen den beiden Assoziationen *Veronico-Lythretum* und *Matricario-Atriplicetum* aufgefasst werden. Durch die Ökoton-Situation kommt es hier auch mit 39 Arten zur höchsten Artenzahl aller im Zuge dieser Studie getätigten Vegetationsaufnahmen. Zur Berechnung sämtlicher Ergebniswerte dieses Großkapitels (Kap. 4.1 „Pflanzensoziologische Charakterisierung der Äcker im Neusiedlersee-Seewinkel“) einschließlich der Vegetationstabellen Tab. Anhänge I, II, III, wurde die Übergangsgesellschaft der Assoziation *Veronico-Lythretum* zugeteilt. Alle Ergebniswerte dieses Unterkapitels (Kap. 4.1.3.6 „*Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* Timár 1954“) jedoch, schließen die eben genannte Aufnahme Nr. 76 mit ein, um einer vollständigen Beschreibung der Ackersalzstandorte gerecht zu werden.

Boden

Während die meisten Salzstandorte keine sichtbaren Salzausblühungen erkennen lassen, weisen wenige von ihnen schwach ausgebildete Salzverkrustungen auf. Der hohe Tongehalt der Böden ist in vielen Fällen durch lokale Vernässungen und das Auftreten von typischen Riss-Strukturen erkennbar. Die feuchtesten Varianten der Salzstandorte weisen oft auch tiefe Traktorspurrinnen auf.

Artendiversität und Vegetationsstruktur

Die versalzten Ackerstellen sind meist offene, mehr oder weniger getreidefreie Standorte mit niederem, aber doch meist relativ deckungsreichem Beikrautbestand.

Die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme der Acker-Salzstandorte ist mit 23 die höchste von allen untersuchten Gesellschaften. Beachtliche 67 Arten konnten auf den Salzflächen dokumentiert werden. Die hohe Alpha-Diversität der Extremstandorte ist in erster Linie dadurch zu erklären, dass hier neben stenöken Salz- und Nässe-Spezialisten, auch eine beachtliche Anzahl von euryöken Beikrautarten zu gedeihen, oder besser gesagt auszuharren, vermögen.

Wie schon angedeutet wurde, ist die mittlere Kulturdeckung mit 4% verschwindend gering. Dabei spielen neben den, durch den hohen Salzgehalt, bedingten Wachstums-hemmungen des Getreides, auch die Äsung der Gänse und die Verdichtung des tonreichen Bodens durch Traktoren eine bedeutende Rolle (vgl. Kap. 5.3.7). Das Ausbleiben der Konkurrenzwirkung des Getreides ermöglicht wohl auch die Entwicklung einer, mit 65% Deckung, doch relativ dichten Beikrautvegetation. Die auffallend geringe durchschnittliche Beikraut-Vegetationshöhe von 16.4 cm zeigt allerdings, dass die Biomasseproduktion auf diesen Extremstandorten verhältnismäßig bescheiden ausfällt. Typische Acker-Salzstandorte sind in den anschließenden Abbildungen Abb. 5 und Abb. 6 zu sehen.



Abb. 5 Foto: Ackersalzstandort am Rand eines Getreideackers im Nationalpark.
Das Getreide ist kaum im Stande auf derart versalzten Böden zu gedeihen, während die Beikrautvegetation relativ üppig entwickelt ist.



Abb. 6 Foto: Ackersalzstandort in Vogelperspektive
Ackersalzstandort in Vogelperspektive mit schwacher Salzverkrustung. *Tripleurospermum inodorum*, eine charakteristische Begleitart des *Matricario-Atriplicetum*, dominiert das Vegetationsbild.

Wuchsformtypen

Auf den Acker-Salzstandorten können zwei dominierende Wuchsformtypen unterschieden werden.

Der erste Wuchsformtyp vereint Arten, die durch die Ausbildung von **liegenden oder prostraten Sprossachsensystemen** dem Boden angepresst wachsen: *Polygonum aviculare*, *Chenopodium glaucum*, *Atriplex prostrata*, *Juncus ranarius* und *Crypsis schoenoides*. Diese Wuchsform kann als eine Adaption, bzw. Akklimation an die erschwerten Lebensbedingungen interpretiert werden. Durch das geringe Biomasspotential dieser Standorte entsteht viel Platz auf horizontaler Ebene, den diese Arten durch ihren kriechenden Wuchs okkupieren. Damit stellen sie eine erhöhte Assimilationsrate bei günstigem Mikroklima und einer geringeren Investition in das Stützgewebe sicher.

Die zweite Gruppe besteht aus Arten, die einen aufrechten und **meist reich verzweigten buschförmigen Wuchs** zeigen. Zu ihr gehören zwei Untergruppen. Die erste besteht aus den Arten *Matricaria chamomilla*, *Consolida regalis* und *Tripleurospermum inodorum*, die in den umliegenden dichteren Getreidebeständen bedeutend schlankere Formen ausbilden. Die zweite Gruppe stellen Extremformen dar, die beinahe kugelförmig im Umriss erscheinen. Zu den sogenannten **Steppenrollern** zählen die häufig auftretenden Arten *Erysimum repandum*, *Lepidium perfoliatum* und *Lepidium ruderale*.

Ökologische Typen

Im Wesentlichen können unter den Ackerbeikrautarten der versalzten Ackerstandorte fünf verschiedene ökologische Typen unterschieden werden:

1. **Euryöke Ackerbeikräuter:** Während das Getreide unter dem Salzstress kaum noch bis gar nicht mehr gedeihen kann, schaffen es einige auf durchschnittlichen Standorten häufige Beikräuter, allen voran *Anagallis arvensis*, *Consolida regalis*, *Lathyrus tuberosus* und *Medicago lupulina*, wenn auch bei verringelter Vitalität, auch hier ihren Entwicklungszyklus problemlos abzuschließen. Sie bilden die erste Gruppe und besitzen, bei hoher Stetigkeit, kleine bis mittlere Deckungswerte.
2. **Durch Salzeinfluss geförderte euryöke Ackerbeikräuter:** Die zweite Gruppe rekrutiert sich aus den beiden weit verbreiteten euryöken Beikräutern *Polygonum aviculare* und *Tripleurospermum inodorum*. Beide Arten kommen mit hundertprozentiger Stetigkeit auf allen untersuchten salzbeeinflussten Ackerstellen vor. Im Unterschied zu den Vertretern der ersten Gruppe, erreichen diese mit durchschnittlich 21.4% und 22.3% aber auffallend hohe Deckungswerte und dominieren die Salz-Beikrautbestände oftmals. Beide Arten werden nach MUCINA (1993A) auch als konstante Begleiter der Salz-Beikrautgesellschaft angeführt. Die Vitalität ist bei *Tripleurospermum inodorum* im Ge-

gensatz zu *Polygonum aviculare* deutlich herabgesetzt. Der hohe Deckungswert der geruchlosen Kamille ist durch ihre große Individuenzahl zu erklären. Der Vogelknöterich fällt hingegen durch seine durchwegs hohe Vitalität auf. Im Gegensatz zu günstigeren Standorten, an denen die Art neben prostraten, üblicher Weise auch senkrechte Triebe mit größeren Blättern entwickelt, bildet sie auf Salzstandorten ausschließlich dem Boden anliegende Triebe mit kleinen Blättern aus. Zudem zeigen die Individuen auf Salzstandorten eine verstärkte Anthocyan-Einlagerung in das Pflanzengewebe, die sich durch markante Rotfärbung der Sprossachsen äußert. Beide Merkmalsausprägungen stellen xeromorphe Akklimatisierungserscheinungen dar.

3. **Fakultative Halophyten:** Rot gefärbte Sprossachsen und Blätter treten häufig auch bei den fakultativen Halophyten *Atriplex prostrata*, *Chenopodium glaucum* und *Juncus ranarius* auf. Sie bilden die dritte Gruppe und stellen, als wichtige Trennarten, den Kern der Assoziation dar. Zu den eben genannten Arten gesellen sich außerdem *Crypsis schoenoides*, *Puccinellia distans* und *Chenopodium chenopodioides*. Ihnen ist ein Verbreitungsschwerpunkt in anderen Habitaten mit offenen, salzhaltigen Böden in der Seewinkler Lacken-Landschaft gemein (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Beispielsweise ist *Chenopodium chenopodioides* nach MUCINA (1993B) eine Kennart der therophytenreichen Solontschakgesellschaften (*Cypero-Spergularion salinae* Slavnić 1948) und stellt einen typischen Vertreter der Salzlackenränder dar. Die Arten dieser Gruppe finden offensichtlich auch auf salzbeeinflussten Äckern geeignete Nischen vor (vgl. auch Kap. 5.3.4.7, 5.3.4.8).
4. **Arten wechselfeuchter, nährstoffreicher Standorte, die in Äckern nur auf Salzböden auftreten:** Eine weitere lokale Trennart, *Lepidium ruderales*, die auch nach MUCINA (1993A) als konstante Begleitart angeführt wird, zählt zusammen mit den misslichen diagnostischen Arten des *Matricario-Atriplicetum* *Atriplex tatarica* und *Myagrum perfoliatum* zur vierten Gruppe. Sie kann der *Atriplex tatarica*-Gruppe, eine ökologisch-soziologische Artengruppe nach RIES (1992), gleichgesetzt werden. Diese beinhaltet wärmebedürftige Arten wechselfeuchter Standorte, die in Äckern vorwiegend auf Salzstandorten vorkommen. Die sehr wärmeliebende Art *Hibiscus trionum* kann ebenfalls am ehesten noch dieser Gruppe zugeordnet werden, auch wenn sie in Äckern nicht nur auf Salzböden auftritt. Sie hat ihren europäischen Verbreitungsschwerpunkt in Südosteuropa und kommt nach KÄSTNER ET AL. (2001) in Mitteleuropa selten und dann vor allem in Hackfruchtkulturen des Verbandes *Fumaria-Euphorbion* vor. Interessanter Weise ist sie in Getreidebeständen zumindest an ihrer Arealgrenze mit Vorliebe auf Salzstandorten zu finden. Offensichtlich findet die nährstoffliebende und damit einhergehend, auch höhere Salzkonzentrationen ertragende, Hackfruchtart auf den offenen, durch Gänseexkrementen gedüngten, salzreichen Standorten Bedingungen vor, die eine erfolgreiche Populationsentwicklung ermöglichen.

5. **Feuchtezeiger:** Die fünfte Gruppe setzt sich aus den Feuchtezeigern *Centaureum pulchellum*, *Ranunculus sardous* und *Lythrum hyssopifolium* zusammen. Während die ersten beiden Kennarten der Klasse *Isoëto-Nanojuncetea* sind, ist letztere eine Kennart der zugehörigen Gesellschaft *Veronico-Lythretum* (vgl. Kap. 4.1.3.8). Alle drei Arten kommen nur in der Vegetationsaufnahme Nr. 76, in der Übergangsgesellschaft „*Matricaria-Atriplicetum* - *Veronico-Lythretum*“, vor.

Syntaxonomische Analyse

Die Datengrundlage der Salzbeikrautgesellschaft „*Matricario-Atriplicetum*“

Beschrieben wurde das *Matricario-Atriplicetum* von TIMÁR (1954), dessen Aufnahmen, wie im Folgenden erkennbar wird, nur bedingt mit jenen des österreichischen Pannonikums vergleichbar sind. Die Beschreibung der Assoziation durch TIMÁR (1954) stützt sich auf 50 Aufnahmen in der Umgebung von Szeged, Ungarn. Er bezeichnet die Gesellschaft als „Grundassoziation alkalischer Felder mit gebundenem Boden im südlichen Teil der ungarischen Tiefebene“. Er untersuchte neben Sommer- und Herbstaspekt (Stoppelfeld) von Getreidebeständen, auch den Frühjahres- und Sommeraspekt von Hackfruchtäckern und eine einjährige Brache.

Als Differentialarten gegenüber anderen Ackerunkrautgesellschaften nennt er: ***Matricaria chamomilla***, ***Lepidium ruderales***, ***Atriplex littoralis***, ***Crypsis alopecuroides***, *Centaureum pulchellum*, *Polygonum aviculare*, *Chenopodium urbicum*, *Plantago major*, *Myosurus minimus*, *Rumex stenophyllos* (?) und *Potentilla supina*.

Interessant ist, dass die Mehrzahl der häufigen Differentialarten in seinen Aufnahmen sowohl in Getreide-, als auch in Hackfruchtkulturen häufig auftreten. Jene Arten sind durch **fette** Letter markiert. Außerdem bezeichnet TIMÁR (1954) in diesem Zusammenhang noch *Atriplex tatarica* als in beiden Kulturformen häufiges, charakteristisches Unkraut der Alkaliäcker.

Beim Lesen der Tabelle Tab. 4 fällt auf, dass Timárs Nennung der Differentialarten offensichtlich keiner Mindest-Stetigkeitsregel, wie sie heute üblicherweise angewendet wird (VGL. DIERSCHKE, 1994), unterworfen wurde (vgl. Kap. 3.5.1). Seine Festlegung der Differentialarten orientiert sich scheinbar ausschließlich nach dem schwerpunktmäßigen Auftreten der Arten. Nur *Atriplex littoralis*, *Crypsis alopecuroides*, *Lepidium ruderales*, *Matricaria chamomilla* und *Polygonum aviculare* weisen eine Stetigkeit von über 40% auf.

Eine direkte Übertragung der folglich ohnehin zum Teil zweifelhaften Differentialarten auf die in Österreich auftretenden Bestände, ist zudem allein schon aufgrund der klimatischen und floristischen Differenzen zwischen den Ackerbeikrautgesellschaften der ungarischen Tiefebene und jenen des österreichischen Pannonikums nicht ratsam, was durch die Nennung der Differentialarten *Polygonum aviculare*, welche in Österreich als „Allerweltsart“ in fast jedem Acker (VGL. RIES, 1992) auftritt und *Crypsis*

alopecuroides, die bei uns in keiner einzigen Aufnahme vorkommt (vgl. *Tab. 4*) unterstrichen wird. Zur bedingten Vergleichbarkeit kommt noch hinzu, dass alle österreichischen Salzackeraufnahmen im Gegensatz zu Timárs Aufnahmen ausschließlich in Getreidebeständen kurz vor der Ernte durchgeführt wurden. Darüber hinaus müssen die gewaltigen Umwälzungen in der Landwirtschaft, die zwischen den Fünfzigerjahren und heute stattfanden, mitbedacht werden. Dies gilt im Übrigen auch für die folgende Gegenüberstellung der im Zuge dieser Studie erhobenen Vegetationsdaten mit jenen von HOLZNER (1970) und STRASSER (1983).

Diese beiden Autoren sind die einzigen, die in der Vergangenheit, mit je fünf Vegetationsaufnahmen, Datenmaterial zu salzbeeinflussten Ackerbeikrautbeständen in Österreich lieferten. Zusammen mit den sieben im Zuge dieser Arbeit getätigten Aufnahmen ergibt das eine Gesamtzahl von 17 Aufnahmen, die in einer Zeitspanne von 42 Jahren getätigt wurden. Sie stellen in Gegenüberstellung zu den Aufnahmedaten von TIMÁR (1954) (vgl. *Tab. 4*) die Grundlage der nun folgenden pflanzensoziologischen Analyse dar.

Bis auf Timárs Studie, lassen sämtliche von mir eingesehene Vegetationsstudien Ungarns, ob alt oder neu, Vegetationsdaten zu Ackerbeikrautgesellschaften auf salzbeeinflussten Standorten vermissen (vgl. *Abschnitt „Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte“*). Soó, der pannonische Pflanzengesellschaften in Ungarn untersuchte, erwähnt die Assoziation zwar, er beschreibt allerdings weder diagnostische Arten, noch beinhaltet sein Werk Vegetationstabellen (VGL. Soó, 1961).

Zusammenfassend sei gesagt, dass die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten „Salzbeikrautbestände“ des Seewinkels, angesichts des insgesamt dürftigen Datenmaterials und einer bisherig nur mangelhaften Charakterisierung der Assoziation *Matricario-Atriplicetum*, nur begrenzt zufriedenstellend in das bestehende syntaxonomische System eingefügt werden können. Dennoch soll, in Einbezug der Vegetationsdaten von HOLZNER (1970) und STRASSER (1983), eine syntaxonomische Charakterisierung der Gesellschaft in bestmöglicher Art und Weise unternommen werden. Die Tabelle *Tab. 4* stellt eine Gegenüberstellung der Vegetationsaufnahmedaten (Artstetigkeiten) der eben genannten Autoren dar und dient der folgenden Analyse als zentrales, begleitendes Instrument.

Tab. 4 Diagnostische Arten des *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis*.

Stetigkeiten der Diagnostischen Arten und konstanter Begleitarten der vorliegenden Studie im Vergleich mit den österreichischen Vegetationsdaten von HOLZNER (1970) und STRASSER (1983) und jenen von TIMÁR (1954).

	Steinl. 2011	Holzner 1967-1969	Strasser 1982	Gesamt Ö.	Timár 1954
<i>Tripleurospermum inod.</i>	100	100	80	94	10
<i>Polygonum aviculare</i>	100	40	80	76	84
<i>Matricaria chamomilla</i>	57	80	100	76	52
<i>Chenopodium album</i>	86	60	60	71	28
<i>Lepidium ruderales</i>	86	40	80	71	42
<i>Anagallis arvensis</i>	100	60	20	65	12
<i>Cirsium arvense</i>	57	80	40	59	10
<i>Atriplex prostrata</i>	29	80	80	59	10
<i>Lathyrus tuberosus</i>	100	20	20	53	0
<i>Medicago lupulina</i>	86	40	0	47	2
<i>Consolida regalis</i> s. <i>regalis</i>	86	40	0	47	0
<i>Chenopodium glaucum</i>	43	40	60	47	4
<i>Puccinellia distans</i>	14	80	60	47	0
<i>Papaver rhoeas</i>	29	40	60	41	6
<i>Atriplex littoralis</i>	0	80	60	41	60
<i>Sonchus arvensis</i>	0	100	40	41	0
<i>Lepidium perfoliatum</i>	71	0	0	29	14
<i>Hibiscus trionum</i>	71	0	0	29	38
<i>Chenop. chenopodioides</i>	71	0	0	29	0
<i>Crypsis schoenoides</i>	14	60	0	24	12
<i>Atriplex tatarica</i>	0	20	60	24	34
<i>Chenopodium ficifolium</i>	14	40	0	18	0
<i>Xanthium strumarium</i>	14	40	0	18	6
<i>Juncus ambiguus</i>	14	40	0	18	0
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	14	20	0	12	4
<i>Spergularia marina</i>	0	40	0	12	0
<i>Myagrum perfoliatum</i>	0	40	0	12	0
<i>Veronica anagalloides</i>	0	20	20	12	2
<i>Centaureum pulchellum</i>	14	0	0	6	8
<i>Lotus maritimus</i>	14	0	0	6	0
<i>Ranunculus sardous</i>	14	0	0	6	10
<i>Lotus tenuis</i>	14	0	0	6	10
<i>Puccinellia limosa</i>	14	0	0	6	2
<i>Crypsis alopecuroides</i>	0	0	0	0	46
<i>Rumex stenophyllus</i>	0	0	0	0	28
<i>Myosurus minimus</i>	0	0	0	0	10
<i>Potentilla supina</i>	0	0	0	0	8
Anzahl Aufnahmen	7	5	5	17	50
Legende	<i>primäre Trennarten</i> <i>sekundäre Trennarten</i>				

Syntaxonomische Eingliederung der Salzbeikrautbestände Österreichs

Die Eingliederung der Assoziation in die Ordnung *Eragrostietalia* durch MUCINA (1993A), welche ausschließlich Hackfrucht- und Ruderalgesellschaften umfasst, weist auf die eben besprochene Schwierigkeit, die Gesellschaft in das syntaxonomische System einzufügen, hin. Der einzige Anhaltspunkt für die Unterstellung der Assoziation in die Ordnung *Eragrostietalia*, erschließt sich mir durch dessen gemeinsames Kerngebiet in den trockenwarmen Gebieten Süd- und Südosteuropas (VGL. POLI, 1966 IN MUCINA, 1993A) und der Ausstrahlung des einzigen, auch auf Äckern temperat getönten Gebiete Europas auftretenden, zugehörigen Verbandes *Amarantho-Chenopodion* (VGL. MUCINA, 1993A). Allerdings zeigt nur eine einzige Kennart des *Amarantho-Chenopodion*, nämlich *Hibiscus trionum*, mit 29% einen einigermaßen hohen Stetigkeitswert in den 17 Salzacker-Aufnahmen Österreichs und von den Differentialarten der Ordnung *Eragrostietalia* nach MUCINA (1993A) kommt einzig und allein *Amaranthus blitoides* selten vor. Selbst die Aufnahmen von Timár in Südungarn rechtfertigen eine Einordnung in die genannte Ordnung nicht.

Vielmehr erscheint es mir, in Anbetracht der momentanen Kenntnislage über Salzbeikrautgesellschaften Mitteleuropas und einer generell noch unbefriedigenden syntaxonomischen Ordnung der mitteleuropäischen Ackerbeikrautvegetation, als sinnvoll, die Gesellschaft *Matricario-Atriplicetum* der Ordnung *Centaureetalia cyani* unter zu ordnen. Diese umfasst passender Weise vor allem wärmeliebende Segetalgesellschaften der Winter- und Sommerkulturen auf nährstoffreichen Böden mit neutraler bis basischer Bodenreaktion (VGL. MUCINA, 1993A). Alle genannten Eigenschaften treffen auf die Salzbeikrautbestände Österreichs bzw. Mitteleuropas zu. Hinzukommend sind die beiden Ordnungs-Kennarten *Consolida regalis subsp. regalis* (47% Stet.) und *Papaver rhoeas* (41% Stet.) mit relativ hohen Stetigkeiten vertreten.

Potentiell können Salzbeikrautgesellschaften jedoch auch hier in Österreich auf Hackfruchtäckern oder Sonderkulturen auftreten. Die Artenkombination würde sich dann dementsprechend verändern. Wie auch die Aufnahmen TIMÁRS (1954) zeigen, stülpen sich Salzbeikrautgesellschaften, sobald der Boden salzhaltig ist, wie eine flexible Maske über bestehende Segetalgesellschaften über. Dabei werden einige Salzempfindliche Arten verdrängt, während andere salztolerantere Arten erhalten bleiben. Folglich kann auch über die Schaffung von mehreren Salz-Assoziationen bzw. -Subassoziationen, die sich dann in die jeweilig höheren, bestimmbareren syntaxonomischen Einheiten unterordnen, diskutiert werden. Die unabhängig von der Kulturform eigenständige und mehr oder weniger konstante Artenkombination von Salzzeigerarten in Salzbeikrautbeständen (VGL. TIMÁR 1954) und der, die Vegetation massiv beeinflussende Standortfaktor „Salz“, sprechen jedoch dagegen. Zudem unterstützt die Qualität der österreichischen Aufnahmedaten die Bildung einer einzigen Assoziation, die einen eindeutigen Platz im pflanzensoziologischen System hat:

Alle in Österreich dokumentierten Ackerbeikrautbestände auf versalzten Böden sind der Assoziation *Matricario-Atriplicetum* zuzuordnen. Sie wurden durchwegs in Getreidefluren aufgenommen und können durch regelmäßiges Auftreten von Differentialarten, zweifellos dem Verband *Caucalidion lappulae* zugeordnet werden. Der ohnehin zweifelhafte Verband *Matricario-Chenopodion* wäre demnach aufzulösen.

Differentialarten

Die Anführung von *Myagrum perfoliatum* als einzige Kennart der Assoziation bzw. des Verbandes nach MUCINA (1993A) scheint unberechtigt. Während die Art in den Vegetationsaufnahmen von TIMÁR (1954) nicht einmal dokumentiert wurde, erreicht sie in den Aufnahmen Österreichs eine geringe Stetigkeit von 12%. Nur HOLZNER (1970) fand sie 1969 in zwei von fünf Aufnahmen auf versalzten Ackerstellen vor. Im Rahmen dieser Arbeit wurden zudem zwei kleine Populationen der „vom Aussterben bedrohten“ Art in kaum bis gar nicht salzbeeinflussten Wintergetreideäckern des Nationalparks entdeckt. Alle Arten, die aufgrund ihrer Stetigkeit (ab 40%) als Kennarten in Frage kommen würden, können zweifelsfrei aufgrund ihrer Verbreitungsschwerpunkte in anderen Pflanzengesellschaften bzw. höheren Syntaxa als diese ausgeschlossen werden (VGL. MUCINA ET AL., 1993A, B; OBERDORFER, 2001; KÄSTNER ET AL., 2001). Die Assoziation ist folglich als kennartenlose Gesellschaft zu beschreiben.

Nach einer Gegenüberstellung der österreichischen Salzacker-Aufnahmen mit Vegetationsaufnahmen der Segetalvegetation ganz Österreichs mit Schwerpunkt auf den Osten des Landes (VGL. RIES, 1992; HOLZNER, 1970; HOLZNER, 1973; STRASSER, 1983; MATOUCH, 1992; KUMP, 1971; HAIN, 1984; FOLTIN, 1980; OPPELMAYER, 1986) und Westungarns (PINKE & PÁL, 2008), zählen folgende Arten als Trennarten der Gesellschaft:

Die primären Trennarten

weisen auf Ackersalzstandorten Österreichs eine Stetigkeit von über 40% auf und kommen gar nicht, oder nur selten in anderen Assoziationen des Verbandes *Caucalidion* bzw. der Ordnung *Centaureetalia cyani* vor. Es sind die Arten:

Matricaria chamomilla (reg. Pann., Stet.: 76%), *Lepidium ruderales* (71%), *Atriplex prostrata* (59%), *Chenopodium glaucum* (47%), *Puccinellia distans* (47%) und *Atriplex littoralis* (41%).

Interessanter Weise fehlt *Atriplex littoralis* in allen Ackersalz-Aufnahmen der vorliegenden Studie, während sie sowohl in den Aufnahmen von STRASSER (1983) und HOLZNER (1970), als auch jenen von TIMÁR (1954) mit mindestens 60% Stetigkeit sehr regelmäßig auftrat. *Atriplex prostrata*, *Chenopodium glaucum* und *Matricaria chamomilla* treten auch auf salzunbeeinflussten Ackerstandorten auf, allerdings nur in Gesellschaften innerhalb der Ordnung *Chenopodietalia albi* R. Tx. (1937) 1950. Die ersten beiden Arten kommen auf wechselfeuchten Hackfruchtkulturen der Gesellschaft *Echinochloo-Setarietum pumilae* Felföldy 1942 corr. *Mucina hoc loco* (Synonym: *Amarantho retroflexi-Diploaxietum muralis* Holzner 1970 - feuchte Variante der Subassoziation *amaranthetosum*) vor (VGL. HOLZNER, 1973). Die gewöhnliche Kamille – *Matricaria*

chamomilla ist als Kennart der Assoziation *Alchemillo arvensis-Matricarietum* R. Tx. 1937 auf Äckern außerhalb des Pannonikums weit verbreitet. Die anderen genannten Trennarten *Lepidium ruderales*, *Puccinellia distans* und *Atriplex littoralis* sind zumindest innerhalb von Äckern auf Salzstandorte beschränkt.

Die Trennarten nach MUCINA (1993A) *Potentilla supina* und *Rumex stenophyllus* sind durch deren geringe Stetigkeit in Timárs Aufnahmen und ihrem vollständigen Fehlen in den österreichischen Beständen als Trennarten aufzugeben. Ähnliches gilt für *Chenopodium ficifolium*, welche in Timárs Aufnahmen gar nicht vorkam und in Österreich mit einer geringen Stetigkeit.

Die sekundären Trennarten

bestehen aus Salz-Zeigerarten, weisen aber eine geringe Stetigkeit auf. Trotz ihres inkonstanten Vorkommens haben sie aufgrund ihrer verlässlichen Zeiger-Funktion eine große Bedeutung für die Bestimmung der Gesellschaft:

Chenopodium chenopodioides (Stet.: 29%), *Crypsis schoenoides* (24%), *Juncus ambiguus* (18%), *Spergularia marina* (12%), *Lotus maritimus* (6%), *Lotus tenuis* (6%), *Puccinellia limosa* (6%).

Zwei Ausnahmen der sekundären Trennarten bezüglich Salzzeigerfunktion stellen *Atriplex tatarica* (24%) und *Lepidium perfoliatum* (29%) dar. Die salzverträglichen Arten kommen nämlich im Pannonikum zerstreut bzw. selten auch auf salzunbeeinflussten (?) Ruderalstandorten vor (VGL. FISCHER ET AL., 2008), scheinen auf Äckern aber ausschließlich auf Salzböden verbreitet zu sein.

Bemerkenswert ist das häufige Auftreten der drei lokalen Trennarten *Chenopodium chenopodioides*, *Lepidium perfoliatum* und *Hibiscus trionum* in den Nationalparkäckern des Seewinkels, wohingegen sie in keiner einzigen Aufnahme von HOLZNER (1970) bzw. STRASSER (1983) vertreten sind. Während die ersten beiden Arten aufgrund ihrer salzzeigenden Funktion auf Äckern auch als sekundäre Trennarten gelten dürfen, bleibt dem Stundeneibisch *Hibiscus trionum*, wegen seinem potentiellen Vorkommen in salzunbeeinflussten Hackfruchtausprägungen des *Caucalidion*, die Funktion als Trennart verwehrt.

Fazit

Zusammenfassend sei die angepasste syntaxonomische Einordnung und Charakterisierung der Salzbeikrautbestände Mitteleuropas bzw. des Pannonikums dargestellt:

K. *Stellarietea mediae* R. Tx., Lohmeyer et Preising in R. Tx. 1950*

O. *Centaureetalia cyani* R. Tx., Lohmeyer et Preising in R. Tx. 1950*

V. *Caucalidion lappulae* (R. Tx. 1950) von Rochow 1951*

Ass. *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* Timár 1954*

Trennarten: *Atriplex littoralis*, *A. prostrata*, *Chenopodium glaucum*, *Lepidium ruderae*, *Matricaria chamomilla*, *Puccinellia distans*

Sekundäre Trennarten: *Atriplex tatarica*, *Chenopodium chenopodioides*, *Crypsis schoenoides*, *Juncus ranarius*, *Lepidium perfoliatum*, *Lotus maritimus*, *Lotus tenuis*, *Puccinellia limosa*, *Spergularia marina*

Dominante und konstante Begleiter: *Anagallis arvensis*, *Chenopodium album*, *Cirsium arvense*, *Polygonum aviculare*, *Tripleurospermum inodorum*

Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte

Die letzte Dokumentation der Assoziation in Österreich liegt mit Strassers Studie 1983 weit zurück (VGL. STRASSER, 1983). Seither wurde sie nicht mehr dokumentiert (VGL. MUCINA, 1993A; RIES, 1992). Dieser Umstand, zusammen mit der kontinuierlich fortschreitenden Intensivierung des Ackerbaus und der Stilllegung von landwirtschaftlich unproduktiven Flächen, lässt den Schluss zu, dass die schon damals seltenen Biotope heute noch seltener und in den meisten Fällen erloschen sind. Darauf weist auch schon RIES (1992) hin.

Während die Gesellschaft im nordwestlichen Mitteleuropa fehlt, kommt bzw. wohl eher kam, sie im östlichen Mitteleuropa in Ungarn weit verbreitet (VGL. SOÓ, 1961), in Südmähren (VGL. KÜHN, 1963 ZIT. NACH RIES, 1992) gelegentlich und wahrscheinlich auch in Süd-Osteuropa (Jugoslawien, Rumänien) vor (VGL. RIES, 1992). Ich konnte entgegen meinen Erwartungen keine neueren Nachweise der Assoziation in Mitteleuropa finden. Auch in Westungarn, welches infolge der klimatischen Ähnlichkeit und den dort verbreiteten Salzböden potentiell geeignete Standorte bieten müsste, sind keine aktuellen Belege für die Existenz der Gesellschaft gegeben. So lassen PINKE & PÁL (2008), die im Zuge ihres Werkes die Beikrautgesellschaften Westungarns mit 1698 Vegetationsaufnahmen zwischen 1995 und 2005 erfasste, jeglichen Nachweis des *Matricaria-Atriplicetum* vermissen. Auch in anderen Werken über die Beikrautvegetation Ungarns wird die Gesellschaft nicht genannt (PINKE, 2004; PINKE ET AL., 2009; PINKE & PÁL, 2009; PINKE ET AL., 2010; PINKE ET AL., 2011, PINKE ET AL., 2012). Andere Werke, die sich mit der Salzvegetation ganz Ungarns auseinandersetzen, wie jenes von MOLNÁR & BORHIDI (2003), lassen die Gesellschaft zwar in einer syntaxonomischen Liste erscheinen, vertiefende Informationen zur Verbreitung und Erhaltungszustand der Ackersalz-Vegetation bleiben jedoch aus. Die 1963 von Kühn (KÜHN, 1963 ZIT. NACH HOLZNER, 1970) dokumentierten Ackerbeikrautbestände auf Salzböden in Südmähren finden in neueren Werken, welche die Segetalgesellschaften ganz Tschechiens zusammenfassend behandeln (VGL. LOSOSOVÁ ET AL., 2006; KROPÁČ, 2006), keinen Niederschlag. Womöglich sind sie heute schon erloschen. Neben der Seltenheit der Salz-Ackerbiotope, mag möglicherweise auch das, in Kreisen der Pflanzensoziologen verbreitete, Desinteresse gegenüber der Ackerbeikrautvegetation eine Ursache für die fehlenden Nachweise der Gesellschaft sein.

Neben der hohen Artenvielfalt, weisen die Extremstandorte auch eine hohe Anzahl gefährdeter Arten auf. Von 67 Arten, die in der vorliegenden Studie auf Ackersalzstandorten dokumentiert wurden, sind 18 gefährdet. Subtrahiert man die Ackergäste, die nur zufällig eingestreut vorkommen, verbleiben 50 sogenannte Kernsegetalarten (vgl. Kap. 3.5.4.2), von denen 16 gefährdet sind. Der Anteil der gefährdeten Kernsegetalarten ist mit 32% also beachtlich hoch. Drei Arten sind „vom Aussterben bedroht“ (*Lepidium perfoliatum* [71% Stet.], *Crypsis schoenoides* [14% Stet.], *Xanthium strumarium* [14% Stet.]), fünf Arten gelten als „stark gefährdet“ (*Hibiscus trionum* [71% Stet.], *Kickxia elatine* [43% Stet.], *Juncus ranarius* [14% Stet.], *Lythrum hyssopifolia* [14% Stet.], *Puccinellia limosa* [14% Stet.]) und acht als „gefährdet“ (*Chenopodium chenopodioides* [71% Stet.], *Erysimum repandum* [57% Stet.], *Silene noctiflora* [57% Stet.], *Atriplex prostrata* [29% Stet.], *Euphorbia platyphyllos* s.str. [29% Stet.], *Centaureum pulchellum* [14% Stet.], *Ranunculus arvensis* [14% Stet.], *R. sardous* [14% Stet.]).

Den Salz-Standorten kommt für den Erhalt der sehr seltenen Arten *Crypsis schoenoides*, *Lepidium perfoliatum*, *Juncus ranarius*, und *Hibiscus trionum* eine besondere Bedeutung zu.

Fazit – Erhaltungszustand in Mitteleuropa

Salzstandorte auf Äckern und ihre vielfältige, durch seltene stenöke Arten geprägte, „Salzbeikrautvegetation“ sind offensichtlich in ganz Mitteleuropa einschließlich Ungarn und Tschechien, wenn sie nicht schon zum größten Teil erloschen sind, sehr selten und stark gefährdet und weisen eine deutlich abnehmende Tendenz auf. Sie gelten nach der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs“ (VGL. TRAXLER ET AL., 2005A) als „vom Aussterben bedroht“.

4.1.3.7 *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft

Verband: *Malvion neglectae* (Gutte 1966) Hejný 1978

Diagnostische Artenkombination

Kennarten: *Amaranthus blitum*, ***Anthemis cotula***, *Chenopodium ambrosioides*, *C. murale*, *C. urbicum*, ***Hyoscyamus niger***, ***Malva neglecta***, *Urtica urens* (transgr.), ***Verbena officinalis***, *Xanthium spinosum*, ***X. strumarium***

Trennarten: *Euphorbia peplus*

Verbreitung, Standortsökologie, Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Der Verband ist Teil der Ordnung *Sisymbrietalia*, welche insbesondere durch eine therophytenreiche Ruderalvegetation geprägt ist. Die meist einschichtig aufgebauten Ruderalgesellschaften des Verbandes finden sich entweder auf anthropogenen Abfällen oder auf schwach verdichteten Böden mit hohem Gehalt an organischen Stoffen

(z.B.: durch Jauche angereichert). Das Areal der Gesellschaften hat einen subkontinental-mitteuropäischen Schwerpunkt. Die Assoziationen kommen ausschließlich in der planar-collinen Stufe vor (VGL. MUCINA, 1993A).

***Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft**

Die Gesellschaft wurde im Zuge dieser Arbeit erstmals beschrieben.

Diagnostische Artenkombination

Trennarten: *Stachys annua* (dom.), *Anagallis foemina*, *Euphorbia falcata*, *Lathyrus tuberosus*, *Reseda lutea*

Dominante und konstante Begleiter: *Anthemis cotula* (dom.), *Stachys annua* (dom.), *Convolvulus arvensis* (subdom.), *Anagallis arvensis*, *Chenopodium album*, *C. hybridum*, *Euphorbia helioscopia*, *Fallopia convolvulus*, *Hyoscyamus niger*, *Mercurialis annua*, *Polygonum aviculare*, *Solanum nigrum* subsp. *nigrum*, *Tripleurospermum inodorum*

Lokale Trennarten: *Anthemis cotula* (dom.), *Euphorbia helioscopia*, *Hyoscyamus niger*, *Reseda lutea*, *Anagallis foemina*

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Die Gesellschaft dominiert das Nationalpark-Ackerbiotop „Gänsebeikrautflur“ (vgl. Kap. 3.1.2.1) und kommt ausschließlich dort vor. Die insgesamt vier Parzellen mit einer Gesamtfläche von 20,5 ha sind in Ufernähe zwischen der Wörthen- und der Langen Lacke situiert (siehe Abb. 28).

Verbreitung und Standortsökologie

Um den Aufbau dieser einmaligen Pflanzengesellschaft verstehen zu können, werden Anfangs die spezifischen Standortfaktoren der Gänsebeikrautfluren beschrieben (vgl. auch Kap. 4.4 und Kap. 5.3.4.4):

Die Gänsebeikrautflur-Parzellen unterstehen keiner Fruchtfolge. Sie werden Jahr für Jahr mit Sommergerste bestellt, welche ausschließlich den Gänsen als Futter zu Verfügung gestellt wird (REINPRECHT, 2011).

Tatsächlich wird mehr oder weniger die gesamte Saat noch vor ihrer Keimung, bzw. zumindest alle Jungpflanzen vollständig aufgefressen, sodass im Juni kaum ein Getreidehalm mehr auf dem Acker zu finden ist (vgl. Kap. 4.4.3). Die Segetalvegetation genießt somit mehr oder weniger die ganze Saison über volles Sonnenlicht. Trotz der „getreidefreien“ Bedingungen werden die Parzellen im Frühjahr zwei bis dreimal gestriegelt. Erntemaßnahmen finden jedoch nicht statt. Die nächste Störung erfolgt erst unüblich spät im Oktober/November, wenn die Parzellen umgebrochen werden. Im Frühjahr, gegen Anfang April, werden die Parzellen, wie im Sommergetreideanbau üblich, vor dem Drillen gegrubbert (KROISS, 2016).

Die Ackerflächen grenzen alle mehr oder weniger direkt an die Wörthenlacke. Die Böden sind Feuchtschwarzerden (VGL. BFW, 2017), die den Zeigerarten zufolge (vgl. Kap.

5.3.4.4, 5.3.4.5) reich an Tonmineralien, aber dennoch einigermaßen gut durchlüftet sind. Durch ihre abgelegene Lage in Lacken-Nähe stellen sie beliebte Nahrungsgründe für Wasservögel, insbesondere für Gänse dar, was wiederum Konsequenzen auf die Standortsbedingungen hat (vgl. Kap. 5.3.7.2):

Einerseits führt der häufige Gänsebetritt auf tonhaltigen Böden zu oberflächlichen Verdichtungen (VGL. LEISER, 1969), andererseits bedingt die jährlich stattfindende intensive Beweidung eine regelmäßig erfolgende organische Düngung mit Exkrementen. Es erfolgt zwar keine oder nur eine geringe Zufuhr von Nährstoffen von außen in das System. Im Gegensatz zum Winter- und Sommergetreide findet hier jedoch auch kein jährlicher Nährstoffentzug statt, weshalb der Nährstoffgehalt der Gänsebeikrautäcker wohl auch höher liegt. Das vermehrte Vorkommen von Stickstoffzeigerarten, wie zum Beispiel *Datura stramonium* und *Xanthium strumarium* unterstreicht diese Annahme. Zudem fördert die Düngung mit Gänsekot einerseits die Bildung von bodenstabilisierendem Humus, was wiederum die Wasserhaltekapazität fördert, andererseits aber auch eine gute Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen ermöglicht. Auch partiell erhöhte Stickstoffgehalte durch lokale Konzentrationen von Vogelexkrementen sind die Folge.

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Die Gänsebeikrautfluren, bzw. die *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft wurde mittels sechs Vegetationsaufnahmen, in denen insgesamt 48 Arten aufgenommen wurden, dokumentiert. Aus der geringen Stichprobenzahl (vgl. Kap. 5.1.1, Abschnitt „Stichprobenanzahl“) erklärt sich der große Arten-Zuwachs durch die zusätzlichen Ackerbiotop-Artenaufnahmen (vgl. Kap. 3.2.2) auf insgesamt 80 Arten. Die mittlere Artenzahl pro Aufnahme ist mit 22 ähnlich hoch, wie jene im Wintergetreide oder auf den Salzflächen.

Auf weiten Strecken sind keine Gerstenhalme zu sehen, während die Beikrautvegetation den Boden meist zur Gänze bedeckt. Die durchschnittlichen **Deckungswerte** betragen für die Kultur 0,2%, für die Beikrautschicht 98,4% (vgl. Kap. 4.4.3). Die Felder wirken durch ihren Blütenreichtum und ihre rasterartige Struktur, die durch die Bewirtschaftung mit Traktoren entsteht, wie riesige, angelegte Blumenbeete (siehe Abb. 7). Die durchschnittliche Beikrauthöhe von 33cm ähnelt jenen der Wintergetreide- und Sommerhaferbestände.

Die vertikale **Schichtung** unterscheidet sich jedoch deutlich. Die Vegetation präsentiert sich in einem mehr oder weniger homogenen, etwa 30cm hohen Teppich, der ab und an von hochwüchsigen Pflanzenarten deutlich überragt wird. *Stachys annua* und *Anthemis cotula* dominieren mit durchschnittlichen Deckungswerten um die 50% die Bestände. Beide Arten prägen als reich blühende und duftende „Teppichbildner“ das Bild der Gesellschaft (siehe Abb. 7, 48). In allen übrigen Beikrautgesellschaften des Nationalparks befindet sich *Stachys annua* zur gleichen Zeit meist erst im Rosettenstadium, was vor allem durch die Konkurrenzwirkung des dort üppig ausgeprägten Getreides zu erklären ist. Die häufigen rankenden, bzw. windenden Arten *Convolvulus*

arvensis, *Fallopia convolvulus* und *Lathyrus tuberosus* (14%, 9% und 4,5% mittlere Deckung) verweben den Teppich zu einem lockeren Geflecht. Die Gänsefußarten *Chenopodium album* und *Chenopodium hybridum*, das Bilsenkraut (*Hyoscyamus niger*), der Stechapfel (*Datura stramonium*), die Eselsdistel (*Onopordum acanthium*) und die Spitzklette (*Xanthium strumarium*) kommen zerstreut vor und ragen dann meist weit über den blühenden Teppich hinaus.



Abb. 7 Foto: Gänsebeikrautflur

Aspekt mit dominierender Stink-Hundskamille (*Anthemis cotula*), im Vordergrund *Adonis aestivalis*.

Ökologische Artengruppen

Die speziellen Umwelteinflüsse dieses eigenartigen Ackerbiotops führen zur Ausbildung einer ebenso speziellen Artengarnitur. Fünf verschiedene Ökologische Artengruppen, die die Standortsbedingungen in treffender Art und Weise widerspiegeln, können dabei unterschieden werden:

Getreidebeikräuter

Der jährliche Umbruch im Frühling verhindert die Etablierung von winterannuellen „Wintergetreidearten“, wie zum Beispiel *Papaver rhoeas*, *Anthemis austriaca* und *Camelina microcarpa*. Die Sommergetreide-Bewirtschaftung der Gänsebeikrautfluren spiegelt sich allerdings im Vorkommen typischer, im Frühling keimender Sommergetreide- und Stoppelbeikrautarten wider. Die Charakterarten des „Caucalidion“ *Stachys annua*, *Anagallis foemina*, *Euphorbia falcata* und *Lathyrus tuberosus*, die auch in den Winter- und Sommergetreidefluren des Nationalparks häufig vorkommen, erreichen auch hier hohe Stetigkeitswerte. Die ersten beiden Arten sind charakteristisch für Stoppelfelder. Ihr gehäuftes Vorkommen in dieser Gesellschaft weist auf den hohen Lichtreichtum der Gänsebeikrautfluren hin.

Ruderalarten

Sowohl das Ausbleiben von Erntemaßnahmen, als auch die fehlende Konkurrenzwirkung durch das Getreide, fördert offensichtlich eine Ansiedlung von typischen Ru-

deralarten. Dieser „ruderales Charakter“ der Beikrautvegetation macht sich insbesondere durch das verbreitete Vorkommen der Kennarten des Verbandes „*Malvion neglectae*“ *Anthemis cotula*, *Hyoscyamus niger*, *Malva neglecta* und *Xanthium strumarium*, den Kennarten der Ordnung „*Sisymbrietalia*“ *Datura stramonium* und *Amaranthus powellii*, der Kennart des „*Onopordion acanthii*“ *Onopordum acanthium* und der Ruderalart *Reseda lutea* bemerkbar. Hinzukommend verdeutlicht der hohe Anteil der Ackergäste von 33% den ruderalen Charakter der Gänsebeikrautfluren.

Hackfruchtarten

Die standortsökologischen Bedingungen „jährlicher Bodenumbruch im Frühling“, „hoher Licht- und Wärmeeintrag“ und „relativ hohe Stickstoffgehalte“ erklären das stark vermehrte Auftreten von typischen Hackfruchtarten, wie *Mercurialis annua*, *Solanum nigrum s.str.* und *Chenopodium hybridum* (Treuewerte von 47, 38 und 32). Außerdem fällt *Chenopodium album*, wie auch die zuvor genannten Arten, durch seine vergleichsweise hohe Vitalität auf. Die beiden, auf die *Stachys annua*-Gesellschaft beschränkten Arten *Diploaxis muralis* und *Amaranthus powellii* kommen ebenfalls häufig auf Hackfruchtäckern vor.

Stickstoffzeiger

Unter den genannten Ruderalarten zeigen besonders *Hyoscyamus niger*, *Malva neglecta*, *Datura stramonium* und *Onopordum acanthium* die durch Vogelexkrementen zumindest lokal erhöhten Stickstoffzeigerwerte an. Den ersten beiden Arten ist nach ELLENBERG (1974) der maximale Stickstoffzeigerwert von 9, dem Stechapfel und der Eselsdistel ein Wert von 8 zugewiesen. Aber auch die Hackfruchtarten *Mercurialis annua*, *Solanum nigrum* und *Chenopodium hybridum* gelten mit einem Zeigerwert von 8, als Zeiger hoher Stickstoffkonzentrationen. Der hohe Stickstoffgehalt spiegelt sich auch durch den, im Gegensatz zu den anderen Gesellschaften, relativ hohen mittleren Stickstoffwert von 5,3 wider (vgl. Tab. Anhang IV).

Schwere und frische Böden anzeigende Arten: Die frischen, tonhaltigen Bodenbedingungen der Gänsebeikrautfluren drücken sich vor allem in den dominanten Beständen von *Anthemis cotula*, ein Ton- und Garezeiger nach OBERDORFER (2001), aus. Aber auch das gehäufte Auftreten von *Euphorbia platyphyllos s.str.*, das nach KÄSTNER ET AL. (2001) und OBERDORFER (2001) auf frischen bis feuchten, sehr nährstoff-, besonders stickstoffreichen, schweren Lehmböden vorkommt, verweist auf die hiesigen Bodenverhältnisse.

Die Einordnung der Arten in ökologische Typen erfolgte durch Zuhilfenahme der Literatur (VGL. ELLENBERG, 1974; FISCHER ET AL., 2008; OBERDORFER, 2001; KÄSTNER ET AL., 2001).

Das jährliche Ausbleiben eines Fruchtfolgewechsels führt zu einer stark selektierten, „stabilen“ Beikrautvegetation. Es darf angenommen werden, dass dieser Effekt auch entscheidend zur eindeutigen Abhebung der Artengarnitur der Gänsebeikrautfluren von den übrigen Ackerbiotopen beiträgt.

Syntaxonomische Anmerkungen

Die Assoziation vermittelt primär zwischen dem Verband *Caucalidion* (*Centaureetalia cyani*) bzw. der für Stoppelfelder charakteristischen Gesellschaft „*Stachyo annuae-Setarietum pumilae* Felföldy 1942 corr. Mucina 1993“ und dem *Malvion neglectae* (*Sisymbrietalia*). In der Tabelle Tab. Anhang II: *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft ist gut zu erkennen, dass sowohl Charakterarten des *Caucalidion*, als auch des *Malvion neglectae* konstante Begleiter mit zum Teil hohen Deckungswerten darstellen. Zusätzlich zum ruderalen Charakter der Gänsebeikrautfluren, waren schlußendlich die regelmäßig auftretenden Kennarten der *Sisymbrietalia*: *Amaranthus powellii* und *Datura stramonium* ausschlaggebend für die Einordnung der Bestände in das *Malvion neglectae*. Die Trennarten der Gesellschaft stellen somit hauptsächlich Kennarten des *Caucalidion* dar, die die Gesellschaft zusammen mit den Kennarten des *Malvion neglectae* gut charakterisieren.

Die *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft im Nationalpark könnte allerdings ebenso gut dem *Caucalidion* zugewiesen bzw. als Subassoziation des *Stachyo annuae-Setarietum pumilae* charakterisiert werden. Insbesondere die von PINKE & PÁL (2008) beschriebenen Vegetationsbestände des *Stachyo-Setarietum* im benachbarten Westungarn zeigen große Übereinstimmungen. Folgende Diagnostische Arten des *Setarietum pumilae* nach PINKE & PÁL (2008) treten auch in der *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft regelmäßig auf: *Stachys annua*, *Euphorbia falcata*, *Mercurialis annua*, *Reseda lutea*, *Anagallis foemina*, *Setaria viridis*, *Silene noctiflora*.

Desweiteren sind Übergänge zum *Onopordion acanthii* zu erkennen. Dies äußert sich einerseits durch das regelmäßige Auftreten der Kennart des „*Onopordion*“ *Onopordum acanthium*, sie scheint hier ihren Entwicklungszyklus, wenn auch eingeschränkt, regelmäßig abschließen zu können, zum anderen dienen auch die *Malvion neglectae*-Kennarten *Anthemis cotula* und *Malva neglecta* und auch *Datura stramonium* als Trennarten des *Onopordion* (VGL. MUCINA, 1993C).

Hinzukommend vermitteln die Hackfruchtarten *Mercurialis annua*, *Solanum nigrum* s.str., *Chenopodium hybridum* und *Chenopodium album* zur Gesellschaft *Echinochloa-Setarietum pumilae* Felföldy 1942 corr. Mucina hoc loco, die auf Hackfruchtäckern des pannonischen Raumes die am weitesten verbreitete Assoziation darstellt.

Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte

Die Pflanzengesellschaft hat vor allem aufgrund ihrer eigentümlichen und vielfältigen Artenkomposition einen hohen naturschutzfachlichen Wert. Außerdem bieten die Gänsebeikrautfluren geeignete Habitate für eine Reihe von gefährdeten Pflanzenarten. Nach Abzug der Ackergäste, bleiben von insgesamt 80 Arten 54 Kernsegetalarten, von denen 10 Arten (18,5%) gefährdet sind, übrig. Neben den gefährdeten Arten *Euphorbia platyphyllos* s.str. (17% Stetigkeit), *Ajuga chamaepitys* (33% Stet.), *Silene noctiflora* (33% Stet.), *Kickxia elatine* (33% Stet.) und *Adonis aestivalis* (ein einziger kleiner Bestand am Ackerrand), die auch in anderen Assoziationen des Nationalparks regelmäßig Fuß fassen, sind die Arten *Anthemis cotula* und *Xanthium strumarium* auf

diese Flächen konzentriert bzw. kommen fast ausschließlich hier vor. Für sie stellen dies Gänsebeikrautfluren besonders wichtige Rückzugsräume dar. *Anthemis cotula* erreicht hier sogar eine Stetigkeit von 100% bei einer durchschnittlichen Deckung von 48%. *Xanthium strumarium* kommt zerstreut vor (33% Stetigkeit). Bemerkenswert ist auch das Vorkommen der sehr seltenen „vom Aussterben bedrohten“ Art *Myagrum perfoliatum*. Es beschränkt sich allerdings auf ein einziges Individuum. Die Art bildet hingegen im Wintergetreide einen stattlichen, vitalen Bestand aus (vgl. Kap. 5.3.4.2).

Eine ausführliche Beschriftung der naturschutzfachliche Analyse des Nationalpark-Ackerbiotops „Gänsebeikrautflur“ lesen sie in den Kapiteln Kap. 5.3.2.3 und Kap. 5.3.4.4, sämtliche Daten und Fakten im Ergebnisteil, Kap. 4.4.

4.1.3.8 *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae* Wagn. ex Holzner 1973*

Verband: *Nanocyperion* Koch ex Libbert 1932

Diagnostische Artenkombination

Kennarten: *Carex viridula*, ***Centaureum pulchellum***, *Centunculus minimus*, *Cyperus fuscus*, *Eliocharis carniolica*, *Gnaphalium uliginosum*, *Gypsophila muralis*, *Hypericum humifusum*, *Isolepis setacea*, *Juncus articulatus*, *J. bufonius*, *J. capitatus*, *J. sphaerocarpos*, *J. tenageia*, *Limosella aquatica*, *Lindernia procumbens*, *Ludwigia palustris*, ***Lythrum hyssopifolia***, *Marsilea quadrifolia*, *Mentha pulegium*, *Peplis portula*, *Pseudognaphalium luteoalbum*, ***Ranunculus sardous***, *Riccia cavernosa* (Moos), *Sagina nodosa*, *Veronica acinifolia*

Verbreitung, Standortsökologie, Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Der Verband ist in Österreich monotypisch für die Ordnung *Nanocyperetalia*, welche wiederum monotypisch für die Klasse *Isoëto-Nanojuncetea* ist. Er umfasst kurzlebige, unbeständige Gesellschaften auf freien wechselfeuchten Böden in Europa unterschiedlicher Klimata (VGL. TRAXLER, 1993).

Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae

Diagnostische Artenkombination

Kennarten: ***Lythrum hyssopifolia*** (transgr., dom.), ***Veronica anagalloides***

Konstante Begleiter: *Agrostis stolonifera*, ***Cirsium arvense***, *Juncus articulatus*, *Plantago major* subsp. *intermedia*, *Ranunculus repens*, ***Ranunculus sardous***

Verbreitung und Standortsökologie

Die wärmeliebende Gesellschaft besiedelt nasse, krumenfeuchte Ackermulden und leicht salzbeeinflusste Nassbrachen in der pannonischen Klimaprovinz Österreichs.

Sie stellt eine soziologische Grenze zwischen Ackerbeikraut- und Zwergbinsengesellschaften mit allen Übergangsformen dar (VGL. TRAXLER, 1993).

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Die Gesellschaft konnte nur auf den im Nationalpark befindlichen Wintergetreideparzellen 12 und 13 durch zwei Vegetationsaufnahmen dokumentiert werden. Sie ist zum Großteil nur fragmentarisch ausgeprägt und beschränkt sich auf wenige Quadratmeter große Patches. Diese befinden sich im äußersten Ackerrandbereich, nahe am Ufer der Wörthen-Lacke (siehe Abb. 28).

Vegetationsstruktur und floristischer Aufbau

Die Assoziation ist im Nationalpark auf verdichtete, tonreiche und mehr oder weniger getreidefreie Ackermulden beschränkt.

Die Artenzahlen der beiden Aufnahmen betragen 39 (Übergangsgesellschaft) und 19. Die Beikrautdeckung ist mit 65% bzw. 75% relativ hoch. Viele Arten sind auf den ton- und zum Teil salzreichen Böden nur kümmerlich entwickelt, was sich in der Ausbildung einer durchschnittlich nur 5cm hohen, einschichtigen Beikrautdecke widerspiegelt.

Die Kennarten der Klasse *Isoëto-Nanojuncetea* *Ranunculus sardous* und *Centaureum pulchellum* zeigen zusammen mit den Assoziations-Kennarten *Lythrum hyssopifolia* und *Veronica anagalloides* die wechselfeuchten Verhältnisse auf tonhaltigen Böden gut an. Aber auch die, in beiden Aufnahmen vorkommende, sehr seltene Art *Juncus ranarius*, die nach FISCHER ET AL. (2008) auf feuchten bis nassen offenen Stellen verbreitet ist, fügt sich mit einem durchschnittlich hohen Deckungswert von 13% gut in die Gesellschaft ein. Ihr regelmäßiges Vorkommen auf schwach salzigen Böden (VGL. FISCHER ET AL., 2008) lässt, zusammen mit dem Vorkommen von *Matricaria chamomilla* und dem individuenreichen Bestand von *Tripleurospermum inodorum* auf eine Versalzung der Aufnahme 76 schließen. TRAXLER (1993) gibt die Art *Juncus ranarius* für seine Aufnahmen auf Brachflächen in Donnerskirchen sogar als lokale Charakterart der Gesellschaft an. *Anagallis arvensis* und *Polygonum aviculare* fallen durch hohe Vitalität und eine hohe Individuenzahl auf. Zu ihnen gesellen sich eine Reihe von wärmeliebenden Verbandskennarten des *Caucalidion*, namentlich *Lathyrus tuberosus*, *Euphorbia falcata*, *E. exigua*, *E. platyphyllos* und *Ranunculus arvensis*.



Abb. 8 Foto: Ackerfeuchtstandort in Traktorspurinne im Nationalpark.

Während die benachbarten Ackerböden von Trockenheit geprägt sind, ist der tonhaltige Boden inmitten einer tiefen Traktorspurinne noch nass. Er trägt die Assoziation „*Veronico-Lythretum*“. Zu sehen sind die Rosetten des Sardinien-Hahnenfußes *Ranunculus sardous*.

Syntaxonomische Anmerkungen

Beide untersuchten Bestände sind durch das Vorkommen von diagnostischen Arten der Gesellschaft gut gekennzeichnet. Ein Bestand (Aufnahme Nr. 76) stellt, wie zuvor schon angedeutet wurde, eine Übergangsgesellschaft zur Salz-Beikrautgesellschaft *Matricaria-Atriplicetum* dar (vgl. Kap. 4.1.3.6).

Erhaltungszustand und Naturschutzfachliche Aspekte

Alle vier ausschließlich auf die beiden Feuchttacker-Beikrautbestände beschränkten Kennarten des *Nanocyperion* bzw. des *Veronico-Lythretum* gelten zumindest im Pannonikum als gefährdet. *Lythrum hyssopifolia* und *Veronica anagalloides* sind im Burgenland „stark gefährdet“ und in Österreich „gefährdet“. *Ranunculus sardous* gilt im Burgenland als „gefährdet“. *Centaureum pulchellum* ist „regional im Pannonikum gefährdet“.

Der Erhaltungszustand der Assoziation im Untersuchungsgebiet ist als schlecht zu bewerten. Sie ist insbesondere durch eine potentielle Bewirtschaftungsaufgabe der ertragsschwachen Ackerrandbereiche stark gefährdet. Mehr zur naturschutzfachlichen Bedeutung der Ackerfeuchtbiopte lesen sie im Diskussionsteil, Kap. 5.3.4.9.

4.1.4 Fazit

Auf den Seewinkler Getreideäckern wurden sechs verschiedene Assoziationen festgestellt. Die Segetalvegetation der Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland werden von der monotonen, artenarmen und im Rahmen dieser Arbeit erstmals beschriebenen Fragmentgesellschaft *Polygonum-Caucalidion* dominiert. Nur ein sehr geringer Prozentsatz der „konventionellen“ Äcker wird extensiv bewirtschaftet und weist die ehemals weit verbreitete, artenreiche Gesellschaft *Camelino-Anthemidetum* in guter Ausbildung auf. Die Getreideäcker des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel sind hingegen durchwegs von dieser Gesellschaft überprägt. Dabei konnten für die Sommer- und die Wintergetreidebeikrautvegetation zwei unterschiedliche Subassoziationen und zwei Assoziationsformen unterschieden werden. Die Gesellschaft *Veronicetum trilobae-triphyllidi* bildet den Frühjahresaspekt der Wintergetreideäcker im Nationalpark. Im konventionellen Agrarland fehlt sie hingegen meist oder ist nur fragmentarisch ausgebildet. Die Sommergersteäcker bzw. Gänsebeikrautfluren im Nationalpark weisen eine bemerkenswerte und wohl einzigartige, im Rahmen dieser Arbeit neu beschriebene Pflanzengesellschaft, die *Stachys annua-(Sisymbrietalia)-Gesellschaft*, auf. Feuchte, verdichtete, tonhaltige und kaum salzbeeinflusste Ackersenken im Nationalpark tragen die „Zwergbinsen-Gesellschaft“ *Veronico-Lythretum*. Sie tritt hier aber nur sehr selten auf und ist dann meist nur fragmentarisch ausgeprägt. Sieben mehr oder weniger stark salzhaltige, kleinflächige Standorte auf den Nationalparkäckern weisen durchwegs die Assoziation *Matricario-Atriplicetum* auf. Jene „vom Aussterben bedrohte“ Gesellschaft wurde einer eingehenden Analyse unterzogen, aus der sich ein Aktualisierungsvorschlag der pflanzensoziologischen Charakterisierung und Einordnung der Assoziation ergab.

4.2 Eine Gegenüberstellung: Die Wintergetreide-Beikrautvegetation des Nationalparks und des konventionellen Agrarlandes

Unterscheidet sich die Ackerbeikrautvegetation der extensiven Wintergetreideäcker im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel signifikant von jener des umgebenden konventionellen Agrarlandes?

Dieses Kapitel soll einerseits einen repräsentativen Querschnitt der Ackerbeikrautvegetation von Wintergetreideäckern des Seewinkels darstellen. Andererseits dient der

Vergleich der beiden „Systeme“ der Beschreibung von verschiedenen Ausprägungsformen der Beikrautvegetation in Bezug auf unterschiedliche Bewirtschaftungsfaktoren. Hierbei stehen vor allem die Äcker des Nationalparks mit ihren außergewöhnlich „beikrautfreundlichen“ Bedingungen (vgl. *Kap. 2.4.3.2*) im Vordergrund. Welche Auswirkungen haben die sechzehn Jahre lang andauernde Unterlassung einer Herbizid-Behandlung und eine über zehn Jahre ausbleibende Düngung auf die Beikrautvegetation? Die Antwort auf diese Frage wird durch den Kontrast der beiden Landwirtschafts-Systeme augenscheinlich dargestellt. Aber auch die naturschutzfachliche Bedeutung der Nationalparkäcker gewinnt erst in Gegenüberstellung zu den „üblich“ bzw. konventionell bewirtschafteten Äckern an Aussagekraft. Die Karte (*Abb. 9*) zeigt alle Parzellen, die in die Vergleichsanalyse miteinbezogen wurden.

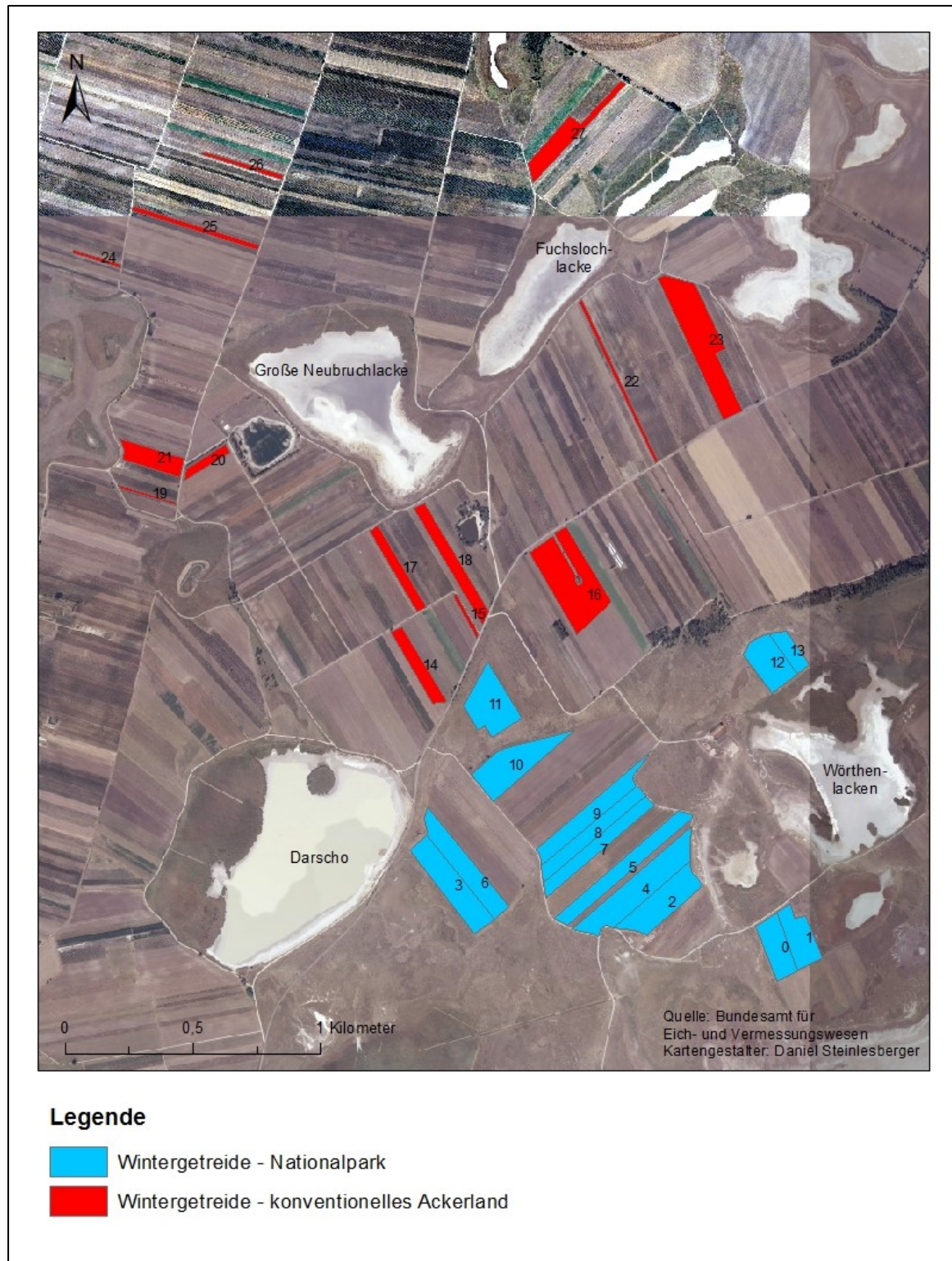


Abb. 9 Karte: Wintergetreide im Nationalpark und im konventionellen Ackerland
Die Zahlen in den Polygonen stehen für die Parzellennummern.

Datenquellen

Alle Ergebnisse dieses Kapitels bauen ausschließlich auf den Vegetationsdaten auf, die im Zuge des Samplingdesigns entworfen wurden (Zentral- und Randaufnahmen).

Zusätzliche Vegetationsdaten der Nationalparkäcker („Raritätenaufnahmen“, „Biotop-Artenaufnahmen“) finden hier also keinen Niederschlag (vgl. *Kap. 3.1, 3.2*).

Insgesamt wurden 36 Vegetationsaufnahmen in 14 Parzellen des konventionellen Agrarlandes und 35 Aufnahmen in ebenfalls 14 Parzellen des Nationalparks getätigt.

Die zufällig ausgewählten Ackerparzellen des „konventionellen“ Agrarlandes stellen, wie schon im Methodik-Kapitel *Kap. 3.1.2* erläutert, einen Querschnitt der modernen Landwirtschaft im Seewinkel dar und können demnach neben konventionell bewirtschafteten Äckern auch biologisch oder extensiv bewirtschaftete Äcker beinhalten. Die Unterscheidung von biologisch und konventionell bewirtschafteten Parzellen war mir am Feld nicht möglich, zumal beide oft ähnlich geringe Beikrautdeckungswerte aufweisen (VGL. WEDENIG, 2012). Dementsprechend wurde diese nicht in die Analyse mit einbezogen. Untersuchungen, die den Vergleich der Ackerbeikrautvegetation von biologisch bewirtschafteten Äckern mit konventionell bewirtschafteten Äckern ins Zentrum stellen, sind zum Beispiel jene von WEDENIG (2012), PLAKOLM (1989) und MATOUCH (1992).

4.2.1 Die Vegetationstabelle

Divergenzen und Konvergenzen der Artengarnituren der beiden Systeme sind in der Tabelle *Tab. Anhang V* ersichtlich dargestellt. Sie bildet das wichtige Begleitinstrument dieses Kapitels. Ähnlich wie die pflanzensoziologische Treue-Tabelle (*Tab. Anhang III*; vgl. auch *Kap. 4.1.1.3*), zeigt auch diese Tabelle Stetigkeits-, mittlere Deckungs- und Treuewerte der einzelnen Arten. Für jede gefährdete Art ist sowohl der Gefährdungsgrad für Österreich, als auch für das Burgenland angeführt. Kernsegetalarten, Ackergäste (vgl. *Kap. 3.5.4*) und bedeutsame pflanzensoziologische Differentialarten sind als diese gekennzeichnet.

Die jeweils höchsten Stetigkeits-, Deckungs- und Treuewerte einer Art sind durch Abdunkelung ihrer Hintergrundfarbe gekennzeichnet. Erreicht ein Parameter in beiden Gebieten einen ähnlich hohen Wert, sind beide Werte nicht farblich hinterlegt. Die Minstdifferenz für eine farbliche Hinterlegung beträgt für die Stetigkeit 5%, die Deckung 0,5% und die Treue 5 Treueeinheiten. Treuewerte über 35 sind durch ein noch dunkleres Violett, Deckungswerte über 7 durch ein noch dunkleres Braun gekennzeichnet. Die jeweils fünf höchsten Stetigkeits-, Deckungs- und Treuewerte des jeweiligen Gebietes sind fett markiert. Bei mehreren fünften Plätzen, sind auch deren Werte fett markiert.

4.2.2 Vegetationsstruktur

Getreidearten bzw. -sorten

Die verschiedenen Getreidesorten haben für die Ausbildung der Beikrautvegetation nur eine untergeordnete Bedeutung (VGL. HOLZNER, 1970; RIES, 1992) und wurden daher weder in das Samplingdesign, noch in die Vegetationsanalyse mit einbezogen. Nichtsdestotrotz soll die Sortenverteilung der beiden Gebiete nicht vorenthalten werden. Auf den konventionellen Äckern des Seewinkler Umlandes stellt Winterweizen die häufigste Kultur dar. Über die Hälfte der Parzellen werden mit Weizen bestellt, Roggen und Gerste folgen mit jeweils 22%. Im Nationalpark wird auf über zwei Drittel der Parzellen „x *Triticale*“, auf den restlichen Parzellen Roggen angebaut (siehe Abb. 10).

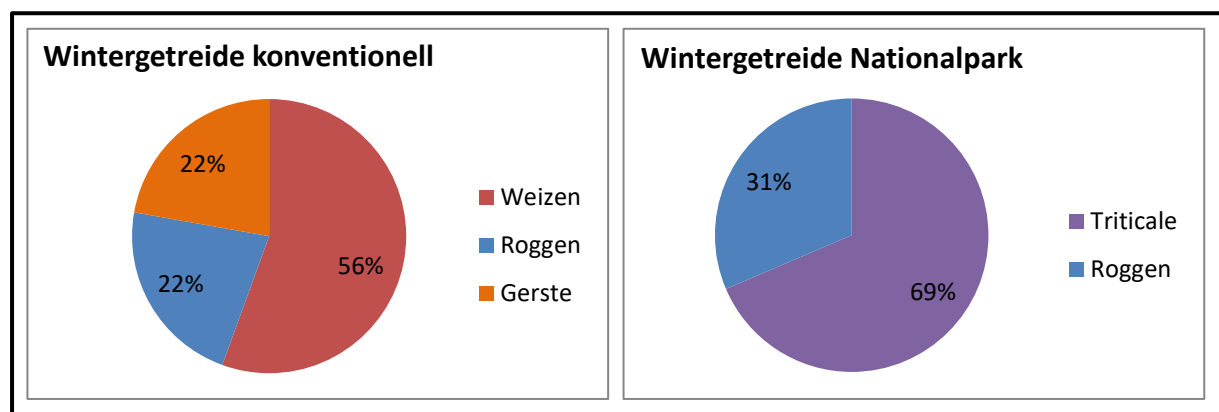


Abb. 10 Kreisdiagr.: Verteilung der untersch. Wintergetreidekulturen im NP und im konv. Agrarland

Deckungs- und Höhenwerte der Beikrautvegetation und der Kultur

Die Segetalvegetation ist im Nationalpark erwartungsgemäß deutlich üppiger ausgeprägt als im benachbarten konventionellen Ackerland. Tab. 5 zeigt eine Gegenüberstellung der Mittelwerte aller aufgenommenen Parameter zur Vegetationsstruktur.

Tab. 5 Deckungs- und Höhenwerte des Getreides und der Beikrautvegetation.

Die Tabelle zeigt Mittelwerte (Mw) und Standardabweichungen (s) der Vegetationsstrukturparameter der konv. Wintergetreideäcker (WIG kon) und der Wintergetreideäcker des NP (WIG NP). Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Systemen sind durch fett gedruckte Ergebniswerte gekennzeichnet.

	WIG kon		WIG NP	
	Mw	S	Mw	s
Beikrautdeckung (%)	14.0	20.5	67.9	21.5
Kulturdeckung (%)	78.0	15.4	44.1	23.5
Gesamtdeckung (%)	83.3	11.2	86.7	16.4
Beikrauthöhe (cm)	8.5	7.4	33.7	17.4
max. Beikrauthöhe (cm)	46.2	37.8	79.9	21.1
Kulturhöhe (cm)	90.7	22.6	79.1	27.4

Die Beikrautdeckung

Die durchschnittliche Beikrautdeckung der Nationalparkäcker (67,9%) überragt jene der konventionellen Äcker (14%) bei weitem. Der signifikante Unterschied ($t(60) = -11,13$; $p = 0,000$) ist in *Abb. 13* durch die Darstellung des Boxplots gut ersichtlich. Bei genauer Betrachtung des Diagramms fällt auf, dass der Median des „konventionellen“ Boxplots bei nur 5% liegt. Die Hälfte aller Aufnahmen weist also eine Beikrautdeckung von unter 5% auf! Ihnen gebührt die sogenannte Bezeichnung der Ackerwüste. Die *Abb. 11* und *Abb. 41* dienen als beispielhafte Fotos solcher Äcker. Ein weiteres Viertel der Aufnahmen (oberes Quartil) befindet sich zwischen bescheidenen 5% und 20%. Das restliche Viertel rekrutiert sich aus Ausreißern mit deutlich höheren Deckungswerten. Unter ihnen befindet sich neben zwei offensichtlich „schleißig“ bewirtschafteten Äckern, in denen die Unkrautbekämpfungsmethoden scheinbar reduziert stattfanden, ein extensiv bewirtschafteter Acker. Die besagte Extensiv-Parzelle Nr. 17 tritt in diesem Boxplot mit den drei Ausreißer-Punkten bei 60%, 70% und 80% Beikrautdeckung hervor und erklärt die Anhebung des Mittelwertes auf 14%.

Der zweite Boxplot zeigt, dass die Streuung der Deckungswerte auch in den Äckern des Nationalparks sehr hoch ist. Etwa drei Viertel der aufgenommenen Beikrautbestände erreicht Deckungswerte über 60%. *Abb. 12* zeigt ein Foto eines repräsentativen Nationalparkackers mit einer üppig ausgebildeten Segetalvegetation. Neben solchen dichtbewachsenen Bereichen, kommen jedoch auch schütterere Beikrautfluren regelmäßig vor. Interessanter Weise zeigen diese oft keinen eindeutigen Zusammenhang zur Getreidedichte. So weisen etliche Vegetationsaufnahmen, trotz einer relativ hohen Kulturdeckung von über 60%, Beikrautdeckungswerte von 70% und mehr auf. Fällt die Getreidedichte jedoch auf besonders niedrige Deckungswerte, wie es zum Beispiel an stark durch Gänseäsung beeinflussten Stellen der Fall ist (vgl. *Kap 5.3.7*), ist eine überdurchschnittlich hohe Beikrautdichte dann meist die Regel (vgl. *Tab. Anhang I*).



Abb. 11 Foto: Intensiv-Wintergetreideacker aus der Vogelperspektive.

Der Intensivacker zeigt einen dichten Weizenbestand mit kaum Beikrautvegetation, ein typischer Getreideacker des Seewinkels.

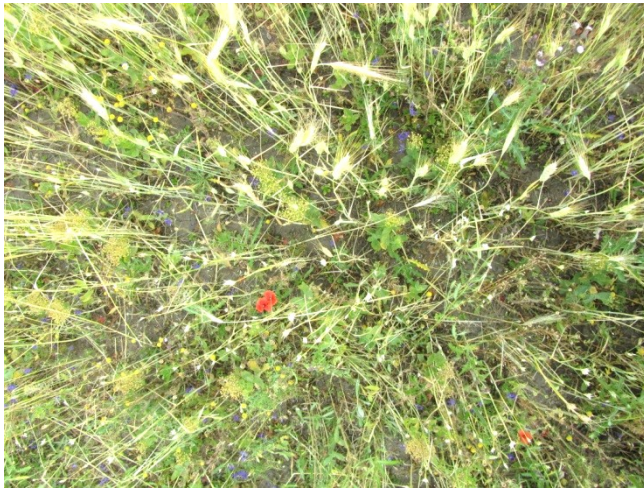


Abb. 12 Foto: Wintergetreideacker im Nationalpark aus der Vogelperspektive.

Im Kontrast zum Intensivacker (Abb. 11), weist der Nationalparkacker einen lockeren Getreidebestand und eine üppige Beikrautvegetation auf: Ackerrandaspelt mit besonders lockerem *Triticale*- und üppigem *Lepidium draba*-Bestand.

Die Deckung des Getreides und die Gesamtdeckung

Die Deckung des Getreides ist im Intensiv-Agrarland mit einem Mittelwert von 78% auch erwartungsgemäß signifikant höher als jene der Nationalparkäcker, in denen das Getreide durchschnittlich nur 44,1% des Bodens abdeckt ($t(58) = 7,15$; $p = 0,000$). Die Boxplots (Abb. 13) machen ersichtlich, dass der Großteil der konventionellen Getreidebestände sehr dicht ist, während wenige schon zuvor erwähnte „nachlässig“ bewirtschaftete Parzellen eine deutlich geringere Kulturdeckung aufweisen. Die Getreidebestände der Nationalparkäcker zeichnen sich, neben ihrem lockeren Bewuchs auch durch eine hohe Varianz der Kulturdeckung aus. Von Stellen mit sehr dichtem Getreidebestand bis hin zu Bereichen, in denen, wenn überhaupt, nur vereinzelt stehende Halme ihr Dasein fristen, sind alle Übergänge ausgeprägt. Wie es zu diesen

stark strukturierten Getreidebeständen kommt und welche Auswirkungen diese auf die Lebewelt haben, lesen sie im Kapitel *Kap. 5.3.7.2*.

Legt man das Augenmerk auf die Gesamtdeckung der Vegetation, also ohne Kulturpflanzen und Beikräuter zu segregieren, fällt auf, dass beide Systeme mit durchschnittlich über 80% Deckung sehr ähnlich hohe Werte erreichen.

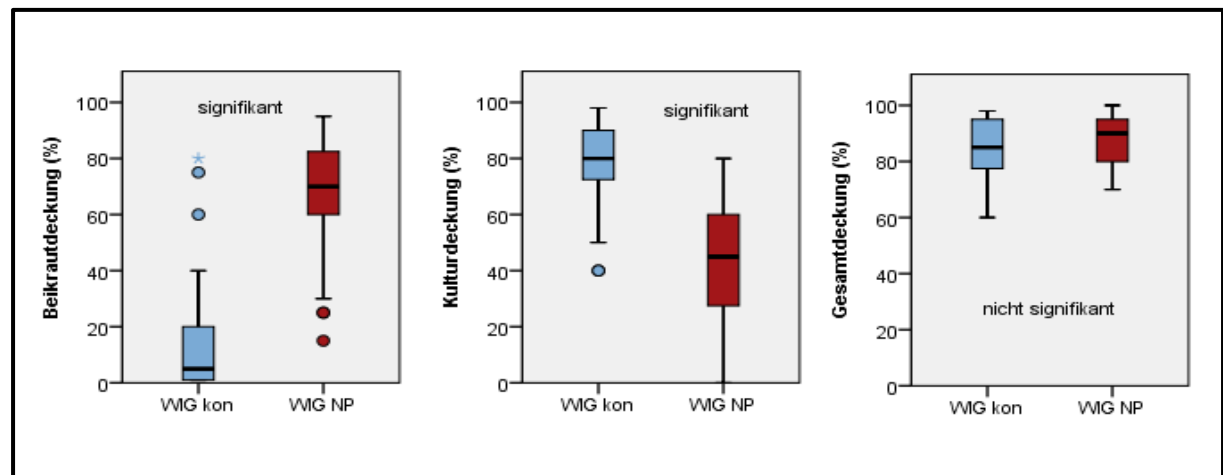


Abb. 13 Boxplots: Prozentuelle Beikraut-, Kultur- und Gesamtdeckung von WIG kon und WIG NP.
WIG kon = Wintergetreide im konventionellen Agrarland; WIG NP = Wintergetreideäcker des NP

Die Beikrautvegetationshöhe

Auch die durchschnittlichen Höhenwerte der Beikrautvegetation unterscheiden sich erwartungsgemäß signifikant ($Z = -6,38$; $p = 0,000$). Die, in vielen Fällen, kümmerlich ausgeprägten Segetalpflanzen der Intensiväcker erklären den geringen Mittelwert von 8,5cm Höhe. Ähnlich wie bei der Beikrautdeckung, kann auch aus dem Boxplot „durchschnittliche Beikrauthöhe“ (Abb. 14) für die „konventionellen“ Äcker eine Konzentration der Daten im unteren Wertebereich abgelesen werden: Über die Hälfte der dokumentierten Beikrautbestände weisen durchschnittliche Höhenwerte von maximal 5cm auf, während einige wenige Ausreißer Höhenwerte von über 10cm erreichen.

Die maximale Beikrauthöhe ist nur bedingt abhängig von der Bewirtschaftungsintensität und hängt in erster Linie von der Präsenz bzw. Absenz hochwüchsiger Arten ab. In den intensiv bewirtschafteten Äckern kommen nur wenige hochwüchsige Arten in Frage, die der Konkurrenzkraft des Getreides zu trotzen im Stande sind. Zu ihnen zählen die beiden, zur Ausbildung von Massenbeständen befähigten, „Ungräser“ Windhalm - *Apera spica-venti* und Flughafer - *Avena fatua*, die in vielen Fällen sogar das Getreide überragen. Erstere erreicht Höhen zwischen 50cm und 90cm und kommt in 50% der Aufnahmen des konventionellen Bereichs vor. *Avena fatua* kann eine Höhe von 130cm erreichen und ist damit die mit Abstand höchste Beikrautart in allen untersuchten Flächen. Als typisches Sommergetreidebeikraut kommt der Flughafer im Wintergetreide allerdings nur vereinzelt vor. Fehlen diese beiden Arten, ist das nächsthöhere Beikraut oft nur 5 bis 30cm hoch. So stellt sich auf den konventionellen

Äckern für die maximale Beikrauthöhe bei einer hohen Varianz ein Mittelwert von 46cm ein. Die Artenliste der hochwüchsigen, erfolgreich mit dem Getreide um Licht konkurrierenden Pflanzen ist auf den Äckern des Nationalparks deutlich länger. Neben der auch hier vereinzelt auftretenden Art *Avena fatua*, erreichen die häufigen und oft deckungsreichen Arten *Cirsium arvense*, *Papaver roeas*, *Descurainia sophia* und *Tripleurospermum inodorum* regelmäßig maximale Höhenwerte zwischen 70cm und 100cm. Die durchschnittliche maximale Beikrauthöhe der Nationalparkäcker erreicht schließlich einen Wert von 80cm und ist damit signifikant höher, als jene der konventionellen Äcker ($t(55) = -4,65$; $p = 0,000$).

Die mittlere Höhe des Getreides

Die durchschnittliche Höhe des Getreides der beiden Bewirtschaftungssysteme unterscheidet sich nicht signifikant ($t(69) = 1,94$; $p = 0,56$). Während das Getreide im konventionellen Agrarland tendenziell höher ist und zum Teil sehr hohe Maximalwerte erreicht, weist das Getreide der Nationalparkäcker um vieles niedrigere Minimumwerte auf. Dabei handelt es sich oft um versalzten, zum Teil feuchte Stellen und/oder mehr oder weniger stark von Gänsen abgeästete Bereiche (vgl. Kap. 5.3.7). Die Höhenwerte des Getreides sind auch stark von der Kulturart bzw. -sorte abhängig: Roggen wird am höchsten, Weizen und Triticale sind für gewöhnlich deutlich niedriger, Gerste bleibt tendenziell am niedrigsten.

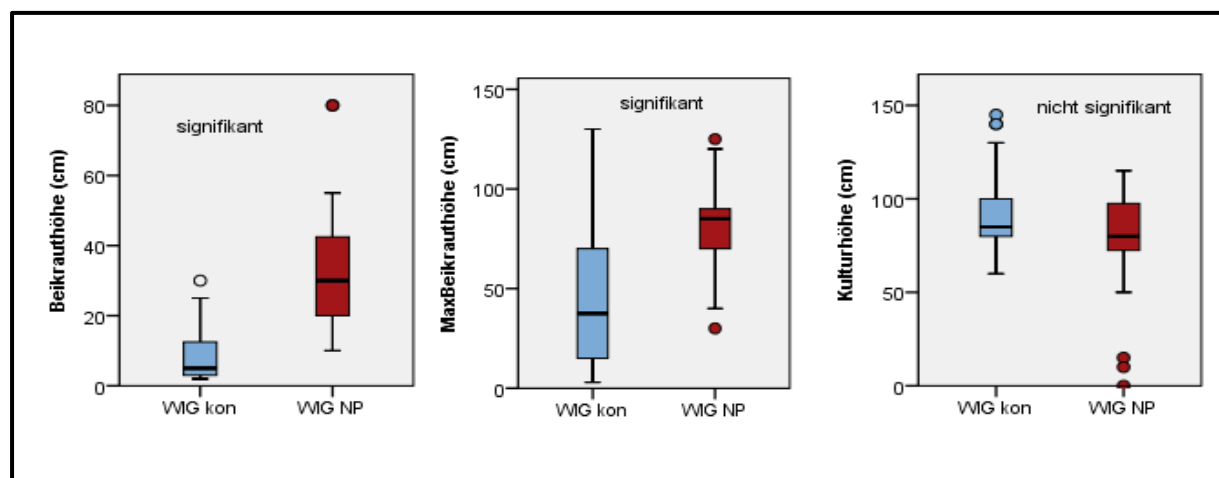


Abb. 14 Boxplots: Beikraut- und Kulturhöhe von WIG kon und WIG NP.

Mittlere Beikraut-, maximale Beikraut- und mittlere Kulturhöhe der „konventionellen“ Wintergetreidefluren (WIG kon) und der Wintergetreideäcker des Nationalparks (WIG NP).

4.2.3 Artendiversität und gefährdete Arten

Die Artendiversität wird einerseits durch die Gesamtartenzahl, andererseits durch die „mittlere Artenzahl pro Aufnahme“ repräsentiert, wobei letztere eine prägnant höhere qualitative Aussagekraft aufweist. Sie bildet, insbesondere durch die Darstel-

lung als Boxplot-Diagramm (Abb. 15), die reelle Situation der Alpha-Diversität in differenzierter Art und Weise ab. Den detaillierten Ergebnissen geht eine Tabelle voraus, die alle wichtigen Ergebnisse zur Artendiversität auf einem Blick darstellt (Tab. 6).

Tab. 6 Artenzahlen: WIG kon, WIG NP.

Mittlere Artenzahl pro Aufnahme, Gesamtartenzahl und Anzahl gefährdeter Arten von „konventionellen Wintergetreidefluren“ (WIG kon) und jenen des Nationalparks (WIG NP). s = Standardabweichung

	Anzahl der Aufnahmen	mittlere Artenzahlen pro Vegetationsaufnahme				Gesamt-Artenzahlen		
		Arten gesamt	s	gefährdete Arten	s	Arten gesamt	gefährdete Arten	Anteil gef. Arten (%)
WIG kon	36	10.9	4.8	0.2	0.4	57	3	5.3
WIG NP	35	22.3	5.4	1.4	1.3	79	11	13.9

Die mittlere Artenzahl pro Aufnahme

Die mittlere Artenzahl pro Aufnahme der Wintergetreideäcker des Nationalparks ist, mit rund 22 Arten, doppelt so hoch und damit signifikant höher ($t(69) = -9,38$; $p = 0,000$), als jene der konventionellen Äcker, in welchen durchschnittlich nur 11 Arten pro Aufnahme verzeichnet wurden. Exkludiert man die im konventionellen Agrarland einzige wahrhaft extensiv bewirtschaftete Parzelle Nr. 17 aus den Berechnungen, sinkt die Zahl auf durchschnittlich 10 Arten pro Aufnahme für die Intensiväcker des konventionellen Agrarlandes. Das Boxplot-Diagramm (Abb. 15) zeigt, dass der Großteil der Aufnahmen des konventionellen Gebietes Artenzahlen zwischen sieben und 13 aufweist und ein paar wenige, genau genommen fünf Aufnahmen (drei davon in der extensiv bewirtschafteten Parzelle Nr. 17) deutlich mehr Arten verzeichnen.

Die Standardabweichung der Artenzahlen pro Aufnahme ist im Nationalpark zwar nur geringfügig höher (siehe Tab. 6), es lässt sich allerdings aus dem Boxplot-Diagramm ablesen, dass die Extremwerte innerhalb der Nationalparkäcker deutlich weiter auseinanderklaffen. So existieren auf den durchwegs sehr ähnlich bewirtschafteten Äckern, Flächen mit einer vergleichsweise geringen Artendiversität (12 – 15 Arten) neben Flächen mit einer sehr hohen Artendiversität (30 – 35 Arten). Von diesen vereinzelt auftretenden „Extremflächen“, setzt sich jedoch klar ein Mehrheits-Kern von Vegetationsaufnahmen, die eine Artenzahl zwischen 18 und 24 Arten aufweisen, ab. Die Fotos der farbenfrohen Nationalparkäcker (Abb. 12 und 42) machen die hohe Artenvielfalt ersichtlich.

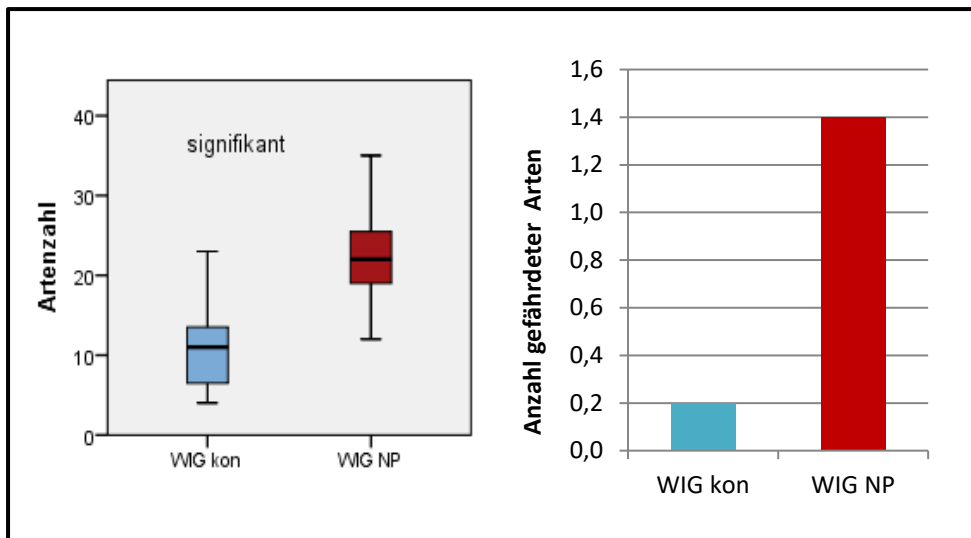


Abb. 15 Boxplot: Mittlere Artenzahl/Aufnahme; Balkendiagramm: Mittlere Artenzahl der gefährdeten Arten/Aufnahme für WIG kon und WIG NP.

WIG kon = Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland, WIG NP = Wintergetreideäcker im Nationalpark

Gesamtartenzahlen

Die Gesamtartenzahlen entstehen durch Addition aller im jeweiligen Gebiet dokumentierten Arten. Einmalig bzw. selten auftretende und zufällig eingestreute Arten stellen daher einen erheblichen Anteil an der Gesamtartenzahl. Das erklärt zumindest teilweise den, im Gegensatz zur mittleren Artenzahl geringeren, wenn auch immer noch prägnanten, Unterschied der Gesamtartenzahlen zwischen den beiden Systemen. In den Wintergetreideäckern des Nationalparks wurden 79 Arten, in jenen des „konventionellen“ Umlandes 57 Arten festgestellt. Außerdem ist zu beachten, dass die Gesamtartenzahl „lokale“ Differenzen zwischen den einzelnen Parzellen schluckt. Dies hat insbesondere für das konventionelle Ackerland, dass ja eine Zufallsauswahl von Parzellen, die von unterschiedlichen Betrieben auf unterschiedliche Art und Weise bewirtschaftet werden, eine große Bedeutung. So kommen sieben der 57 im konventionellen Gebiet vorkommenden Arten beispielsweise ausschließlich in der extensiv bewirtschafteten, artenreichen Parzelle Nr. 17 vor. Die Gesamtartenzahl der Intensiv-Wintergetreideäcker beträgt somit 50 Arten.

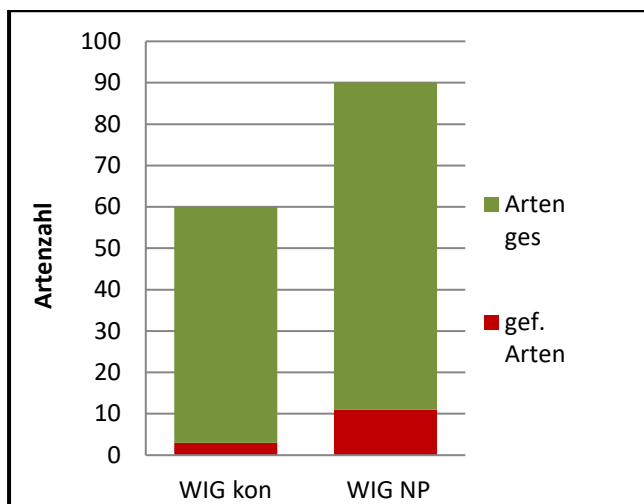


Abb. 16 Balkendiagramm: Gesamtartenzahl und Anzahl der gef. Arten für WIG kon und WIG NP.

WIG kon = Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland, WIG NP = Wintergetreideäcker im Nationalpark

Anzahl gefährdeter Arten

Auf den Parzellen des konventionellen Ackerlandes wurden insgesamt drei, bzw. zwei (siehe nächster Absatz), auf jenen des Nationalparks 11 gefährdete Arten dokumentiert.

An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, dass nach einer erweiterten Aufnahmeserie („Raritätenaufnahmen“ und „Ackerbiotop-Artenaufnahmen“, vgl. Kap. 3.1.3, 3.2.1 und 3.2.2) im Nationalpark ein massiver Artenzuwuchs, der die Zahl der gefährdeten Arten von 11 auf 25 und die Gesamtartenzahl von 79 auf 118 ansteigen lässt, zu verzeichnen ist (siehe Kap. 4.4.2). Die Artenzahl der Grundgesamtheit ist also deutlich höher, als es die Daten der im Zuge des Samplingdesigns entworfenen Aufnahmen erahnen lassen (vgl. Kap. 5.1.1). Im konventionellen Gebiet wurden keine Zusatzaufnahmen getätigt. Eigenen Beobachtungen nach ist hier aber von einem weitaus geringeren Artenzuwuchs auf die Grundgesamtheit auszugehen.

Im konventionellen Ackerland wurden zwei „gefährdete“ und eine „stark gefährdete“ Art dokumentiert. Alle drei gefährdeten Arten weisen eine geringe Stetigkeit zwischen sechs und acht Prozent auf. 95% der hier vorkommenden Arten sind ungefährdet. *Fumaria vaillantii* gilt nach der Roten Liste Burgenland zwar als „gefährdet“, seine Gefährdung ist allerdings stark anzuzweifeln (vgl. Kap. 4.1.3.4). Der, fast ausschließlich im Pannonikum vorkommende, Frühjahrsblüher *Erysimum repandum* ist österreichweit „gefährdet“, im Burgenland gilt er jedoch als ungefährdet. Der, sowohl österreichweit, als auch im Burgenland, „stark gefährdete“ Acker-Schwarzkümmel - *Nigella arvensis* stellt die einzige gefährdete Art dar, die überraschender Weise auf das konventionelle Ackerland beschränkt ist. *Erysimum repandum* und *Fumaria vaillantii* treten hingegen auch im Nationalpark auf, erstere ist dort sogar häufig vertreten.

Im Nationalpark stellen die 11 gefährdeten Arten mit 14% einen beinahe dreimal so hohen Artenanteil, als im konventionellen Agrarland. Während sieben der 11 Arten „gefährdet“ sind, gelten jeweils zwei Arten als „stark gefährdet“ bzw. als „vom Aussterben bedroht“. Die prozentuellen Anteile der Arten unterschiedlicher Gefährdungsgrade sind für beide Systeme in der Abb. 17 in Form von Tortendiagrammen abgebildet. Die tatsächliche Anzahl der gefährdeten Arten im Wintergetreide des Nationalparks liegt, wie schon erwähnt, weit höher (vgl. Kap. 4.4.2.3; Tab. Anhang IV)!

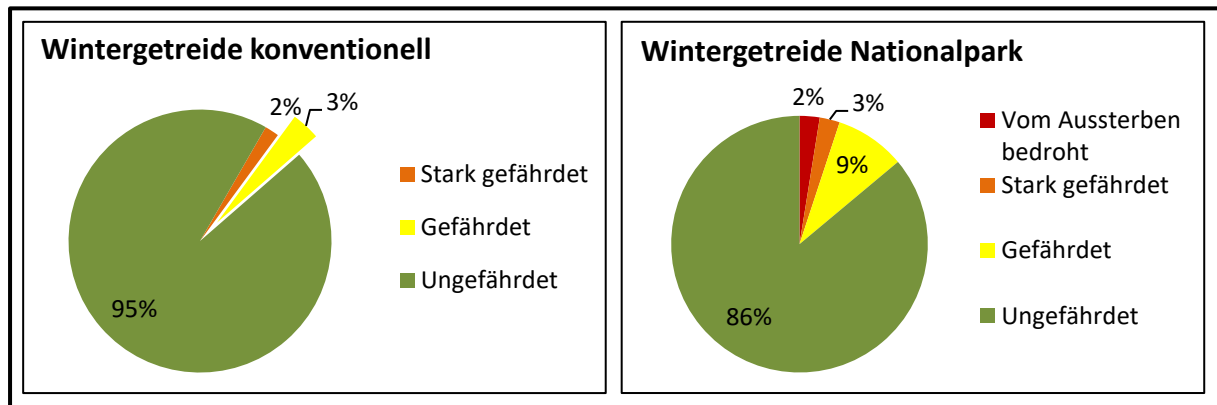


Abb. 17 Kreisdiagramme: Anteil der gef. Arten nach Gefährdungsgrad für WIG kon und WIG NP
WIG kon = Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland, WIG NP = Wintergetreideäcker im Nationalpark

Anzahl der gefährdeten Arten pro Aufnahme

Das Balkendiagramm (Abb. 15), das die mittlere Anzahl der gefährdeten Arten pro Aufnahme zeigt, macht den signifikanten Unterschied bezüglich der Häufigkeit der gefährdeten Arten der beiden Gebiete ersichtlich ($Z = -5,01$; $p = 0,000$). Während im konventionellen Agrarland in fünf Vegetationsaufnahmen eine gefährdete Art vorkommt, sind in zwei Aufnahmen der Nationalparkäcker durchschnittlich drei gefährdete Arten vertreten.

4.2.4 Pflanzengesellschaften und ihre floristischen Bausteine

4.2.4.1 Pflanzengesellschaften der Wintergetreideäcker im Nationalpark und im konventionellen Agrarland

13 von 14 Parzellen, also 93% der Wintergetreideäcker des konventionellen Agrarlandes werden intensiv bewirtschaftet und sind von der Fragment-Gesellschaft *Polygonum-Caucalidion* dominiert. Eine einzige Parzelle, die zuvor schon mehrmals erwähnte Parzelle Nr. 17, trägt die Gesellschaft *Camelino-Anthemidetum-Winter* in prächtiger Ausbildung (vgl. Tab. „*Camelino-Anthemidetum-caucalidetosum-Winter* – Anhang II“). Zwei Parzellen zeigen schwache Übergänge jener Gesellschaftsform.

Die Wintergetreidefluren im Nationalpark sind, bis auf wenige Extremstandorte, durchwegs von der artenreichen Beikrautgesellschaft *Camelino-Anthemidetum-Winter* überprägt. Detailliertere Informationen über die Ausprägungen der beiden Gesellschaften lesen sie im Kapitel 4.1.3.4 und 4.1.3.2.

4.2.4.2 Konvergenzen und Divergenzen der Artengarnituren

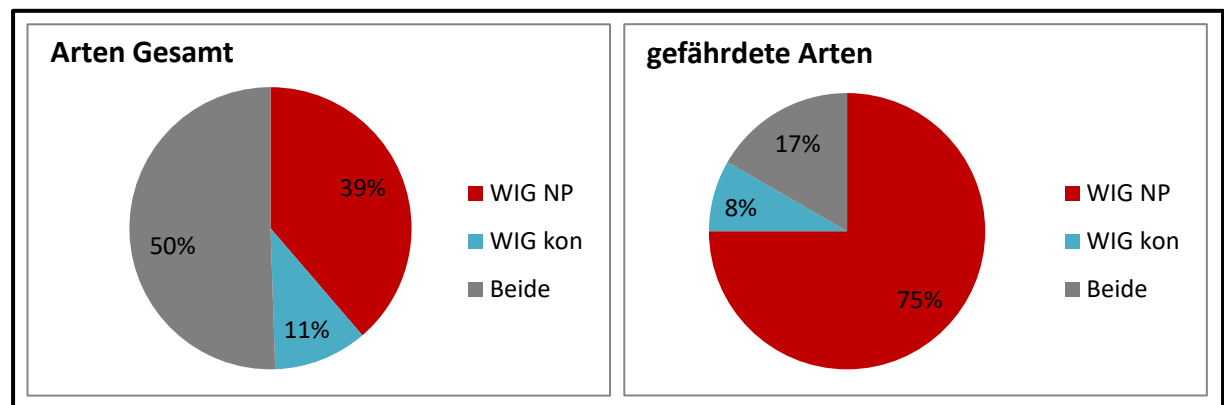


Abb. 18 Kreisdiagramme: Artenanteile nach ihrem Vorkommen: nur WIG kon, nur WIG NP, beide Syst.
WIG kon = Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland, WIG NP = Wintergetreideäcker im Nationalpark

Arten, die in beiden Systemen auftreten

Von allen aufgenommenen Arten kommt die Hälfte sowohl im konventionellen Gebiet, als auch im Nationalpark vor (siehe Abb. 18).

Ubiquisten

Darunter befinden sich vor allem häufige und weit verbreitete, ubiquitäre Segetalarten, die auch unter den widrigen Bedingungen des Intensiv-Ackerbaus regelmäßig auftreten. Viele von ihnen sind Kennarten der *Stellarietea mediae*. In den Extensiv-Äckern des Nationalparks finden diese Arten bessere Lebensbedingungen vor, was durch höhere Stetigkeits- und Deckungswerte ersichtlich wird (vgl. Tab. Anhang V). Arten, die in beiden Gebieten häufig auftreten sind die *Stellarietea mediae*-Kennarten *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare*, *Cirsium arvense* und *Anagallis arvensis*.

Extensivarten der Parzelle Nr.17

An dieser Stelle sei nochmals betont, dass die Vegetationsdaten des konventionellen Agrarlandes neben vorwiegend intensiv bewirtschafteten Äckern, auch zwei mäßig intensiv und eine extensiv bewirtschaftete Parzelle erfassen. Der Vergleich der beiden Gebiete ist also nicht mit einer Gegenüberstellung zwischen Intensiv- und Extensiväckern gleich zu stellen. So kommen sieben Herbizid-empfindliche „Extensivarten“, also 15% von den Arten, die in beiden Gebieten auftreten im konventionellen Gebiet ausschließlich in der extensiv bewirtschafteten Parzelle Nr. 17 vor (vgl. Tab. Anhang I).

Eine kontrastierende Beschreibung zwischen extensiven und intensiven Wintergetreidekulturen, bzw. der beiden Assoziationen *Camelino-Anthemidetum-Winter* und *Polygonum-Caucalidion* finden sie in den Kapiteln 4.1.3.2 und 4.1.3.4 bzw. in den assoziierten Tabellen im Anhang.

Arten, die nur im Nationalpark vorkommen

Trotz der eben erwähnten Überlappung einiger „Extensivarten“, wurden 39% der dokumentierten Arten ausschließlich im Nationalpark vorgefunden.

Ackergäste

Die Hälfte der Arten, die nur im Nationalpark vorkommen, wird von Pionierarten mit Schwerpunkt in Lebensräumen außerhalb von Äckern, den sogenannten Ackergästen, (siehe Kap. 3.5.4.2) gebildet. Die meisten von ihnen können als typische Ruderalarten bezeichnet werden, welche auf Äckern meist nur kurzfristig Fuß fassen können. Bis auf die drei Arten *Melilotus officinalis* (17% Stet.), *Reseda lutea* (11% Stet.) und *Securigera varia* (9% Stet.), die etwas regelmäßiger auftreten, kommen Ackergäste allerdings auch auf den Nationalparkäckern zumeist nur selten und dann oft nur im Ackerandbereich vor.

Konkurrenzschwache Getreidebeikräuter

Ein Drittel der auf die Nationalparkäcker beschränkten Arten rekrutiert sich aus typischen Getreidebeikräutern, die auf mehr oder weniger magere Böden beschränkt sind. Regelmäßig auftretende Arten dieser Gruppe sind *Galium tricornutum*, *Kickxia elatine* und *Ajuga chamaepitys*.

Sommerannuelle Arten

Die restlichen 17% der Arten, die ausschließlich im Nationalpark vorkommen, sind sommerannuelle Arten, die gewöhnlich in Sommergetreide oder Hackfruchtkulturen vorkommen, sich aber im lichten Wintergetreidebestand der Nationalparkäcker ab und an durchsetzen können. Aus dieser Gruppe ist besonders der Ackersenf - *Sinapis arvensis* hervorzuheben. Als typisches Sommergetreidebeikraut erreicht er im Wintergetreide des Nationalparks mit 66% eine außergewöhnlich hohe Stetigkeit, wenngleich er in vielen Fällen, durch seine offensichtliche Beliebtheit bei Gänsen als Nahrungspflanze, eine kümmerliche Gestalt aufwies. Das, im Acker meist in Sommerungsausbildungen des *Caucalidion* auftretende (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001), Bilsenkraut - *Hyoscyamus niger* ist mit 14% Stetigkeit auch regelmäßig vertreten.

Arten, die auf das konventionelle Agrarland beschränkt sind

Nur 11% aller aufgenommenen Arten kommen ausschließlich im konventionellen Gebiet vor. Die einzige Art, die dabei eine hohe Stetigkeit von 50% erreicht, ist der schwer bekämpfbare Acker-Windhalm - *Apera spica-venti*, der als einer der Hauptproblemunkräuter von Wintergetreidefluren gilt (VGL. HOFMEISTER & GARVE, 1998). Die restlichen Arten sind auf den kommerziellen Äckern nur zerstreut bis selten zu finden

und sind in erster Linie allgemein häufige, stickstoffzeigende Beikrautarten, wie zum Beispiel *Euphorbia peplus*.

Arten mit Schwerpunkt in einer der beiden Systeme

Über Artengruppen mit Schwerpunkt auf Extensiv- bzw. Intensiv-Wintergetreideäckern lesen sie in den Kapiteln 4.1.3.2 und 4.1.3.4, bzw. in der Tabelle Tab. Anhang V.

4.2.5. Zeigerwertanalyse

Tab. 7 Gemittelte Zeigerwerte der Segetalarten: WIG kon, WIG NP.

WIG kon = Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland, WIG NP = Wintergetreideäcker im Nationalpark. Zur Berechnung der mittleren Zeigerwerte vgl. Kap. 3.5.5.

	Licht	Temperatur	Kontinentalität	Feuchtigkeit	Reaktion	Nährstoffe
WIG kon	6.8	5.9	4.5	4.6	7.1	6.2
WIG NP	7.0	6.2	4.6	4.0	7.7	5.0

Erwartungsgemäß zeigen die Ergebnisse, dass auf den über viele Jahre ungedüngten Äckern des Nationalparks mehr Arten auftreten, die einen mageren bzw. nur mäßig mit Nährstoffen versorgten Boden bevorzugen, als im konventionellen Ackerland (vgl. Tab. Anhang V). Der mittlere Nährstoffzeigerwert liegt im Nationalpark mit 5.0 deutlich unter jenem des konventionellen Ackerlandes (6.2). Der Nährstoffzeigerwert ist der einzige Zeigerwert, der sich zwischen den beiden Gebieten signifikant unterscheidet.

Bei der Interpretation der mittleren Zeigerwerte ist zu bedenken, dass diese die unterschiedlichen Abundanzen und Stetigkeiten der Arten nicht, bzw. kaum (vgl. Kap. 3.5.5) zum Ausdruck bringen. Bei Betrachtung der Tabelle Tab. Anhang V fällt zum Beispiel auf, dass die schwachen Magerkeitszeiger (Zeigerwert: 4) *Lathyrus tuberosus* und *Stachys annua* und die Mäßig-Stickstoffzeiger (Zeigerwert: 5) *Consolida regalis* und *Euphorbia falcata* im Nationalpark deutlich höhere Stetigkeits- und Deckungswerte besitzen, als im konventionellen Agrarland. Umgekehrt kommen manche Stickstoffzeiger im konventionellen Gebiet deutlich häufiger vor. Das betrifft vor allem das Klett-Labkraut *Galium aparine*, dass einen Stickstoffzeigerwert von „8“ hat und in über der Hälfte der Aufnahmen des konventionellen Ackerlandes auftritt, während es im Nationalpark mit einer Stetigkeit von 11% nur selten zu finden ist.

Erwähnenswert sind die doch auch merklich differierenden Reaktions- und Feuchtigkeitszeigermittelwerte. Diese gelten allerdings kaum (die Stickstoffzeigerwerte aber auch nur begrenzt) als vertrauenswürdig (vgl. Kap. 5.1.2). Die mittleren Zeigerwerte zu Lichtbedarf, Temperatur und Kontinentalität ähneln sich stark.

4.2.6 Fazit

Die Ackerbeikrautvegetation der durchwegs extensiv bewirtschafteten Wintergetreideäcker im Nationalpark unterscheidet sich in mehreren Hinsichten signifikant von jener der größtenteils intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäcker des konventionellen Agrarlandes. Generell ist fest zu stellen, dass die Segetalvegetation im Nationalpark viel üppiger entwickelt ist und eine deutlich höhere Artenvielfalt aufweist. Seltene und gefährdete Arten findet man im konventionellen Ackerland kaum, während die Nationalparkäcker wichtige Rückzugsorte für eine Reihe von Rote-Liste-Arten darstellen.

Die Ergebnisse zeigen eine signifikant höhere Beikrautdeckung, signifikant höhere mittlere und maximale Beikrauthöhenwerte und signifikant höhere Artenzahlen pro Aufnahme im Nationalpark, während im konventionellen Ackerland das Getreide eine signifikant höhere Deckung aufweist. Die Gesamtartenzahl der Nationalparkäcker übertrifft jene der „konventionellen“ Äcker mit 79 gegenüber 57 Arten erheblich. Bezüglich der Anzahl an gefährdeten Arten differieren die beiden Gebiete besonders stark. Nach Ausschluss der zweifelhaften RL-Art *Fumaria vaillantii*, wurden im Nationalpark 10, im konventionellen Agrarland nur zwei gefährdete Arten dokumentiert, wobei in fünf Vegetationsaufnahmen der konventionellen Wintergetreideäcker durchschnittlich eine gefährdete Art vorkommt, während auf den Nationalparkäckern in zwei Aufnahmen durchschnittlich drei Rote-Liste-Arten vertreten sind.

Die Wintergetreidebeikrautvegetation im konventionellen Ackerland wird von der Fragment-Gesellschaft *Polygonum-Caucalidion* dominiert, diejenige der Nationalparkäcker ist größtenteils von der Assoziation *Camelino-Anthemidetum* geprägt.

4.3 Der Randeffekt im Acker: Auswirkungen auf die Ackerbeikrautvegetation

Gibt es einen Randeffekt der Ackervegetation innerhalb der „konventionellen Wintergetreideäcker“, bzw. innerhalb der „Wintergetreideäcker des Nationalparks“ und unterscheidet sich dieser signifikant?

4.3.1 Einleitung

Als Interpretationshilfe für folgende Ergebnisse sollen die wichtigen Rahmenbedingungen für die Randeffektanalyse, die in den Kapiteln *Kap. 3.1.3* und *3.2.1* erläutert werden, kurz zusammengefasst werden:

Die Basisdaten zur Analyse des Randeffektes entstammen Vegetationsaufnahmen, die einerseits im Zentroid der Parzellen-Polygone, andererseits am Ackerrand durchgeführt wurden. Die Vegetation des Ackerrandes wurde innerhalb eines langgezogenen 2m x 25m großen Rechteckes, das 1m vom Ackerrand in Richtung Ackerzentrum hineinversetzt wurde und mit der Längsseite parallel zum Ackerrand verlief, aufgenommen. Der Datenpool „konventionelles Ackerlandes“ geht aus 14 Zentral- und 22 Randaufnahmen, jener der Nationalparkäcker aus 14 Zentral- und 15 Randaufnahmen hervor. Wie die unterschiedlichen Aufnahmehöhen zustande kommt, lesen sie im Kapitel *Kap. 3.1.3* nach.

Die Analyse des Randeffektes erfolgte schließlich durch eine Gegenüberstellung der Zentralaufnahmedaten und der Randaufnahmedaten aus einem der beiden Gebiete. Die Charakterisierung des Randeffektes der Beikrautvegetation erfolgt also für beide Systeme separat. Ein etwaiger Unterschied des Randeffektes zwischen den beiden Systemen lässt sich schließlich bei einer Gegenüberstellung der wichtigsten Ergebnisse am Ende dieses Kapitels betrachten.

Die Beschreibung des Randeffektes geschah zum einen anhand der aufgenommenen Vegetations-Parameter, im Wesentlichen also der Artenzahlen und der Deckungs- und Höhenwerte der Beikrautvegetation, zum anderen wurde die Präsenz bzw. die Absenz unterschiedlicher, nach biologischen bzw. syntaxonomischen Kriterien ausgewählter, Artengruppen untersucht. Die Konstruktion der zuletzt genannten Forschungsaufgabe mündete in der Entstehung dreier **Neben-Hypothesen**, die im Laufe dieses Kapitels verifiziert bzw. falsifiziert werden:

Am Ackerrand siedeln sich mehr Nicht-Segetalarten (Ackergäste) und Arten, die für andere Kulturen charakteristisch sind (Hackfrucht- und Weingartenbeikräuter) an, als im Inneren des Ackers

Die Fragmentgesellschaft *Polygonum-Caucalidion* der Intensiväcker ist am Ackerrand durch das vermehrte Auftreten von Differentialarten des Verbandes *Caucalidion* bzw. der Gesellschaft *Camelino-Anthemidetum* „vollständiger“ ausgeprägt als im Zentrum

Gefährdete Arten kommen vermehrt in den Ackerrandbereichen vor

4.3.2 Vegetationstabellen zum Randeffekt

Die floristische Zusammensetzung der Ackerränder und der Ackerzentren der konventionellen Äcker und der Nationalparkäcker ist in den beiden Tabellen im *Anhang VI* zusammenfassend dargestellt.

In beiden Tabellen sind die Arten nach ihrem Schwerpunkt im Ackerzentrum bzw. am Ackerrand angeordnet. Die fünf Kategorien „nur am Ackerrand“, „Schwerpunkt am Ackerrand“, „kein deutlicher Schwerpunkt“, „Schwerpunkt im Ackerzentrum“ und „nur im Ackerzentrum“ sollen eine übersichtliche Darstellung der Verbreitung der Arten ermöglichen. Damit eine Art den „Schwerpunkt-Status“ erreicht, muss jene einen Mindest-Treuewert von 18 erreichen. Für die angeführten Arten sind Stetigkeits-, Treue- und mittlere Deckungswerte angegeben. Die Angaben zur Lebensdauer der einzelnen Arten stellt eine Zusatzinformation für die Unterscheidung der beiden Artengruppen „Ackergäste“ und „Kernsegetalarten“ dar (vgl. *Kap. 3.5.4.2*). Alle Angaben zur Lebensdauer wurden der „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008) entnommen.

Arten, die als diagnostische Arten für naturschutzfachlich relevante syntaxonomische Ebenen, also die Ordnung „*Centaureetalia cyani*“, den Verband „*Caucalidion*“, der Assoziation „*Camelino-Anthemidetum*“ oder der Frühjahr-Assoziation „*Veronicetum trilobae-triphyllidi*“ fungieren, sind durch **fett** gedruckte Letter als solche gekennzeichnet. Auch gefährdete Arten sind gekennzeichnet.

4.3.3 Der Randeffekt auf den Wintergetreideäckern des konventionellen Agrarlandes

An dieser Stelle sei abermals darauf hingewiesen, dass sich unter den vierzehn „konventionellen“ Wintergetreideäckern elf intensiv, zwei mäßig intensiv und eine extensiv bewirtschaftete Parzelle befinden. Wenn es sinnvoll erschien, wurden die Intensiväcker gesondert betrachtet.

4.3.3.1 Die Vegetationsstruktur

Beikrautdeckung

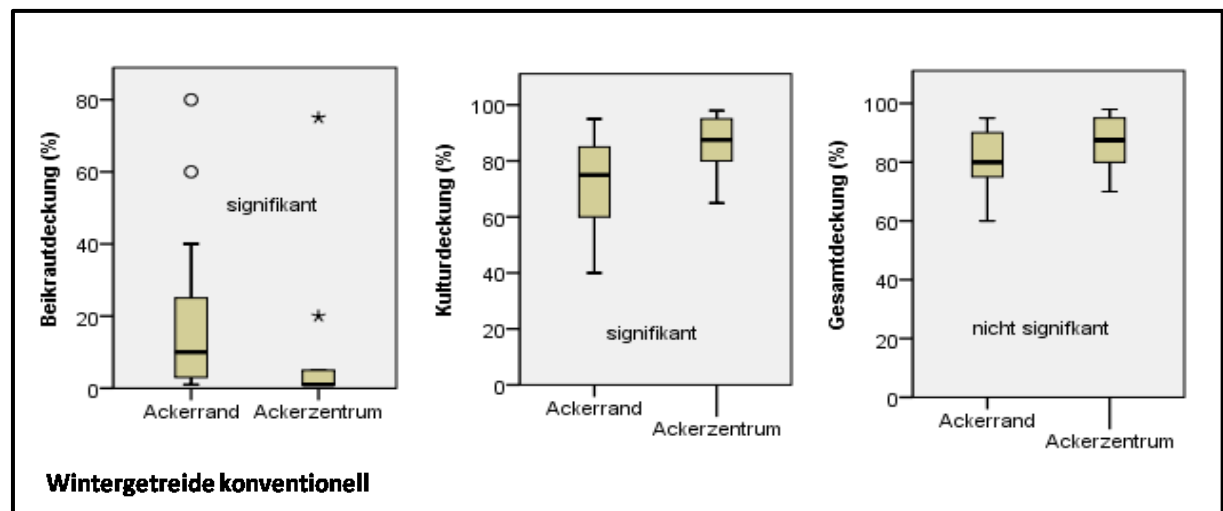


Abb. 19 Boxplots: Beikraut-, Kultur- und Gesamtdeckungswerte (WIG kon): Ackerzentrum, Ackerrand.

Am stärksten kommt der Randeffect durch den signifikanten Unterschied der mittleren Beikrautdeckung zwischen Ackerzentrum und Ackerrand zum Ausdruck ($t(29) = 2,13$; $p = 0,042$). Während diese im Inneren des Ackers durchschnittlich nur rund 8% ausmacht, erreicht sie am Rand mit rund 18% einen mehr als doppelt so hohen Wert (siehe *Tab. 8*). Der Unterschied zeigt sich allerdings noch drastischer, wenn man die einzige wahrhaft extensiv bewirtschaftete Getreideparzelle (Nr. 17) des Datenpakets „konventionelles Agrarland“, aus den Berechnungen exkludiert. Was überbleibt sind die Mittelwerte der Intensiv-Wintergetreideäcker. Diese erreichen schließlich eine mittlere Beikrautdeckung von 12,5% am Rand und 3,2% im Zentrum.

Die Ackerzentren im Detail: Bis auf die zwei Aufnahmen in den Parzellen Nr.17 (75%) und Nr.22 (20%) kommen die Beikrautdeckungswerte in den Ackerzentren der restlichen 12 Parzellen nicht über 5% hinaus! Knapp Zwei Drittel (64%) der konventionellen Parzellen weisen in den Innenbereichen sogar einen beinahe vollständig beikrautfreien Boden auf und erreichen eine mittlere Beikrautdeckung von 1%, was auch die Entstehung des Medianwerts von 1% erklärt (vgl. *Abb. 19*).

Die Ackerrandbereiche im Detail: Die Beikrautvegetation an den Ackerrändern des konventionellen Ackerlandes ist, wie wir schon erfahren haben, in den meisten Fällen deutlich üppiger ausgeprägt als im Zentrum, sie variiert allerdings sehr stark: In 9 von 22 Randaufnahmen liegen die Deckungswerte mit unter 10% relativ niedrig. Vier dieser Vegetationsaufnahmen (insgesamt 18% der Randaufnahmen) weisen, mit 1% Deckung, am Rand eine ebenso verschwindend geringe Beikrautvegetation auf, wie im Ackerzentrum. Exakt die Hälfte aller 22 Rand-Aufnahmen zeigen, mit Werten zwischen 10% und 40% Deckung, eine deutlich dichtere Beikrautvegetation im Randbe-

reich. Die beiden Rand-Aufnahmen in der „Extensiv-Parzelle Nr.17“ treten, mit Werten von 60% und 80% Beikrautdeckung, deutlich hervor. Ähnlich wie die Äcker im Nationalpark (vgl. Kap.4.3.4.1), zeigt auch dieser Extensivacker keine deutliche, in diesem Fall sogar gar keine, Erhöhung der Beikrautvegetationsdichte am Ackerrand.

Kultur- und Gesamtdeckung

Auch die Deckung des Getreides unterscheidet sich erwartungsgemäß signifikant zwischen Zentrum und Rand ($t(34) = -2,81$; $p = 0,008$). Das Wintergetreide steht mit einem Mittelwert von 83% Deckung im Zentrum dichter, während es am Rand einen mittleren Beikrautdeckungswert von 72% erreicht. Zwischen scharf abgeschnittenen und allmählich übergehenden Ackerrandzonen zeigen sich alle Übergänge (vgl. Abb. 20, 21). Die ähnlich hohe Gesamtdeckung im Zentrum und am Rand ($t(34) = -1,63$; $p = 0,113$) verdeutlicht den prognostizierten Zusammenhang, dass bei geringer Kulturdeckung die Beikrautdeckung steigt. Die Beikrautvegetation ist sogar beinahe dazu im Stande, die verringerte Kulturdeckung am Rand auszugleichen (vgl. Abb. 19).



Abb. 20 Foto: Randeffekt im konv. Agrarland. +/- allmählich verlaufende Ackerrandvegetation.



Abb. 21 Foto: Randeffekt im konventionellen Agrarland. Scharf „abgeschnittener“ Ackerrand.

Vegetationshöhe

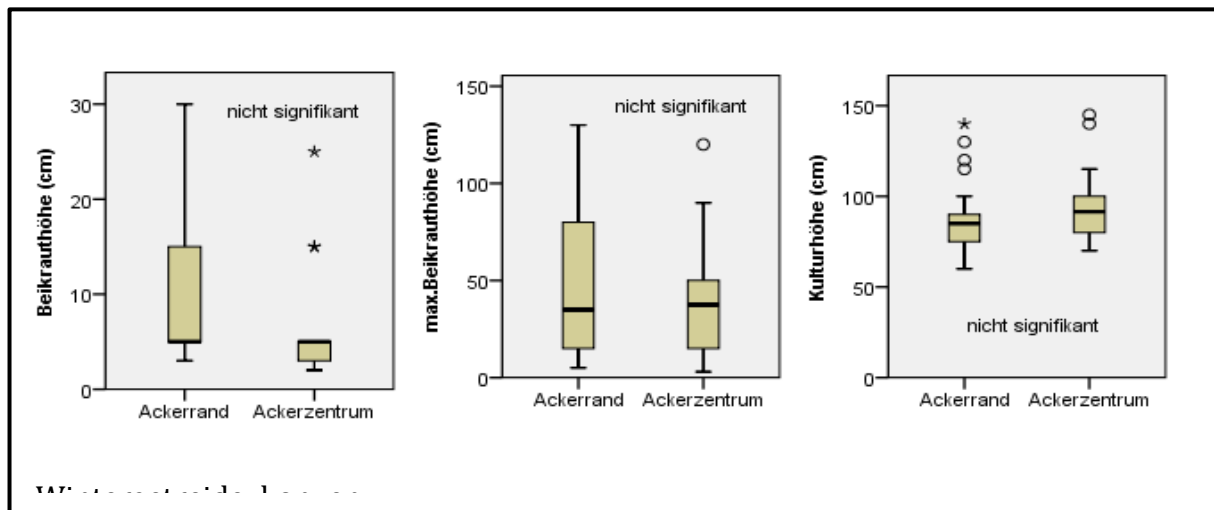


Abb. 22 Boxplots: Beikraut- und Kulturhöhe (WIG kon): Ackerzentrum, Ackerrand.

Sowohl die mittlere ($t(34) = 1,20$; $p = 0,239$) und die maximale Beikrauthöhe ($t(34) = 0,75$; $p = 0,457$), als auch die mittlere Höhe des Getreides ($t(34) = -1,19$; $p = 0,242$) weisen keinen signifikanten Unterschied zwischen Ackerzentrum und Ackerrand auf, was zu einem erheblichen Teil mit den großen Standardabweichungen in Verbindung gebracht werden kann. Sowohl die mittlere, als auch die maximale Beikrauthöhe weisen am Ackerrand, mit 9,5cm bzw. 50cm, merklich höhere Mittelwerte auf, als in den Ackerinnenbereichen, in welchen die Beikrautvegetation eine mittlere Beikrauthöhe von 6,9cm und eine maximale Beikrauthöhe von rund 40cm erreicht. Die mittleren Beikrauthöhenwerte am Ackerrand zeigen eine ähnlich große bzw. sogar noch größere Variation, wie jene der Beikrautdeckung (siehe Abb. 22): Während die Hälfte der Aufnahmen eine mittlere Beikrauthöhe von maximal 5cm und weniger aufweisen, verteilen sich die Höhenwerte der zweiten Hälfte relativ gleichmäßig zwischen 5cm und 30cm. Die Werte der mittleren Kulturhöhe sind hingegen, ähnlich den mittleren Kulturdeckungswerten, relativ konstant und sind zu einem erheblichen Teil von der Getreidesorte abhängig. Roggen wird mit bis zu 150cm dabei weitaus am höchsten (Ausreißer in Boxplots „Kulturhöhe“ - Abb. 22). Die durchschnittliche mittlere Kulturhöhe liegt am Ackerrand erwartungsgemäß unter jener im Zentrum, auch wenn der Unterschied relativ gering ausfällt.

4.3.3.2 Artendiversität, floristische Zusammensetzung und syntaxonomische Ausprägung

Artendiversität

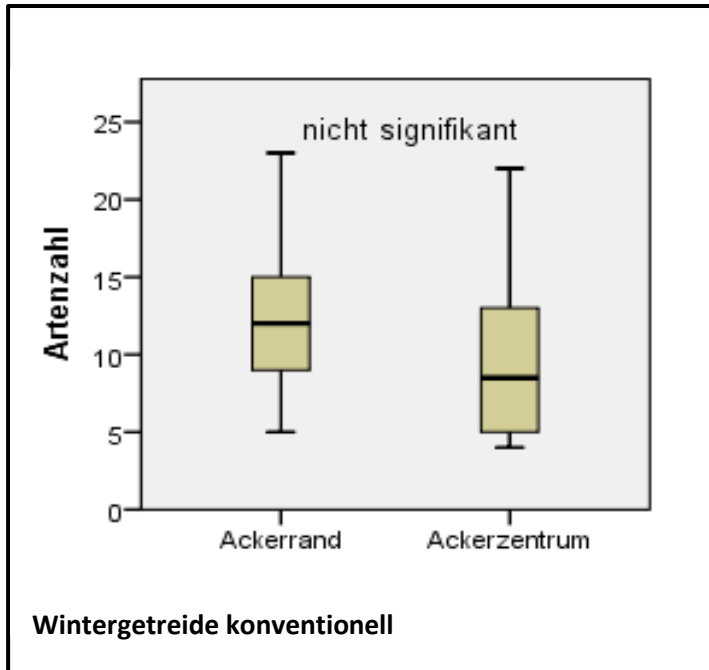


Abb. 23 Boxplot: Artenzahlen/Aufnahme (WIG kon): Ackerrand, Ackerzentrum

Die mittleren Artenzahlen pro Aufnahme sind, wenn auch nicht signifikant ($t(34) = 1,40$; $p = 0,172$), am Ackerrand höher als im Ackerzentrum. Während am Rand durchschnittlich 11,8 Arten pro Aufnahme dokumentiert wurden, befanden sich im Ackerzentrum im Mittel 9,5 Arten pro Aufnahme. Das Boxplot-Diagramm (Abb. 23) zeigt für beide Ackerbereiche eine relativ hohe, gleichmäßig verteilte Varianz der Artenzahlen. Außerdem macht es im Vergleich zu den Mittelwerten die doch erhebliche Differenz zwischen Ackerinnen und -Außenbereich ersichtlicher. So ist anhand des Diagramms festzustellen, dass die Medianwerte mit 8 Arten im Ackerzentrum und 12 Arten am Ackerrand doch deutlich weiter auseinanderliegen, wofür eine Häufung von etlichen sehr artenarmen Beständen im Inneren des Ackers verantwortlich ist.

Im Gegensatz zum Zentrum der Ackerparzellen, in welchen keine einzige gefährdete Art dokumentiert wurde, kommt am Ackerrand immerhin eine gefährdete Art in durchschnittlich drei bis vier Vegetationsaufnahmen vor.

Tab. 8 Mittelwerte der Vegetationsparameter (WIG kon): Ackerzentrum, Ackerrand.

Mw = Mittelwerte; s = Standardabweichung. Die Deckungswerte sind in %, die Höhenwerte in cm angegeben. Fett gedruckte Zahlenwerte markieren einen signifikanten Unterschied.

WIG kon	Zentral		Rand	
	Mw	s	Mw	s
Beikrautdeckung	8.3	19.9	17.7	20.5
Kulturdeckung	86.3	9.7	72.7	16.2
Gesamtdeckung	87.0	8.5	80.9	12.2
Beikrauthöhe	6.9	6.7	9.5	7.8
max. Beikrauthöhe	40.2	33.8	50.0	40.5
Kulturhöhe	96.3	23.0	87.1	22.1
Artenzahl	9.5	5.2	11.8	4.5
Artenzahl RL	0.0	0.0	0.3	0.6
Aufnahmen	14		22	

Floristische Zusammensetzung

Von insgesamt 57 Arten der „konventionellen“ Äcker kommen sechzehn Arten nur am Ackerrand, sechs mit Schwerpunkt am Ackerrand, vier Arten ausschließlich im Ackerzentrum und nur eine mit Schwerpunkt im Ackerzentrum vor. Ein Drittel der Arten, die ausschließlich am Rand vorkommen sind Ackergäste. Diese sind im konventionellen Ackerland allerdings durchwegs selten vertreten und meist nur kümmerlich entwickelt (vgl. Kap. 4.3.5.1).

Legt man die Arten, die ausschließlich in einem der beiden Bereiche vorkommen mit jenen, die dort ihren Schwerpunkt haben zusammen, so kann man zusammenfassen:

22 Arten (38%) mit Schwerpunkt am Ackerrand stehen 5 Arten (9%) mit Schwerpunkt im Ackerzentrum gegenüber. Der Großteil der Arten, nämlich 30 (53%), kommen sowohl am Rand, als auch im Zentrum regelmäßig vor.

Die Abbildung Abb. 27 veranschaulicht das Verhältnis der Artenverteilung in Form eines Kreisdiagramms.

Betrachtet man ausschließlich **Kernsegetalarten** mit einer Gesamtstetigkeit von über 15%, bleiben von insgesamt 57 Arten nur 23 Segetalarten übrig, die auf den konventionellen Wintergetreideäckern regelmäßig auftreten.

Dann stehen sechs Arten (26%) mit Schwerpunkt am Ackerrand einer einzigen Art (4%) mit Schwerpunkt im Ackerzentrum gegenüber und 16 Arten (70%) besitzen keinen deutlichen Schwerpunkt.

Obwohl der Anteil der Arten mit Schwerpunkt am Ackerrand nach Abzug der Ackergäste und der selten auftretenden Arten erwartungsgemäß absinkt (von 38% auf 26%), bleibt doch ein beachtlicher Anteil, nämlich ein gutes Viertel, an regelmäßig auftretenden Kernsegetalarten übrig, die sich auf die Ackerrandbereiche konzentrieren. Dabei handelt es sich um die Arten *Convolvulus arvensis*, *Fallopia convolvulus*, *Tripleurospermum inodorum*, *Galium spurium*, *Consolida regalis* und *Papaver rhoeas*.

Unter den Arten mit Schwerpunkt im Ackerzentrum bleibt die einzige Kernsegetalart *Galium aparine*, allerdings mit einem relativ geringen Treuewert von 18,9, übrig.

Gefährdete Arten

Die einzigen zwei gefährdeten Arten der Intensiväcker (ohne Parzelle NR. 17), die „stark gefährdete“ Art *Nigella arvensis* und die vermeintlich im Burgenland „gefährdete“ Art *Fumaria vaillantii* kommen ausschließlich am Ackerrand vor.

Kann nun am Ackerrand ein vermehrtes Auftreten von Hackfrucht- und Weingartenbeikrautarten bzw. von Pionierarten anderer Lebensräume verzeichnet werden?

Ackerbeikräuter, die für andere Kulturen typisch sind, wie zum Beispiel die Hackfruchtbeikrautarten *Senecio vulgaris*, *Euphorbia helioscopia* und *Portulaca oleracea*, oder der für Weingärten charakteristische Reiherschnabel - *Erodium cicutarium* können überwiegend nur im Ackerrandbereich der Wintergetreideäcker fußfassen. Sie sind aber auch dort nur vereinzelt und selten anzutreffen.

Das gleiche gilt für Pionierarten des umgebenden Grünlandes und der Ruderalstandorte. Von insgesamt acht dieser Arten kommen sechs ausschließlich am Ackerrand vor, wobei allesamt nur in einer einzigen Aufnahme vertreten sind. Betrachtet man die Lebensdauer der Pionierarten, fällt auf, dass ein Großteil, nämlich sechs der acht Arten, zwei- oder mehrjährig ist, während nur zwei Arten einen einjährigen Lebenszyklus aufweisen.

Einen Gesamtüberblick der floristischen Zusammensetzung finden sie in der Tabelle *Anhang VI* im Anhang.

Syntaxonomische Ausprägung

Alle Arten, die ausschließlich in einer der beiden Ackerbereiche vorkommen, zeigen eine relativ niedrige Stetigkeit. Die höchsten Treuewerte am Ackerrand erreichen die hochsteten euryöken Segetalarten *Convolvulus arvensis* und *Fallopia convolvulus*.

Dann folgen die geringsteten gefährdeten Arten *Nigella arvensis* und *Fumaria vaillantii*. Gemeinsam mit *Galium spurium*, *Papaver roehas*, *Consolida regalis* und *Anagallis foemina* bilden letztere die aus sechs Arten bestehende Artengruppe der, für das *Caucalidion* und/oder das *Camelino-Anthemidetum*, diagnostischen Arten, die einen deutlichen Schwerpunkt am Ackerrand besitzen. *Papaver roehas* und *Anagallis foemina* kommen in den Intensiväckern des konventionellen Gebietes allerdings nur ein einziges Mal vor und können somit nicht als repräsentative „Ackerrandarten“ für diese gelten.

Verbleiben also vier diagnostisch wichtige Arten, die mehr oder weniger regelmäßig in Intensiväckern, dort aber hauptsächlich am Ackerrand, vorkommen. Die einzige diagnostische Art der Assoziation *Camelino-Anthemidetum* ist die Trennart *Fumaria vaillantii*. Die übrigen drei Arten *Galium spurium*, *Consolida regalis* und *Nigella arvensis* sind Kennarten des *Caucalidion*.

Viele diagnostische Arten ohne deutlichen Schwerpunkt am Rand oder im Zentrum, namentlich *Anthemis austriaca*, *Buglossoides arvensis*, *Camelina microcarpa*, *Erysimum repandum* und *Lepidium draba* kommen ausschließlich in der extensiven Parzelle Nr. 17, die ein gut ausgeprägtes *Camelino-Anthemidetum* trägt, vor und gelten somit als nicht repräsentativ für das hauptsächlich intensiv bewirtschaftete „konventionelle Ackerland“. Nach Ausschluss dieser Arten verbleiben sechs diagnostisch wichtige Arten, die keinen deutlichen Schwerpunkt in einem der beiden Ackerbereiche besitzen und auch in Intensiväckern vorkommen. Schließt man die drei Arten *Descurainia sophia*, *Euphorbia exigua* und *Lathyrus tuberosus*, die hier geringe bis sehr geringe Stetigkeiten besitzen, aus, verbleiben nur noch drei regelmäßig auftretende Arten:

Die einzigen drei diagnostischen Arten, die in Intensiväckern des Seewinkels sowohl im Ackerzentrum, als auch am Ackerrand regelmäßig auftreten, sind allen voran *Stachys annua*, gefolgt von *Avena fatua*, beide Kennarten des *Caucalidion* und *Euphorbia falcata*, Kennart des *Camelino-Anthemidetum*.

Amaranthus retroflexus ist mit einem Treuewert von 27,7 und einer jedoch mageren Stetigkeit von 14% die einzige erwähnenswerte Art mit mehr oder weniger deutlichem Schwerpunkt im Ackerzentrum. Die übrigen vier Arten mit Schwerpunkt im Zentrum haben entweder sehr niedrige Stetigkeiten oder vergleichsweise geringe Treuegrade. Zwei davon sind Getreidesorten, die als „Ungräser“ auftreten, die anderen zwei sind sehr häufige Ackerbeikräuter.

Es konnte keine diagnostische Art für das *Caucalidion* oder das *Camelino-Anthemidetum* mit Schwerpunkt im Ackerzentrum ausgemacht werden.

4.3.3.3 Fazit

Die Vegetationsstruktur in den Ackerrandbereichen weicht von jener im Inneren der Äcker deutlich ab. Die Ackerbeikrautvegetation ist am Ackerrand signifikant dichter ausgeprägt, während die Dichte des Getreidebestandes zum Ackerrand hin signifikant abfällt. Auch bezüglich der Vegetations-Höhenwerte sind, wenngleich auch keine statistischen Signifikanzen vorliegen, merkbare Differenzen zu erkennen: Die Ackerbeikrautvegetation ist am Rand durchschnittlich hochwüchsiger, während die mittlere Höhe des Getreides zum Rand hin abnimmt. Die Ackerränder der intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland sind, wenn auch nicht signifikant, tendenziell artenreicher als die inneren Bereiche der Äcker. Die einzigen zwei gefährdeten Arten kommen ausschließlich in den Ackerrandbereichen vor. Pionierarten anderer Lebensräume und Hackfrucht- und Weingartenbeikräuter kommen ebenfalls fast nur an den Randbereichen, hier aber auch nur sehr vereinzelt, vor. Die Ackerränder sind außerdem durch ein messbares Mehr an diagnostischen Arten des Verbandes *Caucalidion* gekennzeichnet. Betrachtet man die Ackerbeikrautvegetation der Intensiväcker als fragmentierte Vegetationsbestände des *Camelino-Anthemidetum*, ist festzustellen, dass der „Fragmentierungsgrad“ der Ackerbeikrautvegetation vom Ackerrand zum Ackerzentrum hin deutlich zunimmt.

4.3.4 Der Randeffect auf den Wintergetreideäckern des Nationalparks

4.3.4.1 Vegetationsstruktur

Beikraut-, Kultur- und Gesamtdeckung

Im Gegensatz zum konventionellen Agrarland, unterscheiden sich im Nationalpark sowohl die Beikraut-, als auch die Kulturdeckung zwischen Ackerzentrum und Ackerrand nicht signifikant. In beiden Fällen lassen sich aber deutliche Tendenzen feststellen (vgl. Abb. 24): Der Mittelwert der Beikrautdeckung beträgt am Rand rund 74%, im Zentrum 63%. Auffällig ist, dass die Dichte der Segetalvegetation am Ackerrand relativ konstant hoch ist, im Ackerzentrum aber eine deutlich höhere Varianz aufweist.

Hier existieren neben großflächig ausgeprägten dichten Beikrautvegetationsbeständen, zwei Drittel der Aufnahmen weisen eine Beikrautdeckung von über 60% auf, auch Bereiche mit einer deutlich lockereren, bis unter 20% Deckung reichenden, Segetalvegetation. Die Deckung des Getreides variiert sowohl am Rand, als auch im Ackerzentrum sehr stark, ist aber durchschnittlich mit 52% Deckung im Ackerzentrum deutlich höher als am Ackerrandbereich, der nur zu rund 35% von den Getreidepflanzen bedeckt wird. Die Gesamtdeckung unterscheidet sich, ähnlich wie im konventionellen Ackerland kaum.

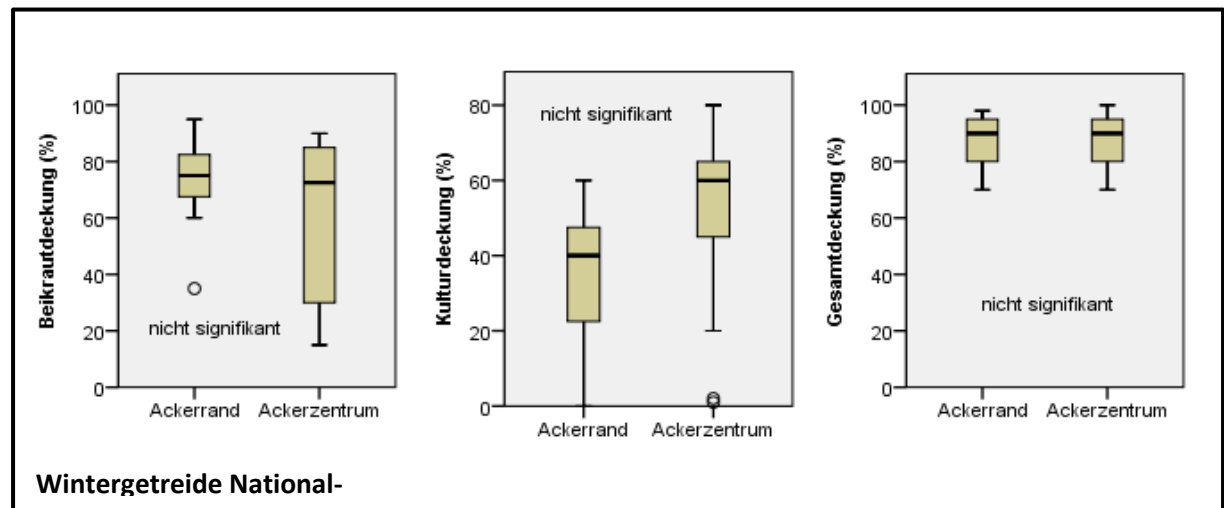


Abb. 24 Boxplots: Beikraut- Kultur- und Gesamtdeckungswerte (WIG NP): Ackerzentrum, Ackerrand.

Vegetationshöhe

Auch die durchschnittliche Höhe der Beikrautvegetation, die des Getreides und die maximale Beikrauthöhe unterscheiden sich zwischen den beiden Ackerbereichen „Rand“ und „Zentrum“ nicht signifikant. Bei genauerer Betrachtung der Vegetationsdaten, kann am ehesten noch ein Unterschied in der Höhe des Getreides abgelesen werden. Am Ackerrand ist diese mit durchschnittlich 72cm doch merklich niedriger, als jene im Ackerzentrum mit 85cm.

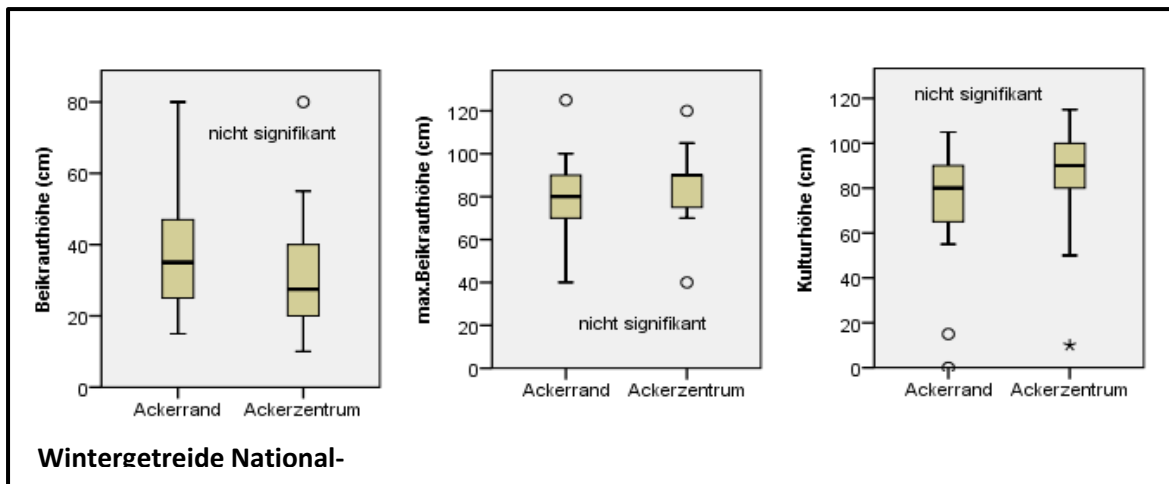


Abb. 25 Boxplots: Beikraut- und Kulturhöhe (WIG NP): Ackerrand, Ackerzentrum.

4.3.4.2 Artendiversität, floristische Zusammensetzung und syntaxonomische Ausprägung

Artendiversität

Der Randeffect der extensiv bewirtschafteten Äcker des Nationalparks äußert sich am stärksten durch die signifikante Differenz der Artendiversität zwischen Ackerrand und Ackerzentrum. Die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme ist an den Acker-rändern mit rund 25 Arten deutlich höher, als jene im Inneren der Äcker mit rund 19 Arten. Die Varianz der Artenzahlen ist am Rand deutlich höher (siehe Abb. 26). Dort befinden sich auch die, mit über 30 Arten, artenreichsten Beikrautbestände.

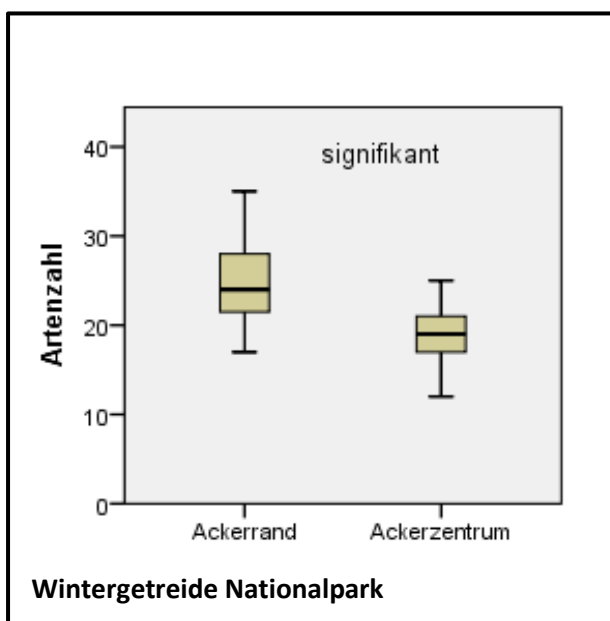


Abb. 26 Boxplot: Artenzahlen/Aufnahme (WIG NP): Ackerrand, Ackerzentrum.

Gefährdete Arten

Die Analyse der Häufigkeitsverteilung der gefährdeten Arten ergibt, dass am Acker-
rand mit durchschnittlich 1,5 Arten pro Vegetationsaufnahme, bzw. 3 Arten in zwei
Aufnahmen, deutlich mehr Rote Liste-Arten als im Ackerzentrum, welches durch-
schnittlich eine gefährdete Art pro Aufnahme enthält, vorkommen.

Tab. 9 Mittelwerte der Vegetationsparameter (WIG NP): Ackerzentrum, Ackerrand.

Mw = Mittelwerte; s = Standardabweichung. Die Deckungswerte sind in %, die Höhenwerte in cm ange-
ben. Fett gedruckte Zahlenwerte markieren einen signifikanten Unterschied.

WIG NP	Zentrum		Rand	
	Mw	s	Mw	s
Beikrautdeckung	63.2	27.8	74.0	15.6
Kulturdeckung	52.0	25.9	35.1	19.1
Gesamtdeckung	87.9	9.8	86.9	8.4
Beikrauthöhe	33.2	18.6	35.9	17.5
max. Beikrauthöhe	85.7	18.7	80.3	21.3
Kulturhöhe	84.6	26.6	72.0	30.2
Artenzahl	18.9	3.5	25.3	5.4
Artenzahl RL	1.0	1.2	1.5	1.2
Veg. Aufnahmen	14		15	

Floristische Zusammensetzung

Von insgesamt 78 Arten kommt ein gutes Drittel, das sind beachtliche 27 Arten, aus-
schließlich am Ackerrand vor. 70% dieser Arten sind eingestreute Pionierarten der
Nachbarbiotope, sogenannte Ackergäste. 16 Arten, bzw. 20% von der Gesamtarten-
garnitur, haben einen deutlichen Schwerpunkt am Ackerrand. Im Gegenzug kommen
nur drei Arten schwerpunktmäßig und sechs Arten ausschließlich im Ackerzentrum
vor. Alle diese Arten weisen zudem durchwegs sehr geringe Stetigkeiten auf. Legt man
die Arten, die in einem der beiden Ackerbereiche ihren Schwerpunkt haben, mit den
Arten, die ausschließlich dort auftreten, zusammen, entsteht folgendes Bild:

43 Arten (55%) mit Schwerpunkt am Ackerrand stehen 9 Arten (12%) mit Schwer-
punkt im Ackerzentrum gegenüber. Nur 26 Arten (33%) weisen keinen deutlichen
Schwerpunkt auf.

Die Verteilung der Arten auf die unterschiedlichen Ackerbereiche ist in *Abb. 27* an-
hand eines Tortendiagramms dargestellt.

Nach Abzug der zufällig eingestreuten Ackergäste und der selten auftretenden Segetalarten mit einer Stetigkeit von unter 15%, bleiben insgesamt 41 regelmäßig auf den NP-Wintergetreideäckern auftretende Kernsegetalarten (vgl. Kap. 3.5.4) übrig. Betrachtet man nun die schwerpunktmäßige Verteilung der Kernsegetalarten, verlagert sich dieser erheblich in Richtung „Arten ohne Schwerpunkt“. Dann stehen 16 „Rand-Arten“ drei „Zentrum-Arten“ gegenüber und 22 Arten haben keinen deutlichen Schwerpunkt.

39% der regelmäßig auftretenden Kernsegetalarten besitzen also einen Schwerpunkt am Rand, 7 % der Arten einen Schwerpunkt im Zentrum und 54% haben keinen deutlichen Schwerpunkt.

Ähnlich wie im konventionellen Ackergebiet (vgl. Kap. 4.3.3.2) sinkt hier durch Wegfall der Ackergäste und der selten auftretenden Kernsegetalarten der Anteil der Arten mit Schwerpunkt am Rand von 55% auf 39% zwar deutlich ab, bleibt aber ebenfalls beachtlich hoch. Die relativ häufigen Kernsegetalarten *Lepidium draba* und *Convolvulus arvensis* führen mit Treuegraden von über 50 die Tabelle der schwerpunktmäßig am Ackerrand auftretenden Arten an. Die beiden Wolfsmilcharten *Euphorbia falcata* und *Euphorbia exigua* folgen mit einem ebenfalls hohen Treuegrad von über 30. Eine Diskussion über mögliche Ursachen der Konzentration bestimmter Arten am Rand der Nationalparkäcker, lesen sie im Kapitel Kap. 5.2.3. Auch der Anteil von Arten mit Schwerpunkt im Zentrum sinkt durch Wegfall von selten auftretenden Arten deutlich ab. Eine überbleibende Kernsegetalart mit Schwerpunkt im Ackerzentrum, *Chenopodium hybridum*, sticht durch ihren hohen Treuewert von 50 bei gleichzeitig hoher Stetigkeit heraus. Die Art befand sich allerdings in allen aufgenommenen Wintergetreideäckern in einem sehr frühen Entwicklungsstadium.

In den Kapiteln Kap. 4.1.3.1 und 4.1.3.2 wurden die, für die Nationalparkäcker allgemein geltenden, begünstigten Bedingungen für Ackergäste und spätkeimende Segetalarten ausführlich dargelegt. Es kann davon ausgegangen werden, dass am Ackerrand noch günstigere Raum-, Licht- und Wärmeverhältnisse für ebendiese Arten vorherrschen, als im Inneren der Äcker, was wiederum die Frage aufwirft:

Kann am Ackerrand der Nationalparkäcker ein Vermehrtes Auftreten von Sommerfruchtbeikräutern und Ackergästen verzeichnet werden?

Wie schon erwähnt, besitzen mehr als die Hälfte der Ackerbeikrautarten der Wintergetreideäcker des Nationalparks einen Schwerpunkt am Ackerrand oder kommen ausschließlich dort vor. Knapp die Hälfte dieser Arten sind Ackergäste, also Pionierarten benachbarter Lebensräume, die im Acker für gewöhnlich keine dauerhaften Populationen entwickeln können. Sie können im Acker also nur kurzfristig fußfassen und in den meisten Fällen ihren Entwicklungszyklus nicht abschließen. Bis auf die

Wilde Möhre (*Daucus carota*) und die Bunt-Kronwicke (*Securigera varia*), die mit 27% bzw. 20% Stetigkeit verbreitet und bevorzugt am Ackerrand auftreten, haben sie durchwegs niedrige bis sehr niedrige Stetigkeitswerte und kommen ausschließlich am Ackerrand vor. Eine Ausnahme ist der Gewöhnliche Steinklee (*Melilotus officinalis*), der ab und an bis ins Innere des Ackers vordringt.

Pionierarten sind also zum größten Teil auf die Ackerrandbereiche konzentriert und kommen vorwiegend selten und eingestreut vor. Die Liste der Ackergastarten, die die Ackerränder kurzfristig bevölkern, ist in Wahrheit noch viel länger, wie aus zusätzlichen Vegetationsaufnahmen im Nationalpark hervorgeht (vgl. Kap. 4.4.2.1, Tab. Anhang IV). Die meist zwei-, oder mehrjährigen Arten stellen einen erheblichen Anteil an der Gesamtartenvielfalt der Nationalparkäcker.

Ein beachtlicher Teil der Kernsegetalarten, die überwiegend oder ausschließlich am Ackerrand vorkommen, nämlich 16%, rekrutiert sich aus den sechs spätkeimenden Sommerfruchtsegetalarten *Sinapis arvensis*, das ihren Verbreitungsschwerpunkt im Sommergetreide hat und den „Hackfruchtarten“ (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001) *Amaranthus blitoides*, *Chenopodium ficifolium*, *Microrrhinum minus*, *Sonchus asper* und *Solanum nigrum* s.str.. Doch beschränkt sich das Vorkommen von typischen Sommerfruchtbeikräutern keineswegs auf den Ackerrand. Neun solche Arten, darunter *Hyoscyamus niger*, *Mercurialis annua* und *Setaria viridis*, kommen ähnlich häufig auch im Inneren der Äcker vor. Aber nur eine Art, der zuvor schon erwähnte Bastard-Gänsefuß *Chenopodium hybridum*, hat einen deutlichen Schwerpunkt im Ackerzentrum. Alles in allem kann ein deutliches Mehr an typischen Sommerfrucht-Segetalarten am Ackerrand verzeichnet werden.

Gefährdete Arten

Die stark gefährdeten Arten *Lepidium perfoliatum* und *Adonis aestivalis* konnten ausschließlich am Ackerrand vorgefunden werden. *Silene noctiflora* kommt mit Schwerpunkt am Ackerrand vor. Alle anderen gefährdeten Arten, mit Ausnahme von *Ranunculus arvensis*, die allerdings insgesamt nur ein einziges Mal im Ackerzentrum aufgenommen wurde, besitzen keinen deutlichen Schwerpunkt. Die Liste der gefährdeten Arten, die sich auf die Ackerränder konzentrieren, ist in Wahrheit aber noch länger, wie nach dem erweiterten Aufnahmeset („Raritätenaufnahmen“ und „Ackerbiotop-Artenaufnahmen“, vgl. Kap. 3.1.3, 3.2.1 und 3.2.2) hervorgeht. So kommen zum Beispiel alle gefährdeten Arten der Salz- und Feuchtstandorte, die sich ja ausschließlich auf Ackerrandbereiche konzentrieren, oder auch die beiden Unterarten *Caucalis platycarpos* s.str. und *Caucalis platycarpos* subsp. *muricata* ausschließlich an Ackerrändern vor (vgl. Kap. 5.3.4).

Syntaxonomische Ausprägung

Sowohl an den Ackerrandbereichen, als auch im Inneren der Parzellen ist die Assoziation „*Camelino-Anthemidetum*“, durch eine charakteristische Artenkombination und dem Vorkommen einer Vielzahl von diagnostischen Arten des Verbandes

„*Caucalidion*“ und der ebengenannten Gesellschaft, gut ausgebildet. Dass die Acker-
randbereiche durchschnittlich mehr Arten beherbergen, betrifft erwartungsgemäß
auch einige diagnostische Arten des „*Caucalidion*“ bzw. des „*Camelino-Anthemidetum*“.
Bis auf die beiden gefährdeten Kennarten des „*Caucalidion*“ *Adonis aestivalis*
und *Caucalis platycarpus* und die Trennart des „*Camelino-Anthemidetum*“ *Lepidium*
draba, die hauptsächlich am Ackerrand auftreten, sind alle anderen fünf diagnosti-
schen Arten (*Euphorbia exigua*, *Euphorbia falcata*, *Silene noctiflora*, *Anthemis austri-*
aca und *Lathyrus tuberosus*), die schwerpunktmäßig am Ackerrand vorkommen, auch
regelmäßig im Ackerzentrum zu finden. Der Großteil, nämlich elf diagnostische Arten
des Verbandes bzw. der Assoziation (siehe *Tab. Anhang VI*) weisen keinen deutlichen
Schwerpunkt auf, die Verbandskennarten *Galium spurium* und *Consolida regalis* ha-
ben sogar einen Schwerpunkt im Ackerzentrum.

4.3.4.3 Fazit

Auch wenn keine statistisch signifikanten Unterschiede der Vegetationsstruktur zwi-
schen Ackerrand und Ackerzentrum vorliegen, zeigen die Ergebnisse eine messbare
Erhöhung der Beikrautdeckung, sowie eine deutliche Verminderung der Getreide-
dichte am Ackerrand. Die durchschnittlichen Artenzahlen pro Aufnahme sind am
Ackerrand signifikant höher als im Ackerzentrum. Über die Hälfte aller vorkommenden
Arten besitzt einen deutlichen Schwerpunkt am Ackerrand. Ein Großteil von ihnen, zu-
meist Ackergäste, kommt ausschließlich dort vor. An den Ackerrändern können zudem
auch deutliche Stetigkeitszuwächse von charakteristischen Sommerfruchtbeikräutern
und von gefährdeten Arten beobachtet werden. In den extensiven Wintergetreide-
äckern des Nationalparks ist die Gesellschaft „*Camelino-Anthemidetum*“ sowohl im In-
neren der Äcker, als auch am Ackerrand gut ausgeprägt. Am Ackerrand kann allerdings
ein sichtbarer Zuwachs an diagnostischen Arten des Verbandes „*Caucalidion*“ bzw. der
Assoziation „*Camelino-Anthemidetum*“ verzeichnet werden.

4.3.5 Der Randeffekt der Wintergetreideäcker im Na- tionalpark und des konventionellen Agrarlandes, eine Gegenüberstellung

Wie in den letzten beiden Kapiteln beschrieben wird, ist sowohl in den Wintergetrei-
deäckern des Nationalparks, als auch in jenen des konventionellen Agrarlandes ein
Randeffekt der Vegetation zu beobachten. Die unterschiedlichen Bewirtschaftungsbe-
dingungen der beiden Systeme haben nicht nur die Entstehung einer an sich schon
grundverschieden ausgeprägten Ackerbeikrautvegetation, sondern auch differie-
rende Randeffektausprägungen derjenigen, zur Folge. Die Tabelle *Tab. 10* ist das
Herzstück dieses Kapitels. Sie stellt den Randeffekt in Bezug auf die unterschiedlichen

Vegetationsparameter der Wintergetreideäcker der beiden Systeme gegenüberstellend dar.

4.3.5.1 Vegetationsstruktur und Artendiversität

In beiden Systemen kann, ausgehend vom Ackerzentrum, ein ähnlich hoher Artenzuwuchs zum Ackerrand hin dokumentiert werden. In den Nationalparkäckern ist dieser allerdings mit einem Plus von durchschnittlich 34% Arten signifikant hoch.

Beide Gebiete weisen außerdem eine Konzentration von gefährdeten Arten am Randbereich auf. Der in der Tabelle *Tab. 10* angeführte Randeffektwert von „x“% im konventionellen Ackerland kommt dadurch zustande, dass die einzigen zwei gefährdeten Arten (ohne *Fumaria vaillantii*, vgl. *Kap. 4.1.3.4*) ausschließlich am Rand vorgefunden wurden. In den Nationalparkäckern ist mit einem 53%igen Mehranteil an gefährdeten Arten am Rand ebenso eine signifikante Zunahme gegeben.

Im Gegensatz zu den konventionellen Getreideparzellen ist dort aber keine signifikante Zunahme der Beikrautdeckung und Beikrauthöhe am Ackerrand gegeben. Der Randeffekt der konventionellen Äcker zeigt sich hingegen sogar primär durch eine Verdichtung bzw. einen Biomassezuwuchs der Segetalvegetation zu den Ackergrenzen hin. Die Beikrautdeckung weist dort ein beträchtliches Plus von 113%, die Beikrauthöhe ein ebenfalls signifikantes Plus von 38% auf. Beide Werte nehmen im Nationalpark zwar auch, aber nur geringfügig zu.

Die Dichte des Getreides nimmt zwar in beiden Systemen am Rand deutlich ab, die Abnahme ist aber auf den extensiv bewirtschafteten Äckern des Nationalparks mit 32% deutlich höher. Die Höhe des Getreides nimmt am Ackerrand ebenfalls in beiden Bereichen, im Nationalpark aber stärker, ab. Bezüglich der Gesamtdeckung kann kein Randeffekt nachgewiesen werden.

Tab. 10 Gegenüberstellung des Randeffektes: WIG kon, WIG NP.

Der hier angegebene Randeffektwert bedeutet eine prozentuelle Abweichung des jeweiligen Parameter-Mittelwertes am Ackerrand bezogen zum Ackerzentrum. Formel: $100 \cdot ((\text{Randwert} - \text{Zentralwert}) / \text{Zentralwert})$. Positive Werte bedeuten einen prozentuellen Zuwachs des jeweiligen Parameters am Ackerrand, negative Werte eine Abnahme.

Randeffekt (%)			Legende
	WIG kon	WIG NP	
Artenzahl	24	34	
Artenzahl RL	x	53	0-10%
Beikrautdeckung	113	17	11-20%
Beikrauthöhe	38	8	21-30%
max. Beikrauthöhe	24	-6	31-40%
Kulturdeckung	-16	-32	41-50%
Kulturhöhe	-10	-15	51-60%
Gesamtdeckung	-7	-1	>60%

Im konventionellen Ackerland besitzen stattliche 38% der Arten ihren Schwerpunkt am Ackerrand. Im Nationalpark sind mit 55% allerdings nochmal erheblich mehr Arten auf den Ackerrand konzentriert. Hierfür ist insbesondere der sehr hohe Anteil von Ackergästen, die im Nationalpark beinahe ausschließlich am Rand auftreten, verantwortlich. In beiden Agrargebieten ist nur eine geringe Artenzahl auf das Innere der Äcker konzentriert. Der Anteil der Arten, die sowohl am Rand, als auch im Zentrum ähnlich regelmäßig auftreten, ist im konventionellen Bereich mit über der Hälfte gegenüber einem Drittel der Arten deutlich höher als im Nationalpark.

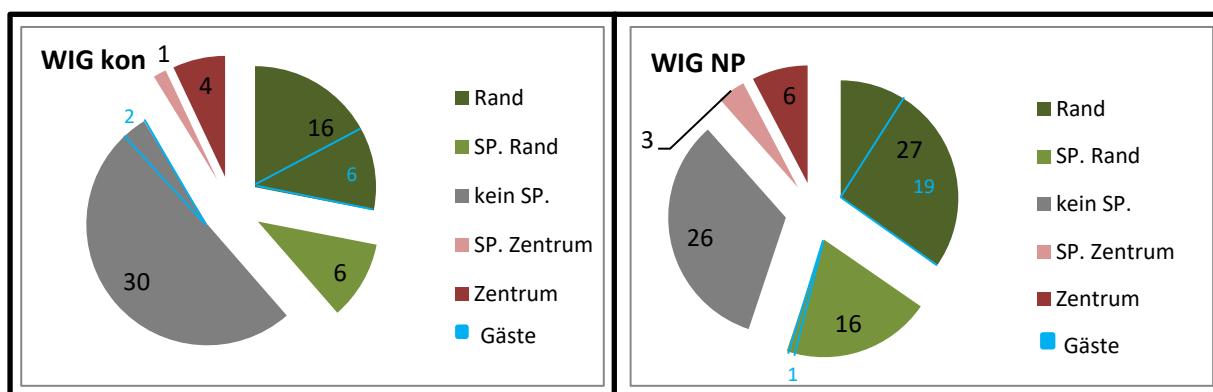


Abb. 27 Kreisdiagramme: Konzentration der Arten auf das Ackerzentrum bzw. auf den Rand: WIG kon, WIG NP
Rand bzw. Zentrum = Arten, die ausschließlich am Rand bzw. im Zentrum vorkommen; SP. Rand bzw. Zentrum = Arten, die einen deutlichen Schwerpunkt am Ackerrand bzw. im Ackerzentrum besitzen. Solche Arten haben einen Treuegrad > 18 (vgl. Tab. Anhang VI); kein SP. = Arten, die keinen deutlichen Schwerpunkt besitzen. Sie haben einen Treuegrad < 18; Gäste = Ackergastarten, die unter üblichen Umständen im Wintergetreide keine nachhaltigen Populationen zu bilden im Stande sind.

4.3.5.2 Floristische Zusammensetzung

Ackergäste

In beiden Agrarsystemen kommen Pionierarten anderer Lebensräume fast ausschließlich am Ackerrand vor. Die Wintergetreideäcker des Nationalparks beherbergen eine besonders große Anzahl an Pionierarten. Einige von ihnen kommen dort auch mehr oder weniger verbreitet vor. Hingegen können sich im konventionellen Agrarland deutlich weniger Arten am Rand des Getreidebestandes etablieren. Diese sind dann noch dazu nur sehr vereinzelt vertreten.

Sommerfruchtbeikräuter

Typische spätkeimende Segetalarten der Hackfruchtkulturen bzw. der Sommergetreidefluren können sich in den Intensiväckern, ähnlich wie die Ackergäste, nur sehr vereinzelt ansiedeln. Ein schwacher Zuwachs solcher Arten am Ackerrand kann hier nichtsdestotrotz verzeichnet werden. Im Nationalpark ist hingegen sowohl ein erheblich stärkerer Artenzuwuchs, als auch eine durchschnittlich höhere Stetigkeit von spätkeimenden Beikräutern zum Ackerrand hin zu beobachten.

Syntaxonomische Ausprägung

Von sieben diagnostischen Arten des *Caucalidion* bzw. des *Camelino-Anthemidetum*, die in den Intensiväckern des konventionellen Agrarlandes auftreten, haben vier, also gut die Hälfte der Arten, einen deutlichen Schwerpunkt am Ackerrand.

Auch in den Äckern des Nationalparks ist immerhin etwa ein Drittel der diagnostischen Arten schwerpunktmäßig am Ackerrand zu finden. Gut die Hälfte von ihnen kommen sowohl am Rand, als auch im Inneren der Äcker regelmäßig vor, zwei häufige Arten haben sogar ihren Schwerpunkt im Ackerzentrum.

Die Pflanzengesellschaft „*Camelino-Anthemidetum*“ ist in den Äckern des Nationalparks, sowohl an den Ackerrändern, als auch in den Innenbereichen der Äcker durch eine generell hohe Anzahl an Kenn- bzw. Trennarten gut ausgeprägt. Die Intensiväcker zeigen jedoch weder im Zentrum, noch am Rand eine gute Repräsentanz von diagnostischen Arten auf. Eine mehr oder weniger zweifelsfreie Zuordnung der Vegetationsaufnahmen zum Verband „*Caucalidion*“ durch drei oder mehr diagnostische Arten ist hier in den meisten Fällen nur am Ackerrand möglich.

4.4 Die Naturschutzfachliche Bedeutung der Getreideäcker des Nationalparks

Haben die Getreideäcker des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung?

4.4.1 Einleitung

Im Zuge dieses Kapitels werden die vegetationsökologischen Ergebnisse der Nationalparkäcker, die als Grundlage für ihre naturschutzfachliche Bewertung (siehe Kap. 5.3) fungieren, dargelegt.

Ich bitte um Verständnis für die bestehenden Redundanzen mit dem Kapitel Kap. 4.1: „Pflanzensoziologische Charakterisierung der Äcker im Seewinkel“. Es wurde versucht jedes Kapitel zumindest weitgehend in sich geschlossen verständlich zu gestalten und dabei unnötige Wiederholungen zu vermeiden.

4.4.1.1 Datengrundlage

Die Ergebnisse der Kapitel Kap. 4.2 „Vergleich der Wintergetreideäcker des Nationalparks und des konventionellen Ackerlandes“ und Kap. 4.3 „Der Randeffect im Acker“ stützen sich ausschließlich auf die Rand- und Zentralvegetationsaufnahmen, die einer objektiven „Zufallsverteilung“ zugrunde liegen (vgl. Kap. 3.1). Um die Erfassung der

Vegetation der Nationalparkäcker zu verdichten, wurden die Daten der subjektiv ausgewählten „Raritätenaufnahmen“ und der „Ackerbiotop-Artenaufnahmen“ (vgl. Kap. 3.1.3, 3.2.1) soweit möglich in die folgenden Ergebnisse integriert. Letztere können allerdings nicht in Ergebnisse, die an Braun-Blanquet-Vegetationsparameter (VGL. BRAUN-BLANQUET, 1964) gekoppelt sind, mit einbezogen werden. Das betrifft vor allem die „durchschnittlichen Artenzahlen pro Vegetationsaufnahme“, die Vegetationsdeckungs- und -höhenwerte. Die Ackerbiotop-Artenaufnahmen dienen in erster Linie zu einer präziseren Erfassung der Artengarnituren.

Beim Vergleich der Ergebniswerte der vier Ackerbiotope, die ausschließlich aus dem Datenpaket der Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) schöpfen, bleibt zu bedenken, dass die Anzahl der Vegetationsaufnahmen je nach Ackerbiotop stark variiert. Während im Wintergetreide 40 Aufnahmen getätigt wurden, stehen für das Sommergetreide und die Salzstandorte 7, für die Gänsebeikrautfluren nur 6 Vegetationsaufnahmen zur Verfügung (vgl. Kap. 5.1.1: „Eine kritische Auseinandersetzung mit der Methodik“). Aufgrund der unterschiedlich großen Stichprobenzahl der jeweiligen Ackerbiotope und angesichts der subjektiv ausgewählten Vegetationsaufnahmen, können die Ergebnisse keinen statistischen Signifikanz-Tests unterzogen werden (vgl. Kap. 3.1.3). Die Daten sind dennoch aussagekräftig genug, um ein realitätsnahes Bild der Vegetation der vier Ackerbiotope zu zeichnen.

Alle Ackerparzellen des Nationalparks, die zum Aufnahmezeitpunkt nicht mit Luzerne bestellt waren, wurden in die Vegetationsdokumentation miteinbezogen.

4.4.1.2 Die Ackerbiotoptypen

Die Nationalparkäcker gliedern sich in folgende vier Bewirtschaftungsvarianten: Wintergetreide-, Sommerhafer-, Sommergerste- bzw. Gänsebeikrautflur und Luzerne. Diesen „Kulturtypen“ liegen unterschiedliche Bewirtschaftungseinflüsse, zum Teil aber auch abweichende ökologische Einflussfaktoren zugrunde, welche die Ausbildung einer jeweils eigenständigen, charakteristischen Beikrautvegetation bedingen. Die, nur bedingt von der Bewirtschaftungsweise abhängige, Salzbeikrautvegetation hebt sich durch eine stark abweichende Artenkombination und Vegetationsstruktur von der übrigen Segetalvegetation ab.

Legt man die Salzbeikrautfluren mit den Bewirtschaftungsvarianten Wintergetreide-, Sommerhafer- und Gänsebeikrautflur zusammen, erhält man vier „Ackerbiotoptypen“. Sie besitzen die Gemeinsamkeit, dass sie aufgrund ihrer spezifischen Umwelteinflüsse, klar abgrenzbare Vegetationstypen mit einer jeweilig eigenständigen pflanzensoziologischen Einheit darstellen. Die vier Ackerbiotope sind in der Abbildung *Abb. 28* kartographisch dargestellt.

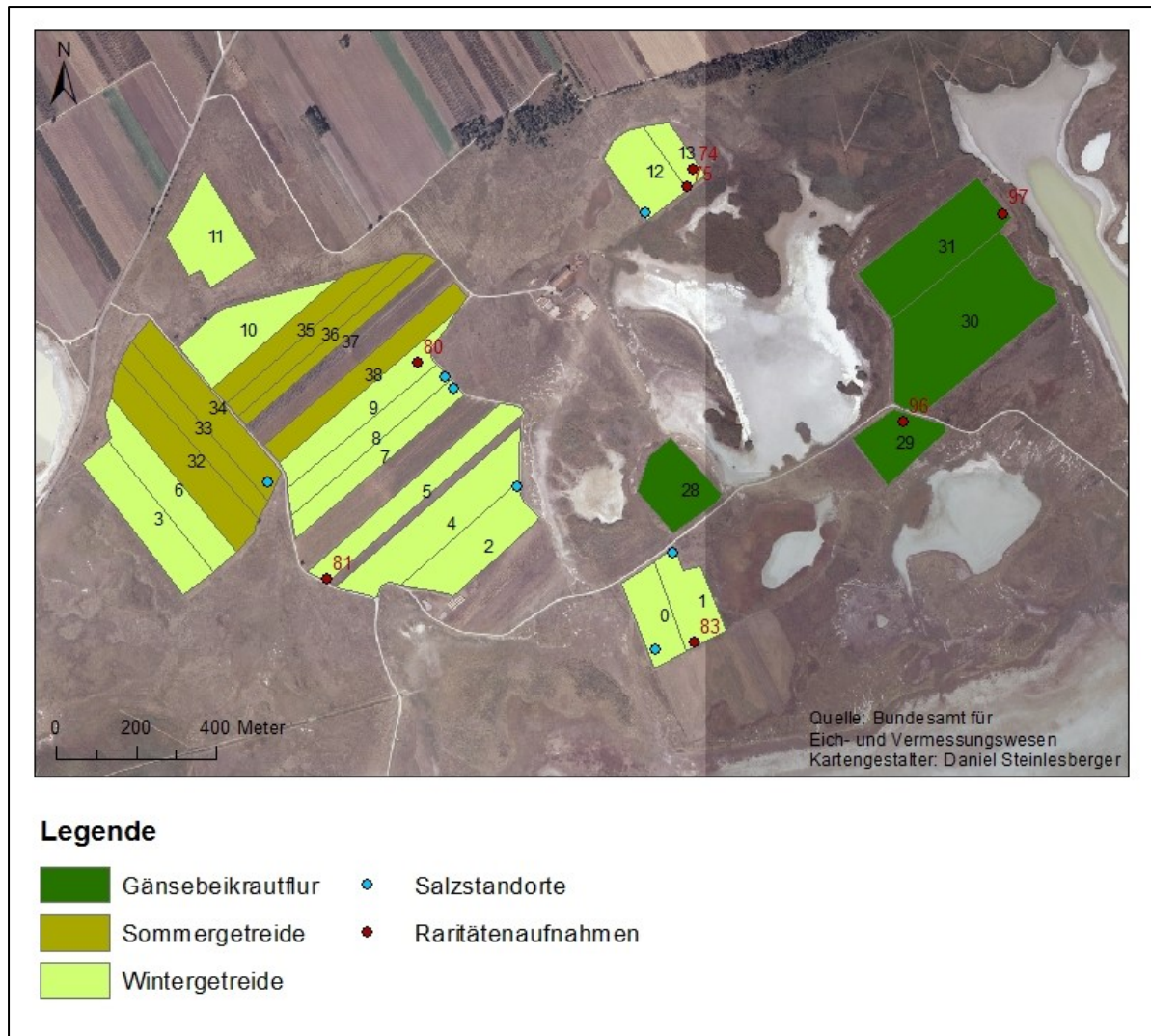


Abb. 28 Karte: Die Ackerbiotope im Nationalpark
Die Zahlen in den Polygonen stellen die Parzellennummern dar.

Sommer- und Wintergetreidefluren

Sommer- und Wintergetreide stehen in der Bewahrungszone „Lange Lacke“ miteinander in jährlicher Fruchtfolge. Sie nehmen mit 21,7 ha und 44,0 ha, zusammengekommen sind das 65,7 ha, die größten Flächen des insgesamt 86,2 ha großen, mit Getreide bebauten, Ackerlandes (ohne Luzerne-Parzellen) im Nationalpark ein. Ausgedrückt in prozentuellen Flächenanteilen sind das im Jahr 2011 51% Wintergetreideacker und 25% Sommergetreideacker, bzw. 76% in Fruchtfolge stehender Getreideacker. Sowohl die Böden der Winter-, als auch der Sommergetreideparzellen sind mäßig skelettreiche, mehr oder weniger magere (mittlerer Stickstoffgeigerwert von 3,6) Tschernoseme und Feuchtschwarzerden (vgl. BFW, 2017). Die jahreszeitlich differierenden Bewirtschaftungsmaßnahmen von Sommer- und Wintergetreidefluren stellen zwischen den beiden Ackerbiotopen die primär differenzierenden ökologischen Einflussfaktoren dar. Während das Wintergetreide im Herbst gesät und im Juli geerntet

wird, findet die Saat des Sommergetreides etwa Mitte März und die Ernte erst zwischen Ende Juli und Anfang August statt (KROISS, 2016). Je nach Bewirtschaftungsweise kommt es schließlich zu unterschiedlichen Vegetationsausbildungen. Sekundär spielt aber auch die deutlich höhere Beweidungsintensität durch Gänse im Wintergetreide eine bedeutende Rolle für eine differenzierte Entwicklung der Segetalvegetation (vgl. Kap. 5.3.7). Die vorherrschende Pflanzengesellschaft beider Ackerbiotope stellt das *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae* dar. Im Wintergetreide liegt die Gesellschaft allerdings in der Winterform der Subassoziation „-caucalidetum“, im Sommergetreide in der Sommerform der Subassoziation „-typicum“ vor (vgl. Kap. 4.1.3.2, 4.1.3.3).

Ein schmaler, feuchter Ackerrandstreifen, der sich über zwei Parzellen erstreckt, trägt eine klar abweichende Pflanzengesellschaft, die Assoziation *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae* (vgl. Kap. 4.1.3.8). Dieses „Ackerfeuchtbiotop“ wird im Zuge dieser Arbeit zwar ab und an als eigenstehendes Ackerbiotop behandelt (gekennzeichnet), aufgrund seiner kleinflächigen Ausprägung wurde jedoch von einer Abgrenzung als solches auf oberster Ebene abgesehen.

Gänsebeikrautfluren

Die Gänsebeikrautfluren (vgl. Kap. 3.1.2.1) bzw. die Sommergersteäcker unterliegen keiner Fruchtfolge. Ihre Flächengröße beträgt 20,5 ha, das sind 24% der, im Jahr 2011 mit Getreide bestellten, Gesamtfläche. Wie der Name des Ackerbiotops schon andeutet, spielt auf diesen Flächen der hohe Beweidungsgrad durch Gänse eine besonders große Rolle. Die Gerstensaats bzw. die Gerstenjungpflanzen sind unter Gänsen offensichtlich sehr beliebt. Zum Aufnahmezeitpunkt im Juni war in der dichten Beikrautdecke kaum ein Gerstenhalm mehr zu sehen. Aber auch die Saatzeit Mitte März, bzw. der unmittelbar vorangehende Umbruch drückt sich in der Ausprägung der Segetalvegetation aus. Ein dritter für dieses Ackerbiotop bedeutender Einflussfaktor ist durch die, zu den Winter- bzw. Sommerhaferfluren, abweichenden Bodenverhältnisse gegeben. Die Gänsebeikrautfluren befinden sich nämlich zum Großteil auf tiefergelegenen, wechselfrisch bis wechselfeuchten, mäßig nährstoffreichen (mittlerer Stickstoffzeigerwert von 5,3) Feuchtschwarzerdeböden. Zu guter Letzt seien noch das jährliche Ausbleiben des Ernteverfahrens und der unüblich spät stattfindende Bodenbruch im Oktober/November als einflussreiche vegetationsprägende Faktoren zu nennen.

Die vorherrschende Pflanzengesellschaft ist die, in den Verband *Malvion-neglectae* eingegliederte, *Stachys annua-(Sisymbrietalia)*-Gesellschaft (vgl. Kap. 4.1.3.7).

Salzstandorte

Die Salzstandorte sind in Form kleinflächiger, durchwegs am Ackerrand gelegener Patches ausgebildet. Sechs der insgesamt sieben im Gebiet verorteten salzbeeinflussten Ackerstellen, befanden sich im Aufnahmejahr 2011 innerhalb von Wintergetreideparzellen, nur eine befand sich im Sommergetreide. Neben dem Haupt-Selektionsfaktor „versalzter Boden“, spielen die Saat- bzw. Bodenbruchzeiten auch eine Rolle

für die Ausprägung der Salzbeikrautvegetation (vgl. Kap. 5.3.2.4, 5.3.4.7). Die Höhe des Salzgehaltes scheint zwischen den sieben salzbeeinflussten Standorten, erkennbar durch Verschiebungen in der Artenkombination, zu variieren. Während sich die meisten Standorte auf Solonetzböden befinden, weisen manche von ihnen Übergänge zu Solontschakböden auf, welche sich durch zarte Salzausblühungen an der Bodenoberfläche erkennbar machen. Auch die Bodenfeuchte variiert zwischen den Standorten. Ein weiterer selektiver Einflussfaktor ist durch die mäßig bis starke Gänsebeweidung der, zumeist in Lacken-Nähe befindlichen, Salzbeikrautfluren gegeben. Dieser drückt sich unter anderem durch einen Anstieg des mittleren Stickstoffzeigerwerts ($N = 4,6$) im Gegensatz zu den Durchschnittsböden (vgl. Abschnitt „Sommer- und Wintergetreidefluren“ weiter oben) aus.

Die dominierende Pflanzengesellschaft stellt das *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* dar (vgl. Kap. 4.1.3.6). Ein feuchter Vegetationsbestand leitet zum *Veronico-Lythretum* über.

Die Tabelle Tab. 11 stellt die wichtigsten Umwelteinflüsse der vier Ackerbiotoptypen und ihre vorherrschende Pflanzengesellschaft bzw. Pflanzengesellschaftsform zusammenfassend dar.

Tab. 11 Unterschiedliche Umwelteinflussfaktoren der vier Ackerbiotopte.

Die Tabelle zeigt die, für die die Entwicklung der Ackerbeikrautvegetation einflussreichsten, Bewirtschaftungsfaktoren Fruchtfolge, Saat- und Erntezeit, den vorherrschenden Bodentyp, die durchschnittliche Beweidungsintensität durch Gänse und die dominierende Pflanzengesellschaft der jeweiligen Ackerbiotoptypen des Nationalparks. Die Kürzel in der Spalte „Erntezeit“ haben folgende Bedeutung: A = Anfang, M = Mitte, E = Ende des Monats; Die Zahlen stehen für die Monate im Jahr.

Ackerbiotoptyp	Fruchtfolge	Saatzeit	Erntezeit	Bodentyp	Gänsebeweidung	Syntaxon
Wintergetreide	Ja	Herbst	A7 - E7	Tschernosem, Feuchtschwarzerde	Kaum stark bis	<i>Camelino-Anthemidetum-caucalidetum-Winter</i>
Sommergetreide	Ja	Frühj.	E7 – A8	Tschernosem, Feuchtschwarzerde	Kaum	<i>Camelino-Anthemidetum-typicum-Sommer</i>
Gänsebeikrautflur	Nein	Frühj.	Keine, später Umbruch	Feuchtschwarzerde	Sehr stark	<i>Stachys annua-Gesellschaft</i>
Salzstandorte	Ja	x	x	Solontschak-Solonetz	Mittel stark bis	<i>Matricario-At-ripletum</i>

Die naturschutzfachliche Charakterisierung der Ackerbeikrautvegetation des Nationalparks findet primär im Zuge einer Gegenüberstellung dieser vier Ackerbiotoptypen statt. Von einer detaillierten Beschreibung der jeweiligen Vegetationsgesellschaften wird in diesem Kapitel allerdings abgesehen. Sie findet im Kapitel *Kap. 4.1.3 „Beschreibung der Vegetationseinheiten“* ausreichend Raum.

Die Kernsegetalarten als naturschutzfachlich relevante Arten

Die Unterteilung der Arten in Kernsegetalarten und Ackergäste (vgl. *Kap. 3.5.4.2*) ermöglicht eine Trennung in Arten, die Ackerstandorte als geeignete Lebensräume nachhaltig besiedeln und jene, die ihren Verbreitungsschwerpunkt nicht in Äckern haben. Die naturschutzfachliche Bedeutung der Ackerflächen als geeigneter Lebensraum für rückläufige Segetalarten und Segetalgesellschaften bezieht sich demnach ausschließlich auf Kernsegetalarten. **Folglich konzentrieren sich auch alle Ergebnisse dieses Kapitels auf Kernsegetalarten!**

4.4.1.3 Vegetationstabelle Nationalpark

Die Vegetationstabelle *Tab. Anhang IV* stellt das Kernstück der Vegetationsanalyse der Segetalflora des Nationalparks dar. Ich empfehle diese während des Lesens dieses Kapitels stets zur Hand zu haben. Sie ermöglicht eine Vertiefung der Kenntnislage und belebt den ansonsten doch eher trockenen Ergebnisteil. Schließlich bietet sie einen

dichten Informationsgehalt über alle auf den Nationalparkäckern vorkommenden Pflanzenarten.

Die Tabellengrundstruktur ist die gleiche, wie jene der Tabelle *Tab. Anhang V* (vgl. *Kap. 4.1.1*). So ist für jede Art neben der Gesamtstetigkeit auch die Stetigkeit, Treue und die durchschnittliche Deckung in Bezug auf jedes Ackerbiotop angegeben. Arten, die ausschließlich in den Artenaufnahmen der Ackerbiotope auftreten, wurde in der Stetigkeitsspalte ein „x“ zugewiesen. Die unterschiedliche Farbgebung der Zellen und die Bestimmung der fett gedruckten Zahlenwerte unterliegen den gleichen Regeln wie der Tabelle *Tab. Anhang III* (vgl. *Kap. 4.1.1.3*). Für jede Art ist der floristische Status, die Lebensdauer und der Stickstoffzeigerwert nach ELLENBERG (1974) angeführt. Eine Unterscheidung der Arten in „Kernsegetalarten“ und „Ackergäste“ wurde durch graue Farbgebung der Ackergastarten-Letter gewährleistet.

4.4.2 Die Artendiversität der Nationalparkäcker

4.4.2.1 Artenzahlen

Gesamtartenvielfalt

In den Nationalpark-Äckern konnten insgesamt beachtliche 146 Arten dokumentiert werden! 49 Arten, also ein gutes Drittel davon sind Ackergäste. Die restlichen zwei Drittel, bzw. **97 Arten** zählen zu den Kernsegetalarten.

Die Wintergetreidefluren treten mit 118 erfassten Arten, bzw. 83 Kernsegetalarten als artenreichstes Ackerbiotop hervor. Die Gänsebeikrautfluren folgen mit einer Gesamtartenzahl von 80 Arten. Hier ist der Anteil der Ackergäste mit knapp einem Drittel allerdings besonders hoch. Nach Abzug der Ackergäste bleiben 54 Kernsegetalarten übrig. Die Salzstandorte weisen trotz ihrer Kleinflächigkeit und der extremen Bedingungen mit 67 Arten, bzw. 50 Kernsegetalarten eine ähnlich hohe Artenzahl auf. Die Sommergetreideäcker sind mit Abstand die artenärmsten Standorte. 54 Arten wurden dort nachgewiesen. Mit nur 9, bzw. knapp 17% Ackergastarten, weisen sie aber auch den kleinsten Anteil an Pionierarten anderer Lebensräume auf. Die Tabelle *Tab. 12* stellt die Artenzahlen der Ackerbiotope in Zahlen, *Abb. 29* in Form von Balken, zusammenfassend dar.

Tab. 12 Artenzahlen: Gesamt und für die vier Ackerbiotope.

Die Tabelle zeigt die Gesamtartenzahlen, die Artenzahlen der „Kernsegetalarten“ und der „Ackergäste“ und die Anzahl bzw. den prozentuellen Anteil der gefährdeten Arten der unterschiedlichen Ackerbiotope im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Gesamt= Alle untersuchten Äcker des Nationalparks; WIG= Wintergetreide; SOG= Sommergetreide; GBF= Gänsebeikrautfluren; Salz= Salzstandorte in Äckern

	Gesamt-Artenzahl			Kernsegetalarten			Ackergäste	
	Arten	gef. Arten	Anteil gef. Arten (%)	Arten	gef. Arten	Anteil gef. Arten (%)	Arten	Anteil der Gäste (%)
Gesamt	146	38	26.0	97	28	28.9	49	33.6
WIG	118	25	21.2	83	21	25.3	35	29.7
SOG	54	6	11.1	47	5	10.6	9	16.7
GBF	80	14	17.5	54	10	18.5	26	32.5
Salz	67	18	26.9	50	16	32.0	17	25.4

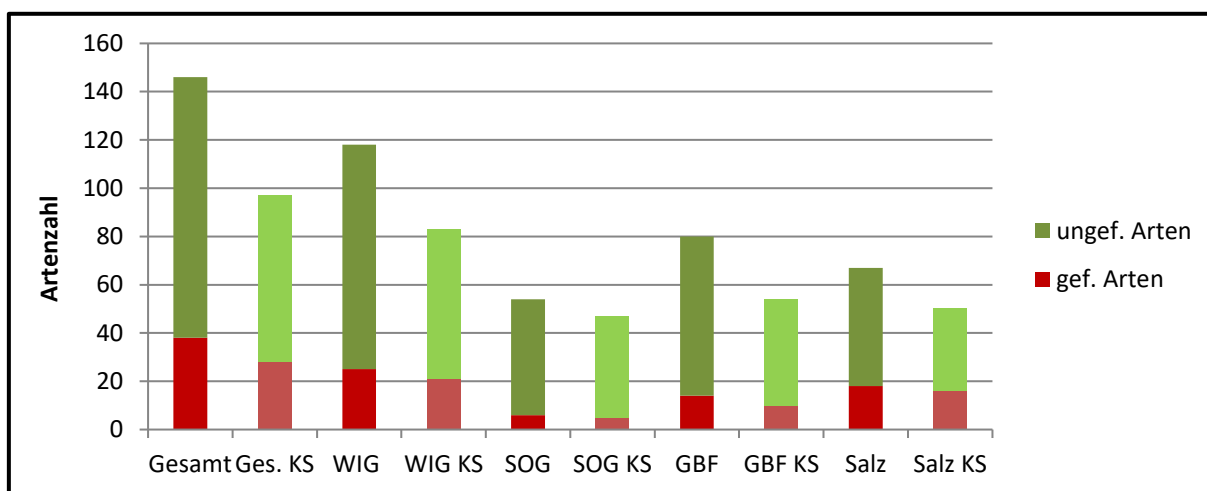


Abb. 29 Balkendiagramm: Artenzahlen (Gesamt, RL-Arten) der NP-Äcker und ihrer Ackerbiotope

Die hell gefärbten Balken stellen die Artenzahlen der Kernsegetalarten (KS) nach Abzug der Ackergäste dar. Gesamt= Alle untersuchten Äcker des Nationalparks; WIG= Wintergetreide; SOG= Sommergetreide; GBF= Gänsebeikrautfluren; Salz= Salzstandorte in Äckern

Artenzahlen pro Aufnahme

Die mittlere Artenzahl pro Aufnahme der drei Ackerbiotope Wintergetreideflur, Gänsebeikrautflur und Ackersalzstandort ist mit durchschnittlich 22, bzw. 23 Arten ähnlich hoch. Einzig und allein die Sommergetreideäcker fallen mit durchschnittlich 17 Arten pro Aufnahme deutlich zurück. Die Artendiversität innerhalb der Wintergetreideäcker ist überdurchschnittlich heterogen ausgeprägt. Zwischen Aufnahmen mit 12 und 36 Arten existieren alle Übergänge. Die übrigen drei Ackerbiotope weisen, abgesehen von einzelnen Ausreißern, eine wesentlich homogenere Verteilung der Artendiversität auf (vgl. Abb. 30). Eine Diskussion über mögliche Ursachenkomplexe, die zu

der variablen Heterogenität der Artendiversität innerhalb der Ackerbiotope führt, lesen sie im Kapitel *Kap. 5.3.2.*

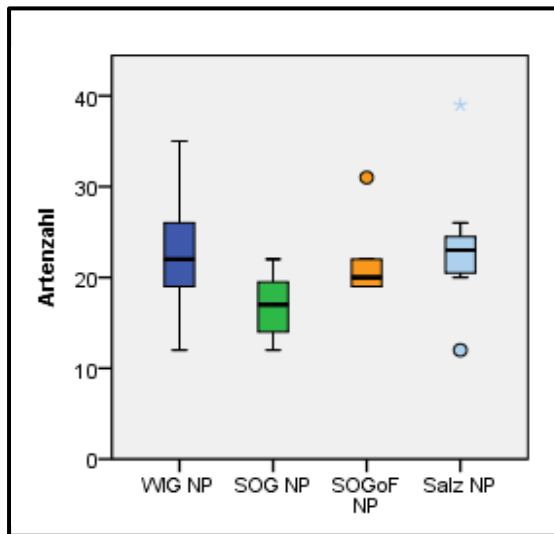


Abb. 30 Boxplots: Artenzahlen/Aufnahme der Ackerbiotope.

WIG NP= Wintergetreideflur; SOG NP= Sommergetreideflur; SOGoF NP= GBF = Sommergetreideflur ohne Fruchtfolge bzw. Gänsebeikrautflur; Salz NP= Ackersalzstandorte

4.4.2.2 Die Arten und ihre Verteilung auf die Ackerbiotope

Die häufigsten und am weitest verbreiteten Ackerbeikrautarten des Nationalparks

Neben der Hervorhebung von floristischen Raritäten, soll eine vegetationsökologische Umschreibung der häufigsten Ackerbeikrautarten, seien sie noch so allgegenwärtig, nicht vorenthalten werden. Immerhin prägen sie die Segetalvegetation besonders stark. In der Tabelle *Tab. 13* werden die Arten gezeigt, die neben einer sehr hohen Gesamtstetigkeit, auch in allen vier Ackerbiotopen regelmäßig bis häufig vorkommen.

Tab. 13 Die häufigsten Arten der Nationalparkäcker: Stetigkeit und Deckung in den Ackerbiotopen.

Alle angeführten Arten haben eine Mindest-Gesamtstetigkeit (Ges-St) von 75% und in jedem der vier Ackerbiotope eine Stetigkeit (St) von mindestens 40%. Die durchschnittlichen Deckungswerte (De) der Arten sind, wie die Stetigkeit (St) in Prozent angegeben. Beide Werte sind auf ganze Zahlen gerundet. Durchschnittliche Deckungswerte über 10% sind fett geschrieben. Flo= Floristischer Status: A= Archäophyt, I= Indigen; Ld= Lebensdauer: a= annuell, a3-4 und a4= Hapaxanth-Typen (siehe Kap. 4.4.4.2), b= bienn, p= perenn; N= Stickstoffzeigerwert nach ELLENBERG (1974); WIG= Wintergetreide; SOG= Sommergetreide; GBF= Gänsebeikrautflur; Salz= Ackersalzstandorte

Arten	Flo	Ld	N	WIG		SOG		GBF		Salz		Ges-St
				St	De	St	De	St	De	St	De	
<i>Lathyrus tuberosus</i>	A	p	4	95	13	71	21	100	5	100	4	93
<i>Anagallis arvensis</i>	A	a3-4	6	95	3	86	2	67	2	100	4	92
<i>Polygonum aviculare</i>	I	a3-4	6	95	3	71	2	83	9	100	21	92
<i>Fallopia convolvulus</i>	A	a3-4	6	98	6	100	2	83	9	43	2	90
<i>Stachys annua</i>	A	a4	4	90	9	100	12	100	56	43	2	87
<i>Medicago lupulina</i>	I	a, b, p	-	90	2	86	2	50	2	86	2	85
<i>Euphorbia falcata</i>	A	a4	5	78	2	71	2	83	3	57	2	75

Die sieben häufigsten, bzw. am weitesten verbreiteten Ackerbeikrautarten der Nationalparkäcker Knollen-Platterbse - *Lathyrus tuberosus*, Acker-Gauchheil - *Anagallis arvensis*, Vogel-Knöterich - *Polygonum aviculare*, Acker-Flügelknöterich - *Fallopia convolvulus*, Einjähriger Ziest - *Stachys annua*, Hopfen-Schneckenklee - *Medicago lupulina* und Sichel-Wolfsmilch - *Euphorbia falcata* besetzen zumindest innerhalb der Nationalparkäcker weite Nischen: Sie finden sowohl auf salzunbeeinflussten, als auch auf salzbeeinflussten Böden ausreichend gute Entwicklungsbedingungen vor, gedeihen sowohl auf frisch bis feuchten Feuchtschwarzerdeböden, als auch auf wechsellückigen Tschernosemböden und sie vermögen es, sich sowohl unter den Bewirtschaftungsbedingungen des Winter-, als auch des Sommergetreides, gut entwickeln zu können. Eine Analyse über die gemeinsamen autökologischen „Fähigkeiten“ dieser Arten, die es ihnen ermöglichen so breit aufgestellt zu sein, lesen sie im Kapitel Kap. 5.3.2.5.

Schwerpunktarten der Ackerbiotope

Welchen Beitrag leisten nun die jeweiligen Ackerbiotope zur Gesamtartendiversität der Nationalparkäcker? Oder: Welche Kernsegetalarten beschränken sich auf die einzelnen Ackerbiotope, bzw. besitzen dort einen deutlichen Schwerpunkt?

Abb. 31 zeigt den Anteil an Arten, die auf bestimmte Ackerbiotope beschränkt sind in Form eines Tortendiagramms. Knapp 70% aller „Kernsegetalarten“ sind in mehr als einem Ackerbiotop vertreten. Die meisten von ihnen kommen sogar in allen oder zumindest in drei der vier Ackerbiotope vor (vgl. Tabelle Tab. Anhang IV). Die beispielhaften Art-Angaben im folgenden Abschnitt inkludieren keine gefährdeten Arten. Sie werden weiter unten im Abschnitt „Gefährdete Arten“ gesondert behandelt.

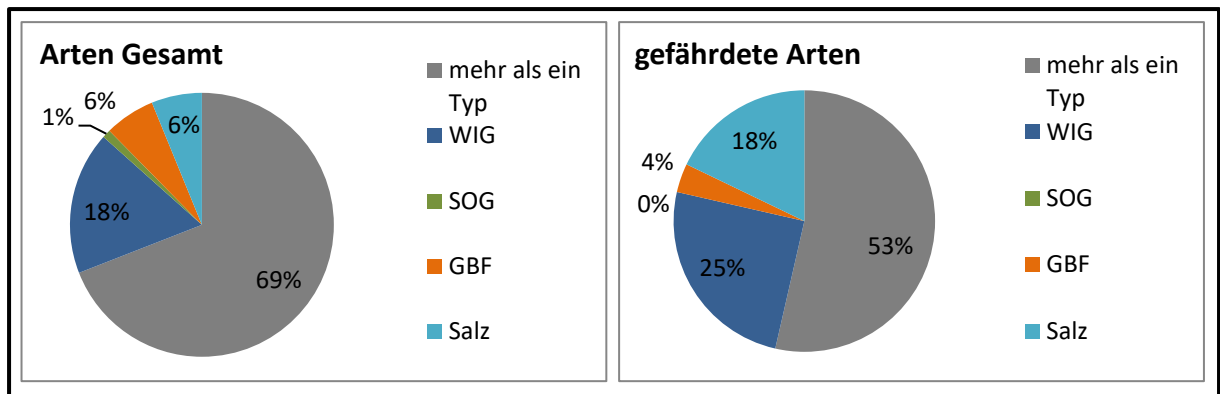


Abb. 31 Kreisdiagramme: Verteilung der Arten, bzw. der gefährdeten Arten auf die vier Ackerbiotope.

Die Kreisdiagramme zeigen die prozentuellen Anteile der Kernsegetalarten, bzw. der gefährdeten Kernsegetalarten der Nationalparkäcker, die in mehr als einem bzw. ausschließlich in einer der vier Ackerbiotope vorkommen. WIG= Wintergetreideflur; SOG= Sommergetreideflur; GBF= Gänsebeikrautflur; Salz= Acker-salzstandorte

Wintergetreideäcker

Die größte Bedeutung für die Gesamtartendiversität kommt den Wintergetreideäckern zu. 17 Arten, bzw. 18% von allen Kernsegetalarten des Nationalparks kommen ausschließlich hier vor. Bei diesen Arten handelt es sich vor allem um salztolerante, typische Wintergetreidebeikräuter, die sich vor allem aufgrund ihrer frühen Keimzeit im Herbst, oder im frühen Frühjahr nicht in Sommerkulturen entwickeln können, wie zum Beispiel *Galium spurium* und *Vicia angustifolia*, oder die Frühjahrsblüher des *Veronicetum-triphyllidi* *Veronica hederifolia* und *Veronica triloba*. Aber Vorsicht! Das Tortendiagramm (Abb. 31) hält etliche Informationen verschlossen. Das Diagramm bildet nämlich nur Arten ab, die ausschließlich in einem der Ackerbiotope vorkommen. Arten, die einen deutlichen Schwerpunkt im Wintergetreide besitzen, während sie in den anderen Ackerbiotopen nur vereinzelt auftreten und dann auch oft nur kümmerlich entwickelt sind, bilden jedoch eine mindestens ebenso große Artengruppe (vgl. Tab. Anhang IV). Zu ihnen zählen die besonders charakteristischen Wintergetreide-Arten *Anthemis austriaca* und *Camelina microcarpa* subsp. *silvestris*, die auch als Kennarten des *Camelino-Anthemidetum*, bzw. als Trennarten der Winterform des *Camelino-Anthemidetum* fungieren, aber auch die Arten *Descurainia sophia* und *Papaver roeas*. Zudem gehören auch viele gefährdete Arten dieser Artengruppe an (vgl. Kap. 4.4.2.3).

Gänsebeikrautfluren

Jeweils 6 Kernsegetalarten (6% des Gesamtartenpools) kommen ausschließlich auf den Gänsebeikrautfluren vor. So finden die typischen „Hackfruchtarten“ *Amaranthus powellii*, *Diplotaxis muralis* und *Erucastrum gallicum* ausschließlich in den Gänsebeikrautfluren ein geeignetes Habitat vor. Unter den ungefährdeten Arten, die hier einen deutlichen Schwerpunkt haben, vereinzelt aber auch andere Ackerbiotope besiedeln, sind vor allem die Arten *Euphorbia helioscopia*, *Hyoscyamus niger* und *Reseda lutea* zu nennen (vgl. Kap. 4.1.3.7).

Salzstandorte

Gleich wie bei den Gänsebeikrautfluren sind es auch auf den Ackersalzstandorten sechs Arten, die ausschließlich hier vorkommen. Beispiele sind *Lepidium ruderales* und *Puccinellia distans*. Zu den Schwerpunktarten, die fast ausschließlich die versalzten Ackerstellen besiedeln, zählen zum Beispiel die beiden diagnostischen Arten der Salzbeikraut-Gesellschaft „*Matricario-Atriplicetum*“ *Matricaria chamomilla* und *Chenopodium ficifolium*.

Sommergetreidefluren

Auf die Sommerhaferparzellen beschränkt sich nur eine einzige Art: *Setaria verticillata*. Einen deutlichen Schwerpunkt hier haben die Trennart der Sommerform des *Camelina-Anthemidetum* Flug-Hafer - *Avena fatua* (vgl. Kap. 4.1.3.3) und die Acker-Gänsedistel - *Sonchus arvensis subsp. arvensis*.

Das Tortendiagramm in der Abb. 31 bildet, wie schon erwähnt, nur einen Teil der Arten ab, deren Populationserhalt im Nationalpark mehr oder weniger an eines der vier Ackerbiotope gebunden ist. Zählt man die Schwerpunktarten hinzu erhöht sich der Anteil der auf bestimmte Ackerbiotope „spezialisierte“ Arten etwa um weitere knappe 100%. **Dementsprechend beträgt der Anteil der „Ackerbiotopspezialisten“ deutlich mehr als die Hälfte von allen Kernsegetalarten des Nationalparks.** Dieses Ergebnis unterstreicht die hohe Bedeutung der Ackerbiotopvielfalt für die Artendiversität der Nationalparkäcker. Die Tabelle Tab. Anhang IV macht die schwerpunktmäßige Verteilung der einzelnen Arten, durch farbliche Hervorhebung der höchsten Treuewerte, gut ersichtlich. Im Kapitel Kap. 5.3.2 werden die Ursachenkomplexe der differenzierenden Artengarnituren der jeweiligen Ackerbiotope diskutiert.

4.4.2.3 Gefährdete Arten

Ein Gesamtüberblick der gefährdeten Arten im Nationalpark: Zahlen und Fakten

Ein gutes Viertel, nämlich 36 von insgesamt 146 auf den Nationalparkäckern vorkommenden Arten, gilt entweder in Österreich und/oder im Burgenland als gefährdet. Nach Ausschluss der Ackergäste beträgt der Anteil der gefährdeten Arten sogar knapp 30%! Das sind 28 gefährdete Kernsegetalarten, die auf den Nationalparkäckern einen mehr oder weniger (vgl. Kap. 5.3.3.2) geeigneten Lebensraum vorfinden. Sieben Kernsegetalarten sind „vom Aussterben bedroht“, acht Arten sind „stark gefährdet“. Die übrigen 13 Arten gelten als „gefährdet“ (vgl. Tab. 14). Wie schon im letzten Kapitel, werden auch im Zuge dieses Kapitels von nun an ausschließlich Kernsegetalarten beleuchtet.

Die vier Ackerbiotope und ihre gefährdeten Arten

Vergleicht man den Anteil der gefährdeten Arten der vier Ackerbiotope miteinander, zeigen sich große Unterschiede. Den höchsten Anteil an gefährdeten Arten haben die

Salzstandorte mit 32%, gefolgt vom Wintergetreide mit 25%. Es folgen die Gänsefluren mit rund 19%. An letzter Stelle stehen die Sommerhaferäcker mit einem Anteil von 11%. In Bezug auf die Artenzahlen stehen die Wintergetreideäcker mit 21 gefährdeten Arten an der Spitze. Die Salzstandorte bieten 16, die Gänsebeikrautfluren 10 gefährdeten Arten geeignete Rückzugsorte. An letzter Stelle stehen abermals die Sommerhaferstandorte, in welchen fünf gefährdete Arten vorkommen (vgl. Abb. 29).

Tab. 14 Anzahl der gefährdeten Arten des Nationalparks und der vier Ackerbiotope.

WIG= Wintergetreideflur; SOG= Sommergetreideflur; GBF= Gänsebeikrautflur; Salz= Ackersalzstandorte

	NP Gesamt	WIG	SOG	GBF	Salz
Vom Aussterben bedroht	7	5	0	3	3
Stark gefährdet	8	6	1	3	5
Gefährdet	13	10	4	4	8

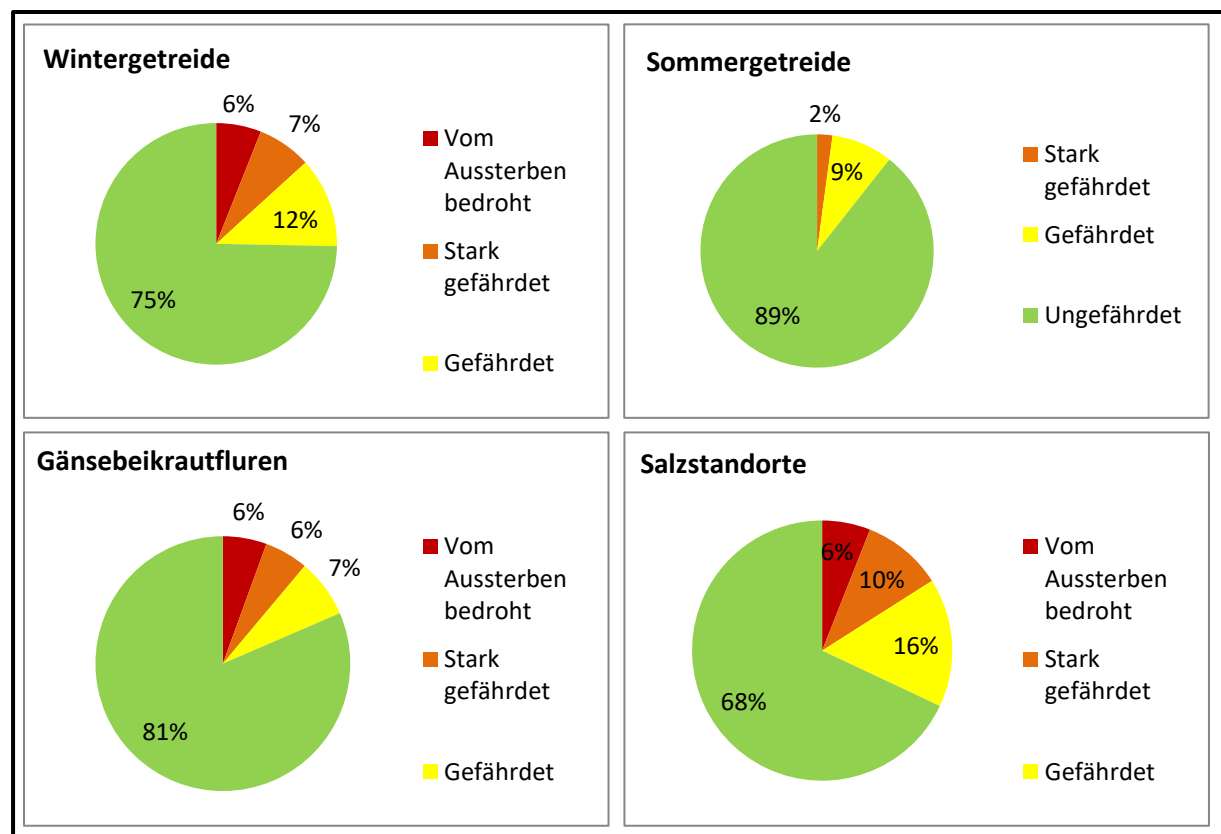


Abb. 32 Kreisdiagramme: Anteile der Kernsegetalarten nach Gefährdungsgrad pro Ackerbiotop.

Betrachtet man die Gefährdungsgrade der Rote-Liste-Arten der Nationalpark-Ackerbiotope (vgl. Tab. 14 und Abb. 32), ergibt sich folgendes Bild: Im Wintergetreide kommen fünf „vom Aussterben bedrohte“, sechs „stark gefährdete“ und 10 „gefährdete“ Arten vor. Die kleinflächigen Salzstandorte fungieren mit dem Vorkommen von

drei „vom Aussterben bedrohten“ und fünf „stark gefährdeten“ Arten ebenfalls als besonders wertvolle Rückzugsorte für sehr seltene Arten. Acht weitere Arten hier gelten als „gefährdet“. Aber auch die Gänsebeikrautfluren fallen durch eine hohe Anzahl an stark gefährdeten Segetalarten auf. Hier sind sowohl drei „vom Aussterben bedrohte“, als auch drei „stark gefährdete“ Arten vertreten, vier weitere Arten gelten als „gefährdet“. die Sommerhaferbestände erfahren abermals, auch bezüglich der Gefährdungsgrade der Rote-Liste-Arten, eine Schmälerung ihrer naturschutzfachlichen Bedeutsamkeit. Von den fünf dort vorkommenden gefährdeten Arten gilt nur eine als „stark gefährdet“, die restlichen vier als „gefährdet“.

Die in der *Abb. 32* abgebildeten Anteile der gefährdeten Kernsegetalarten, die ausschließlich in einem der vier Ackerbiotope vorkommen, unterstreichen die große naturschutzfachliche Bedeutung der Wintergetreideäcker und der Salzstandorte. Ein Viertel der gefährdeten Kernsegetalarten besiedeln ausschließlich Wintergetreidebestände, 18% ausschließlich Salzstandorte. 4% der gefährdeten Arten kommen ausschließlich in den Gänsebeikrautfluren vor, keine einzige ist auf die Sommerhaferstandorte beschränkt.

Im Kapitel *Kap. 5.3.4* findet eine eingehende Betrachtung der Ursachen für die differenzierte Verteilung der gefährdeten Arten auf die verschiedenen Ackerbiotope Raum.

Die gefährdeten Arten

Da Informationen rund um die gefährdeten Arten des Nationalparks sowohl im pflanzensoziologischen Teil (*Kap. 4.1.3*), als auch, bzw. insbesondere in den Diskussionskapiteln *Kap. 5.3.3* und *5.3.4* in ausführlicher Art und Weise dargelegt werden, beschränkt sich dieser Abschnitt auf eine Tabelle (*Tab. 15*), die ohnehin über eine hohe Informationsdichte verfügt. Sie zeigt alle gefährdeten Kernsegetalarten (vgl. *Kap. 3.5.4.2*) und ihre Verteilung in den jeweiligen Ackerbiotopen auf einem Blick.

Tab. 15 Die gefährdeten Segetalarten der NP-Äcker und ihre Verteilung in den vier Ackerbiotopen.

Die mittl. Deckungswerte (De) und die Stetigkeiten (St) der Arten sind in Prozent, die Treue (Tr) in „Treuewerten“ (vgl. Kap. 3.5.2) angegeben. Alle Werte sind auf ganze Zahlen gerundet. Die drei höchsten Stetigkeits-, Treue und Deckungswerte innerhalb jedes Ackerbiotops sind durch fette Letter gekennzeichnet.

Flo= Floristischer Status: A= Archäophyt, I= Indigen; Ld= Lebensdauer: a= annuell, a1-a4 = Hapaxanth-Typen (siehe. Kap. 4.4.4.2), a- = Hapaxanth-Typ unbekannt, b= bienn; N= Stickstoffzeigerwert nach ELLENBERG (1974), „-“ = Wert unbekannt, „0“ = indifferent; WIG= Wintergetreide; SOG= Sommergetreide; GBF= Gänsebeikrautflur; Salz= Salzstandorte; Gs = Nationalparkackerbiotope-Gesamt

	Arten	Flo	Ld	N	Gef		WIG			SOG			GBF			Salz			Gs
					Ö	B	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	
vom Aussterben bedroht	Lepidium perfoliatum	I	a,b	5	1	1	3	--	1	0	--	-	x	--	-	71	79	7	10
	Crypsis schoenoides	I	a4	-	1	1	0	--	-	0	--	-	0	--	-	14	33	1	2
	Caucalis plat. s. mur.	A	a2	4	1	1	x	x	-	0	--	-	0	--	-	0	--	-	
	Myagrum perfoliatum	A	a2	4	1	2	3	--	2	0	--	-	17	32	1	0	--	0	3
	Agrostemma githago	A	a2	0	1	2	x	x	-	0	--	-	0	--	-	0	--	-	
	Galium tricornutum	A	a3	3	1	3	23	42	7	0	--	-	0	--	-	0	--	0	15
	Xanthium strumarium	A	a4	6	1	3	0	--	-	0	--	-	33	39	2	14	4	2	5
stark gefährdet	Hibiscus trionum	A	a4	-	2	2	3	--	2	0	--	-	0	--	-	71	79	2	10
	Juncus ranarius	I	a4	3	2	2	3	--	13	0	--	-	0	--	-	14	29	13	3
	Puccinellia limosa	I	a-	5	2	2	0	--	-	0	--	-	0	--	-	14	33	2	2
	Kickxia elatine	A	a4	3	2	3	28	3	2	14	--	2	17	--	13	43	23	1	27
	Anthemis cotula	A	a4	5	3	2	0	--	-	0	--	-	100	100	48	0	--	-	10
	Adonis aestivalis	A	a2	3	3	2	13	12	2	0	--	-	17	21	2	0	--	-	10
	Lythrum hyssopifolia	I	a4	4	3	2	3	--	2	0	--	-	0	--	-	14	29	2	3
	Veronica anagalloides	I	a3	-	3	2	3	14	3	0	--	-	0	--	-	0	--	-	2
gefährdet	Silene noctiflora	A	a4	5	-	3	48	7	2	29	--	2	33	--	2	57	18	2	45
	Erysimum repandum	A	a2	5	3	-	30	12	4	x	--	-	0	--	-	57	50	8	27
	Euphorbia plat. s. pl.	I	a4	5	3	-	30	10	2	x	--	-	33	14	3	29	8	2	27
	Ajuga chamaepitys	A	a4	2	3	3	23	2	2	29	11	2	33	17	2	0	--	-	22
	Chenopodium chen.	A	a-	-	3	3	0	--	-	0	--	-	0	--	-	71	81	2	8
	Fumaria vaillantii	A	a3	-	-	3	8	24	2	0	--	-	x	--	-	0	--	-	5
	Ranunculus arvensis	A	a2	0	3	3	5	1	8	0	--	-	0	--	-	14	26	2	5
	Atriplex prostrata	A	a4	9	3	3	0	--	-	0	--	-	0	--	-	29	48	8	3
	Caucalis plat. s. plat.	A	a2	4	3	3	3	14	3	0	--	-	0	--	-	0	--	-	2
	Ranunculus sardous	I	a4	7	-	3	0	--	-	0	--	-	0	--	-	14	33	2	2
	Cyanus segetum	A	a2	0	3	3	x	x	-	0	--	-	0	--	-	0	--	-	
	Veronica triphyllos	A	a1	4	-	3	x	x	-	0	--	-	0	--	-	0	--	-	
	Centaureum pulch.	I	a4	4	r	-	3	--	2	0	--	-	0	--	-	14	29	2	3

Stickstoffzeigerwerte der gefährdeten Segetalarten

In den Einleitungskapiteln *Kap. 2.3.1.1* und *2.3.1.3* wurde die Eutrophierung der Äcker durch übermäßige Düngung als eine entscheidende Teilursache für die Gefährdung vieler Ackerbeikrautarten bereits genannt. Eine Analyse der Stickstoffzeigerwerte der gefährdeten Kernsegetalarten des Nationalparks ließe demnach einen relativ niedrigen Durchschnittswert erwarten. Und so ist es auch. Der durchschnittliche Stickstoffzeigerwert der gefährdeten Kernsegetalarten beträgt 4,1. Bei einem Stickstoffzeigerwert von „4“ ist eine Art als schwacher Stickstoffarmutszeiger anzusprechen. Im Vergleich dazu beträgt der durchschnittliche Stickstoffzeigerwert der ungefährdeten Kernsegetalarten des Nationalparks ab einer Gesamtstetigkeit von 3% 6,0, was einem schwachen Stickstoffzeiger entspricht. Die Stickstoffzeigerwerte der einzelnen gefährdeten Kernsegetalarten sind in der Tabelle *Tab. 15* angeführt. Manche der Stickstoffzeigerwerte entsprechen jedoch wohl nicht der Realität und fallen tendenziell zu niedrig aus. Mehr dazu lesen sie im Kapitel *Kap. 5.1.2*.

4.4.3 Vegetationsstruktur der Ackerbiotope

Die vier Ackerbiotope unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur, wie auch schon in der Beschreibung der einzelnen Vegetationsgesellschaften im Kapitel *Kap. 4.1.3* erläutert wird, recht stark. Dieses Kapitel fasst Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Ackerbiotope bezüglich ihrer Vegetationsstruktur zusammen und liefert Zahlenwerte zur Vegetationsdichte und -höhe.

Die Tabelle *Tab. 16* zeigt die Mittelwerte aller aufgenommenen Parameter auf einem Blick. Die Boxplot-Diagramme (*Abb. 33* und *Abb. 34*) ermöglichen einen detaillierten Blick auf die Variabilität der Vegetationsdeckungs-, bzw. -höhenwerte der vier Ackerbiotope.

Tab. 16 Mittelwerte der Vegetationsdeckungs- und Vegetationshöhenwerte in den vier Ackerbiotopen.
 Deckungswerte sind in %, Höhenwerte in „cm“ angegeben. Herausragende Werte sind **fett** gedruckt.

	Wintergetreide	Sommergetreide	Gänsebeikrautflur	Salzstandorte
Beikrautdeckung	67.9	57.5	98.4	65.0
Kulturdeckung	40.1	71.9	0.2	3.9
Gesamtdeckung	84.7	90.6	98.4	66.4
mittl. Beikrauthöhe	32.1	28.8	33.0	16.4
max. Beikrauthöhe	75.9	84.4	69.0	43.6
Kulturhöhe	75.9	66.3	1.0	21.4

Beikrautdeckung

Die Wintergetreidefluren und die Ackersalzstandorte weisen eine ähnlich hohe Dichte der Segetalvegetation auf. Sie erreicht in den beiden Ackerbiotopen beachtliche mittlere Beikrautdeckungswerte von 68% und 65%. Die Sommergetreidefluren tragen die „lockerste“, aber mit 58% durchschnittlicher Deckung dennoch relativ dichte, Ackerbeikrautvegetation. Die bei weitem höchste Beikrautdichte wird mit 98% Deckung auf den Gänsebeikrautfluren erreicht. Während dort kaum ein Getreidehalm in die Höhe ragt, bedeckt ein dichter blütenreicher Beikraut-Teppich den Boden.

Im Gegensatz zu den anderen Ackerbiotopen, insbesondere den Sommer- und Wintergetreidefluren, ist dort die Beikrautvegetation bezüglich ihrer Vegetationsdichte auch sehr homogen (vgl. Abb. 33). Alle vier Parzellen sind in ähnlicher Art und Weise von diesem dichten, blütenreichen Beikraut-Teppich überzogen, als wäre dieser von einer Gärtnerei angelegt worden (vgl. Abb. 7). Im Vergleich dazu variiert im Sommer- und Wintergetreide die Beikraut-Vegetationsdichte sehr stark. In beiden Kulturen bewegen sich die Deckungswerte der Beikrautbestände zwischen 20% und 90%. Die Salzstandorte weisen mit Beikraut-Deckungswerten zwischen 60% und 80% eine deutlich homogenere Vegetationsdichte auf.

Beikrautvegetationshöhe

Die, im Gegensatz zu den Wintergetreidefluren „durchschnittlicher“ Böden, signifikant niederere Beikrautvegetation auf versalzten Stellen verdeutlicht die lebenserschwerenden Bedingungen unter Salzeinfluss. Die Beikrautvegetation wird dort, mit durchschnittlich rund 16cm, nur halb so hoch wie im salzunbeeinflussten Wintergetreide, in dem sie einen Durchschnittshöhenwert von 32cm erreicht. Dem Boxplot Abb. 34 ist zu entnehmen, dass die mittlere Höhe der Beikrautvegetation, insbesondere im Wintergetreide, aber auch auf den Salzstandorten sehr stark variiert. In den Sommerhaferäckern und den Gänsebeikrautfluren erreicht die Segetalvegetation, mit etwa 30cm, eine ähnlich hohe mittlere Vegetationshöhe wie im Wintergetreide.

Die auffallend hohe mittlere maximale Beikrauthöhe der Sommerhaferbestände ist insbesondere auf den dort häufig auftretenden, das Getreide regelmäßig übergipfelnden, Flughäfer - *Avena fatua* zurückzuführen.

Kulturdeckung

Das, auf den Salzstandorten ohnehin sehr schlechtwüchsige, Getreide wird hinzukommend regelmäßig von Gänsen abgeweidet und erreicht somit einen äußerst mageren Durchschnittsdeckungswert von 4%. Die durchschnittliche Gesamtvegetationsdeckung von 66% zeigt, dass auf den schlechtwüchsigen, versalzten Stellen im Mittel ein Drittel des Bodens offen liegt, weitaus mehr also, als auf den übrigen Ackerbiotopen. Die Deckung des Wintergetreides ist mit durchschnittlich 40% gegenüber 72% im Sommergetreide sehr gering und unterliegt, vor allem aufgrund der dort regelmäßig stattfindenden Gänsebeweidung (vgl. Kap. 5.3.7), aber auch aufgrund edaphischer Faktoren (vgl. Kap. 5.3.2.1), der größten Varianz. Zwischen Stellen, die keinen einzigen Getreidehalm aufweisen und Bereichen, die mit 80% Deckung sehr dichte Getreidebestände erkennen lassen, finden sich hier alle Übergänge. Die Vegetationsdeckung des Sommerhafers variiert hingegen relativ wenig und schwankt zwischen 70% und 90%. Die Gänsebeikrautfluren sind mehr oder weniger getreidefrei.

Kulturhöhe

Auch die durchschnittliche Höhe der Haferbestände, welche mit rund 66cm deutlich geringer ist, als jene des Wintergetreides mit 76cm, variiert innerhalb der Parzellen im Gegensatz zum Wintergetreide nur sehr wenig und bewegt sich zwischen mindestens 62cm und maximal 85cm. Die durchschnittlichen Höhenwerte des Wintergetreides bewegen sich hingegen zwischen 0 und knapp 120cm. Die Werte gegen 0 sind den, durch die Gänsebeweidung stark beeinflussten, Bereichen zuzurechnen. Aber auch die beiden unterschiedlich hochwachsenden Getreidesorten Triticale und Roggen tragen entscheidend zur Erhöhung der Varianz bei. Werte über 100cm stammen fast ausschließlich von Aufnahmen der Roggenbestände. Vitale Triticale-Bestände bewegen sich meist zwischen 70cm und 90cm Höhe.

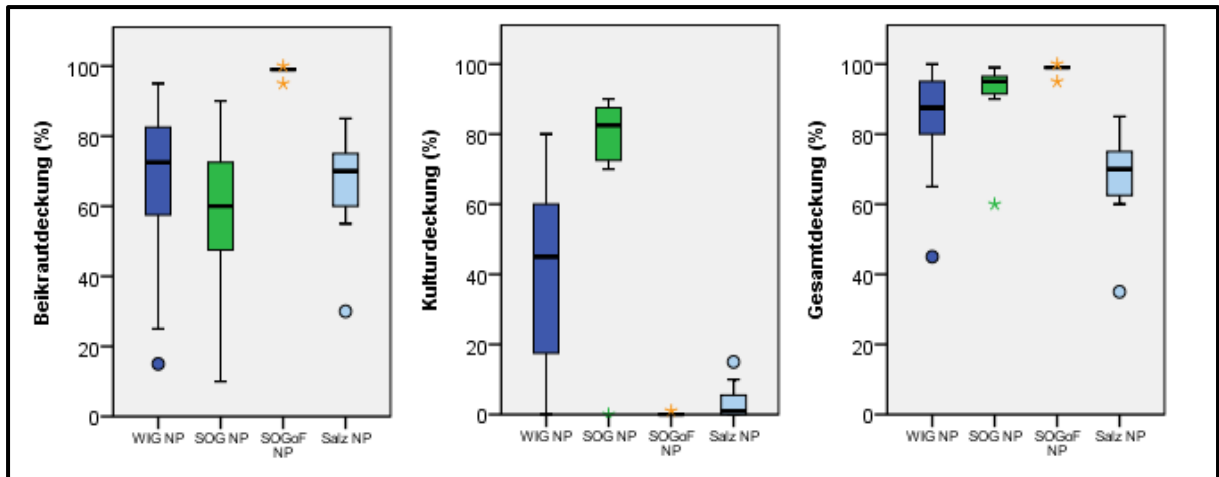


Abb. 33 Boxplots: Beikraut-, Kultur- und Gesamtdeckung in den vier Ackerbiotopen.

NP= Wintergetreideflur; SOG NP= Sommergetreideflur; SOGoF NP= GBF NP= Sommergetreideflur ohne Fruchtfolge bzw. Gänsebeikrautflur; Salz NP= Ackersalzstandorte

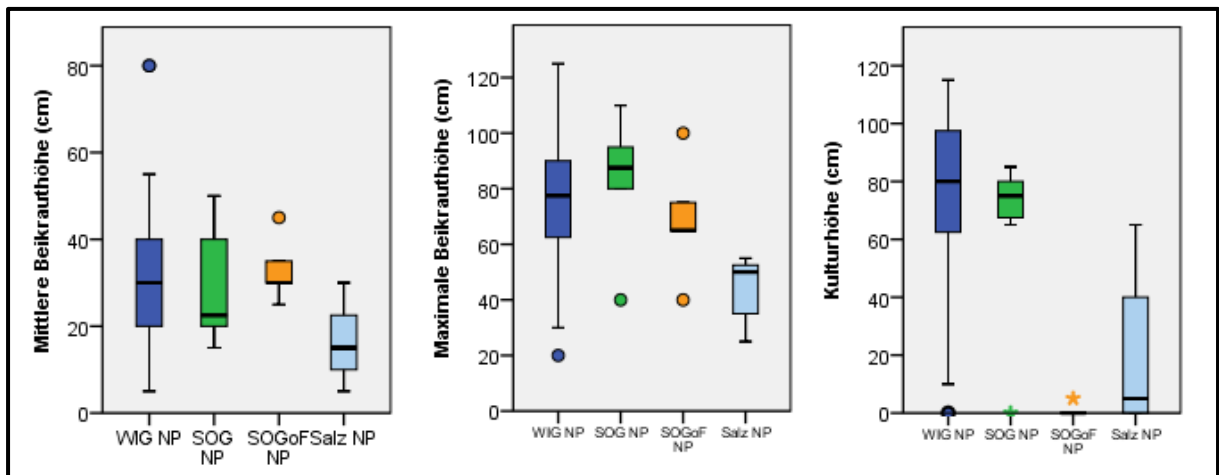


Abb. 34 Boxplots: Vegetationshöhenwerte der vier Ackerbiotope.

NP= Wintergetreideflur; SOG NP= Sommergetreideflur; SOGoF NP= GBF NP= Sommergetreideflur ohne Fruchtfolge bzw. Gänsebeikrautflur; Salz NP= Ackersalzstandorte

Die Abbildungen *Abb. 5, 6, 7, 42* und *43* zeigen beispielhafte Fotos der Ackervegetation der vier Ackerbiotope.

4.4.4 Sonstige Vegetationsökologische Ergebnisse

4.4.4.1 Die Lebensdauer der Ackerbeikräuter im Nationalpark

Bekanntlich sind Ackerbeikräuter, als sogenannte „r-Strategen“, hervorragend an die regelmäßigen Störungen im Acker angepasst und weisen als besonders häufiges Kompartiment ihrer Anpassungsstrategie einen einjährigen Entwicklungszyklus auf. Eine Betrachtung der Lebensdauer aller dokumentierten Ackerbeikräuter der Nationalparkäcker (vgl. *Tab. Anhang IV*) macht diesen Umstand gut ersichtlich. *Abb. 35* zeigt

die Anteile der Ackerbeikrautarten mit unterschiedlicher Lebensdauer in Form eines Kreisdiagramms. Kernsegetalarten und eingestreute Ackergäste sind getrennt voneinander dargestellt.

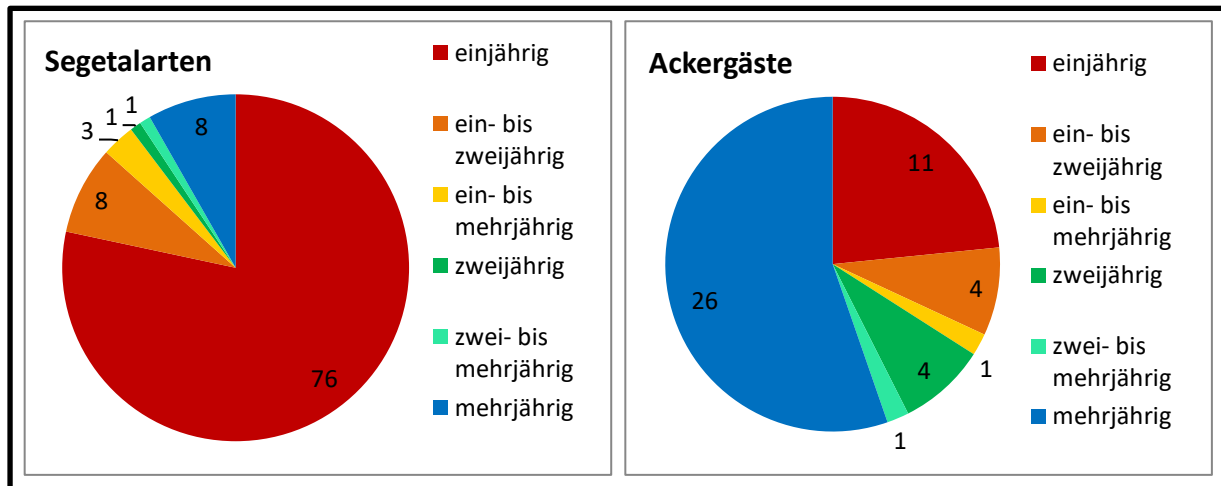


Abb. 35 Kreisdiagramme: Anteile der Arten nach ihrer Lebensdauer: Kernsegetalarten, Ackergäste.

Die angegebenen Zahlenwerte stellen Artenzahlen dar. Die Angaben zur Lebensdauer erfolgte nach FISCHER ET AL. (2008).

Kernsegetalarten

Knappe 80% der Kernsegetalarten sind obligat einjährig. Zählt man die 11 Arten, die sowohl einjährig, als auch zwei- bzw. mehrjährig sein können, hinzu, kommt man auf 90% Arten, die im Acker mehr oder weniger ausschließlich eine Annuellen-Strategie verfolgen.

Eine einzige Art, *Vicia villosa* ist zweijährig, eine weitere, die Klein-Wachsblume - *Cerinth minor* zwei- bis mehrjährig. Letztere kommt mit insgesamt 13% Stetigkeit zwar nicht häufig, doch regelmäßig in allen drei Bewirtschaftungsvarianten der Nationalparkäcker vor. FISCHER ET AL. (2008) gibt für die Art eine Besiedlung des Lebensraums „Acker“ als fraglich an. Acht Arten, bzw. 8% der Kernsegetalarten, überstehen als mehrjährige Arten dauerhaft die regelmäßigen Bodennumbrüche im Acker. Bis auf die „weniger guten“ Kernsegetalarten *Agrostis stolonifera* und *Puccinellia distans*, die selten und dann nur auf Sonderstandorten im Acker vorkommen, besitzen alle von ihnen die Fähigkeit aus unterirdischen Überdauerungsorganen, die durch die Bodenbearbeitung geteilt wurden, wieder auszutreiben und erneut vitale und reproduktionsfähige Blühsprosse hervorzubringen. Die vier perennen Arten: Knollen-Platterbse - *Lathyrus tuberosus*, Acker-Kratzdistel - *Cirsium arvense*, Acker-Winde - *Convolvulus arvensis* und Pfeilkresse - *Lepidium draba* kommen mit hohen Gesamt-Stetigkeitswerten zwischen 45% und 93% sehr häufig in den Nationalparkäckern vor. Die ebenso mehrjährigen Arten Kriechende Quecke - *Elymus repens* und Acker-Gänsedistel - *Sonchus arvensis subsp. arvensis* sind zwar allgemein häufige Ackerbeikräuter, im Nationalpark aber nur selten vertreten.

Ackergäste

55% der Ackergäste sind mehrjährige Arten, die als erfolgreiche Pionierarten zwar schnell auf Äckern auflaufen, durch die Bodenbearbeitung dann aber schlussendlich abgetötet werden. Sie sind allesamt selten auf den Äckern vertreten. *Lotus corniculatus*, *Rubus caesius* und *Securigera varia* gehören mit ihrem Vorkommen in drei Vegetationsaufnahmen (jeweils ausschließlich im Wintergetreide) schon zu den häufigeren Ackergästen. Auf die mehrjährigen Arten folgt mit 11 Arten, bzw. einem knappen Viertel der Ackergäste, die obligat annuelle Artengruppe. Weitere 4 Arten bzw. 9% der Ackergäste, sind ein- bis zweijährig. Zusammengefasst sind das 15, bzw. ein Drittel, fakultativ annuelle Arten, von denen nur die zwei Arten Gewöhnlicher Steinklee - *Melilotus officinalis* und Stechapfel - *Datura stramonium* mit einer Gesamtstetigkeit von 10% mehr oder weniger verbreitet auf den Äckern des Nationalparks vorkommen. Die restlichen Arten sind hier nur selten und eingestreut zu finden. Der Gewöhnliche Steinklee bevorzugt eindeutig Wintergetreidefluren als Standort, der Stechapfel ist vorwiegend auf den nährstoffreicheren, besser wasserversorgten Gänsebeikrautfluren zu finden. Die drittgrößte Gruppe der Ackergäste stellen schließlich die zweijährigen bzw. zwei- bis mehrjährigen Arten dar. Sie sind mit fünf Arten, bzw. 11% der Ackergäste, vertreten. Da jene Arten im ersten Jahr ihrer Entwicklung ausschließlich im vegetativen Stadium verweilen und erst im zweiten Jahr blühen und fruchten, erreichen sie zumindest in Äckern mit einjähriger Kultur praktisch nie das Blühstadium, weshalb sie auch durchwegs im Rosettenstadium vorgefunden wurden. Neben den beiden Disteln Weg-Distel - *Carduus acanthoides* und Esels-Distel - *Onopordon arcanthium* und der Klette - *Arctium* sp., treten die beiden Doldenblütler Pastinake - *Pastinaca sativa* und Wilde Möhre - *Daucus carota* als zweijährige Arten eingestreut auf den Nationalparkäckern auf. Letztere beweist durch ihre relativ hohe Gesamtstetigkeit von 12%, dass sie hervorragende Fähigkeiten als Pionier besitzt und sehr schnell solche Standorte zu besiedeln im Stande ist.

4.4.4.2 Die Hapaxanth-Typen der Ackerbeikräuter in den unterschiedlichen Ackerbiotopen

Die Hapaxanth-Typen

UJVÁROSI, M. (1952, ZIT. NACH HOLZNER, 1970) unternahm eine Kategorisierung hapaxanther Pflanzenarten bezüglich ihrer phänologischen Entwicklungsrhythmik. Die Kategorien nannte er Hapaxanth-Typen. Der phänologische Entwicklungsrhythmus von Segetalarten entscheidet primär unter welchen Bewirtschaftungsbedingungen eine Art überlebensfähig ist. So gibt es beispielsweise Arten, die als Herbstkeimer vorwiegend im Wintergetreide gedeihen (z.B. *Camelina microcarpa*), während sehr spät keimende Segetalarten vor allem in Hackfruchtkulturen auftreten (z.B. *Galinisoga*-Arten) (vgl. Kap. 2.3.2).

Die Hapaxanth-Typen-Angaben in dieser Studie entspringen primär dem Werk „Soziologie und Ökologie der Ackerunkräuter des pannonischen Raumes von Österreich“

von HOLZNER (1970). Nach einer Überprüfung der Angaben mithilfe des aktuelleren Werkes „Handbuch der Segetalpflanzen Mitteleuropas“ von KÄSTNER ET AL. (2001), wurden schließlich etliche Angaben ergänzt bzw. nachgebessert. So wurden zum Beispiel die Untergruppen „a4 a“ und „a4 b“, sowie auch die Gruppe „a3-a4“ neu gebildet. Folgende Hapaxanth-Typen konnten im Nationalpark nachgewiesen werden:

a1 = Keimung im Herbst, Samenreife im Frühjahr – Die „Frühjahrsblüher“

Viele der sogenannten „Frühjahrsblüher“ der Assoziation *Veronicetum trilobae-triphyllidi*, wie zum Beispiel die namengebenden Arten der Gesellschaft *Veronica triloba* und *Veronica triphyllos*, aber auch *Veronica hederifolia* und *Arenaria serpyllifolia*, gehören dieser kurzlebigen Gruppe an (vgl. Kap. 4.1.3.5: Beschreibung der Frühjahres-Assoziation). Da jene Arten im Herbst keimen und schon im Frühjahr fruchten, kommen sie ausschließlich in Wintergetreidekulturen vor.

a2 = Keimung vorwiegend im Herbst oder im frühen Frühjahr, Samenreife im Frühsommer – Die „Wintergetreidebeikräuter“

Zu dieser Gruppe zählen die typischen Wintergetreidebeikräuter *Papaver roeas*, *Consolida regalis* und *Anthemis austriaca*, aber auch etliche heute seltene und gefährdete Arten, wie zum Beispiel *Adonis aestivalis*, *Ranunculus arvensis* und *Agrostemma githago*.

Diese Arten kommen, wie auch die Artengruppe der „Frühjahrsblüher“, vorwiegend im Wintergetreide vor. In den Sommerkulturen werden sie, falls gekeimt und aufgelaufen, üblicherweise durch den Bodenumbruch kurz vor der Getreidesaat im Frühling vernichtet. Im Wintergetreide keimen sie oft gleichzeitig mit der Kultur im Herbst und fruchten mit dieser im Frühsommer.

a3 = Keimung im Frühjahr, Samenreife im Frühsommer – „Winter- und Sommergetreidebeikräuter“

Arten dieser Gruppe ähneln jenen des „a2“-Typs. Im Gegensatz zu diesen, keimen sie allerdings niemals im Herbst, sondern ausschließlich im Frühjahr. Einige von ihnen kommen noch vor der Wintergetreideernte zum Fruchten und konzentrieren sich auch auf Wintergetreidefluren, wie zum Beispiel *Galium tricornutum* und *Galium spurium*. Unter den „a3“-Arten befinden sich aber auch Arten, deren Keimungs- und Fruchtzeit etwas später im Jahr seinen Höhepunkt erreicht. Diese Arten sind bestens an Sommergetreidefluren angepasst und dort oft häufig. Zwei prominente Beispiele, die auch im Nationalpark einen deutlichen Schwerpunkt im Sommergetreide haben, sind der ehemals gefürchtete und sehr häufige Acker-Senf - *Sinapis arvensis* und der gegenwärtig im konventionellen Ackerbau gefürchtete und schwer bekämpfbare Flug-Hafer - *Avena fatua*.

a4 = Keimung im mittleren bis späten Frühjahr, Samenreife im Hoch- bis Spätsommer – Die „Spätfruchter“

Ackerbeikrautarten dieses Typs sind oft charakteristische Vertreter der Sommerkultur- bzw. Hackfruchtäcker. Dort gedeihen die wärmekeimenden Arten durch den spät im Jahr erfolgenden Bodenumbbruch und die spät stattfindende Ernte gut und kommen zu einer reichlichen Fruchtbildung. „a4“-Arten können in zwei Gruppen unterteilt werden:

a4 a = Die „Stoppelbeikräuter“

Die erste Gruppe innerhalb der „a4“-Arten tendiert zur Übergangsgruppe „a3-a4“ (siehe weiter unten). Diese Arten keimen im mittleren Frühjahr schon ab April und schließen ihren Entwicklungszyklus üblicherweise früher ab, als die typischen Hackfruchtunkräuter. Arten dieser Gruppe kommen charakteristischer Weise in Getreidekulturen des *Caucalidion* vor (vgl. Kap. 4.1.3.1) und sind zumindest eingeschränkt in der Lage, noch vor der Getreideernte zum Fruchten zu kommen. Alle Vertreter dieser Artengruppe profitieren allerdings stark von einer langen Stoppelphase sowohl des Sommer- als auch des Wintergetreides, welche ihnen optimale Bedingungen zum Blühen und Fruchten bietet. Typische Arten dieser Gruppe sind die *Caucalidion*-Kennarten *Stachys annua*, *Euphorbia exigua*, *Euphorbia falcata*, *Anagallis foemina*, *Ajuga chamaepitys*, *Kickxia elatine* und *Silene noctiflora*. Mehr über das Phänomen „Stoppelbeikräuter“ lesen sie in den Kapiteln Kap. 4.1.3.1 und 5.3.2.2.

a4 b = Hackfruchtbeikräuter

Arten des „a4 b“-Typs sind typische Hackfruchtbeikräuter. Sie keimen erst ab dem späten Frühjahr, oder später und fruchten tendenziell relativ spät im Jahr, also ab Hochsommer bis in den Herbst hinein. Hackfruchtbeikrautarten, die auch in den Getreidebeständen des Seewinkels regelmäßig auftreten, sind zum Beispiel Weißer Gänsefuß - *Chenopodium album*, Einjähriges Bingelkraut - *Mercurialis annua* und Schwarzer Nachtschatten - *Solanum nigrum* s.str.. Da die eben genannten Arten, und noch einige wenige andere Vertreter dieser Gruppe, schon als junge, bzw. kümmerlich entwickelte Pflanzen die Fruchtreife zu erreichen im Stande sind, erklärt sich auch ihr regelmäßiges Vorkommen in Getreidekulturen, die auch keine Hackfruchtkulturen in der Fruchtfolge aufweisen (vgl. auch Kap. 4.1.3.1).

a3-a4 = flexible Pionierarten mit kurzem Entwicklungszyklus

Ein häufiger Übergangstyp zwischen „a3“ und „a4“ der Typ „a3-a4“ kann als fünfter wichtiger Hapaxanth-Typ der Segetalarten bezeichnet werden. Arten dieser Gruppe keimen wie die Stoppelbeikraut-Gruppe „a4 a“ erst ab dem mittleren Frühjahr, kommen aber aufgrund ihrer kurzen Entwicklungszeiten wie die Arten der Gruppe „a3“ sehr regelmäßig schon im Frühsommer, also vor Ernte des Wintergetreides zum fruchten. Ihre Keim- und Fruchtzeiten erstrecken sich meist über lange Zeitspannen im Jahr. In dieser Gruppe befinden sich besonders flexible Pionierarten, die meist nicht nur auf Äckern, sondern oft auch auf Ruderalstandorten häufig vorkommen. So

gehören auch *Anagallis arvensis*, *Polygonum aviculare* und *Fallopia convolvulus*, welche gemeinsam mit *Lathyrus tuberosus* die häufigsten Arten der Nationalparkäcker sind, dieser Gruppe an (vgl. Kap. 4.4.2.2).

Die Rolle des phänologischen Entwicklungszyklus` der Segetalarten in den vier Ackerbiotopen

Die Kreisdiagramme der Abb. 36 zeigen das Verhältnis der Arten unterschiedlicher Hapaxanth-Typen für jedes Ackerbiotop. Die Artenzahlen basieren ausschließlich auf Kernsegetalarten, die mindestens in zwei Vegetationsaufnahmen pro Ackerbiotop auftreten. Durch das damit einhergehende Ausklammern von „Zufallsarten“, werden etwaige Korrelationen zwischen den unterschiedlichen Standortsbedingungen (insbesondere den Bewirtschaftungsbedingungen) der vier Ackerbiotope und dem phänologischen Entwicklungszyklus der jeweiligen Artengarnitur besser sichtbar gemacht.

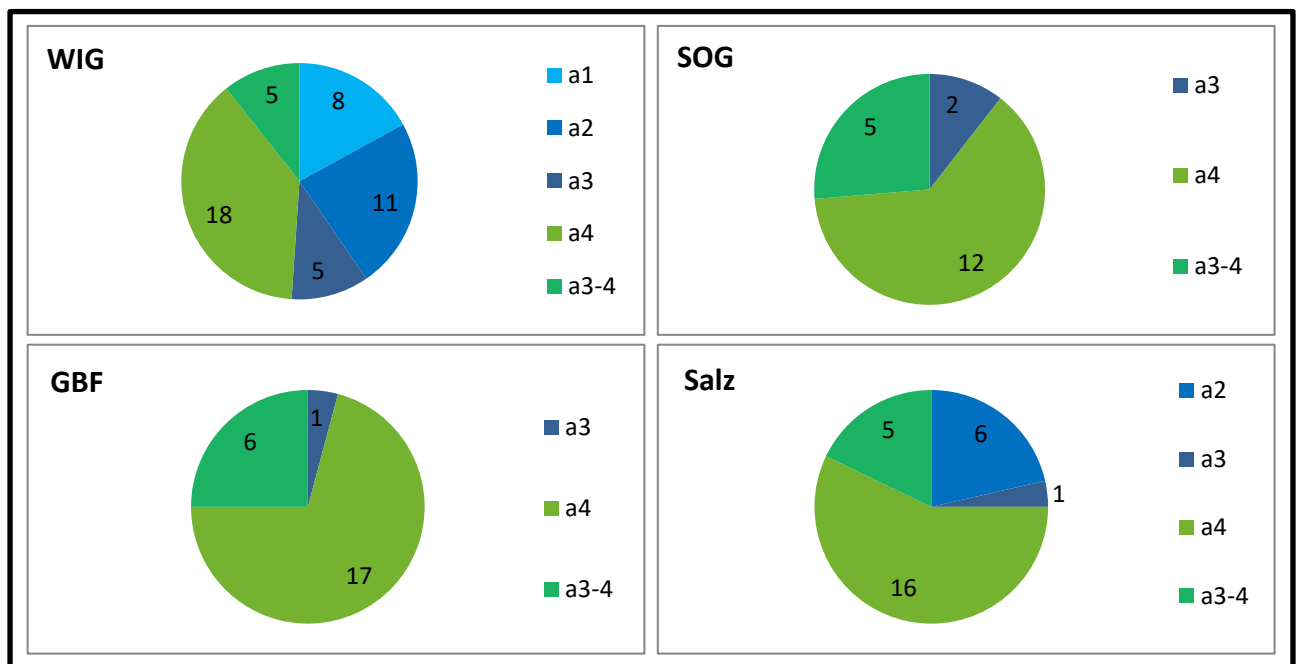


Abb. 36 Kreisdiagramme: Anteile der Kernsegetalarten mit unterschiedlichen Hapaxanth-Typen.

Die Hapaxanth-Typen stützen sich auf die Studie von UJVÁROSI (1952, ZIT. NACH HOLZNER, 1970). a1-a4 = (vgl. Kap. 4.4.4.2); WIG= Wintergetreidefluren, SOG= Sommergetreidefluren, GBF= Gänsebeikrautfluren, Salz= Ackersalzstandorte; Arten, die im jeweiligen Ackerbiotop nur in einer einzigen Aufnahme, bzw. ausschließlich in den Ackerbiotop-Artenaufnahmen (vgl. Kap. 3.2.2) auftreten und Arten, die keinem Hapaxanth-Typ zugeordnet werden konnten, sind aus den Ergebnissen exkludiert.

Wintergetreidefluren

Erwartungsgemäß ist der Anteil der Arten der frühfruchtenden ersten drei Hapaxanth-Typen „a1-a3“ im Wintergetreide mit über 50% bei weitem am höchsten. Dabei fehlen in dieser Statistik sogar die vier charakteristischen „Wintergetreidearten“ des Typus „a2“ *Caucalis platycarpus s.str.*, *Caucalis platycarpus subsp. muricata*,

Cyanus segetum und *Agrostemma githago* aufgrund ihres seltenen Vorkommens im Nationalpark. Sowohl „a4 a“ (Stoppelbeikrautarten) als auch „a4 b“- Arten (Hackfruchtbeikrautarten) kommen mit insgesamt einem guten Drittel der Kernsegetalarten regelmäßig im Wintergetreide vor.

Ackersalzstandorte

Arten der Hapaxanth-Typen „a1-3“ spielen, neben den salzunbeeinflussten Wintergetreidefluren, nur noch auf den salzreichen Böden im Wintergetreide eine größere Rolle. Viele typische Wintergetreidebeikräuter können hier allerdings aufgrund der hohen Salzkonzentrationen nicht Fuß fassen und fallen daher aus, wodurch sich auch der, im Gegensatz zum „Wintergetreide ohne nennenswerten Salzeinfluss“, geringere Anteil der Hapaxanth-Typen „a2“ und „a3“ erklären lässt. Hinzukommt, dass im Frühjahr keine Aufnahmen auf versalzten Standorten durchgeführt wurden, was zu einem Ausfall etwaig vorkommender Frühjahrsblüher im Kreisdiagramm „Salz“ (Abb. 36) führt. Unabhängig davon bleiben auf diesen Standorten, selbst unter Wintergetreidebewirtschaftung (Sechs der sieben dokumentierten Salzstandorte befanden sich im Aufnahmejahr im Wintergetreide), die spätkeimenden Ackerbeikräuter des „a4“-Typus dominant. Insgesamt wurden 16 „a4“ Kernsegetalarten, das sind über die Hälfte der Arten, festgestellt. Der hohe Anteil an „Spätkeimern“ auf Salzstandorten liegt vor allem auch daran, dass neben einigen spätkeimenden Arten, die auch auf den übrigen Ackerbiotopen häufig sind, alle charakteristischen Salzzeiger-Arten und auch die salzverträglichen Feuchtezeiger-Arten, die auf diesen Standorten noch hinzukommen ebenfalls dem Hapaxanth-Typ „a4“ angehören (vgl. auch Kap. 5.3.2.4, 5.3.4.7-5.3.4.10).

Sommergetreide- und Gänsebeikrautfluren

Sowohl auf den Sommerhaferfeldern, als auch auf den Gänsebeikrautfluren kommen aufgrund des später durchgeführten Bodenumbruchs im Frühling, aber auch infolge der später stattfindenden Ernte erwartungsgemäß viele spätkeimende und spätflechtende „a4“-Arten vor. Im Gegensatz zu den Sommerhaferfluren, in denen vor allem „a4 a“ Arten, bzw. „Stoppelbeikrautarten“ vorkommen, spielen auf den spät im Jahr umgebrochenen Gänsebeikrautfluren später keimende bzw. fruchtende Hackfruchtarten des Hapaxanth-Typs „a4 b“ eine größere Rolle. Einige dieser Arten, zum Beispiel *Euphorbia helioscopia*, oder *Hyoscyamus niger* kommen fast ausschließlich auf den Gänsebeikrautfluren vor, andere wie zum Beispiel *Mercurialis annua* und *Solanum nigrum* s.str. sind zwar auch auf anderen Ackerbiotopen verbreitet, erreichen aber auf den Gänsebeikrautfluren auffallend hohe Stetigkeiten und Abundanzen (vgl. Kap. 4.1.3.7). Das Vorkommen von nur zwei „a3“- Arten in den Sommerhaferfluren fällt, entgegen den Erwartungen, sehr niedrig aus, da der Literatur nach doch einige Arten dieser Gruppe (*Adonis aestivalis*, *Caucalis platycarpos*, *Galium tricornutum*, *Fumaria vaillantii*), die im Nationalpark auf Wintergetreide beschränkt sind, auch regelmäßig in extensiven Sommergetreidefluren stehen. Möglicherweise spielen diesbezüglich die überdurchschnittlich dichten Haferbestände eine bedeutende Rolle (vgl.

Kap. 5.3.3.4, Abschnitt: „Gegenwärtige Ursachen für die geringe Stetigkeit der gefährdeten Arten“).

Bei den 5 Arten des „a3-4“-Typus, die auf allen Ackerstandorten vorkommen, handelt es sich um die häufigen Ackerbeikräuter *Anagallis arvensis*, *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare*, *Tripleurospermum inodorum* und *Viola arvensis* s.str. (vgl. Kap. 4.4.2.2).

Die Hapaxanth-Typen der gefährdeten Segetalarten

Die Anteile der Hapaxanth-Typen der gefährdeten annuellen Arten sind in der Abb. 37 abermals in Form eines Kreisdiagrammes dargestellt. Die Arten der drei Gruppen „a1“, „a2“ und „a3“, stehen hier den „a4“-Arten mit jeweils 50% gleichwertig gegenüber. Knapp die Hälfte der gefährdeten Kernsegetalarten (12 Arten) also, ist mehr oder weniger auf den Wintergetreidebau angewiesen (vgl. Kap. 5.3.4.1)! Unter geeigneteren Bedingungen könnten die meisten a3-Arten jedoch auch im Sommergetreide gedeihen (vgl. Kap. 5.4.3.3). Von den 12 gefährdeten „a4“-Arten rekrutiert sich der größte Teil, nämlich 5 Arten, aus seltenen salzresistenten Arten, die ausschließlich auf versalzten Ackerstellen vorkommen (vgl. Kap. 5.3.4.7, 5.3.4.8). Eine Art, *Xanthium strumarium*, kommt vorwiegend auf den Gänsebeikrautfluren (vgl. Kap. 5.3.4.5), die zwei Arten *Lythrum hyssopifolia* und *Centaurea pulchellum* auf Feuchtstandorten im Wintergetreide vor (vgl. Kap. 5.3.4.10). Nur vier „a4“-Arten (*Kickxia elatine*, *Silene noctiflora*, *Ajuga chamaepitys* und *Euphorbia platyphyllos* s.str.) vermögen unter den Bewirtschaftungsbedingungen aller drei Bewirtschaftungsvarianten zu gedeihen und sind auf den Nationalparkäckern weit verbreitet (vgl. Kap. 5.3.4.6)!

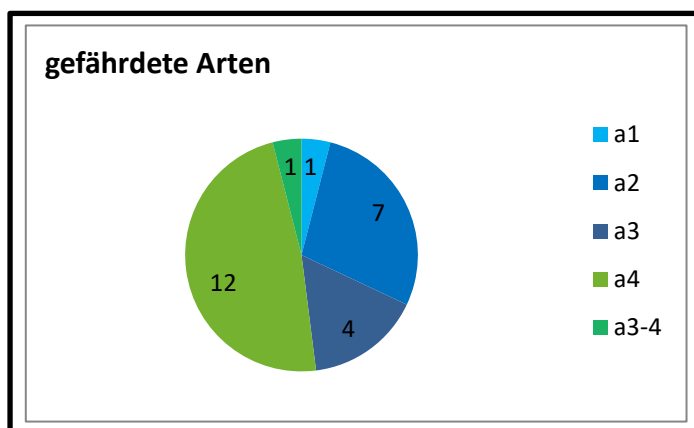


Abb. 37 Kreisdiagramm: Die gefährdeten Arten der Nationalparkäcker und ihre Hapaxanth-Typen.

4.4.4.3 Taxonomische Stellung der Ackerbeikrautarten

Die zwei Balkendiagramme Abb. 38 und Abb. 39 zeigen die phylogenetischen Verwandtschaftsverhältnisse der Ackerbeikrautarten auf Familien-Niveau, erstere für Kernsegetalarten und zweite für Ackergastarten (vgl. Kap. 3.5.4.2). Die

Familienangaben entstammen der „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol“ (FISCHER ET AL., 2008).

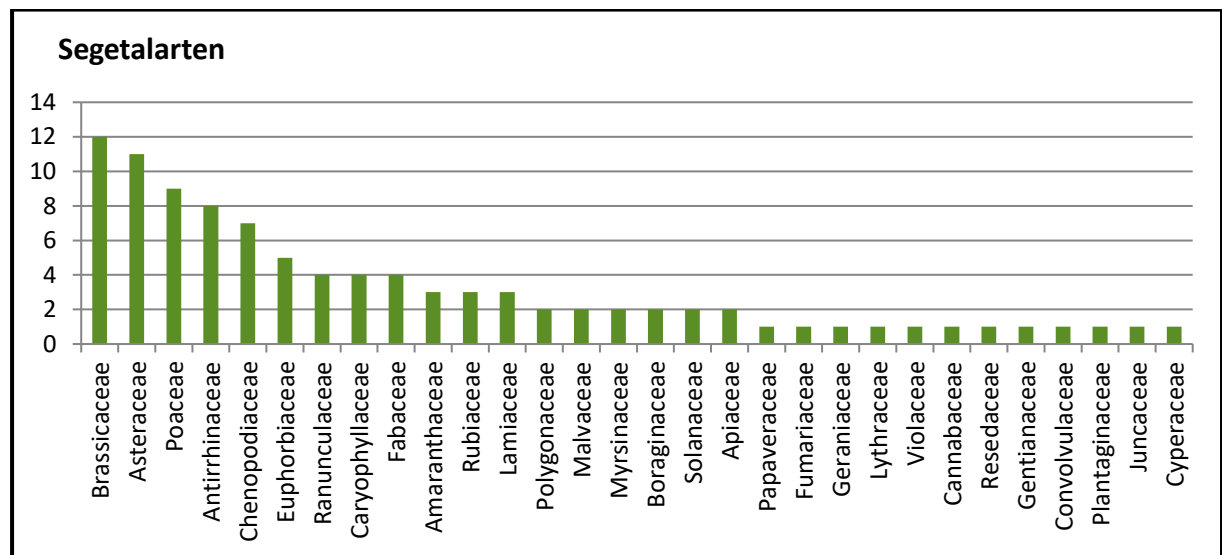


Abb. 38 Balkendiagramm: Anzahl der Kernsegetalarten nach Familienzugehörigkeit.

Die y-Achse zeigt die Artenzahlen an.

Bei den Segetalarten stehen die Kreuzblütler (*Brassicaceae*) mit 12 Arten, gefolgt von den Korbblütlern (*Asteraceae*) mit 11 Arten und den Süßgräsern (*Poaceae*) mit neun Arten an der Spitze. Die mit den meisten Arten vertretene Gattung der Kernsegetalarten im Nationalpark ist die Gattung *Veronica* (*Antirrhinaceae*) mit sechs Arten, gefolgt von der Gattung *Chenopodium* (*Chenopodiaceae*) mit 5 und der Gattung *Euphorbia* (*Euphorbiaceae*) mit vier Arten.

Unter den Ackergästen führt die Familie *Asteraceae* mit 13 Arten das Feld vor den *Fabaceae* mit 10 Arten an. Die Familie *Poaceae* stehen, wie auch bei den Kernsegetalarten an dritter Stelle. Sie sind mit 5 vorkommenden Arten jedoch schon weit abgeschlagen.

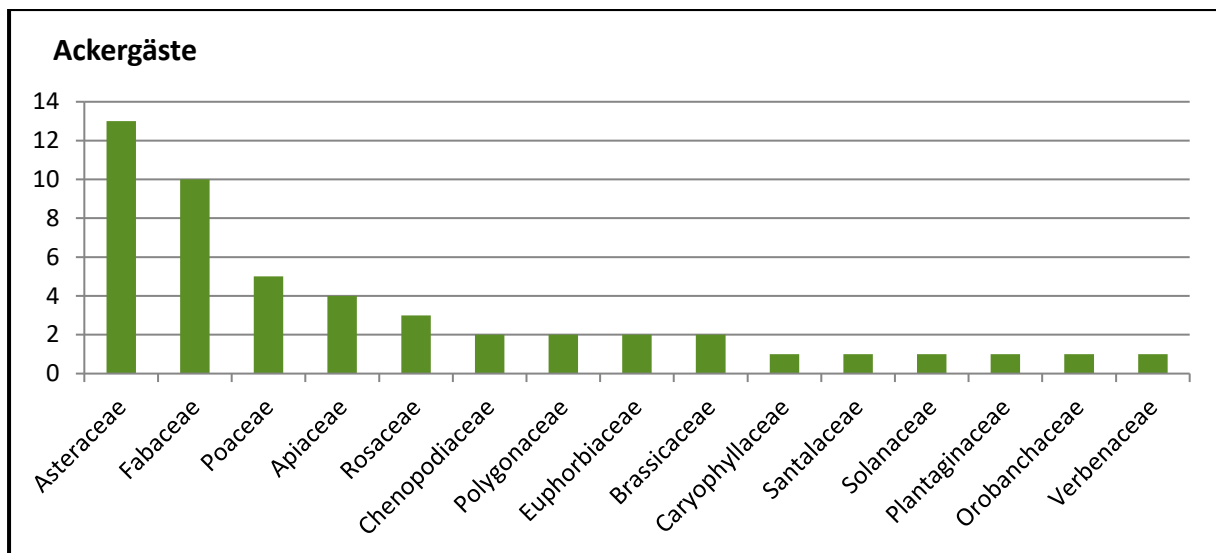


Abb. 39 Balkendiagramm: Anzahl der Ackergäste nach Familienzugehörigkeit.
Die y-Achse zeigt die Artenzahlen an.

Die Verwandtschaftsgruppe der *Asteraceae*, die bekanntlich viele Pionierarten beinhaltet, ist also sowohl unter den klassischen Kernsegetalarten, als auch unter den eingestreuten Nicht-Segetalarten stark repräsentiert. Die Familie der Schmetterlingsblütler (*Fabaceae*), ebenso eine geläufige Verwandtschaftsgruppe mit reichlich vielen Pionierarten, fallen durch einen deutlich höheren Anteil an Ackergastarten, Arten also, die versuchen den Acker von außen herkommend zu besiedeln, den Bewirtschaftungsbedingungen in den Äckern aber nicht gewachsen sind, auf. Für die Vertreter der Kreuzblütler (*Brassicaceae*) verhält es sich umgekehrt. Sie sind mit zwei Arten nur spärlich unter den Ackergästen vertreten, stellen mit zwölf Arten aber sehr viele Kernsegetalarten.

4.4.4.4 Floristischer Status der Ackerbeikräuter

Werfen wir nun einen Blick auf den floristischen Status der Ackerbeikrautarten im Nationalpark. Im Zuge dieser Studie wurden indigene Arten, Archäophyten, Neophyten und kultivierte Arten unterschieden.

Der floristische Status aller Arten der Nationalparkäcker ist in der Tabelle *Tab. Anhang IV* angeführt. Die Angaben sind primär dem Werk „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol“ (FISCHER ET AL., 2008) entnommen. Ist der floristische Status dort nicht angegeben, stammen die Angaben der Reihenfolge nach aus einer der folgenden Werke: „Neobiota in Österreich“ (ESSL ET AL., 2002); „Handbuch der Segetalpflanzen Mitteleuropas“ (KÄSTNER ET AL., 2001); „BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland“ (KLOTZ ET AL., 2002).

In der Abb. 40 sind die Artenanteile nach ihrem floristischen Status in Form von Kreisdiagrammen angeführt. Die Ergebnisse werden erneut für Kernsegetalarten und Ackergäste separat angeführt.

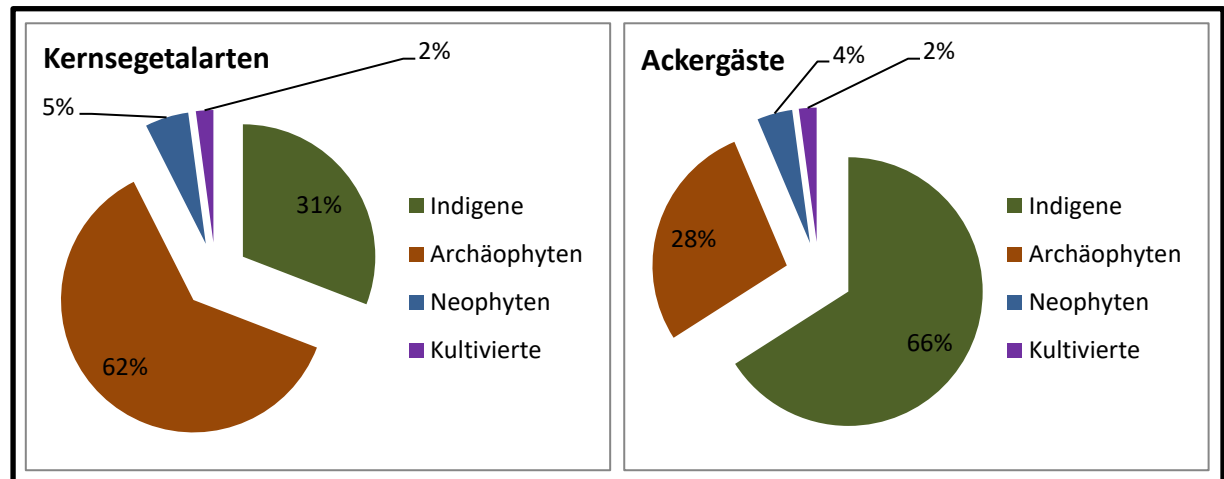


Abb. 40 Kreisdiagramme: Der floristische Status - Kernsegetalarten und Ackergäste

Arten mit einem unsicheren Status (in Tab. Anhang IV mit einem „?“ versehen) sind nicht im Datenpaket integriert.

Die Kernsegetalarten

62% von insgesamt 94 Kernsegetalarten mit definiertem floristischen Status sind Archäophyten, 31% haben einen indigenen Ursprung und 5% zählen zu den neueingebürgerten Pflanzenarten. Die beiden Kulturarten Roggen und Sonnenblume treten ab und zu als Ackerbeikräuter in Erscheinung. Sie erreichen einen Prozentsatz von 2%.

Archäophyten

Charakteristische, heute noch relativ weit verbreitete, Archäophyten, die auch im Nationalpark häufig auftreten, sind Klatschmohn - *Papaver roeas*, Acker-Rittersporn - *Consolida regalis* und Österreichische Hundskamille - *Anthemis austriaca*. Aber auch weniger bekannte Ackerbeikräuter, wie zum Beispiel Kleinfucht-Leindotter - *Camelina microcarpa subsp. silvestris*, Klein-Wolfsmilch - *Euphorbia exigua*, Sichel-Wolfsmilch - *Euphorbia falcata* und etliche mehr zählen zu den häufigen Archäophyten der Nationalparkäcker. Viele alteingebürgerte Segetalarten sind heute selten und gefährdet (vgl. Abschnitt „Floristischer Status gefährdeter Arten“ weiter unten) und sind in vielen Fällen auch im Nationalpark nur selten vertreten.

Indigene Arten

Unter den indigenen Arten finden sich entweder sehr häufige euryöke Ackerbeikräuter, wie zum Beispiel Vogel-Knöterich - *Polygonum aviculare*, Hopfen-Schneckenklee - *Medicago lupulina*, Weiß-Gänsefuß - *Chenopodium album* und Bastard-Gänsefuß -

Chenopodium hybridum, oder eng eingemischte stenöke Arten, die in Äckern ausschließlich auf Sonderstandorte beschränkt und meist selten und gefährdet sind (vgl. Abschnitt „Floristischer Status gefährdeter Arten“ weiter unten).

Neophyten

Im Gegensatz zu Ruderalstandorten, die oft einen hohen Anteil an neophytischen Arten aufweisen, fällt der Anteil der Neubürger im Acker mit 5% bzw. 5 Arten doch eher gering aus. Zudem ist keiner von ihnen häufig in den Nationalparkäckern zu finden. Der Westamerika-Amarant - *Amaranthus blitoides* kommt mit bescheidenen 12% Gesamtstetigkeit am häufigsten vor. Er ist vor allem auf den Gänsefluren und an offenen Stellen der Sommerhaferfluren vertreten und greift auch auf salzhaltige Böden über. Das Beifuß-Traubenkraut - *Ambrosia artemisiifolia*, das als hoch allergener Neubürger mit dem englischen Namen „Ragweed“ Schlagzeilen macht und sich als potentiell invasives Unkraut wahrscheinlich bald auch in Österreich weiter ausbreiten wird (VGL. ESSL ET AL., 2002), stellt mit mageren 8% Gesamtstetigkeit das zweithäufigste neophytische Ackerbeikraut des Nationalparks dar. Es kommt allerdings ausschließlich an offenen, wenig bewachsenen Stellen der Ackerrandbereiche vor. Diese können offensichtlich auch mäßig salzbeeinflusst sein. Im nahe gelegenen Westungarn sieht die Situation bereits anders aus: Hier stellt das Traubenkraut, zumindest an den Ackerrändern, eine der häufigsten Ackerbegleitarten überhaupt dar. In einer Studie von PINKE ET AL. (2009) erreicht die Art rund 92% Stetigkeit. Die Studie umfasst insgesamt 60 Vegetationsaufnahmen, die allesamt in Wintergetreideäckern basischer Lehm Böden getätigt wurden, ein Drittel der Aufnahme Flächen waren Extensiväcker, zwei Drittel Intensiväcker, alle Aufnahmen waren am Ackerrand situiert. Die allgemein häufigen Hackfruchtbeikräuter Grünähren-Amarant - *Amaranthus powellii* und Rau-Amarant - *Amaranthus retroflexus* sind nur selten auf den Getreideäckern des Nationalparks zu finden. Der Persische Ehrenpreis *Veronica persica*, der generell auf Äckern sehr häufig ist, konnte nur in 2% der Aufnahmen im Nationalpark dokumentiert werden. Da die sehr kurzlebige Art am Acker vorwiegend im Frühjahr auftritt und die Frühjahresaufnahmen nur stichprobenartig durchgeführt wurden, ist diese Art in dieser Studie allerdings wohl unterrepräsentiert.

Ackergäste

47 Ackergast-Arten des Nationalparks besitzen einen gesicherten floristischen Status. Von diesen bilden die einheimischen Arten mit 66%, bzw. zwei Drittel, den Löwenanteil. Unter den zufällig eingestreuten Pionierarten finden sich damit mehr als doppelt so viele indigene Arten als im Kernsegetalarten-Pool. Der Anteil der archäophytischen Ackergäste fällt mit 28% weit geringer aus. Neophyten und Kultur-Arten sind mit 4% bzw. 2% ähnlich geringmächtig vertreten.

Bei den 31 indigenen Ackergast-Arten handelt es sich fast ausschließlich um Arten, die in den benachbarten Hutweiden verbreitet vorkommen, im Acker aber stets selten und dann meist nur am Ackerrand auftreten. Die Wilde Möhre - *Daucus carota* stellt mit 12% Gesamtstetigkeit die häufigste einheimische Art der Nationalparkäcker dar.

Lolium perenne folgt mit einer Gesamtstetigkeit von 7%, *Lotus corniculatus*, *Securigera varia*, *Rubus caesius*, *Plantago lanceolata* und *Pastinaca sativa* mit 5%. Die restlichen 24 Arten kommen maximal in zwei Vegetationsaufnahmen vor.

Beinahe alle Archäophyten unter den Ackergästen rekrutieren sich aus kurzlebigen Pionierarten mit Schwerpunkt auf Ruderalstandorten. Echter Steinklee - *Melilotus officinalis* und Stechapfel - *Datura stramonium* sind hier mit 10% Gesamtstetigkeit die häufigsten alteingebürgerten Arten. *Cynodon dactylon* und *Bromus hordeaceus* folgen mit 5% Gesamtstetigkeit.

Die beiden Neophyten *Erigeron canadensis* und *Euphorbia taurinensis* wurden jeweils nur an einer einzigen Stelle am Ackerrand vorgefunden.

Floristischer Status der gefährdeten Arten

Betrachtet man den floristischen Status der gefährdeten Ackerbeikräuter des Nationalparks entsteht ein ähnliches Bild, wie bei den Kernsegetalarten: 19 Arten, bzw. 68% aller gefährdeten Arten, sind Archäophyten, die restlichen 32%, bzw. 9 Arten, sind in Österreich bzw. in Mitteleuropa indigen.

Sieht man sich die Ackerbiotop-Präferenzen der gefährdeten indigenen Arten im Nationalpark an, fällt auf, dass bis auf *Euphorbia platyphyllos s.str.*, alle auf Extremstandorte, also entweder auf Salz- oder Feuchtstandorte, beschränkt sind. Die gefährdeten Arten *Crypsis schoenoides*, *Lepidium perfoliatum*, *Juncus ranarius*, *Puccinellia limosa*, *Chenopodium chenopodioides*, *Atriplex prostrata* und *Ranunculus sardous* kommen ausschließlich auf Salzstandorten, *Lythrum hyssopifolium*, *Veronica anagalloides* und *Centaureum pulchellum* ausschließlich auf Feuchtstandorten vor.

Alle 19 gefährdeten Arten, die im Nationalpark vorwiegend auf mehr oder weniger durchschnittlichen Ackerstandorten vorkommen, zählen zu den alteingebürgerten Arten und haben ihren Ursprung im Mittelmeerraum (vgl. auch Kap. 5.3.8).

5 DISKUSSION

5.1 Eine kritische Auseinandersetzung mit der Methodik

5.1.1 Sampling Design

Stichprobenverteilung

Durch die Setzung der Zentralaufnahme-Punkte im Zentroid und der Randaufnahme-Punkte in der Mitte der längsten Seite der Parzellen-Polygone (vgl. Kap. 3.1.3), entsteht die Situation, dass die Vegetationsaufnahmen innerhalb einer Parzelle zumeist

nah beieinander und oft mehr oder weniger auf einer Linie liegen. Für die Untersuchung des Randeffektes ergibt dieser Stichproben-Entwurf Sinn. Doch, wenn zwei oder mehrere Ackerparzellen nah und parallel zueinander liegen, wie es im Nationalpark der Fall ist (vgl. *Abb. 28*), erweist sich die Anordnung der Sampling-Points als ungünstig. Die Vegetationsaufnahmepunkte liegen dann quer durch mehrere Ackerparzellen hindurch wie an einer Kette aufgefädelt in einer Linie. Dadurch erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass durch verschiedene Umwelt-, bzw. in erster Linie Bodenverhältnisse, bedingte Veränderungen der Ackerbeikrautvegetation nur unzureichend erfasst werden. Im Falle der Nationalparkparzellen Nr.2 bis Nr.10 verstärkte sich dieser Effekt dadurch, dass diese im rechten Winkel zu einem Geländebuckel verlaufen, sodass die Aufnahmepunkte alle mehr oder weniger an der höchsten Stelle des Buckels liegen. Die feuchteren, zum Teil salzbeeinflussten und durch Gänsebeweidung stärker beeinflussten, weiter nördlich gelegenen Senken und andere abweichende Bereiche wurden jedoch nicht erfasst. Die Variabilität der Standorte und damit auch der Ackerbeikrautvegetation innerhalb einer Parzelle kann schließlich, wie die Ergebnisse dieser Studie auch eindrücklich zeigen, „unerwartet“ hoch sein.

Eine Möglichkeit, dieses Problem zu umgehen, wäre zum Beispiel den Zentralaufnahme-Punkt jeder Parzelle innerhalb eines Puffers mit 15m Abstand zu den Acker-rändern per Zufallsverfahren festlegen zu lassen. Bestünde das Ziel den Randeffekt zu analysieren, sollten die Randaufnahmepunkte derselben Ackerparzelle, gleich wie in dieser Studie (vgl. *Kap. 3.1.3*), möglichst nah zum Zentralaufnahmepunkt situiert werden.

Stichprobenanzahl

Anzahl ausgewählter Parzellen

Alle 14 Wintergetreideparzellen im Nationalpark wurden in die Dokumentation der Segetalvegetation mit einbezogen. Im „konventionellen Ackerland“ wurden folglich ebenfalls 14 Wintergetreideparzellen ausgewählt.

Soweit so gut, möchte ich jedoch darauf hinweisen, dass die Ackerbeikrautvegetation im „normalen“, bzw. im konventionellen Ackerland, insbesondere infolge der dort unterschiedlich ausgeprägten Bewirtschaftungsintensitäten und -weisen (biologisch, konventionell, intensiv, extensiv und Übergänge) im Gegensatz zu den Nationalparkäckern eine sehr hohe Variation aufweist. Wollte man einen Querschnitt der Segetalvegetation des „normalen“ Seewinkler Agrarlandes ausreichend gut dokumentieren, müsste eine weit höhere Anzahl an Parzellen in die Untersuchung mit einbezogen werden. So zeigte sich auch, dass häufige „Paradeäcker“ nicht in der Zufallsauswahl der 14 Äcker inkludiert sind. Zum Beispiel wurde keine einzige Wintergetreideparzelle, die durch einen Massenbestand des Windhalms - *Apera spica-venti* überprägt war, erfasst, obwohl solche Felder im Untersuchungsgebiet weit verbreitet und häufig vorkommen. Zudem schaffte es ein einziger Extensiv-Acker in die Parzellen-

Auswahl, was darauf hinweist, dass eine reale Abschätzung des Anteils an artenreichen extensiven Äckern im „normalen“ Intensiv-Agrarland mit dieser geringen Stichprobenzahl auch nicht gegeben werden kann.

Anzahl der Vegetationsaufnahmen pro Parzelle

Die Dokumentation der Ackerbeikrautvegetation der **Sommergetreide-** und der **Gänsebeikrautfluren** des Nationalparks war im ursprünglichen Sampling-Design nicht vorgesehen. Erst während der Begehung der Nationalparkäcker fasste ich, aufgrund deren bemerkenswerten Segetalvegetation, den Entschluss, auch diese in die Vegetationsanalyse mit einzubeziehen. Um den Rahmen einer Master-Arbeit nicht zu sprengen, was mir schlussendlich ohnehin nicht gelungen ist, musste jedoch der Zuwachs an Vegetationsaufnahmen in Grenzen gehalten werden. So entstand der Kompromiss, in jeder Parzelle auf Randaufnahmepunkte zu verzichten und nur einen Zentralaufnahme-Punkt zu setzen. Zusätzlich wurden auf diesen Flächen noch etwaig anfallende „Raritätenaufnahmen“ (vgl. Kap. 3.1.3, 3.2.1) und „Ackerbiotop-Artenaufnahmen“ (vgl. Kap. 3.2.2) getätigt. Für beide Ackerbiotop, insbesondere aber für die Gänsebeikrautfluren, die aus nur vier zum Teil sehr großen Parzellen bestehen, wäre jedoch eine weit höhere Zahl an Zufallsaufnahmen wünschenswert, um einem gewissen Qualitätsanspruch der Ergebnisse gerecht zu werden. Außerdem führen die großen Stichprobenunterschiede zwischen den beiden genannten Ackerbiotopen mit 6 bzw. 7 Aufnahmen und den Wintergetreidefluren des Nationalparks mit 40 Aufnahmen zu Verzerrungen der Ergebnisse, die einen Vergleich der Ackerbiotop im Fokus haben. Infolgedessen ist auch die Gesamtstetigkeit der Arten im Nationalpark nur eingeschränkt aussagekräftig. Aber auch die Treuwerte erfahren durch die unverhältnismäßig hohe Stichprobenzahl in den Wintergetreideäckern, wenngleich auch tolerierbare, Verzerrungen.

Sowohl die eben erwähnte „zu“ geringe Anzahl von Vegetationsaufnahmepunkten pro Parzelle, als auch und insbesondere das zuvor im Abschnitt „Stichprobenverteilung“ beschriebene Aufnahmepunkt-Verteilungsproblem, führen folglich zu einer merklichen Abweichung mancher Ergebnisse zur Grundgesamtheit. Die große Kluft zwischen den Artenzahlen der Wintergetreidefluren des Nationalparks, die durch die Zufalls-Vegetationsaufnahmen hervorgingen, und den Artenzahlen, die nach Erweiterung durch die „Raritätenaufnahmen“ und die „Ackerbiotop-Artenaufnahmen“ derselben Parzellen entstanden, zeigt dies in eindrucklicher Art und Weise. Die Gesamtartenzahl der Wintergetreideparzellen steigt nämlich mit den Raritäten- und Ackerbiotop-Artenaufnahmen von 79 auf 118, die Zahl der gefährdeten Arten sogar von 11 auf 25. Mehr als die Hälfte der gefährdeten Arten wären also bei ausschließlicher Durchführung der „Samplingdesign-Aufnahmen“ durch den Rost gefallen.

Raritätenaufnahmen

Darüber hinaus führt die Einbeziehung der sieben Raritätenaufnahmen in die Berechnungen zu - wenngleich auch in den meisten Fällen tolerierbaren - Verzerrungen der Stetigkeitswerte zu Gunsten mancher gefährdeten Arten. Die Raritätenaufnahmen

wurden nämlich subjektiv und erst aufgrund des Vorkommens bestimmter gefährdeter Arten getätigt (vgl. *Kap. 3.1.3, 3.2.1*). Aber auch die Treuewerte der gefährdeten Arten erfahren infolgedessen Verzerrungen. Der Kompromiss der Einbeziehung der Raritätenaufnahmen in manche Berechnungen (siehe Datenquellenangaben der einzelnen Kapitel) und in die Erstellung der Vegetationstabellen *Tab. Anhang I* bis *Anhang IV* rechtfertigt sich allerdings durch den hinzukommend hohen Informationsgehalt, insbesondere rundum die gefährdeten Segetalarten. Schließlich steht auch der Naturschutzwert der Äcker im Vordergrund dieser Studie.

Vergleich der Wintergetreideäcker im konventionellen Agrarland mit jenen des Nationalparks (Kap. 4.2)

Die zufällige Auswahl der Ackerparzellen im konventionellen Agrarland zog, bezüglich der Qualität der Ergebnisse, sowohl Vor- als auch Nachteile mit sich.

Folgende **Vorteile** führten schlussendlich zur Wahl dieser Samplingdesign-Variante:

- Die Zufallsauswahl ermöglicht eine Darstellung eines Querschnittes der Segetalvegetation des gesamten Seewinkler Agrarlandes.
- Der Vergleich der Nationalparkäcker mit einem „Durchschnittsacker“ der gegenwärtigen Landwirtschaft bildet eine adäquate Grundlage für die natur-schutzfachliche Bewertung der Nationalparkäcker.

Ein **Nachteil** ergibt sich allerdings dadurch, dass die Ackerparzellen des konventionellen Ackerlandes zwischen extensivem und intensivem Ackerbau alle möglichen Bewirtschaftungsintensitäten beinhalten können, während die Nationalparkäcker in mehr oder weniger gleicher Intensität bzw. Art und Weise bewirtschaftet werden. Die Vegetationsparametermittelwerte der letztgenannten Äcker repräsentieren also den typischen Nationalparkacker in guter Art und Weise. Hingegen bilden die Parametermittelwerte der „konventionellen“ Äcker weder die Ackerbeikrautvegetation der extensiv, noch jene der intensiv bewirtschafteten Äcker gut ab. Vor allem eine, im Hinblick des Naturschutzes, so interessante Vergleichsanalyse der extensiven Nationalparkäcker mit den heute dominierenden intensiv bewirtschafteten Äckern kann dadurch nicht in statistisch fundierter Art und Weise gegeben werden.

Stehen in der vorliegenden Studie die „klassischen“ Intensiväcker im Mittelpunkt der Diskussion, wird also auf die Verzerrung der Mittelweltergebnisse durch einzelne Extensiväcker hingewiesen. In einigen Fällen wurden die Werte der Vegetationsparameter des einzigen sehr extensiven Ackers im konventionellen Agrarland exkludiert, um letzten Endes zwar keine optimale, aber eine gute Darstellung der Intensivackervegetation des Seewinkels zu ermöglichen.

5.1.2 Zeigerwertanalyse

Die, im Gegensatz zu den konventionellen Äckern, merklich höheren Reaktions- und niedrigeren Feuchtigkeitszeigermittelwerte der Segetalvegetation im Nationalpark

sind wohl mitunter auf das ausschließliche Vorkommen etlicher wärmeliebender „Magerkeitszeiger“ auf den Nationalparkäckern zurück zu führen: Diese „Extensiv-Beikräuter“, wie zum Beispiel *Anthemis austriaca*, *Lepidium draba*, *Adonis aestivalis*, *Galium tricornutum* und *Silene noctiflora* kommen in Deutschland, wo ein Großteil der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974) generiert wurde, in den allermeisten Fällen auf trockenen, flachgründigen Kalkböden vor. Dementsprechend besitzen diese auch niedrige Feuchtigkeits- und hohe Reaktionswerte. Im warm-trockenen pannonischen Gebiet Österreichs treten dieselben Arten jedoch als typische Begleiter des *Camelino-Anthemidetum* regelmäßig mitunter auch auf tiefgründigen, frischen, neutralen, zum Teil sogar auf schwach sauren, und nährstoffreicheren Böden auf (VGL. HOLZNER, 1970; PINKE & PAL, 2008). Die Zeigerwerte dieser Arten können also nur eingeschränkt für das pannonische Gebiet gelten! Folglich darf die Differenz der beiden Werte zwischen den Nationalparkäckern und den Äckern des konventionellen Agrarlandes als zu hoch gelten. So kann anhand der Bodenkarte (VGL. BFW, 2017) auch angenommen werden, dass sich der Basen-Gehalt, sowie die Feuchtigkeitsverhältnisse der Böden der Nationalparkäcker und jene des konventionellen Agrarlandes nur wenig bis kaum unterscheiden. Auch die Stickstoffzeigerwerte einiger charakteristischer *Caucalidion*-Arten sind demnach, wenngleich auch in geringerem Ausmaß, für das Gebiet der pannonischen Florenprovinz nur bedingt geeignet.

5.2 Vegetationsökologische Charakterisierung der Wintergetreideäcker des Intensiv-Agrarlandes im Neusiedlersee - Seewinkel

Im folgenden Kapitel wird die ökologische Gesamtsituation der Beikrautvegetation eines zeitgemäßen Intensiv-Agrarlandes am Beispiel des Neusiedlersee-Seewinkel im Fokus des Naturschutzes diskutiert. Nur wenige, vor allem kaum aktuelle, vegetationsökologische Arbeiten zum Thema „Ackerbeikrautvegetation in Mitteleuropa“ schließen intensiv bewirtschaftete Ackerstandorte in ihre Untersuchung mit ein. Dementsprechend klein erwies sich die Anzahl der Vergleichsliteratur. Es ist doch erstaunlich, dass die Vegetation eines derart weit verbreiteten und häufigen Landschaftselementes, dass sowohl aus ökologischer, als auch ökonomischer und sozial-politischer Sicht eine immens hohe Bedeutsamkeit innehat, in der gegenwärtigen Wissenschaft so wenig Beachtung findet. Dabei möchte man erwarten, dass gerade in unserer Zeit die Themen „global immer stärker voranschreitende, großflächige Biodiversitätsverluste“, „Bienensterben“, „Fehlen von Nützlingen in der Intensiv-Agrarlandschaft“, „Nachhaltige Sicherung der Ernährung“, „Degenerierung der Böden“ usw. das Entstehen solcher Arbeiten fördert. Doch Forschung entsteht leider oft nur in Kanälen, in denen genug Geld fließt, und nicht unbedingt in jenen, die zur Bewältigung aktueller globaler Probleme von Bedeutung sind.

5.2.1 Die Ackerbeikrautvegetation im Intensiv-Agrarland Seewinkel – ein Überblick

Bewirtschaftungsintensität der Parzellen

Legt man die Ergebnisse aller Vegetationsaufnahmen, die im Zuge dieser Studie im konventionellen Ackerland getätigt wurden, zusammen, ergibt sich ein Bild, das den gegenwärtigen „Naturwert“ der Seewinkler Ackerlandschaft widerspiegelt:

Die Ergebnisse zeigen auf, was allgemein bekannt ist: Die absolute Mehrheit der Äcker im Seewinkel (~80%) wird sehr intensiv bewirtschaftet. Ein kontinuierlicher Einsatz von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden, intensive Bodenbearbeitungsmethoden, der Einsatz von schweren, den Boden verdichtende Maschinen, die Verwendung von mineralischen Düngemitteln, und manches mehr wirken sich katastrophal auf die Organismenvielfalt dieser Agrarlebensräume aus.

Zwei der vierzehn untersuchten Ackerparzellen des konventionellen Ackerlandes (14%) besitzen bei geringfügig höheren Artenzahlen deutlich dichtere Beikrautbestände als der Durchschnitt. Bei ihnen handelt es sich offensichtlich um mehr oder weniger „vernachlässigte“ Äcker, die zumindest im Aufnahmejahr durch Bewirtschaftungsfehler bzw. -anomalien gekennzeichnet waren. Eine charakteristische Artenkombination mit dominierenden nitrophilen und herbizidtoleranten Arten, lässt allerdings auf eine regelmäßig stattfindende mehr oder weniger intensive Bewirtschaftung dieser Parzellen schließen.

Eine einzige von vierzehn Parzellen (7%) trägt einen naturschutzfachlich wertvollen, artenreichen und üppigen Beikrautbestand. Auf dieser Parzelle (Nr.17) wird mit Sicherheit regelmäßig keine Herbizidbehandlung durchgeführt. In jenem Acker konnte ich sogar einen vitalen Bestand der „vom Aussterben bedrohten“ Kornrade - *Agrostemma githago* entdecken.

Phytomasse der Beikrautvegetation

Neben der floristischen Artendiversität, steht auch die Phytomasse der Beikrautvegetation in einem engen Zusammenhang mit dem Nahrungsnetz des Ökosystems „Ackerlandschaft“ und damit auch dem Erhaltungszustand der Ackerbegleitfauna. Das gilt insbesondere für die Gruppe der Insekten, welche wiederum eng an „Nützlingsfunktionen“ geknüpft ist, aber auch für viele Vogelarten und andere Wirbeltiere (VGL. MARSHALL ET AL., 2003; BAUER & RANFTL, 1996; PINKE & PÁL, 2009).

Der durchschnittliche Beikrautdeckungswert von 14%, bzw. rund 8% im Inneren und rund 18% am Rand der Wintergetreideäcker lässt zusammen mit der durchschnittlichen mittleren Beikrautvegetationshöhe von rund 9cm, bzw. rund 7cm im Inneren und rund 10cm am Rand, auf eine großflächig ausgeprägte, generell sehr geringe Phytomasse der Beikrautvegetation schließen. Dabei ist zu beachten, dass die Innenbereiche der Äcker eine vielfach höhere Gesamtfläche, als die, nur wenige Meter breiten,

Randbereiche einnehmen! Der Vergleich der gegenwärtigen Seewinkler Ackerbeikrautbestände mit jenen von durchschnittlichen Wintergetreideäckern des östlichen Weinviertels Anfang der 90er Jahre (VGL. RIES, 1992) lassen die Seewinkler Äcker zusehends verblassen: Ries stellte für das Bestandesinnere der Wintergetreideparzellen eine Beikrautdeckung von 15% fest, also knapp doppelt so viel wie aktuell im Seewinkel, bzw. beinahe so viel, wie gegenwärtig im Seewinkel am Ackerrand. Die Segetalvegetation der Ackerränder erreichte im Weinviertel Anfang der 90er Jahre mit durchschnittlich 27% ebenso weit höhere Deckungswerte, bzw. eine weit höhere Phytomasse (VGL. RIES, 1992).

Segetalartendiversität

Bezüglich der Segetalartendiversität der Seewinkler Agrarlandschaft sieht es ebenso düster aus: Die durchschnittliche Artenzahl pro Vegetationsaufnahme beträgt 11, die Gesamtartenzahl aller 14 untersuchten Parzellen magere 57.

Die Beikrautvegetation der intensiv bewirtschafteten Äcker

Exkludieren wir die Parzelle Nr.17, die einzige offensichtlich extensiv bewirtschaftete Parzelle im konventionellen Ackerland, aus den Berechnungen, zeichnet sich ein Bild der durchschnittlichen Beikrautvegetation der dominierenden **Intensiväcker**:

Die durchschnittliche Beikrautdeckung erreicht dann nur mehr rund 9%, bzw. marginale 3% im Ackerinnenbereich und rund 12% am Ackerrand, die durchschnittliche mittlere Beikrauthöhe beträgt nur noch 7cm, bzw. 8cm am Rand und 6 cm in den Innenbereichen. Und auch die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme sinkt von 11 auf 10 Arten, die Gesamtartenzahl von 57 auf 50. Die Abbildungen Abb. 11, 20, 21 und 41 zeigen Fotos von typischen Intensiväckern. Vergleicht man diese Werte mit jenen der Nationalparkäcker wird die enorme Kluft des „Naturwertes“ zwischen diesen beiden Bewirtschaftungssystemen ersichtlich: Im Nationalpark erreicht die Ackerbegleitvegetation eine vielfach höhere Phytomasse. Die durchschnittliche Deckung der Beikrautvegetation erreicht hier 68%, die durchschnittliche mittlere Vegetationshöhe 34cm. Aber auch die Artendiversität der Nationalparkäcker stellt jene der Intensiväcker in den Schatten: Die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme ist hier mit 22 Arten pro Aufnahme mehr als doppelt so hoch und auch die Gesamtartenvielfalt von 79 Arten (118 Arten einschließlich Raritäten- und Ackerbiotopartenaufnahmen!) erreicht eine andere Liga.

Generell beherbergen die Intensiv-Getreideäcker des Seewinkels vorwiegend allgemein häufige und ubiquistische Arten, zumindest „dominieren“ solche Arten zumeist: Winden-Flügelknöterich – *Fallopia convolvulus* (81), Gewöhnlicher Vogelknöterich – *Polygonum aviculare* (75), Acker-Kratzdistel – *Cirsium arvense* (64), Acker-Stiefmütterchen – *Viola arvensis s.str.* (61), Acker-Gauchheil – *Anagallis arvensis* (58), Einjahrs-Ziest – *Stachys annua* (58), Weißer Gänsefuß – *Chenopodium album* (53), Weißes Klettlabkraut – *Galium aparine* (53) und Acker-Windhalm – *Apera spica-venti* (50) stellen

die häufigsten Arten der Intensiväcker dar (vgl. *Tab. Anhang V*). Die Zahlen in Klammern stehen für deren Stetigkeit in Prozent.



Abb. 41 Foto: Bodenoberfläche eines Intensiv-Wintergetreideackers.

Bis auf vereinzelte Portulak-Pflänzchen, die hier im Wintergetreide gar nicht erst zum Fruchten kommen werden, und eines kümmerlichen Winden-Knöterich-Individuums, weist der Boden kaum Beikrautvegetation auf.

Beinahe alle Segetalarten, die in den intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern vorkommen, finden sich auch verbreitet in den extensiv bewirtschafteten Nationalparkäckern wieder. Nur die zwei Arten Acker-Windhalm - *Apera spica-venti* (T=58) und Weißes Klett-Labkraut - *Galium aparine* (T=44) erreichen einen Treuewert (T) von über 35, und besitzen damit einen deutlichen Schwerpunkt in den Intensiväckern (vgl. *Tab. Anhang V*). Das Grün-Klett-Labkraut - *Galium spurium* (T=30) zeigt ebenfalls eine Präferenz zu intensivierten Ackerflächen. Hingegen ist die Zahl an Arten, die überwiegend die Nationalparkäcker besiedeln, ungleich groß: 22 Arten zeigen einen deutlichen Schwerpunkt (T>35) auf den extensiv bewirtschafteten Äckern (vgl. *Kap. 4.2.4.2, Tab. Anhang V*). Beim Großteil dieser, im Intensivacker zumeist fehlenden, Arten, nämlich 14, handelt es sich zudem um diagnostische Arten des Verbandes *Caucalidion* (9 Arten) oder der Assoziation *Camelino-Anthemidetum* (5 Arten).

Eine Studie, welche die Ackerbegleitvegetation von extensiven und intensiven Wintergetreideäckern in Westungarn gegenüberstellt, kommt zu einem ähnlichen Ergebnis: Während 19 Arten gegenüber Extensiväckern positiv assoziiert sind, zeigt keine einzige Art einen deutlichen Schwerpunkt auf Intensiväckern (VGL. PINKE ET AL., 2009).

Eine beachtliche Zahl von Segetalarten, die bis vor wenigen Jahrzehnten noch weit verbreitet in Wintergetreidefeldern des Pannonikums zu finden waren, wie etwa der Klatschmohn - *Papaver rhoeas*, die Österreich-Hundskamille - *Anthemis austriaca* und der Kleinfucht-Hohldotter *Camelina microcarpa subsp. silvestris*, bzw. die gegenwärtig gefährdeten Arten Nacht-Leimkraut - *Silene noctiflora*, Sommer-Adonisröschen - *Adonis aestivalis*, Brachen-Goldlack - *Erysimum repandum* und Acker-Hahnenfuß - *Ranunculus arvensis* und einige mehr, fehlen gegenwärtig in den Intensiv-Ackerparzellen des Seewinkels mehr oder weniger vollständig und finden auch innerhalb des gesamten Landschaftskomplexes „Intensiv-Agrarland-Seewinkel“ kaum noch Nischen zum

Überleben (vgl. nächstes Kapitel *Kap. 5.2.2*). Nur eine einzige gefährdete Art konnte innerhalb der intensiv bewirtschafteten Parzellen nachgewiesen werden: Der Acker-Schwarzkümmel - *Nigella arvensis*, er gilt in Österreich derzeit als „stark gefährdet“, taucht in zwei intensiv bewirtschafteten Parzellen jeweils am Ackerrand auf.

Eine detaillierte Beschreibung der Beikrautvegetation der Intensiv-Wintergetreide-äcker lesen sie im *Kap. 4.1.3.4*.

5.2.2 Naturschutzfachliche Bedeutung der Randzonen im Intensiv-Acker

Die naturschutzfachliche Bedeutung von Ackerrandzonen im Intensiv-Agrarland kann in heutiger Zeit kaum überschätzt werden. Insbesondere die unmittelbaren Randbereiche zu den Nachbarbiotopen, aber auch die Nachbarbiotope selbst, sofern es sich um „organismenfreundlichere“ Biotope als den Acker selbst handelt, stellen für viele charakteristische Organismen der Agrarlandschaft, einschließlich der Segetalpflanzen, unverzichtbare ökofunktionale Elemente dar.

5.2.2.1 Naturschutzfachliche Bedeutung der Nachbarbiotope für Segetalarten

Insbesondere band- bzw. linienförmige Landschaftselemente, die als Bindeglieder eines Biotopverbundsystems in der Ackerlandschaft fungieren, wie zum Beispiel unversiegelte Feldwege und Feldraine, erlangen eine besonders hohe naturschutzfachliche Bedeutsamkeit. Sie bieten vielen Pflanzen, Tieren und anderen Organismen einen mehr oder weniger stabilen Lebensraum, inmitten der stets gestörten Ackerlandschaft. Solche Biotop-Netzwerkssysteme üben zudem wichtige „Transportfunktionen“ auf Landschaftsebene aus. Sie ermöglichen den genetischen Austausch von Tier- und Pflanzenarten-Populationen, bzw. bieten sie einer Reihe von Tierarten die Möglichkeit über ein „stabiles“ Wegenetz zwischen geeigneten Habitaten innerhalb der Ackermatrix zu verkehren.

Unter den mannigfaltigen Kleinbiotopen in einer Agrarlandschaft, finden sich aber nur wenige, die auch als geeignete (Zwischen-) Lebensräume für seltene Ackerbeikrautarten fungieren können. Diese benötigen nämlich primär ausreichend große Offenbodenflächen, welche wiederum nur durch eine regelmäßige Bodenbearbeitung gewährleistet werden können. Die Biotoptypen des Seewinkler Agrarlandes: „junge Brachen“, „Offenboden-Ackerrandbiotope“ (siehe weiter unten) und „gestörte Feldraine“ erfüllen dieses Kriterium und dürfen als potentiell geeignete Ackerbeikraut-Ausweichflächen gelten. Eine regelmäßige Störung des Bodens reicht jedoch nicht aus. Die Flächen sollten zudem auch frei von Pestzideinträgen und weitgehend frei von Düngemiteleinträgen sein. Um die Frage, ob diese Biotope tatsächlich als Ackerbeikraut-Rückzugsorte geeignet sind, bzw. auch als diese fungieren, fundiert beantworten zu können, bedarf es eingehender Untersuchungen. Einige neuere Studien

zeigen zumindest eine signifikante positive Korrelation zwischen dem Grad der Landschaftsstruktur und der Biodiversität im Acker (VGL. MATOUCH, 1992; BENTON ET AL., 2003; VAN ELSSEN & SCHELLER, 1994). WEDENIG (2012) konnte zudem in der Intensiv-Agrarlandschaft „Marchfeld“ feststellen, dass sich neben artenreicheren Feldrainen tendenziell auch artenreichere Ackerrandbereiche befinden, als neben artenärmeren Feldrainen.

Folgende Gegebenheiten konnte ich im Zuge der Freilandarbeit beobachten:

Brachen

Störungsarme, weitgehend Pestizid-unbeeinflusste Brachen stellen, besonders inmitten des Intensiv-Agrarlandes, für viele Pflanzen- und Tierarten lebenswichtige Habitatsinseln dar.

In der Regel eignen sich Brachen als Rückzugsorte bzw. Zwischenlebensräume für Segetalarten allerdings nur in den ersten zwei bis maximal drei Jahren nach Brachfallen und nur nach Selbstbegrünung (VGL. HOFFMANN ET AL., 2013), denn nur dann können die großteils einjährigen Arten erfolgreich keimen und ihren Entwicklungszyklus abschließen. In den meisten Fällen wird allerdings schon im Jahr des „Brachfallens“ Gründungs- oder Wiesensaatgut eingesät. Solche „Einsaatbrachen“ stellen heute ein großes Naturschutzproblem dar. Diese artenarmen Biotope weisen schon in jungen Jahren eine dichte Vegetation auf und scheiden nicht nur für Segetalarten, sondern auch für viele andere heute vielfach selten gewordene Pionier-Pflanzen- und Tierarten als geeignetes Habitat aus. Mehr noch tragen sie massiv zu einer Verminderung der lokalen Biodiversität und zu einer Homogenisierung der Landschaft bei.

Meine Beobachtungen zeigen, dass auch im Seewinkler Agrarland solche artenarmen langlebigen „Einsaatbrachen“, die regelmäßig gemulcht werden, die Regel darstellen, während sich selbst überlassene Brachen, die durch einen Ablauf unterschiedlicher Sukzessionsstadien geprägt sind, zwar ab und an eingestreut vorkommen, aber eher die Ausnahme darstellen.

Beispiel Acker-Schwarzkümmel

Das unerwartete Vorkommen der „stark gefährdeten“ Art Acker-Schwarzkümmel - *Nigella arvensis* in drei konventionell bewirtschafteten Parzellen jeweils am Acker- rand, kann auf die Präsenz solcher „nicht eingesäten Brachen“ in unmittelbarer Nachbarschaft zurückgeführt werden. *Nigella arvensis* gilt als „Stoppelbeikraut“ eher trockener und magerer Extensiv-Getreideäcker (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Das entdeckte Vorkommen im Intensivacker erschien mir als rätselhaft, bis mir nach genauerer Betrachtung auffiel, dass sich alle drei Fundorte direkt neben einer Brache befanden, in welche sich die Population der Art erstreckte. Mehr noch war der individuenreichere Populationskern jeweils in der Brache situiert. Die vereinzelt am Rand der Intensiväcker vorkommenden Individuen können demnach als Ausläufer der Brachen-Populationen interpretiert werden.

Offensichtlich handelt es sich bei den allesamt jungen, reichlich offenen Boden bieten- den, Brachen um optimale Standorte des Acker-Schwarzkümmels. Mehrere Autoren bestätigen diese Schlussfolgerung: KÄSTNER ET AL. (2001) gibt für das Vorkommen der Art in Ost-Österreich ein stellenweise massenhaftes Auftreten in jungen Brachen an. FISCHER ET AL. (2008) und OBERDORFER (2001) führen ebenfalls neben Äckern auch Brachen als Habitat des Schwarzkümmels an.

Das eben beschriebene Fallbeispiel unterstreicht die naturschutzfachlich hohe Bedeutung von jungen, sich selbst überlassenen Brachen als geeignetes Rückzugsgebiet für selten gewordene Ackerbeikräuter.

Offenboden-Ackerrandbiotope im Ackerland

Offenboden-Ackerrandbiotope sind durchwegs am Rand von Äckern situiert und zeichnen sich dadurch aus, dass sie regelmäßig den Bodenbearbeitungs- und oft auch anderen Bewirtschaftungsmaßnahmen der Äcker unterliegen, aber keine Kulturflächen mehr darstellen, also nicht mit Kulturpflanzen besetzt sind. Sie wurden im Zuge dieser Studie nicht dokumentiert, folgende Informationen beruhen, wenn nicht anders angegeben, ausschließlich auf eigenen Beobachtungen.

Diese Ackerrandbiotope sind im Intensivackerland des Seewinkels sehr verschiedenartig ausgeprägt. An den meisten Ackeraußengrenzen existieren solche Flächen erst gar nicht, da, insbesondere zwischen zwei Ackerparzellen, meist sehr scharfe, Übergangslose Grenzen bestehen. Oft sind sie auch nur schmal ausgeprägt und/oder kaum bewachsen (vgl. Abb. 21). In seltenen Fällen können sie aber auch mehrere Meter breit und als mehr oder weniger artenreiche Segetal- bzw. Ruderalfluren ausgeprägt sein. Eine ähnlich wechselhafte Ausprägung dieses Biotoptyps zeigt auch WEDENIG (2012) für das Marchfeld. Auffälliger Weise sind artenreiche Varianten der Offenboden-Ackerrandbiotope im Seewinkel am ehesten noch zu extensiv bewirtschafteten Nachbarflächen wie Brachen, extensiven Weiden und Feldrainen hin ausgebildet. In der Regel sind sie jedoch durch einen spärlich ausgebildeten, artenarmen Beikrautbestand gekennzeichnet, da diese Flächen offensichtlich, trotz fehlender Kultur-Einsaat, dem benachbarten Acker gleich, in die üblichen Bewirtschaftungsmaßnahmen, inklusive Düngung und Herbizidbehandlung, mit einbezogen werden. Folglich rekrutiert sich die dort auftretende Artengarnitur beinahe durchwegs aus allgegenwertigen Ackerbeikrautarten. Selbst die verbreitet auftretenden, etwa drei Meter breiten Grenzbänder zwischen Äckern und Weingärten wiesen üblicher Weise eine sehr lockere, floristisch minder spannende, Beikrautvegetation auf (vgl. Abb. 21). Außerdem konnte ich während meiner Freilandarbeit keine einzige Rote-Liste-Art in Offenboden-Ackerrandbiotopen entdecken.

Zusammenfassend sei gesagt, dass die naturschutzfachliche Qualität der Offenboden-Ackerrandbiotope im Intensivackerland des Seewinkels als äußerst minderwertig einzustufen ist.

Nichtsdestotrotz weisen solche Randbereiche im Gegensatz zum Inneren des Ackers, aber auch zu den, im folgenden Kapitel beschriebenen, Randzonen innerhalb der

Äcker, eine im Schnitt doch wesentlich höhere Deckung der Beikrautvegetation und wahrscheinlich auch höhere Artenzahlen auf, wie es auch WEDENIG (2012) im Marchfeld feststellte, und besitzen daher inmitten der Intensiv-Agrarlandschaft einen messbaren naturschutzfachlichen, aber auch ökofunktionellen Wert.

Das naturschutzfachliche Potential solcher, durch Bodenbearbeitung offengehaltener, aber der landwirtschaftlichen Produktion nicht dienlicher, Grenzbiotope ist als sehr hoch einzuschätzen. Stellen wir uns vor, solche Biotope werden konsequent von einer Pestizidbehandlung, Düngung und sonstigen Beikrautbekämpfungsmaßnahmen verschont, aber dennoch regelmäßig umgebrochen. Solche Flächen würden sich wohl zu wertvollen mehr oder weniger arten- und wohl auch blütenreichen Pionierbiotopen entwickeln, die neben vielen Pionierstrategen im Pflanzen- Tier- und Pilzreich, auch gefährdeten Segetalarten einen geeigneten Lebensraum bieten würden. Diese Flächen hätten zudem durch ihre Förderung von Nützlingen und Bestäubern und ihre Verbesserung der Boden- und Grundwasserverhältnisse eine hohe ökofunktionale bzw. sozioökologische Bedeutung. In Gebieten mit ausgehungerten Samenbanken, wie auch große Teile des Seewinkels und des Marchfelds, sollte hier jedoch mittels Ansaaten von regional gewonnenem Wildpflanzensaatgut nachgeholfen werden.

5.2.2.2 Die Naturschutzfachliche Bedeutung der Ackerrandzonen der Intensiväcker

Die Ackerrandbereiche der Intensiv-Getreideäcker im Seewinkel weisen bezüglich Beikraut- und Kulturdeckung eine hohe Varianz auf (vgl. Kap. 4.3.3.1). Diese kann in erster Linie auf unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten der Randzonen zurückgeführt werden. Die Vegetationsausstattung der meisten Ackerränder gibt Grund zur Annahme, dass diese üblicherweise mehr oder weniger gleich intensiv bewirtschaftet werden, wie die Innenbereiche der Äcker. In einigen Fällen zeigen die Randbereiche sogar keinerlei Veränderungen in der Beikrautvegetation, falls man bei den vereinzelt kümmerlichen Acker-Stiefmütterchen und Vogelknöterich-Pflänzchen überhaupt von Vegetation sprechen kann. Die Parzellenränder wirken dann, als wären sie mit dem Messer scharf abgeschnitten worden. Abb. 21 zeigt eine solche Situation. Häufiger tritt jedoch der Fall auf, dass am Rand doch einige wenige Arten Fuß fassen können, die im Inneren der Äcker nicht vorkommen, und hier auch eine merklich dichtere Beikrautvegetation entwickelt ist. Die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme in den Intensiväckern, also ohne der Extensiv-Parzelle Nr. 17, liegt am Rand (11.2 Arten) zwar mehr oder weniger deutlich, jedoch nicht signifikant höher als im Ackerzentrum (8.5 Arten), wohingegen die Beikrautdeckung am Rand signifikant höher (rund 12% zu 3%) liegt. Viele mehr oder weniger aktuelle Studien über den Randeffect in konventionellen Wintergetreideäckern (VGL. VAN ELSSEN & SCHELLER, 1994; WILSON & AEBISCHER, 1995; FRIED ET AL., 2009; KOVÁCS-HOSTYÁNSKI ET AL., 2011; GERHARDS ET AL., 2013) zeigen hingegen, dass die Ränder neben einer signifikant höheren Beikrautdeckung, auch signifikant höhere Artenzahlen aufweisen und oft auch be-

deutende Refugien für seltene Arten darstellen. Dies gilt insbesondere für stark kommassierte Ackerlandschaften mit sehr großen Ackerschlägen. Dort ist der Randeffekt im Gegensatz zu strukturreicheren Landschaften mit kleineren Parzellen, wie es auch hier im Seewinkel gegeben ist, üblicherweise deutlich stärker ausgeprägt (VGL. WEDENIG, 2012; MATOUCH, 1992; VAN ELSSEN & SCHELLER, 1994).

Warum selbst die Ränder der Seewinkler Äcker derart stark an Segetalarten verarmt zu sein scheinen, hat wohl mehrere Ursachen und kann an dieser Stelle nicht restlos geklärt werden. Neben der hier offensichtlich verbreitet stattfindenden übermäßig konsequent durchgeführten intensiven Bewirtschaftung bis hin zum äußersten Ackerrand, hat wohl auch die geringwertige Biotopausstattung der näheren Umgebung einen negativen Einfluss auf die Segetalartendiversität der Ackerrandbereiche. So konnten KOVÁCS-HOSTYÁNSKI ET AL. (2011) eine positive Korrelation zwischen der Artendiversität am Rand von Wintergetreideäckern Zentralungarns und dem prozentuellen Anteil naturnaher Biotope in der umgebenden Landschaft nachweisen. Aber auch eigene Beobachtungen, wie etwa das Vorkommen der *Nigella arvensis*-Populationen in den wenigen noch verbliebenen nicht-ingesäten Jungbrachen bestärken einen solchen Zusammenhang (vgl. Kap. 5.2.2.1). Kleinbiotope, wie magere bis mäßig nährstoffreiche Feldraine, Böschungen und Ruderalflächen, wie sie hier oft fehlen, ermöglichen Segetalarten sich zumindest kurzzeitig außerhalb des Ackers zu entwickeln und ihre Samenbanken zu erneuern, bis die Bedingungen im Acker oder zumindest in den Ackerrandbereichen erneut ein erfolgreiches Gedeihen dieser Arten zulassen. Solche, für die Entwicklung einer Vielzahl empfindlicher Segetalarten, ausreichend geeigneten Bedingungen im Acker treten allerdings heutzutage in einem Intensiv-Agrarland wie dem Seewinkel kaum noch auf, weshalb auch die Etablierung artenreicher Kleinbiotope allein, den Erhalt und die Förderung der Segetalartenvielfalt nicht bewirken kann. Eine Extensivierung der Bewirtschaftung von Äckern bzw. zumindest von Ackerbereichen (Ackerrändern) ist unumgänglich, möchte man zum Erhalt der Segetalartenvielfalt beitragen. Im Idealfall werden beide Faktoren realisiert.

Welche Arten sind es nun, die vor allem an den Randbereichen der Seewinkler Intensiväcker zu gedeihen vermögen? Befinden sich darunter auch seltene, oder gar gefährdete Segetalarten?

Im Gegensatz zu anderen Agrarlandschaften, in welchen die Ackerränder noch wertvolle Rückzugsbiotope für selten gewordene Segetalarten darstellen (VGL. RIES, 1992; FRIED ET AL., 2009; KOVÁCS-HOSTYÁNSKI ET AL., 2011; VAN ELSSEN & SCHELLER, 1994), handelt es sich bei den Arten der Ackerränder des Seewinkels vor allem um häufige, weit verbreitete Segetalarten und eingestreute Pionierarten mit anderen Habitat-Schwerpunkten. Die einzige derzeit gefährdete Art, die im konventionellen Ackerland dokumentiert wurde und hier auch auf Ackerränder beschränkt ist, ist der Ackerschwarzkümmel – *Nigella arvensis*.

Obwohl der Anteil der Arten mit Schwerpunkt am Ackerrand nach Abzug der Ackergäste und aller selten auftretenden Arten erwartungsgemäß (von 38% auf 26%) absinkt (vgl. Kap. 4.3.3.2, Abschnitt „Floristische Zusammensetzung“), bleibt doch ein beachtlicher Anteil, nämlich ein gutes Viertel an „echten“ Segetalarten übrig, die sich mehr oder weniger stark auf die Ackerrandbereiche konzentrieren. Selbst viele häufige „Allerwelt-Beikrautarten“, allen voran *Convolvulus arvensis* und *Fallopia convolvulus* werden durch die noch lebensfeindlicheren Umwelteinflüsse im Ackerzentrum auf den Ackerrand gedrängt. Ackerränder der intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäcker im Seewinkel bieten also, trotz ihrer Verarmung, zum einen Pflanzen- und Tierarten, die im Ackerzentrum gar nicht überleben können einen Lebensraum. Zum anderen tragen sie aber auch zur Förderung oder gar Aufrechterhaltung von Populationen von Arten bei, die zwar im Inneren der Äcker vorkommen, dort aber nur kaum geeignete Habitate vorfinden.

Dass die Ackerränder der Wintergetreidefluren im Seewinkel heute stark verarmt sind, geht auch durch den Vergleich mit den Ergebnissen der Studie „Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit“ von RIES (1992) hervor: Ebendieser stellte in seinem umfassenden Vergleich der Segetalvegetation des, zumindest klimatisch und edaphisch mit dem Seewinkel vergleichbaren, östlichen Weinviertels von 1970-72 (VGL. HOLZNER, 1973) und jener des östlichen Weinviertels 1990 fest, dass sich die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme in den Zentren der Wintergetreidefluren innerhalb von 20 Jahren von durchschnittlich 20 auf 10 halbierte, während die Ackerränder jedoch von der rasanten lokalen Vielfaltminderung verschont wurden und mit durchschnittlich etwa 20 Arten pro Aufnahme kaum Änderungen erfuhren. Auch die Gesamtartenzahlen der Wintergetreideackerränder haben sich innerhalb dieses Zeitraums mit jeweils über 100 Arten nicht reduziert.

Verglichen mit den Weinviertler Ackerrändern Anfang der 90er Jahre, schneiden die Randbereiche der Seewinkler Äcker des 2011er Jahres deutlich schlechter ab: Während im Seewinkel mit durchschnittlich knapp 10 Arten pro Aufnahme im Bestandesinneren mehr oder weniger gleich viele Arten wie im Weinviertel vorkommen, weisen die Ackerränder des Seewinkels mit nur durchschnittlich knapp 12 Arten pro Aufnahme im Gegensatz zu 20 Arten pro Aufnahme im Weinviertel jedoch eine weit geringere Artenvielfalt auf. Wenngleich im Zuge dieses Vergleichs keine fundierten Schlüsse gezogen werden können, veranschaulicht dieser zumindest die relativ geringwertige Rückzugsfunktion der Ackerränder im Seewinkel für Segetalarten. Unter den regelmäßig auf den Weinviertler Wintergetreideackerrändern der 90er Jahre auftretenden Arten, befanden sich zudem in der Regel auch etliche Diagnostische Arten der, für die pannonische Region so typischen, Gesellschaft *Camelino-Anthemidetum* bzw. des zugehörigen Verbandes *Caucalidion* wie *Anthemis austriaca*, *Camelina microcarpa* subsp. *silvestris*, *Lathyrus tuberosus* und *Silene noctiflora*, welche dort noch in ähnlicher Häufigkeit wie Anfang der 70er Jahre vertreten waren (VGL. RIES, 1992).

Gegenwärtig sind im Seewinkel, sowie auch in vielen anderen Regionen Europas, wie zum Beispiel in der Gemarkung Mehrstetten in Baden-Württemberg (VGL. GERHARDS ET AL., 2013), auch auf den Ackerrändern kaum noch regional typische Diagnostische Arten zu finden. Hier im Seewinkel sind nur noch zwei diagnostische Wintergetreidebeikrautarten, die sich heute stark im Rückgang befinden, generell aber noch weit verbreitet vorkommen, deutlich vermehrt an den Ackerrändern anzutreffen. Von diesen beiden Arten kann sich aber auch nur der Feld-Rittersporn - *Consolida regalis* (*Caucalidion*-Kennart) mit einer Stetigkeit von 55% wirklich sehen lassen, während der Klatschmohn – *Papaver rhoeas* (Ordnungskennart des *Centaureetalia cyani*) mit einem Vorkommen in knapp einem Viertel aller Randaufnahmen schon deutlich seltener vertreten ist. Auch in Mehrstetten kam es in den letzten Jahrzehnten zu einer massiven Reduktion des Klatsch-Mohns (VGL. GERHARDS ET AL., 2013). Ries berichtete Anfang der 90er Jahre noch von allgemein zunehmenden Beständen des „ohnehin häufigen“ Klatschmohns auf Äckern in Österreich. Für den Feld-Rittersporn konnte er, wie auch die Ergebnisse dieser Studie zeigen, eine Tendenz der „Verrandlichung“ nachweisen (VGL. RIES, 1992).

Neben der geringfügig höheren Artendiversität, ist vor allem die doch erheblich höhere Biomasse der Beikrautvegetation in den Ackerrandbereichen des Seewinkels (vgl. Abb. 19, 22 und Tab. 8) als Gewinnbringer für die Biodiversität hervor zu heben. Ackerbeikrautgemeinschaften erfüllen nämlich, wie wir schon gehört haben, wichtige Ökosystemfunktionen in Agrarlandschaften. Unter anderem bilden sie eine wichtige Nahrungsbasis für viele invertebrate Organismen, wie etwa Mikroorganismen, Pilze, Weichtiere, Arthropoden und Würmer, welche wiederum Teil eines komplexen Nahrungsnetzes darstellen. In der nächsthöheren trophischen Ebene finden sich zudem auch räuberische und parasitoide Arthropoden, die als Antagonisten von landwirtschaftlichen Schädlingen fungieren und dem Landwirt nützlich sind. Letztlich profitieren auch Amphibien, Reptilien, Vögel und Säugetiere von der höheren Ackerbeikrautbiomasse. Sie stellen aber auch für Wirbeltierarten, insbesondere für granivore Vögel eine direkte, wichtige Nahrungsressource dar (VGL. BAUER & RANFTL, 1996; PINKE & PÁL, 2009; MARSHALL ET AL., 2003). Segetalarten, die auf den Seewinkler Intensiväckern nach MARSHALL ET AL. (2003) eine große Bedeutung als Nahrungsressource für Tiere haben und an den Ackerrändern eine deutlich höhere Phytomasse ausbilden, als in den Acker-Innenbereichen sind *Fallopia convolvulus*, dessen Früchte bei granivoren Vögeln sehr beliebt sind und die beiden Arten *Tripleurospermum inodorum* und *Galium spurium*, welche wiederum eine bedeutsame Nahrungsressource für eine Vielzahl verschiedener phytophager Insektenarten (>30) darstellen. Mehr zur Bedeutung der Segetalflora für granivore Vogelarten lesen sie in den Kapitel Kap. 5.3.9 und 5.4.3.6.

Grundvoraussetzung für den Aufbau und Erhalt eines, an die Ackerbeikrautvegetation gekoppelten, stabilen Nahrungsnetzes ist allerdings ein zumindest mäßiger, oder auf bestimmte Schädlinge spezifizierter Einsatz von Insektiziden! Die Biomasse der Beikrautvegetation wurde zwar nicht gemessen, Ihr beachtlicher Zuwachs am Ackerrand

ist aber durch das durchschnittliche Plus von über 110% Beikrautdeckung und 40% Beikrauthöhe (vgl. *Kap. 4.3.5.1, Tab. 10*) gut ersichtlich. Nichtsdestotrotz erreicht die durchschnittliche Deckung der Beikrautvegetation an den Wintergetreideackerrändern des Intensivagrarlandes im Schnitt nur knappe 18% und eine mittlere Vegetationshöhe von nur knapp 10cm! Im Gegensatz zu den herbizidfreien Äckern des Nationalparks sind das immer noch sehr bescheidene Werte. Dort ist die Beikrautvegetation sogar im Inneren des Ackers um ein vielfaches üppiger ausgeprägt. Die Beikrautdeckung erreicht dort einen Mittelwert von über 60%, die mittlere Beikrauthöhe über 30cm! Aber auch der Vergleich mit den Ackerrändern konventioneller Wintergetreideäcker des östlichen Weinviertels in den frühen 90er Jahren (VGL. RIES, 1992), welche immerhin eine 27%e Beikrautdeckung aufwiesen, lässt die Seewinkler Beikrautbestände ärmlich erscheinen.

Fazit

Etwa 80% der Wintergetreideäcker des Seewinkels werden sehr intensiv bewirtschaftet. Während die inneren Bereiche dieser Getreideparzellen fast ausschließlich kaum Beikrautvegetation aufweisen, kann an den sehr verschieden gestalteten Randbereichen der Äcker im Durchschnitt eine deutliche Erhöhung der Biomasse beobachtet werden. Auch die durchschnittliche Artenzahl ist am Rand, wenn auch nicht sehr deutlich, höher als im Zentrum. Ackerränder sind demzufolge, insbesondere in Kontrast zu den Acker-Innenbereichen, als naturschutzfachlich wertvolle Agrarteillebensräume zu werten. Ihr Potential zu Nachbarbiotopen hin puffernde, artenreiche Biotope, die auch gefährdeten Segetalarten einen geeigneten Lebensraum bieten, darzustellen, ist aber bei weitem nicht erreicht.

Junge, nicht eingesäte Brachen, die nur selten im Agrargebiet eingestreut vorkommen, stellen, wie am angeführten Beispiel „Acker-Schwarzkümmel“ zu sehen ist, wertvolle Rückzugsräume für seltene Segetalarten dar.

Offenboden-Randzonen, also Bereiche, die zwar einer Bodenbearbeitung unterliegen, aber keine Kultur tragen, kommen verbreitet an den Ackerrändern vor und besitzen ein hohes Potential, Lebensräume für seltene Segetalarten darzustellen. De facto unterliegt ein Großteil dieser Flächen der gleichen intensiven Bewirtschaftung, wie die benachbarten Äcker. Dem entsprechend handelt es sich bei diesen Flächen meist um artenarme, schütter bewachsene Offenbodenstandorte.

5.2.3 Hauptursachen des Randeffektes der Getreideackervegetation

Sowohl die erhöhte Beikraut-Biomasse, als auch die höhere Artenvielfalt an den Ackerrändern, ist, wie in der Natur üblich, nicht auf eine einzige Ursache zurückführbar. Vielmehr ist wohl ein wechselwirkender Ursachenkomplex für die Verschiebung der Vegetationsparameter verantwortlich. Der erhöhte Lichteinfluss und die verminderte Bewirtschaftungsintensität am Ackerrand können jedoch als die Haupt-Einflussfaktoren des Randeffektes der Beikrautvegetation bezeichnet werden. Aber auch die Landschaftsstruktur, bzw. der „Naturwert“ der Nachbarbiotope spielen eine entscheidende Rolle.

Erhöhter Lichteinfluss am Ackerrand

Der höhere Lichteinfluss am Ackerrand ermöglicht den Beikräutern eine höhere Photosynthese- und folglich auch eine höhere Wachstumsrate, als inmitten des schattigen Getreidebestandes, wodurch eine höhere Biomasse der Beikrautvegetation entsteht (VGL. KLEIJN & VAN DER VOORT, 1997). WEDENIG (2012) wies zudem eine negative Korrelation zwischen der Dichte des Getreides und jener der Beikrautvegetation nach.

Durch das in heutiger Zeit immer stärker optimierte Zeitmanagement der Bewirtschaftungsmaßnahmen, einschließlich der Beikrautbekämpfungsmaßnahmen, gelangen die wenigen überlebenden Segetalarten sowohl am Rand, als auch im Zentrum in einen starken Wachstumsrückstand. Im Inneren des Ackers tragen die äußerst schattigen Bedingungen zu einer zusätzlichen Erschwerung der Lebensbedingungen für die klein gebliebenen, geschwächten Beikräuter bei. Der Konkurrenzvorsprung des Getreides erhöht sich somit schlagartig um ein Vielfaches. Durch diesen Rückkopplungseffekt vermögen die meisten Ackerbeikräuter die Schwelle zu einer fortschreitenden Entwicklung nicht mehr zu überwinden. Früher oder später sterben sie ab, oder ihre erstaunliche physiologische Plastizität ermöglicht es ihnen, selbst noch in ihrem kümmerlichen Zustand Blüten und Früchte hervorzubringen und so ihren Fortbestand zu sichern (vgl. Kap. 4.1.3.1).

Dieses, im Intensivacker allgegenwärtige, Phänomen kann bei etlichen Arten beobachtet werden. Im Laufe der Evolution scheint für viele Pionierarten die Entwicklung einer solchen Plastizität ein häufig begangener Ausweg gewesen zu sein, Selektionsfaktoren wie plötzlich eintretende Störungen des Bodens oder auch anderen schlagartig eintretenden erschwerten Bedingungen, wie Licht- oder Wassermangel, erfolgreich entgegenzutreten. Besonders häufig war das Blühen und Fruchten von winzigen, kümmerlich entwickelten Pflanzen hier in den Getreideäckern des Seewinkels bei den Arten *Chenopodium album*, *Chenopodium hybridum*, *Mercurialis annua*, *Fallopia convolvulus*, *Anagallis arvensis*, *Polygonum aviculare* und *Solanum nigrum* s.str. zu beobachten.

Zurück zum Thema: Am Ackerrand jedoch, können die besseren Licht- und Wärmeverhältnisse, aber auch die zum Teil geringere Bewirtschaftungsintensität den Beikräutern dazu verhelfen, ihr Wachstum fortzusetzen und schließlich das Konkurrenzverhältnis mehr und mehr in ihre Richtung zu verschieben. In den meisten Fällen bleiben zwar die Getreidepflanzen dominant. Für einige Beikräuter reichen die Bedingungen jedoch aus, vitale Pflanzenkörper mit hohen Diasporenzahlen zu entwickeln. Diese Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse trägt wohl auch entscheidend zur üblicherweise auftretenden Abnahme der Deckung des Getreides am Ackerrand (vgl. *Abb.19* und *Tab.8*) bei.

Die höheren Licht- und Wärmeverhältnisse am Ackerrand ermöglichen zudem, dass sich hier Arten mit höheren Licht- und/oder Wärmeansprüchen entwickeln können, die inmitten des dichten Getreidebestandes keine Existenzchancen haben, wie es auch auf den Nationalparkäckern auftritt (vgl. *Kap. 4.3.4.2, Abschnitt „Floristische Zusammensetzung“*). Dieser Umstand trägt wohl entscheidend zum Auftreten des Phänomens bei, dass ein erhöhter Lichteinfluss im Acker mit einer größeren Artendiversität einhergeht (VGL. KLEIJN & VAN DER VOORT, 1997).

Verminderte Bewirtschaftungsintensität am Ackerrand

Ein zweiter einflussreicher Faktor, der zur Förderung der Ackerbeikrautvegetation am Rand beiträgt, ist die, aus technischen und wirtschaftlichen Gründen, verringerte Bewirtschaftungsintensität am Ackerrand (VGL. HILBIG, 2005).

Die maschinelle Bearbeitung, sei es zur Herbizid- und Düngerausbringung oder zur Bodenbearbeitung, ist aufgrund des Weges, den der Traktor zurücklegt am Rand geringer. Hier fährt der Landwirt mit dem Traktor nämlich nur einmal entlang, während sich die Bewirtschaftungswege im Inneren immer etwas überlappen. Außerdem ist anzunehmen, dass manche Landwirte sei es aus rechtlichen, ökonomischen, ethischen oder gar psychologischen Gründen dazu neigen, die Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht ganz bis zur Parzellengrenze hin, bzw. in geringerer Intensität durchzuführen. Die verminderten beikrautschädigenden Einflüsse am Ackerrand führen schließlich auch zu einer besseren Entwicklung der Segetalvegetation und zu einer Erhöhung der Artenvielfalt (VGL. FRIED ET AL., 2009). Aber auch eine verminderte Düngung am Ackerrand kann durch das Hinzukommen von Mager- und Mäßig-Nährstoffzeigern zu einer größeren Segetalartenvielfalt führen (VGL. KLEIJN & VAN DER VOORT, 1997; FRIED ET AL., 2009).

Landschaftsstruktur

Wie schon im Kapitel *Kap. 5.2.2.2* beschrieben, spielt auch die Landschaftsstruktur der betroffenen Region und insbesondere die Qualität der Nachbarbiotope als Refugialhabitat für Segetalarten eine bedeutende Rolle für die Artendiversität der Ackerränder.

5.3 Die naturschutzfachliche Bedeutung der Nationalparkäcker

Im folgenden Kapitel werden die Beschreibung des „IST-Zustandes“ und die „naturschutzfachliche Bewertung“ der Nationalparkäcker ins Zentrum gestellt, welche wiederum als Basis für die Entwicklung von Pflegemaßnahmen (vgl. Kap. 5.4) fungieren.

5.3.1 Die Einbettung der Nationalparkäcker in die Hutweidelandschaft „Lange Lacke“

Ein wesentlicher, wertsteigernder Aspekt der Nationalparkäcker stellt ihre Lage im landschaftlichen Kontext dar. Der Großteil von ihnen grenzt direkt an artenreiche, extensive Hutweideflächen des Nationalparks an (vgl. Abb. 28). Die Äcker werden somit auch weitgehend von Pestizid- und Düngereinträgen, aber auch von unmittelbaren Stick- und Schadstoffeinträgen durch den Autoverkehr verschont.

Insbesondere für die mobilen Tiere stellt der, durch die Nationalparkäcker vervielfältigte, Biotopkomplex eine wertvolle Ressource dar. Charakteristische Tierarten des Lebensraums „Acker“, wie zum Beispiel die gefährdeten Arten Feldhamster (*Cricetus cricetus*) und Rebhuhn (*Perdix perdix*), finden bei Störungen im Acker ausreichend Rückzugs-, Versteck- und Bewegungsmöglichkeiten in der stabilen, strukturreichen Hutweide-Matrix vor. Gleichzeitig profitieren manche charakteristischen Tierarten des umgebenden Hutweide-Lacken-Systems von der Existenz der Äcker. Als Paradebeispiel wären an dieser Stelle die verschiedenen Wildgansarten zu nennen, welche Getreidepflanzen als wichtige Nahrungsressource nutzen. Ihre Beziehungen zum Acker sind im Kapitel Kap. 5.3.7 ausführlich beschrieben. Es ist anzunehmen, dass aber noch viele andere Tierarten, wie zum Beispiel Feldhase (*Lepus europaeus*), Reh (*Capreolus capreolus*), Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*), viele andere Vogelarten und vor allem viele Insekten- und Spinnenarten die beikrautreichen Äcker inmitten der Hutweiden als Nahrungshabitat oder Versteck nutzen.

Der artenreiche, extensiv beweidete Lebensraumkomplex im Umland stellt zudem für viele Bestäuberorganismen für Segetalarten, wie etwa Boden- und Halmbrütende Wildbienen, gute Lebensraumbedingungen zu Verfügung. Umgekehrt bieten aber auch die, nicht nur arten-, sondern auch blütenreichen, Ackerbeikrautbestände im Nationalpark einer Vielzahl von nektar- und pollenfressenden Insektenarten der Hutweiden reichlich Nahrung an. Mehr über die Tierwelt der Nationalparkäcker lesen sie im Kapitel Kap. 5.3.9: „Die Nationalparkäcker und ihre Fauna“.

Mit der Existenz der schmalen Ackerparzellen inmitten der Hutweide, geht außerdem die Entstehung von kilometerlangen artenreichen Randzonen bzw. Ökotonen einher.

Ausgedehnte, bandförmige Landschaftselemente, ruderalisierte Biotope verschiedenster Ausprägungen, umgeben die Äcker. Vegetations- und tierökologische Untersuchungen derselben würden wichtige Ergänzungen für die naturschutzfachliche Bedeutung der Äcker liefern, konnten jedoch im Rahmen dieser Studie nicht bewerkstelligt werden.

5.3.2 Die Rolle der einzelnen Ackerbiotope für die Biodiversität der Nationalparkäcker

Die **Biotopvielfalt der Nationalparkäcker**, welche sich in erster Linie durch die Existenz der vier, inklusive Feuchttackerstandorte fünf, verschiedenen Ackerbiotope (vgl. Kap. 4.4.1.2) manifestiert, legt den Grundstein für deren hohe naturschutzfachliche Bedeutung. Sie ist Grundlage für die hohe Struktur- und Artenvielfalt und wird im Wesentlichen durch folgende zwei Haupt-Einflussfaktoren bestimmt:

- Bodenverhältnisse: vor allem Feuchtigkeitsgrad und Salzgehalt der Böden
- Bewirtschaftungsbedingungen: Wintergetreidebewirtschaftung und die beiden Sommergetreidebewirtschaftungstypen „Sommerhafer-“ und „Gänsebeikrautflur“

5.3.2.1 Wintergetreidefluren

Die Wintergetreidefluren sind mit 118 vorkommenden Arten, bzw. 83 Kernsegetalarten die **mit Abstand artenreichsten Ackerflächen** im Nationalpark. Ein knappes Fünftel aller Kernsegetalarten des Nationalparks kommt ausschließlich, viele weitere Arten vorwiegend dort vor (vgl. Kap. 4.4.2.1, 4.4.2.2). Welche Faktoren bewirken nun den einmalig hohen Artenreichtum der Wintergetreidefluren?

Der **letzte Bodenumbruch vor der Aussaat im Herbst** ermöglicht, gemeinsam mit den **außergewöhnlich lichten Wintergetreidebeständen** hier im Nationalpark, das Gedeihen von Arten aller Hapaxanth-Typen (vgl. Kap. 4.4.4.2): Neben typischen, vorwiegend im Herbst keimenden „Wintergetreide-Beikräutern“, finden hier auch etliche spätkeimende Ackerbeikrautarten ausreichend gute Lebensbedingungen vor. Die Winterfruchtbewirtschaftung ermöglicht außerdem die Entwicklung einer Frühjahr-Assoziation, welche durch eine Reihe von speziell angepassten, schon im Frühjahr fruchtenden Arten (Hapaxanth-Typ „a1“) charakterisiert ist (vgl. Kap. 4.1.3.5).

Ein zweiter einflussreicher Faktor für die hohe Artendiversität stellen neben den generell relativ mageren Nährstoffverhältnissen (Mittlerer Stickstoffzeigerwert von 3,7), die **Heterogenität der Bodenverhältnisse** in den Wintergetreideparzellen dar. Dabei schließt die hohe Artenzahl von 83 Kernsegetalarten die artenreichen Salzstandorte im Wintergetreide weitestgehend nicht einmal mit ein, da diese ja im Zuge dieser Studie als ein eigenes Ackerbiotop geführt werden. Aber auch die unterschiedlich ausgeprägten Bodenfeuchte-Verhältnisse tragen entscheidend zur Erhöhung der

Artenvielfalt bei. Insbesondere die Feuchtstandorte der Parzellen 12 und 13, welche die Assoziation *Veronico-Lythretum* (vgl. Kap. 4.1.3.8) tragen, lassen aufgrund der eigenständigen Pflanzengesellschaft die Artenzahlen in die Höhe steigen. Es bleibt allerdings zu bedenken, dass diese Feuchtstandorte im nächsten Jahr mit Sommergetreide bewirtschaftet werden und sich folglich die Artenzahlen der Sommergetreidefluren, jenen des Wintergetreides ein Stück weit annähern werden. Abgesehen von den wirklich feuchten Ackersenken, weisen die Wintergetreideparzellen (sowie auch die Sommergetreideparzellen) zwischen „frisch bis wechselfeuchten, mäßig nährstoffreichen, skelettarmen Feuchtschwarzerdeböden“ und „halb-, bzw. sommertrockenen, mageren, skelettreichen Tschernosemen“ alle Übergänge auf. Alle parallel ausgerichteten Winter- bzw. Sommergetreideparzellen, die zwischen Parzelle Nr.2 und Parzelle Nr.10 liegen (vgl. Abb. 28), weisen vom südwestlichen Fußende zum nordöstlichen Kopfende hin einen seicht verlaufenden Geländebuckel auf, der etwa in der Mitte der Parzellen seinen höchstgelegenen Punkt und am nordöstlichen Kopfende der Parzellen die tiefst gelegenen Stellen aufweist. Im Seewinkel zeigen bekanntlich schon minimale Höhenunterschiede in der Geländemorphologie große Unterschiede in den Standorts-, bzw. Bodenverhältnissen. So sind in der Mitte der Parzellen eher halbtrockene und am nordöstlichen Kopfende frisch bis feuchte Standortsbedingungen ausgeprägt. Am nordöstlichen Kopfende konzentrieren sich zudem auch die meisten tonhaltigen, feuchteren Acker-Salzstandorte. Die Lacken-nahen, tiefgelegenen Parzellen Nr. 0, 1, 12 und 13 weisen ebenfalls feuchtere und zum Teil versalzten Böden auf. Aber nicht nur die extremsten Feucht- und Salzstandorte fördern die Artenvielfalt. Das gesamte Kontinuum der hier auftretenden Bodenverhältnisse führt zu einer Verschiebung der Artenkombinationen und letztendlich auch zu einer Erhöhung der Artenvielfalt. Beispielsweise kommt der Gelb-Günsel *Ajuga chamaepitys* in sechs von 15 Aufnahmen, die mehr oder weniger direkt am Geländebuckel situiert sind vor, während er in nur zwei von 21 tiefer gelegenen Aufnahmen zu finden ist. Die, eher trockene und vor allem steinige Bodenverhältnisse bevorzugende, Art (VGL. FISCHER ET AL., 2008; KÄSTNER ET AL., 2001) konzentriert sich dementsprechend auch hier auf den Nationalparkäckern auf die skelettreicheren, halbtrockenen Ackerstandorte. Für *Euphorbia platyphyllos* s.str., dass nach KÄSTNER ET AL. (2001) frisch bis feuchte, schwere Lehmböden bevorzugt, liegen die Verhältnisse umgekehrt. Die breitblättrige Wolfsmilch kommt in neun tiefer gelegenen Aufnahmen und nur ein einziges Mal im Bereich des Geländebuckels vor.

Ein dritter Diversität-fördernder Faktor im Wintergetreide stellt die **Gänsebeweidung** dar. Insbesondere die flächendeckende Gänsebeweidung von Herbst bis Frühling, zum Teil aber auch das partielle Abfressen der Getreidepflanzen im Sommer, verursachen lichte Getreidebestände und eine ungewohnt hohe physiognomische Strukturdiversität der Wintergetreidefluren. Insbesondere die geringe Bestandsdichte des Getreides fördert die Segetalartendiversität, im speziellen aber auch RL-Arten (vgl. Kap. 5.4.3.3). Eine detaillierte Analyse zu den Auswirkungen der Gänsebeweidung auf die Ackerbeikrautvegetation lesen sie im Kapitel Kap. 5.3.7.



Abb. 42 Foto: Wintergetreidebeikrautvegetation im Nationalpark.

Typisch ausgeprägte, üppige, bunte Wintergetreide-Segetalvegetation im Nationalpark mit den winterjährigen Arten *Anthemis austriaca* (gelb, weiß), *Papaver rhoeas* (rot), *Consolida regalis* (blau) und der mehrjährigen Art *Lathyrus tuberosus* (rosa).

5.3.2.2 Sommergetreidefluren

Die Sommergetreidefluren sind das artenärmste Ackerbiotop des Nationalparks. Die durchschnittliche Artenzahl von 17 Arten pro Aufnahme ist im Gegensatz zu 11 Arten der konventionellen Wintergetreideäcker, bzw. gegenüber den generell noch deutlich artenärmeren konventionellen Sommergetreideäckern, jedoch immer noch beachtlich.

Die Ackerbeikrautvegetation von Sommergetreidebeständen verarmte im Zuge der Industrialisierung der Landwirtschaft besonders stark. Während in den Ost-Weinviertler Sommergetreidefeldern der 70er Jahre, ähnlich wie in den Nationalparkäckern heute, Artenzahlen von über 20 pro Vegetationsaufnahme keine Seltenheit waren, stellte Ries Anfang der 90er Jahre in der gleichen Region eine durchschnittliche Artenzahl von nur rund vier Arten im Bestandesinneren und rund sieben Arten am Ackerrand fest. Auch die Gesamtartenzahl der Sommergetreideäcker der Region Ost-Weinviertel reduzierte sich innerhalb dieses Zeitraums dramatisch, und zwar von 90 auf 28 Arten (VGL. RIES, 1992)! Im Vergleich dazu weisen die Sommergetreideäcker des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel mit 54 Arten eine stattliche Artenvielfalt auf.

Folgende Tatsache ist für die, im Gegensatz zu Wintergetreidefluren, generell geringere Artendiversität von Sommergetreideäckern verantwortlich: Aufgrund des Bodenumbaus im Frühling fehlen hier Herbstkeimer und früh im Frühling keimende Arten der Hapaxanth-Typen „a1 – a3“ (vgl. Kap. 4.4.4.2). Neben einigen wenigen mehrjährigen Arten, können hier ausschließlich mehr oder weniger spätkeimende, annuelle Arten (Hapaxanth-Typ „a4“), die allesamt aber auch im Wintergetreide und/oder auf den Gänsebeikrautfluren vorkommen, gedeihen. Unter den 47 hier vorkommenden Kernsegetalarten findet sich zudem keine einzige Art, die auf die Sommergetreideäcker beschränkt ist. Und nur einige wenige, allgemein häufige Arten, allen voran

der Flughafer - *Avena fatua* und der Ackersenf - *Sinapis arvensis* zeigen gegenüber den übrigen Ackerbiotopen eine deutliche Präferenz für die Sommerhaferfluren. Auffällig ist auch, dass die Acker-Kratzdistel im Sommergetreide die vitalsten und dichtesten Bestände ausbildet.



Abb. 43 Foto: Sommerhaferfluren im Nationalpark

Sommerhaferfeld mit dominanter Acker-Kratzdistel und dichter Beikrautvegetation.

Das relativ dicht stehende Getreide in den Haferfeldern des Nationalparks stellt ebenso einen großen Hemmfaktor für die Artendiversität dar (VGL. AUCH SCHNEIDER ET AL., 1994; PRESTEL ET AL. 2013). Die Artenvielfalt im Sommergetreide könnte wahrscheinlich durch eine weniger dichte Hafer-Aussaat erhöht werden (vgl. Kap. 5.4.3.3).

Fördert der Sommergetreideanbau im Nationalpark die Existenz von „Stoppelbeikräutern“?

Möglicherweise spielen die Sommerhaferfluren, unter den aktuellen Bewirtschaftungsbedingungen, eine bedeutende Rolle für die Populationserhaltung mancher gefährdeter, spätfruchtender Segetalarten des Nationalparks.

Hypothese:

Die Sommergetreidebewirtschaftung stellt in der Fruchtfolge mit Wintergetreide, insbesondere bei kurz andauernden Stoppelphasen, eine förderliche Komponente für die Populationsentwicklung von sogenannten „Stoppelbeikräutern“ dar.

Die Arten des Hapaxanth-Typs „a4 a“, die sogenannten „Stoppelbeikräuter“ (vgl. auch Kap. 4.1.3.1, 4.4.4.2) haben gemeinsam, dass sie relativ spät im Jahr, üblicherweise erst nach der Wintergetreideernte im Juli, zum Fruchten beginnen. Die erste Schlussfolgerung lautet also, dass diese Arten für einen regelmäßigen Abschluss ihres Entwicklungszyklus, zumindest im Wintergetreide, auf eine ausreichend lange Stoppelphase

nach der Getreideernte angewiesen sind. Ihr häufiges Auftreten in den Wintergetreideparzellen des Nationalparks, deren Stoppel nach REINPRECHT (2011) relativ regelmäßig früh umgebrochen werden (vgl. Kap. 2.4.3.2), lässt diese Annahme allerdings im ersten Augenblick als widersprüchlich erscheinen. Eine plausible Erklärung für das massenhafte Auftreten mancher Stoppelbeikrautarten im Wintergetreide könnte die jährliche Fruchtfolge mit **Sommergetreide, welches durch den Umbruch im Frühjahr und die spätere Ernte die Entwicklung und das Ausfruchten dieser Arten fördert**, darstellen. Die außergewöhnlich lichten Verhältnisse der Wintergetreideäcker des Nationalparks ermöglichen zwar auch hier ein erfolgreiches Auflaufen dieser spät keimenden Arten, eine ausreichend zahlreiche Fruchtbildung für den Aufbau einer ausreichend großen Samenbank, die eine nachhaltige Existenz der Populationen ermöglichen würde, kann jedoch, zumindest für die meisten Stoppelbeikrautarten (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001), ausgeschlossen werden. Demzufolge füllen im Nationalpark sowohl die häufigen Stoppelbeikrautarten *Stachys annua* und *Euphorbia falcata*, als auch die weniger häufigen Stoppelbeikrautarten *Ajuga chamaepitys*, *Anagallis foemina*, *Atriplex prostrata*, *Centaurea pulchellum*, *Crypsis schoenoides*, *Euphorbia exigua*, *E. platyphyllos* subsp. *platyphyllos*, *Hibiscus trionum*, *Juncus ranarius*, *Kickxia elatine*, *Lythrum hyssopifolia*, *Ranunculus sardous*, *Silene noctiflora* und *Veronica anagalloides* (VGL. FISCHER ET AL., 2008; HILBIG, 2005; KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001; RIES, 1992; PINKE & PÁL, 2008) ihre Samenbanken vorwiegend während der Sommergetreidephase auf, während die darauffolgende Wintergetreidephase stets eine Reduktion derselben Samenbanken bewirkt. Die erheblich höheren Stetigkeits- und Deckungswerte der häufigsten Stoppelbeikrautart *Stachys annua* im Sommergetreide, als im Wintergetreide sowohl hier im Nationalpark (vgl. Tab. Anhang IV), als auch zum Beispiel im Marchfeld (VGL. WEDENIG, 2012) unterstützen diese Hypothese. PINKE & PÁL (2009) konnten zudem nachweisen, dass die, bei lange andauernden Stoppelphasen auch im Nationalpark zu erwartende, Stoppelbeikrautgesellschaft *Stachyo annuae-Setarietum pumilae* üblicherweise nach Sommergetreide floristisch vollständigere Bestände ausbildet, als nach Wintergetreide. Das häufige Vorkommen von *Stachys annua* in den intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern des Seewinkels (vgl. Tab. Anhang IV), welche anzunehmender Weise eine konsequent kurze Stoppelphase aufweisen, ist dann möglicherweise ebenfalls auf einen regelmäßig stattfindenden Fruchtwechsel mit Sommerfrüchten bzw. Sommergetreide zurück zu führen.

Jedoch spielt wohl auch das **warme Klima** eine große Rolle für das gehäufte Auftreten dieser und auch anderer Stoppelbeikrautarten in Äckern des pannonischen Osten. Der, in Mitteleuropa oftmals als mehr oder weniger strenges „Stoppelbeikraut extensiver kalkhaltiger Getreideäcker“ bezeichnete und in Deutschland gefährdete (VGL. HOFMEISTER & GARVE, 1998), Einjahrs-Ziest – *Stachys annua* kommt nicht nur hier im Seewinkel, sondern auch in Westungarn regelmäßig sogar in intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern vor. In einer Studie von PINKE ET AL. (2009) erreicht die Art dort 20% Stetigkeit (In extensiven Äckern 50%). Die wärmeliebende Art scheint also nach Südosten zu, ein communes Ackerbeikraut zu sein, während sie im kühleren

Kern Mitteleuropas und insbesondere nach Westen und Norden zu, engere Nischen besetzt und dort demzufolge auch seltener auftritt (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Gleich dem Einjahrs-Ziest könnte demnach auch das regelmäßige Vorkommen von *Euphorbia falcata* in konventionellen Wintergetreideäckern des Seewinkels (vgl. *Tab. Anhang V*) auf eine, im Kontrast zum Kern Mitteleuropas, **wärmeinduzierte Vorverlegung der Fruchtzeit**, welche ein erfolgreiches Ausfruchten in der, in Fruchtfolge befindlichen, Sommerkultur ermöglicht, zurück zu führen sein. Demnach wäre auch eine Förderung dieser und auch anderer „Stoppelbeikrautarten“ durch den Klimawandel gut vorstellbar.

Selbst wenn die Sommergetreidebewirtschaftung manchen Stoppelbeikrautarten im wärmegetönten Pannonikum ein Überleben im Acker ermöglicht, kann diese das Optimalhabitat „Stoppelfeld jedoch nicht ersetzen! Die Umweltbedingungen zwischen den beiden Biotopen weichen stark voneinander ab: Die, das Blühen und Fruchten massiv beschleunigenden, plötzlich auftretenden günstigen Licht- und Konkurrenzverhältnisse auf den Stoppelfeldern treten im stark schattenden Sommergetreide niemals auf. Demnach erreichen die meisten Stoppelbeikrautarten im Sommergetreide bei weitem nicht die Fruchtbildungsrate, wie auf Stoppelfeldern. Ein ausgezeichnetes Beispiel für die Auswirkungen von verbesserten Licht- und Konkurrenzverhältnissen auf die Beschleunigung des Entwicklungszyklus‘ von Stoppelbeikräutern zeigt der Vergleich des Entwicklungsstadiums von *Stachys annua* in den beiden Ackerbiotopen „Sommergetreide“ und „Gänsebeikrautflur“, welche zur gleichen Zeit im Frühjahr umgebrochen werden. Auf den getreidefreien, sehr lichten Gänsebeikrautfluren steht der Einjährige Ziest nämlich in voller Blüte (siehe *Abb. 48*), während derselbe im dichten Sommerhaferbestand erst, wenn überhaupt, den Beginn der Ausbildung eines Blütenstandes erahnen lässt (siehe *Abb. 3*). Die guten Licht- und Konkurrenzverhältnisse auf den Gänsebeikrautfluren ähneln einem dauerhaften Stoppelfeld und bieten daher dem Ziest optimale Bedingungen. So bedeckt die Art dort sogar durchschnittlich mehr als die Hälfte des Bodens (vgl. *Kap. 5.3.2.3*)!

Nichtsdestotrotz bleibt den, durchwegs im Frühling keimenden, **Stoppelbeikrautarten im Sommergetreide mehr Zeit für die Ausbildung von Früchten** und sie finden hier durch das **Fehlen von wintereinjährigen Arten günstigere Konkurrenzbedingungen** vor, als im Wintergetreide. Eine Förderung dieser Arten durch die Sommergetreidebewirtschaftung ist also anzunehmen. In diesem Zusammenhang sei nochmals erwähnt, dass die Auflichtung der Haferbestände im Nationalpark insbesondere die licht- und wärmeliebenden Stoppelbeikrautarten fördern würde (vgl. *Kap. 5.4.3.3*). Es bleibt aber zu bedenken, dass die verschiedenen Stoppelbeikrautarten aufgrund ihrer differierenden Entwicklungsbiologie auch eine unterschiedlich hohe Bedingtheit gegenüber Stoppelfeldbedingungen aufweisen und daher auch unterschiedlich stark durch die Sommergetreidebewirtschaftung gefördert, oder eben auch nicht gefördert werden. So reichen die Sommergetreidebedingungen mit kurzer Stoppelphase auch bei Auflockerung der Bestände, anders als im Falle von *Stachys annua* und *Euphorbia falcata*, wohl für etliche Arten nicht aus, um eine ausreichend

hohe Fruchtbildungsrate zu gewährleisten, was möglicherweise auch erklärt, warum z.B. der Acker-Schwarzkümmel - *Nigella arvensis* auf den Nationalparkäckern derzeit nicht Fußfassen kann, in unmittelbarer Nähe auf Jungbrachen aber vorkommt.

Weitere vielfaltfördernde Aspekte der Sommergetreidefluren

Der Sommergetreideanbau im Nationalpark hat neben der Förderung von Stoppelbeikrautarten, wahrscheinlich auch positive Effekte auf die **Artenvielfalt der Salz- und Feuchtstandorte**. Mehr dazu lesen sie in den Kapiteln *Kap. 5.3.2.4, 5.3.4.7 und 5.3.4.9*.

Sucht man nach weiteren Biodiversität-fördernden Aspekten der Fruchtfolge wird man im Feld der Biozönosen fündig: Die unmittelbare Nachbarschaft von Winter- und Sommergetreidefluren lassen nämlich durch ihre unterschiedlichen Auflauf- und Erntezeiten ein Raum-Zeitlich variables Lebensraumgefüge entstehen, das wahrscheinlich auch der **faunistischen** und der **mikrobiellen Artendiversität** zu Gute kommt (vgl. *Kap. 5.3.6*).

Fazit

Trotz ihrer relativen Artenarmut, tragen die Sommerhaferäcker zur Förderung der Biodiversität im Nationalpark bei.

5.3.2.3 Gänsebeikrautfluren

Die Gänsebeikrautfluren stellen wohl ein weltweit **einzigartiges Biotop mit einer einzigartigen Pflanzengesellschaft** dar. Allein dieser Umstand verschafft ihnen einen Platz weit oben auf der „Bedeutungs-Skala“. Sie sind mit 54 vorkommenden Kernsegetalarten außerdem relativ artenreich. Aufgrund ihrer eigenartigen Standortbedingungen, die durch die Kombination der Einflussfaktoren „massiver Einfluss der Gänsebeweidung“, „alljährlich erfolgende Sommergetreidebewirtschaftung ohne Ernte und mit spätem Umbruch“ und „frisch bis feuchte, mäßig nährstoffreiche (Stickstoffzeigerwert von 5,3) Bodenverhältnisse“ entstehen (vgl. *Kap. 4.1.3.7, 5.3.4.4*), bieten die Gänsebeikrautfluren bestimmten Arten, die auf den restlichen Ackerbiotopen nicht zu gedeihen vermögen, günstige Bedingungen und tragen somit zu einer entscheidenden Erhöhung der γ -Diversität der Nationalparkäcker bei. Etliche Pflanzenarten (z.B. *Euphorbia helioscopia*, *Diploaxis muralis* und *Hyoscyamus niger*) und wahrscheinlich auch Tierarten beschränken oder konzentrieren sich auf die Gänsebeikrautfluren (vgl. *Kap. 4.1.3.7, Kap. 4.4.2*). Einzigartig ist auch die teppichartig den Boden vollständig bedeckende, homogene Vegetationsstruktur.



Abb. 44 Foto: Wolfsmilchschwärmerraupe auf *Euphorbia helioscopia* in den Gänsebeikrautfluren

Die relativ störungsarmen Flächen, die sich ausschließlich in unmittelbarer Nähe zur Wörthenlacke befinden (siehe Abb. 28), sind als Nahrungsquelle für viele Vögel, insbesondere Gänse (vgl. Kap. 5.3.7) und granivore Vogelarten (vgl. Kap. 5.3.9 und 5.4.3.6) von großer Bedeutung. Letztere erfreuen sich wohl besonders an den phytomassereichen Beständen von *Stachys annua*, *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare*, *Chenopodium album* und *Reseda lutea*, welche nach MARSHALL ET AL. (2003) und/oder PINKE & PÁL (2009) besonders beliebt bei samenfressenden Vogelarten sind.

Die Gänsebeikrautfluren treten aber auch als Bienenweide hervor und wirken als wichtige pestizidfreie Ausgleichsstandorte in der intensiven Agrarlandschaft dem Wild- und Honigbienensterben entgegen. Die Vegetationsaufnahmen wurden von einem andauernden Summen begleitet. Verantwortlich hierfür sind allen voran die dichten *Stachys annua* – Bestände. Der einjährige Ziest stellt offensichtlich eine hervorragende Nektarquelle für Bienen dar (VGL. AUCH PINKE & PÁL, 2009). Mehr zum Thema Bestäuberorganismen lesen sie in den Kapiteln Kap. 5.4.3.6 und 5.3.9.

5.3.2.4 Salzstandorte

Die mit 50 vorkommenden Kernsegetalarten ebenso relativ artenreichen, versalzten Ackerstellen sind im Wesentlichen durch eine eigenständige Artenkombination geprägt und tragen somit in großem Maße zur γ -Diversität der Nationalparkäcker bei. Verlässt man die Ackerbiotope und weitet den Blick auf den umgebenden Hutweide-Salzlacken-Biotopkomplex aus, vermindert sich jedoch schnell die Bedeutung der Salzackerstellen für die Artenvielfalt der Region. Ein Großteil der Arten, die auf den Salz-Ackerstandorten vorkommt ist nämlich auf den umgebenden Salzböden der Lackenränder relativ häufig vertreten. Es finden hier auf den Salz-Ackerstandorten jedoch auch einige Arten optimale Bedingungen, die selbst auf den Salzböden der umgebenden Hutweidebiotope nur selten auftreten, beispielsweise die „vom Aussterben bedrohte“ Art *Lepidium perfoliatum* (siehe Foto: Abb. 45). Für sie beispielsweise stel-

len die versalzten Ackerstellen bedeutsame Lebensräume dar (vgl. Kap. 5.3.4.7). Außerdem tragen sie eine einzigartige Pflanzengesellschaft, das *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis*.



Abb. 45 Foto: Salzackerflur: Stängelumfassende Kresse (*Lepidium perfoliatum*)

Die Vegetation der versalzten Ackerbereiche wird durch einen jährlichen Fruchtwechsel von Winter- und Sommergetreide geprägt. Der Sommergetreide-Aspekt ist im Rahmen dieser Arbeit leider nur durch eine einzige Aufnahme vertreten. Die Auswirkungen der jeweiligen Bewirtschaftungsvarianten auf die Ackerbeikrautflora würde eine im Folgejahr wiederholte Untersuchung der Flächen erfordern, welche im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden konnte. Die Feststellung, dass die meisten charakteristischen „Salz-Arten“ spätkeimende Arten des Hapaxanth-Typs „a4“ sind, eröffnet jedoch die Annahme, dass zumindest ein Großteil der halophilen Arten, die im Wintergetreide vertreten sind, sich auch, wenn nicht sogar besser unter Sommergetreide-Bewirtschaftungsbedingungen entwickeln können bzw. werden. Mehr noch, ist auf Sommergetreidefluren sogar ein Zuwachs von annuellen, salzresistenten Arten aus der Umgebung denkbar. Das alleinige Vorkommen des „vom Aussterben bedrohten“ Knopfbinsen-Sumpfrases - *Crypsis schoenoides* in versalzter Sommergetreideflur unterstreicht diese Annahme. Eine ausführlichere Diskussion über mögliche Auswirkungen der beiden Bewirtschaftungsweisen auf die Salzbeikrautgesellschaft finden sie im Kap. 5.3.4.7 im Abschnitt „Saat-, Ernte-, Umbruchzeiten“.

5.3.2.5 Arten, die auf allen vier Ackerbiotopen gut lebensfähig sind - Die häufigsten und am weitest verbreiteten Ackerbeikrautarten des Nationalparks

Eine im folgenden stattfindende Ursachenanalyse über die breite Aufstellung der häufigsten Segetalarten der Nationalparkäcker stellt die Fortsetzung des Ergebniskapitels Kap. 4.4.2.2, Abschnitt „Die häufigsten und am weitest verbreiteten Ackerbeikrautarten des Nationalparks“ dar.

Die häufigsten Arten der Nationalparkäcker sind:

Knollen-Platterbse - *Lathyrus tuberosus*, Acker-Gauchheil - *Anagallis arvensis*, Vogel-Knöterich - *Polygonum aviculare*, Acker-Flügelknöterich - *Fallopia convolvulus*, Einjähriger Ziest - *Stachys annua*, Hopfen-Schneckenklee - *Medicago lupulina* und Sichel-Wolfsmilch - *Euphorbia falcata*

Alle genannten Arten sind mehr oder weniger **salztolerant**. Die Arten weisen jedoch unterschiedliche Toleranzen gegenüber dem Versalzungsgrad der Böden auf. Der Vogel-Knöterich *Polygonum aviculare* erreicht als einzige Art auf Salzstandorten sogar stark erhöhte Abundanzen. Aber auch der Acker-Gauchheil - *Anagallis arvensis*, die Knollen-Platterbse - *Lathyrus tuberosus* und der Hopfen-Schneckenklee - *Medicago lupulina* fehlen auf fast keinem Ackersalzstandort. Der einjährige Ziest *Stachys annua*, der Acker-Flügelknöterich *Fallopia convolvulus* und die Sichel-Wolfsmilch *Euphorbia falcata* reagieren offensichtlich sensibler gegenüber Salzeinfluss und kommen nur auf den weniger extremen Salzstandorten vereinzelt vor.

Bis auf die mehrjährige Art *Lathyrus tuberosus*, haben alle übrigen Arten eine zweite Gemeinsamkeit: Sie sind annuelle Arten, die als Hapaxanth-Typen „a3-4“ und „a4“ (vgl. Kap. 4.4.4.2) vermehrt **im mittleren bis späten Frühjahr keimen**. Typische Wintergetreidebeikrautarten, die obligat im Herbst und im frühen Frühjahr keimen, fallen aus dem Kreis der häufigen ubiquitären Segetalarten heraus. Sie vermögen bekanntlich nur im Wintergetreide langfristig zu gedeihen und kommen mit der Sommergetreidebewirtschaftung nicht zurecht. Eine schwerpunktmäßige Keimung ab dem mittleren Frühjahr ist, wie wir schon wissen, eine der wichtigsten Voraussetzungen für eine erfolgreiche Etablierung von Segetalarten im Sommergetreide. Was haben diese Arten aber gemein, dass sie neben ihrem häufigen Auftreten in den Sommerhafer- und den Gänsebeikrautfluren auch im Wintergetreide regelmäßig und vor allem mit ebenso hohen Abundanzen auftreten?

Ein wichtiger Faktor hierfür stellen wohl die, durch Gänsebeweidung induzierten, außergewöhnlich lichten Bedingungen der NP-Wintergetreideäcker dar. Dennoch: Um die Entwicklung einer spätkeimenden Art im Wintergetreide zu ermöglichen, muss sie in einem von Getreidepflanzen und Wintergetreidebeikräutern bereits mehr oder weniger dicht besetzten Acker keimen und sich trotz der bestehenden und vor allem stetig zunehmenden Konkurrenz um Nährstoffe, Platz und Licht behaupten können.

Alle sechs sommereinjährigen Arten *Anagallis arvensis*, *Polygonum aviculare*, *Fallopia convolvulus*, *Medicago lupulina*, *Stachys annua* und *Euphorbia falcata* haben folglich gemein, dass sie niederwüchsige, **schattenverträgliche** und **bezüglich schwankender Licht-, Wasser- und Nährstoffgehalte tolerante**, also **außergewöhnlich stresstolerante Arten** sind.

Sie müssen allerdings noch ein weiteres Kriterium, das ihnen eine nachhaltige Existenz im Wintergetreide sichert, erfüllen: **Sie müssen in der Lage sein ihre Samenbanken regelmäßig auffüllen zu können**. Diesbezüglich teilen sich die genannten Arten in zwei Gruppen auf, die jeweils unterschiedliche Strategien verfolgen.

- **Fruktifikationsstrategie I: Euryöke Pionierarten mit kurzem Entwicklungszyklus**

Die Arten des Hapaxanth-Übergangstyps „a3-a4“ Acker-Gauchheil, Vogel-Knöterich und Acker-Flügelknöterich sind in der Lage ihren Entwicklungszyklus sehr schnell abschließen zu können und kommen trotz ihrer späten Keimung und der ungünstigen Verhältnisse im Getreidefeld noch im Frühsommer, also vor der Getreideernte im Juli zum Fruchten. Sie keimen zwar durchwegs erst ab Mitte April, beginnen aber schon ab Mitte Mai bis Anfang Juni zu fruchten und sind sogar in der Lage bis mindestens Ende Oktober ihre reproduktive Phase fortzusetzen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Sie sind also keine typischen Hapaxanth-Typen der Gruppe „a4“, wie UJVÁROSI, M. (1952, ZIT. NACH HOLZNER, 1970) angibt. Dementsprechend wurde die Angabe ihrer Lebensdauer in der Tabelle *Tab. Anhang IV* von „a4“ auf „a3-a4“ abgeändert (vgl. auch *Kap. 4.4.4.2*). Zudem ist ihre Keimungsphase sehr lange und dauert bis Anfang Juli an (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Es handelt sich bei den genannten drei Arten also um ökologisch äußerst plastische, euryöke Pionierarten. Alle drei Arten kommen dementsprechend auch auf Ruderalstandorten verbreitet vor (VGL. FISCHER ET AL., 2008; KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001). Ihr häufiges Auftreten in den intensiv bewirtschafteten Wintergetreideäckern des konventionellen Agrarlandes (vgl. *Tab. Anhang V*) unterstreicht ihre ökologische Resilienz und erklärt eine weitere, ihnen inhärente Anpassungsfähigkeit, und zwar die Ausbildung herbizidresistenter Sippen.

Medicago lupulina hat eine ein-, zwei-, bis mehrjährige Lebensdauer. Im Getreideacker kommt wohl allerdings nur die einjährige Entwicklungsstrategie zum Zug. Als im April keimende, aber schon ab Mai fruchtende Art (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001) kann die „Ackerform“ somit auch als „a3-a4“-Typ gelten. Die ebenfalls plastische Pionierart vermag sowohl in Winter- als auch in Sommergetreidekulturen des Nationalparks gut zu gedeihen. Sie fehlt allerdings in den Intensiväckern vollständig und ist offensichtlich auf extensive Bewirtschaftungsbedingungen angewiesen (vgl. *Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“*).

- **Fruktifikationsstrategie II: Die Stoppelbeikräuter**

Die zweite Gruppe rekrutiert sich aus den beiden Arten *Stachys annua* und *Euphorbia falcata*, die erst im Hoch- bis Spätsommer fruktifizieren. Sie gehören dem Hapaxanth-Typ „a4 a“ an und können als typische Stoppelbeikräuter bezeichnet werden (VGL. PINKE & PÁL, 2008; MEYER ET AL., 2010). Als diese profitieren sie, wie der Name schon sagt, von einer langen Stoppelphase. Eine solche findet im Nationalpark aber nur selten statt (REINPRECHT, 2011). Möglicherweise ermöglicht erst die Sommergetreidebewirtschaftung in der Fruchtfolge ihr Vorkommen im Wintergetreide (vgl. *Kap. 4.1.3.1, 5.3.2.2*).

Wurzelbeikräuter: Unter den sieben angeführten häufigen Arten, ist die Knollen-Platterbse *Lathyrus tuberosus* das einzige mehrjährige „Wurzelbeikraut“. Sie ist in der Lage nach der Bodenbearbeitung erneut aus den geteilten Ausläufersprossen auszuwachsen und bildet hier auf den Nationalparkäckern besonders im Sommergetreide

mit durchschnittlich 21% Deckung, aber auch im Wintergetreide (13% Deckung) relativ dichte Bestände. Das ebenfalls mehrjährige Wurzelbeikrautart, die Ackerkratzdistel *Cirsium arvense*, hat ebenfalls eine beachtliche Gesamtstetigkeit von 78%, gelangt aber nicht in die Gruppe der am weitest verbreiteten Segetalarten der Nationalparkäcker, weil sie auf den Gänsebeikrautfluren nur selten zu finden ist. Sie gilt als eine der größten „Problemunkräuter“ des modernen Ackerbaus (VGL. HOLZNER & GLAUNINGER, 2005). Auf den extensiven Nationalparkäckern entwickelt sie sich offensichtlich ebenfalls sehr gut. Dort bildet sie, besonders im Sommer- aber auch im Wintergetreide, dichte, herdenartig wachsende Bestände und erreicht hier beachtlich hohe durchschnittliche Deckungswerte von 34% bzw. 19% (vgl. Foto: Abb. 43).

Fazit

Die häufigsten sieben Arten der Nationalparkäcker haben gemeinsam, dass sie mehr oder weniger salztolerant sind. Bis auf die mehrjährige Knollenplatterbse, können sie allesamt als sommerannuelle, niederwüchsige, schattenverträgliche und bezüglich schwankender Licht-, Wasser- und Nährstoffgehalte tolerante Arten bezeichnet werden. Bezüglich ihrer Fruktifikationsstrategie teilen sie sich in zwei Gruppen auf: Vier Arten sind ökologisch äußerst plastische Pionierarten, die ihren Entwicklungszyklus sehr schnell abzuschließen im Stande sind, zwei Arten sind typische relativ spätfruchtende Stoppelbeikräuter. Neben der häufigsten Art *Lathyrus tuberosus*, erreicht auch ein zweites mehrjähriges Wurzelbeikraut, die Ackerkratzdistel, eine mit 78% sehr hohe Gesamtstetigkeit.

5.3.3 Die Naturschutzfachliche Bedeutung der Äcker des Nationalparks als Rückzugsräume für seltene, gefährdete Arten

Im folgenden Kapitel wird der Fokus auf die Bedeutsamkeit der Nationalparkäcker für gefährdete Segetalarten gelegt. Dabei werden mögliche Ursachen für die jeweiligen Verbreitungsmuster und Häufigkeiten der einzelnen Arten im Nationalpark diskutiert. Angaben zur Biologie, Autökologie und Verbreitung der gefährdeten Arten sind im Artenportrait am Schluss dieses Kapitels angeführt. Sie sollen zur Ergründung der, für die gegebenen Arten-Verteilungsmuster verantwortlichen, Ursachenkomplexe beitragen und die Bedeutung der Nationalparkäcker als Habitate für „reale“ Arten herausstreichen.

5.3.3.1 Die „prioritären Segetalarten“

Wie wir eben erfahren haben, spielen die unterschiedlichen Ackerbiotope verschiedenen großen Rollen für die Biodiversität der Nationalparkäcker. In ähnlicher Weise haben die Ackerbiotope auch unterschiedlich große Bedeutungen für den Erhalt von

Rote-Liste-Segetalarten. Die Tabelle 17 zeigt alle „prioritären Segetalarten“ und welches Ackerbiotop für die jeweiligen Arten eine besonders große Bedeutung innehat.

Für folgende 21 gefährdete „prioritäre Segetalarten“ haben die Nationalparkäcker und ihre einzelnen Ackerbiotope eine besonders große Bedeutung.

<i>Adonis aestivalis</i>	<i>Euphorbia platyphyllos s.str.</i>	<i>Ranunculus arvensis</i>
<i>Agrostemma githago</i>	<i>Galium tricornutum</i>	<i>Silene noctiflora</i>
<i>Ajuga chamaepitys</i>	<i>Hibiscus trionum</i>	<i>Veronica anagalloides</i>
<i>Anthemis cotula</i>	<i>Juncus ranarius</i>	<i>Veronica triphyllos</i>
<i>Caucalis platycarpus ssp. plat.</i>	<i>Kickxia elatine</i>	<i>Xanthium strumarium</i>
<i>Caucalis platycarpus ssp. mur.</i>	<i>Lepidium perfoliatum</i>	
<i>Crypsis schoenoides</i>	<i>Lythrum hyssopifolium</i>	
<i>Erysimum repandum</i>	<i>Myagrum perfoliatum</i>	

Nur 4 prioritäre Segetalarten kommen auf allen drei Bewirtschaftungsvarianten „Wintergetreideflur“, „Sommerhaferflur“ und „Gänsebeikrautflur“ vor. Sie fehlen allerdings auf „Ackersalzstandorten“ und „Feuchtstandorten“. Die „Wintergetreidefluren“ stellen für die meisten prioritären Arten, nämlich 9, das wichtigste Habitat dar. Es folgen die Salz-Standorte mit 4 und die Feuchtstandorte und die Gänsebeikrautfluren mit jeweils 2 Arten. Keine einzige gefährdete Art ist auf die Sommergetreidefluren angewiesen (siehe Tab. 17).

Auslesekriterien der „prioritären Segetalarten“

Die Kriterien für die Auslese der „prioritären Segetalarten“ entstammen zweier Quellen. Eine Quelle entspringt dem, im Zuge dieser Arbeit empirisch erhobenem, Datensatz. Die zweite entspringt der Literatur und lässt Fachwissen einfließen.

Die im Zuge dieser Studie gesammelten **Stetigkeitswerte**, vor allem aber auch die **Treuewerte** der jeweiligen Arten bilden eine wichtige Grundlage für die Auswahl der Arten. Arten mit hohen Treuewerten in einem der Biotope gelangen in einen engeren Auslesekreis der prioritären Segetalarten eines bestimmten Ackerbiotops.

Diese Arten, aber besonders jene mit geringen Stetigkeits- bzw. Treuewerten, wurden anschließend hinsichtlich ihrer Biologie insbesondere ihres **phänologischen Entwicklungszyklus** und ihrer **Standortsökologie** nach FISCHER ET AL. (2008), KÄSTNER ET AL. (2001) und OBERDORFER (2001) überprüft und danach selektiert. Beispielsweise kommen Arten, die durch ihre frühe Keimung im Herbst oder frühen Frühjahr mehr oder weniger an die Bewirtschaftungsbedingungen des Wintergetreides angewiesen

sind, ausschließlich für das Ackerbiotop „Wintergetreide“ als prioritär in Frage, selbst wenn diese ab und an auch im Sommergetreide zu finden sind.

Ein weiteres Kriterium für die Auslese stellt die ebenfalls der Literatur entnommenen **Nischenbreite** der einzelnen Arten hinsichtlich ihrer besiedelten Lebensräume dar. Arten, die neben Ackerstandorten auch in anderen Lebensräumen vorkommen, insbesondere aber jene, die letztere sogar vorziehen, wurden aus dem Favoritenkreis der prioritären Segetalarten ausgeschlossen. Dieses Auslesekriterium kam insbesondere für halophile Arten, die zwar auf salzbeeinflussten Ackerstellen vorkommen, ihren Verbreitungsschwerpunkt jedoch auf anderen Salzstandorten der Umgebung besitzen, zum Zug.

Das letzte Kriterium für das Selektionsverfahren ist der **Gefährdungsgrad** der jeweiligen Art. Arten mit höheren Gefährdungsgraden gelangen eher in den Favoritenkreis, als Arten mit geringerem Gefährdungsgrad.

5.3.3.2 Die Verbreitung der prioritären Segetalarten

Folgende Hauptverbreitungsangaben der Arten sind der „Pflanzensoziologischen Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete“ (OBERDORFER, 2001) entnommen. Die österreichischen Verbreitungsangaben entstammen der „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol (FISCHER ET AL., 2008).

Hauptverbreitungsgebiete der „prioritären Segetalarten“

Untersucht man die Herkunft der 21 gefährdeten Arten für deren Schutz die Nationalparkacker eine besonders große Bedeutung haben, stellt man fest, dass der absolute Großteil der Arten, nämlich 18, einen mediterranen bis submediterranen Verbreitungsschwerpunkt besitzt. Diese sind die alteingebürgerten Arten *Myagrum perfoliatum*, *Galium tricornutum*, *Kickxia elatine*, die beiden *Caucalis platycarpos*-Unterarten, *Adonis aestivalis*, *Agrostemma githago*, *Ajuga chamaepitys*, *Veronica triphyllos*, *Ranunculus arvensis*, *Erysimum repandum*, *Silene noctiflora*, *Xanthium strumarium* und *Hibiscus trionum* und die heimischen Arten *Euphorbia platyphyllos* s.str., *Veronica anagalloides* und *Crypsis schoenoides*, deren ursprüngliches Verbreitungsgebiet bis nach Österreich reicht.

Mit 10 Arten haben mehr als die Hälfte der letztgenannten Artengruppe bzw. knapp die Hälfte aller „prioritären Segetalarten“ ihren Verbreitungsschwerpunkt im ostmediterranen bis ostsubmediterranen Raum. Es handelt sich um die Arten *Myagrum perfoliatum*, *Adonis aestivalis*, *Agrostemma githago*, *Veronica triphyllos*, *Erysimum repandum*, *Silene noctiflora*, *Xanthium strumarium*, *Hibiscus trionum*, *Veronica anagalloides* und *Crypsis schoenoides*. Von diesen haben wiederum die 6 Arten *Adonis aestivalis*, *Erysimum repandum*, *Silene noctiflora*, *Xanthium strumarium*, *Veronica anagalloides* und *Crypsis schoenoides* eine deutliche Tendenz zum kontinentalen Landesinneren.

Zusammen mit *Lepidium perfoliatum* zählt man also 7 Arten bzw. ein Drittel der prioritären Segetalarten mit kontinentaler Verbreitungstendenz.

Der Verbreitungsschwerpunkt einer Art, nämlich *Lepidium perfoliatum* liegt im kontinentalen Osteuropa bis Mittelasien, reicht aber auch bis nach Österreich. Nur zwei Arten, nämlich die beiden heimischen Arten *Lythrum hyssopifolium* und *Juncus ranarius* sind in den gemäßigten Breiten weit verbreitet!

Die österreichische Verbreitung der prioritären Segetalarten

Die Verbreitung des Großteils der genannten Arten konzentriert sich in Österreich ihrer Hauptverbreitung entsprechend vor allem auf die wärmeren Regionen.

Nur vier Arten sind bis in montane Lagen auch im westlichen Österreich verbreitet: *Agrostemma githago*, *Ranunculus arvensis*, *Caucalis platycarpus s.str.* und *Anthemis cotula*. Die letzten beiden Arten sind in den Berglagen aber auf besonders wärmebegünstigte Standorte beschränkt. *Agrostemma githago* und besonders *Caucalis platycarpus s.str.* sind in vielen westlichen Bundesländern allerdings schon ausgestorben.

Ebenfalls bis nach Westösterreich, dort aber maximal bis zur submontanen Höhenstufe, dringen die sieben Arten *Adonis aestivalis*, *Veronica anagalloides*, *Veronica triphyllos*, *Silene noctiflora*, *Euphorbia platyphyllos s.str.*, *Lythrum hyssopifolia* und *Juncus ranarius* vor. Bis auf die letzten beiden Arten beschränken sie sich hier jedoch, ähnlich wie die vorige Artengruppe, auf wärmebegünstigte Lagen.

10 Arten, also knapp die Hälfte des prioritären Segetalartenkreises konzentriert sich auf das Pannonikum und kommt höchstens sehr selten in anderen Regionen Österreichs vor. Es sind die Arten *Galium tricornutum*, *Xanthium strumarium*, *Hibiscus trionum*, *Kickxia elatine*, *Ajuga chamaepitys*, *Myagrum perfoliatum*, *Caucalis platycarpus subsp. muricata*, *Lepidium perfoliatum*, *Crypsis schoenoides* und *Erysimum repandum*. Die zuletzt genannten 5 Arten sind sogar ausschließlich auf die pannonische Region beschränkt bzw. kommen außerhalb nur unbeständig vor. Die Arten mit pannonischen Verbreitungsschwerpunkt haben außerdem einen auffallend hohen Anteil an hochgefährdeten Arten. So befinden sich 5 von insgesamt 7 „vom Aussterben bedrohten“ und 3 der 7 „stark gefährdeten“ Arten unter ihnen. Ihr hoher Gefährdungsgrad ist zumindest teilweise darauf zurückzuführen, dass ihr Verbreitungsareal im Osten Österreichs seine Grenze aufweist. Das gilt vor allem für die Arten *Myagrum perfoliatum*, *Lepidium perfoliatum*, *Hibiscus trionum* und *Crypsis schoenoides*, für welche aber die vom Menschen verursachte Gefährdung ihrer Habitate eine mindestens ebenbürtige Rolle spielt.

5.3.3.3 Die Eignung der Nationalparkäcker als Rückzugsort für seltene, gefährdete Arten

Drei Umweltfaktoren bilden die Grundvoraussetzung für die Eignung der Nationalparkäcker als Rückzugsort für seltene, gefährdete Arten:

- Die „Pestizidfreiheit“ aller Ackerflächen

- Magere bis mäßig nährstoffreiche Ackerböden durch das Ausbleiben regelmäßiger Düngergaben
- Lichte Getreidebestände durch die reduzierte Düngung und insbesondere durch den Einfluss der Gänsebeweidung im Winter

Zur Pestizidfreiheit

Die **meisten Ackerbeikrautarten**, so auch viele der gefährdeten Arten des Nationalparks, sind **herbizidintolerant**. Der kommerzielle Einsatz von Spritzmitteln im modernen Landbau darf als einer der Hauptursachen für den massiven Rückgang vieler Ackerbeikrautarten der letzten Jahrzehnte gelten. Die spritzmittelfreien Nationalparkäcker bieten somit vielen Arten einen Rückzugsraum inmitten der Intensivagrарlandschaft.

Zu den mageren bis mäßig nährstoffreichen Böden

Neben der großflächig zum Einsatz kommenden Herbizidanwendung, führt aber auch die derzeit übliche intensive Ausbringung von Düngemitteln zur Verdrängung vieler Arten und zur Homogenisierung der Ackerbeikrautgesellschaften (VGL. KOVÁCS-HOSTYÁNSKI, 2011; SCHNEIDER ET AL., 1994). So sind auch **viele der prioritären Segetalarten** im Nationalpark nicht sehr konkurrenzkräftig und daher **auf eher magere Ackerstandorte angewiesen** (vgl. Kap. 4.4.2.3 Abschnitt „Stickstoffzeigerwerte der gefährdeten Segetalarten“, Tab Anhang IV). Der langjährige Verzicht auf Düngung der ohnehin von Grund auf nährstoffreichen Schwarzerdeböden im Nationalpark führte zum allmählichen aushagern der Böden und ermöglichte diesen Arten erst eine nachhaltige Existenz. Die mittleren Stickstoffzeigerwerte der Ackerbiotope betragen: WIG: 3,7; SOG: 3,5; GBF: 5,3; Salz: 4,6.

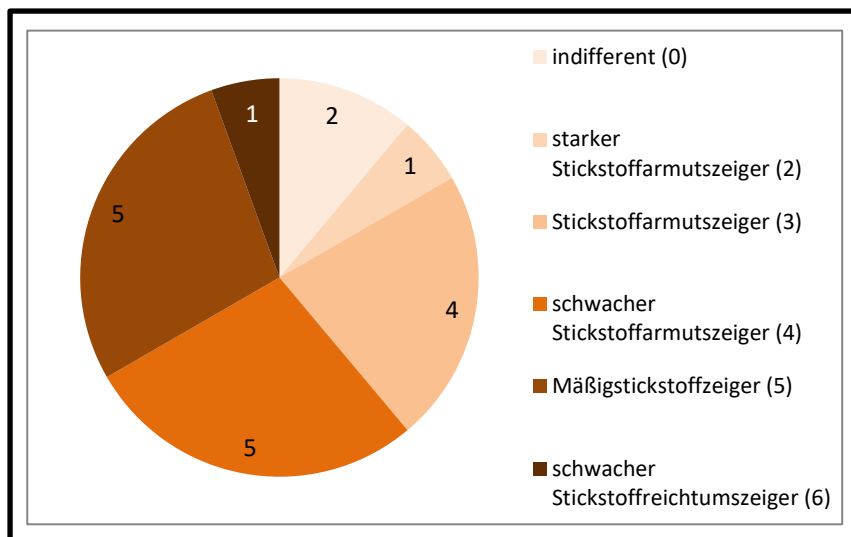


Abb. 46 Kreisdiagramm: Anteile der prioritären Segetalarten nach Stickstoffzeigerwert.

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974). Die in Klammer stehenden Zahlen in der Legende stehen für die Stickstoffzeigerwerte. In den Tortenecken ist die jeweilige Artenzahl angegeben. Die drei Arten *Crypsis schoenoides*, *Hibiscus trionum* und *Veronica anagalloides* sind aufgrund fehlender Stickstoffzeigerwerte nicht vertreten.

Der Gelb-Günsel *Ajuga chamaepitys* gilt als einziger starker Stickstoffarmutszeiger. Die vier Arten *Galium tricornutum*, *Adonis aestivalis*, *Kickxia elatine* und *Juncus ranarius* zeigen mit einem Wert von „3“ Stickstoffarmut an. *Myagrum perfoliatum*, *Caucalis platycarpos subsp. muricata*, *Caucalis platycarpos s.str.*, *Lythrum hyssopifolia* und *Veronica triphyllos* gelten mit einem Zeigerwert von „4“ als schwache Stickstoffarmutszeiger. Die fünf Arten *Lepidium perfoliatum*, *Anthemis cotula*, *Silene noctiflora*, *Erysimum repandum* und *Euphorbia platyphyllos s.str.* haben einen Stickstoffzeigerwert von „5“ und sind somit Mäßigstickstoffzeiger. Die Spitzklette *Xanthium strumarium* zeigt mit einem Zeigerwert von „6“ schon etwas stickstoffreiche Bodenverhältnisse an.

Es sei zu berücksichtigen, dass die Stickstoffzeigerwerte etlicher angeführter Arten jedoch für das pannonische Gebiet nur bedingt gelten und in einigen Fällen wohl zu niedrig angesetzt sind. Näheres zu diesem Thema erfahren sie im Kapitel Kap. 5.1.2.

Zu den lockeren Getreidebeständen

Eine ausführliche Darlegung der Beeinflussung der Ackerbeikrautvegetation durch Wildgänse finden sie im Kap. 5.3.7.

5.3.3.4 Die Seltenheit der gefährdeten Arten im Nationalpark und ihre Ursachen

Trotz der eben angeführten förderlichen Bedingungen für selten gewordene Kernsegetalarten, sind viele dieser Arten auf den Nationalparkäckern meist nur selten und dann oft nur durch kleine Populationen vertreten (vgl. Kap. 4.4.3.2). Im Verlauf dieses Kapitels werden mögliche Ursachen hierzu diskutiert.

Die Ausgangslage für das Vorkommen der gefährdeten Segetalarten im Nationalpark

Zuallererst drängt sich die Frage auf, wie diese Arten überhaupt hierher gelangten, bzw. ob sie schon vor Beginn der Extensivierung hier waren?

Fest steht, dass die Äcker vor ihrer Eingliederung in den Nationalpark mindestens 50 Jahre lang schon Äcker waren und konventionell bewirtschaftet wurden. Angebaut wurden vor allem Getreide, Rüben, Mais und Sonnenblumen (KROISS, 2016).

Es ist allerdings nicht bekannt, wann damals die moderne, hochintensive Bewirtschaftung der Nationalparkäcker begann, oder anders ausgedrückt, wie lange es zurückliegt, dass die Nationalparkäcker vor ihrer Eingliederung in den Nationalpark extensiv bewirtschaftet wurden. Es ist nicht nur vorstellbar, sondern, wie z.B. auch die Arbeiten von WÄLDCHEN ET AL. (2005) und LITTERSKI & HAMPICKE (2008) zeigen, auch realistisch, dass die Diasporen etlicher gefährdeter Segetalarten auf den damals noch weit verbreiteten extensiv bewirtschafteten Äckern der 50er, 60er oder 70er Jahre ein letztes Mal heranreiften und die Zeit der konventionellen Bewirtschaftung über im Boden überdauerten, bis sie erst wieder Anfang der 90er Jahre, als die erneut erfolgende Extensivierung es wieder zuließ, zum Abschluss ihres Entwicklungszyklus gelangten. Für folgende RL-Arten der Nationalparkäcker ist ein Überdauern ihrer Diasporen an Ort und Stelle in Hinblick auf ihre langlebigen Samenbanken ohne weiteres vorstellbar. Die maximale Lebensdauer der Diasporen nach WÄLDCHEN ET AL. (2005) ist in Klammer angeführt:

Adonis aestivalis (54 J.), *Ajuga chamaepitys* (>60 J.), *Anthemis cotula* (30 J.), *Caucalis platycarpos* (60 J.), *Kickxia elatine* (>100 J.) und *Silene noctiflora* (>60 Jahre)

Die Lebensdauer von Diasporen ist allerdings für etliche RL-Arten der Nationalparkäcker heute noch nicht bekannt, bzw. konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht aus der Literatur extrahiert werden. Es kann also angenommen werden, dass noch weitere RL-Segetalarten in Form von Samenbanken überdauern konnten. Aber auch die oben angeführten Jahreszahlenangaben sind kritisch zu beäugen, da die Keimfähigkeit der Samen von vielerlei Faktoren abhängt, wodurch auch die hohe Varianz der Angaben zur Diasporenlebensdauer für ein und dieselbe Art in der Literatur erklärbar wird.

Doch bleibt es immer noch erstaunlich, dass selbst Arten mit langlebigen Samen eine Zeitspanne von 20, 30 oder mehr Jahren unter Einfluss intensiver Bodenbearbeitung und Herbizideinsatz, wie es vor allem in den 80er und 90er Jahren die Regel war, überdauern konnten. Schließlich müssen immer wieder Samen, die durch das Pflügen des Bodens an die Oberfläche gerieten, gekeimt und anschließend vernichtet worden sein. Die Samenbanken zahlreicher empfindlicher Segetalarten müssen also zum Zeitpunkt der Eingliederung der Äcker in den Nationalpark zumindest schon stark ausgedünnt gewesen, vielleicht auch etliche Arten lokal vollständig erloschen sein.

Das Saatgut einiger Rote-Liste-Arten aber, gelangte wahrscheinlich erst innerhalb der letzten 16 Nationalparkacker-Jahre „von außen“ in die Böden. Zumindest muss diese Feststellung für Arten, die nur kurzlebige Samenbanken ausbilden, das gilt vor allem für die Kornrade *Agrostemma githago*, die Kornblume *Cyanus segetum* und den Acker-Hahnenfuß *Ranunculus arvensis*, dessen Diasporen nach WÄLDCHEN ET AL. (2005) maximal fünf, zehn und zwölf Jahre keimfähig bleiben. Aber auch das „vom Aussterben bedrohte“ Dreihörner-Labkraut *Galium tricornutum* baut nur eine relativ kurzlebige Samenbank auf (maximal 22 Jahre nach WÄLDCHEN ET AL., 2005). Nun stellt sich die Frage, falls die Arten tatsächlich erst vor wenigen Jahren hierher gelangten, wie das vonstattengehen konnte.

Die erste Grundbedingung dafür ist die gleichzeitige Existenz von Lebensräumen, in erster Linie extensive Äcker und kurzlebige Brachen, in denen diese Arten vorkommen und die letzten Jahrzehnte intensiver Landwirtschaft überdauern konnten. Dabei gilt die Grundregel: Je geringer die Distanz zu solchen Flächen ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit für eine Neubesiedlung von Arten. Die zweite Grundbedingung ist das Erfolgen des Transportes der Diasporen von den eben genannten Rückzugs-Lebensräumen in die Bewahrungszone „Lange Lacke“. Die wahrscheinlichsten drei Transportmöglichkeiten sind:

- **Transport über landwirtschaftliche Maschinen,**
- **Ausbringung von schlecht gereinigtem Saatgut extensiver Äcker**
- **Verbreitung durch Tiere.**

Während die erste Möglichkeit an eher kurze Distanzen gebunden ist, kann eine Saatguteinbringung durch die beiden letztgenannten Wege auch über sehr große Distanzen erfolgen. Diese können auch als die plausibleren Saatguteinbringungsoptionen gelten. Schließlich sind, bzw. waren in jüngerer Vergangenheit, Habitate der besagten Arten im engeren Umkreis der Intensiv-Agrarlandschaft Seewinkel wohl nur sehr rar gesät, wie auch die Ergebnisse der vorliegenden Studie über die Qualität der „konventionellen“ Äcker zeigen (vgl. Kap. 4.2).

Zugvögel, vor allem Wildgänse, welche hier im Nationalpark besonders in den Zugzeiten Frühling und Herbst zu tausenden zwischenlanden, gehören wohl zu den effizientesten Diasporenverbreitern von Segetalarten über große Distanzen, zumal Wildgänse häufig landwirtschaftliche Kulturen zur Nahrungsaufnahme nutzen und dabei Diasporen von Ackerwildkräutern ungewollt einsammeln und wieder ausstreuen (vgl. Kap. 5.3.7). Insbesondere epizoochore Ackerbeikrautarten, wie zum Beispiel *Caucalis platycarpos s.str.*, *Ranunculus arvensis* und *Galium tricornutum* dürften vom Zug der Gänse profitieren. Aber auch Zufallsverbreitung von Diasporen ohne Haftorgane und endozoochore Diasporenverbreitung durch Gänse erfolgen wohl ebenso in gewisser Regelmäßigkeit.

Der Behauptung, dass eine Vielzahl von Segetalarten erst in den letzten Jahrzehnten zufällig eingebracht wurde, stehen jedoch so manche Forschungsergebnisse anderer

Studien entgegen, die ein äußerst zögerliches Einwandern von Segetalarten von außerhalb dokumentierten (VGL. FREYER ET AL., 2012; MAYER ET AL., 2012). Jene Äcker wurden allerdings auch nicht regelmäßig von tausenden von Wildgänsen durchstriffen.

Ein weiteres plausibles Erklärungsmodell für das Vorkommen doch relativ vieler seltener Segetalarten, trotz der zuvor Jahrzehntelang andauernden intensiven Bewirtschaftung, steht im Zusammenhang mit der einmaligen Lage der Nationalparkäcker. Die Einbettung der Äcker in eine extensive Hutweidelandschaft bringt nämlich die Ausbildung einer Vielzahl von offenbodenreichen Ackerrandbiotopen mit sich, die aufgrund der strengen Auflagen des schon damals unter Naturschutz stehenden Gebietes, so ist es zumindest zu hoffen, auch während der Zeit der konventionellen Bewirtschaftung weitgehend von Pestiziden verschont wurden. An solchen Standorten konnten möglicherweise etliche Rote-Liste-Segetalarten immer wieder zum Abschluss ihres Entwicklungszyklus‘ gelangen und so auch ihre Diasporenbank wieder auffüllen.

Wahrscheinlich hatten auch alle eben erwähnten Erklärungsmodelle einen Einfluss auf das Vorkommen zahlreicher seltener Segetalarten hier auf den Nationalparkäckern.

Gegenwärtige Ursachen für die geringe Stetigkeit der gefährdeten Arten

Das, über viele Jahre hinweg erfolgte, Aushungern der Samenbanken und die zumindest partielle Abhängigkeit von zufällig erfolgreichem Diasporeneintrag in die Böden der Nationalparkäcker, verdeutlichen die mäßig bis schlechten Ausgangsbedingungen für das Überdauern bzw. die Wiederbesiedlung von selten gewordenen Segetalarten. Das Ausbleiben der Herbizidbehandlung und der Düngung der Getreideäcker seit 16 Jahren, ließe allerdings den Schluss zu, dass zumindest einige Arten seither in der Lage waren ihre Samenbanken wieder gut aufzufüllen. Entgegen dieser Annahme sind die allermeisten gefährdeten Arten hier auch nach etlichen Jahren „Erholungszeit“ nur zerstreut bis selten, einige Arten sogar nur sehr selten zu finden.

Faktor „geringe Populationsgröße“

Eine mögliche Teil-Ursache für die Seltenheit einiger gefährdeter Segetalarten im Nationalpark (z.B. beide *Caucalis*-Unterarten, *Adonis aestivalis* und *Myagrum perfoliatum*) besteht schlicht und einfach in der geringen Diasporenproduktion kleiner Populationen, die einer Vermehrung und einer weiter voranschreitenden Ausbreitung der Arten entgegenwirkt und unter den gegebenen Bedingungen eben gerade noch den Populationserhalt gewährleisten kann.

Faktor Boden

Die Seltenheit der, auf Salz- und Feuchtstandorte beschränkten, gefährdeten Segetalarten im Nationalpark ist vorwiegend auf das rare Vorkommen ihrer Habitate bzw. geeigneter Bodenverhältnisse zurückzuführen. Für etliche prioritäre Segetalarten der großflächig ausgebildeten „Durchschnittsstandorte“ der Nationalparkäcker spielen

die Bodenverhältnisse als Begrenzungsfaktor allerdings wohl kaum eine Rolle (vgl. Kap. 5.3.4).

Faktor Klima

Neben dem Mangel an Salz- und Feuchtstandorten, tragen die hier herrschenden Klimaverhältnisse zum seltenen Vorkommen einiger prioritärer Arten bei. Die vier Arten *Myagrum perfoliatum*, *Crypsis schoenoides*, *Lepidium perfoliatum* und *Hibiscus trionum* befinden sich im Osten Österreichs an ihrer Nordwestlichsten Verbreitungsgrenze und sind hier aufgrund ihrer hohen Wärmebedürfnisse enger eingemischt und daher auch empfindlicher gegenüber Schwankungen bestimmter Umwelteinflüsse (vgl. Kap. 5.3.3.2).

Anthropogene Faktoren

Für einen großen Teil der „prioritären Segetalarten“ sind aber weder Boden- noch Klimaverhältnisse als Populationsbegrenzungsfaktoren vorstellbar. Deren Haupthemmfaktoren sind im Bereich der anthropogenen Einflüsse positioniert:

- Gefährdete Arten, wie zum Beispiel die auf durchschnittlicheren Standorten vorkommenden Arten *Kickxia elatine*, *Euphorbia platyphyllos* s.str., *Ajuga chamaepitys* und *Silene noctiflora* aber auch sämtliche spätkeimende bzw. -fruchtende niederwüchsige Salz- und/oder Feuchtezeiger wie etwa *Crypsis schoenoides*, *Hibiscus trionum*, *Juncus ranarius*, *Lythrum hyssopifolia*, *Veronica anagalloides*, *Atriplex prostrata*, *Ranunculus sardous* und *Centaureum pulchellum* werden durch einen oftmals **zu früh im Jahr stattfindenden Stoppelumbruch** der Nationalparkäcker entscheidend in ihrer Entwicklung gehemmt (VGL. HILBIG, 2005; RIES, 1992; PINKE & PÁL, 2008).
- Hinzukommend wirkt sich die **relativ frühe Ernte der modernen frühreifen Getreidesorten** (Triticale?) negativ auf (RL-) Arten mit mittlerer (z.B. *Caucalis platycarpos*, *Ranunculus arvensis*) bis langer Entwicklungsdauer (z.B. *Kickxia elatine*, *Kickxia spuria*, *Nigella arvensis*) aus, indem ihre Diasporen am Ausreifen gehindert werden (VGL. SCHNEIDER ET AL, 1994).
- Ein dritter selektiver Faktor, der seine Wirkung schon vor dem Einfluss der Bewirtschaftungsmaßnahmen am Feld entfaltet, stellt die modernisierte Saatgutreinigung dar (vgl. Kap. 2.3.1.1, 5.4.3.2). Sie spielt hier im Nationalpark wohl eine entscheidende Rolle für das zerstreut bis seltene Auftreten vieler gefährdeter Arten. Das, auf den Nationalparkäckern ausgebrachte, **Getreidesaatgut wird von konventionellen Saatgutproduzenten** zugekauft (KROISS, 2016) und ist demnach den gegenwärtigen Standards entsprechend gereinigt. Folgende RL-Segetalarten der Nationalparkäcker werden negativ durch die moderne Saatgutreinigung beeinflusst: *Agrostemma githago*, *Adonis aestivalis*, *Caucalis platycarpos* s.str., *C. platycarpos* subsp. *muricata*, *Cyanus segetum*, *Galium tricornutum*, *Ranunculus arvensis* und *Silene noctiflora* (VGL. RIES, 1992; ARLT ET AL., 1991; SCHNEIDER ET AL., 1994). Aufgrund der großen Diasporen des

Hohldotters - *Myagrum perfoliatum* zählt möglicherweise auch dieser zu jener Artengruppe. In konventionell hergestelltem Getreidesaatgut sind kaum, bis keine, Diasporen von RL-Segetalarten enthalten. Die genannten Arten sind hier also weitgehend auf die vor der Getreideernte abfallenden reifen Samen angewiesen. Für einige Arten reicht der vor Ort entstehende Diasporeneintrag aus, um eine mehr oder weniger stabile Population auszubilden bzw. zu erhalten. Andere Arten, insbesondere die Kornrade, sind allerdings mehr oder weniger stark auf die Einbringung von Samen über die Getreidesaat angewiesen.

- Die relativ **hohe Bestandsdichte des Sommergetreides**, welche auf eine überdurchschnittlich hohe Saatstärke bei der Aussaat (REINPRECHT, 2011) zurück zu führen ist, unterdrückt konkurrenzschwache, lichtbedürftige Arten (VGL. AUCH SVENSSON UND WIGREN, 1982 ZIT. NACH SCHNEIDER ET AL., 1994; PRESTEL ET AL., 2013). Möglicherweise ist das die Hauptursache für das Fehlen, bzw. für das seltene Vorkommen der RL-Arten *Adonis aestivalis*, den beiden *Caucalis platycarpus*-Unterarten, *Euphorbia platyphyllos s.str.* und *Galium tricornutum* im Sommergetreide, während sie im lockerstehenden Wintergetreide des Nationalparks schon, bzw. deutlich häufiger, vertreten sind. Die eben genannten Arten keimen nach KÄSTNER ET AL. (2001) häufig erst im Frühjahr und sollten daher in ähnlicher Weise, bzw. sogar schwerpunktmäßig auch extensive Sommergetreidefelder besiedeln.
- Eine etwaig **zu spät erfolgende Aussaat des Wintergetreides** hat negative Auswirkungen auf winterannuelle Arten (VGL. SCHNEIDER ET AL., 1994; OESAU, 2002). Zu den mehr oder weniger obligat winterannuellen RL-Arten des Nationalparks zählen nach KÄSTNER ET AL. (2001) *Agrostemma githago*, *Cyanus segetum*, *Erysimum repandum* und *Ranunculus arvensis*.
- Der **mehrfährige Luzerneanbau** übt einerseits aufgrund seiner düngenden Wirkung, andererseits wegen seines hohen Ackerbeikraut-Unterdrückungspotentials einen negativen Einfluss auf die Segetalartenvielfalt aus (VGL. SCHNEIDER ET AL., 1994; ALBRECHT ET AL., 2009; MAYER ET AL., 2012).
- Das weitgehende **Fehlen von störungsärmeren, aber dennoch regelmäßig umgebrochenen Standorten** auf den Nationalparkäckern, wie etwa kurzjährige Ackerbrachen oder Ackerrandstreifen, die von der mechanischen Beikrautbekämpfung verschont werden, hindert empfindliche Segetalarten daran, sich zu regenerieren und ihre Samenbanken in ausreichender Menge aufzubauen.
- Die heute übliche **tiefe Pflugfurche** reduziert im Gegensatz zu flachen Pflugfurchen, wie sie früher üblich waren, generell das Aufkommen von Segetalarten (VGL. ILLIG., 1990).

In nur seltenen Fällen kann die Gefährdung der einzelnen Arten auf eine einzige Ursache zurückgeführt werden. Und so wirken auch hier auf den Nationalparkäckern meist mehrere, zum Teil miteinander wechselwirkende Hemmfaktoren auf die gefährdeten Segetalarten ein. Diese Einflüsse variieren zudem je nach Ackerbiotop (siehe folgendes Kapitel *Kap. 5.3.4*).

5.3.4 Die Ackerbiotope und ihre spezifische Bedeutung für die gefährdeten Arten

Im Zuge dieser Arbeit wurde in mannigfaltiger Art und Weise dargelegt, dass die Ackerbiotope voneinander klar abgrenzbare ökologische Einheiten darstellen und eine, bzw. mehrere jeweils eigenständige Pflanzengesellschaften tragen.

Dieses Kapitel konzentriert sich nun auf die Kongruenzen bzw. Inkongruenzen zwischen den Ackerbiotopen und der damit in Zusammenhang stehenden Verteilung der gefährdeten „prioritären Segetalarten“. Im Zuge dessen wurde versucht, die Hauptursachen für die unterschiedliche Verteilung jener Arten auf die Ackerbiotope ausfindig zu machen. Diese werden eingangs jedes Ackerbiotop-Unterkapitels angeführt und diskutiert.

In den Unterkapiteln „Die Prioritären Segetalarten des jeweiligen Ackerbiotops“ folgt eine Beschreibung der einzelnen prioritären Arten, welche folgende Informationen beinhaltet:

- Verbreitung und Erhaltungszustand auf den Nationalparkäckern
- Lokale Gefährdungsursachen
- Verbreitung und Gefährdungssituation in Österreich und im benachbarten Ausland
- Besiedelte Habitate
- Diasporenlebensdauer

Die Angaben beziehen sich alle direkt oder indirekt auf das im Kapitel *Kap. 5.4* angeführte vorgeschlagene Pflegemaßnahmenpaket:

Die Verbreitungs- und Gefährdungsangaben für das benachbarte Ausland sollen einen Eindruck für die Verbreitungssituation der jeweiligen Arten in Mitteleuropa außerhalb unserer Staatsgrenzen vermitteln. Hierfür sollen Verbreitungsangaben für die drei Länder Schweiz, Deutschland und Ungarn ausreichen. Die Habitateinnischung der einzelnen Arten zeigt, ob es sich um eng an Ackerstandorte gebundene, oder um weiter eingemischte, bzw. weiter verbreitete Segetalarten handelt. Die Diasporenlebensdauer der einzelnen Segetalarten ist sehr unterschiedlich, kann ebenfalls Einfluss auf das Pflegemanagement haben und stellt jedenfalls eine wichtige Hintergrundinformation für den Artenschutz dar.

Die Tabelle Tab. 17 zeigt alle 21 prioritären Segetalarten der Nationalparkäcker. Die Arten sind ihren jeweiligen prioritären Habitaten bzw. Ackerbiotopen zugeordnet. Die zusätzliche Anführung der Feuchtstellen im Wintergetreide (Aufn. 75 und 76) als eigenes Ackerbiotop ist durch die eigenständige Artenkombination dieses Biotops begründet.

Tab. 17 Ackerbiotope und ihre prioritären Arten.

„Vom Aussterben bedrohte“ Arten sind **rot**, „stark gefährdete“ Arten **blau** und „gefährdete“ Arten schwarz gedruckt.

Wintergetreide	Sommergetreide	Gänsefluren	Salzstandorte	Feuchtstand.
<i>Caucalis plat. ssp. mur.</i>		<i>Xanthium str.</i>	<i>Lepidium perf.</i>	<i>Lythrum hyss.</i>
<i>Myagrum perfoliatum</i>		<i>Anthemis cot.</i>	<i>Crypsis schoen.</i>	<i>Veronica anag.</i>
<i>Agrostemma githago</i>			<i>Hibiscus trion.</i>	
<i>Galium tricornutum</i>			<i>Juncus ranarius</i>	
<i>Adonis aestivalis</i>				
<i>Ranunculus arvensis</i>				
<i>Erysimum repandum</i>				
<i>Caucalis plat. s.str.</i>				
<i>Veronica triphyllos</i>				
<i>Euphorbia plat. s.str.</i>		<i>Euphorbia plat. s.str.</i>		
<i>Kickxia elatine</i>				
<i>Ajuga chamaepitys</i>				
<i>Silene noctiflora</i>				

5.3.4.1 Wintergetreidefluren

Dominierende Assoziation: *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae caucalidetosum-Winter* (vgl. Kap. 4.1.3.2)

Von insgesamt 21 gefährdeten Kernsegetalarten, die im Wintergetreide vorkommen, verdanken aktuell **neun Arten** ihre Existenz mehr oder weniger ausschließlich dem Wintergetreidebau im Nationalpark. Somit fällt dem Anbau von Wintergetreide eine besonders große Bedeutung für den Erhalt seltener Ackerbeikrautarten zu, zudem die Winter-, gemeinsam mit den in Fruchtfolge stehenden Sommergetreideparzellen, mit 76% im Jahr 2011 (51% Wintergetreide, 25% Sommergetreide) auch den mit Abstand größten Flächenanteil der Nationalparkgetreideäcker einnehmen.

Hauptursachen für die Konzentration der prioritären Segetalarten auf die Wintergetreidefluren

Saat-, Ernte- und Umbruchzeiten

Eine entscheidende Ursache für die mehr oder weniger obligate Besiedelung der prioritären Segetalarten im Wintergetreide, ist in der Phänologie ihres Entwicklungszyklus' zu finden. Alle neun Arten besitzen nämlich die Gemeinsamkeit, dass sie früh keimende und früh, also vor der Wintergetreideernte Anfang Juli, fruchtende annuelle Arten, also Arten der Hapaxanth-Typen „a1“, „a2“ und „a3“ darstellen und daher optimal an die Bewirtschaftungsbedingungen im Wintergetreide angepasst sind (vgl. Kap. 4.4.4.2).

Innerhalb dieser charakteristischen Entwicklungszeitspanne von Wintergetreidebeikräutern weisen die einzelnen Arten allerdings unterschiedliche Keim- und Fruchtzeiten auf:

Veronica triphyllos und *Erysimum repandum* keimen vorwiegend im Herbst und blühen und fruchten schon im anschließenden Frühjahr. Sie treten als „a1“-Arten in der Frühjahres-Gesellschaft „*Veronicetum trilobae-triphyllidi*“ auf. *Agrostemma githago* keimt ebenfalls vorwiegend im Herbst, fruchtet aber erst im Frühsommer. Die beiden *Caucalis platycarpos*-Unterarten, *Ranunculus arvensis* und *Adonis aestivalis* keimen vorwiegend im Frühling, aber auch regelmäßig im Herbst. *Galium tricornutum* keimt fast ausschließlich erst im frühen Frühling (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; FISCHER ET AL., 2008).

Die letztgenannten fünf, vorwiegend im Frühjahr keimenden, Arten könnte man jedoch genauso in den Sommerhaferfluren des Nationalparks erwarten. Dass dem nicht so ist, ist, wie schon mehrmals erwähnt, möglicherweise dem zu dichten Getreidebestand zuzuschreiben (vgl. Kap. 5.3.2.2, 5.4.3.1, 5.4.3.3).



Abb. 47 Foto: Wintergetreideflur im Nationalpark: Langstachel-Haftdolde (*Caucalis platycarpus* s.str.)

Bodenbedingungen

Die auf den Nationalparkäckern vorherrschenden Bodenbedingungen spielen ebenfalls eine große Rolle für das Auftreten der prioritären Arten. Die Winter- und Sommergetreidefluren befinden sich, wie wir bereits wissen, auf basenreichen, tiefgründigen, lehmig bis tonigen Tschernosem- und Feuchtschwarzerdeböden (vgl. BFW, 2017; Zeigerfunktion der Arten nach OBERDORFER, 2001) mit geringem bis hohem Skelettanteil (vgl. Kapitel 2.4.1). Je nach Geländehöhe variiert der Tonanteil des Bodens und der Einfluss des Grundwassers, wobei die Böden der Senken meist tonreicher, feuchter und oft salzhaltiger als die Kuppen sind, die oft auch einen höheren Sandanteil aufweisen. Die stark tonreichen, oft feucht bis nassen und salzhaltigen Senken sind jedoch je nach Salzgehalt des Bodens als die eigenständigen Ackerbiotope: „Salzstandorte“ und „Feuchtstandorte“ abgetrennt.

Sieben der neun prioritären Segetalarten des Wintergetreides und alle 4 Arten, die neben ihrem regelmäßigen Auftreten im Wintergetreide auch im Sommergetreide und/oder den Gänsebeikrautfluren konstant auftreten (vgl. Tab. 17 und Kap. 5.3.4.6), weisen nach OBERDORFER (2001) einen **Schwerpunkt auf basenreichen Lehm- und Tonböden** auf. Nur *Agrostemma githago* und *Veronica triphyllos* zeigen differierende Bodenpräferenzen. Die Kornrade ist, was die Bodenverhältnisse betrifft, wenig anspruchsvoll und besiedelt von allen prioritären Segetalarten wohl das größte Spektrum an unterschiedlichen Böden. Nach KÄSTNER ET AL. (2001) hat sie keine besonderen Ansprüche an Basenhaushalt, Feuchtigkeit und Nährstoffgehalt des Bodens. *Veronica triphyllos* kommt nach OBERDORFER (2001) schwerpunktmäßig auf Sandböden vor.

Unter den genannten 11 Arten, die vor allem auf basenreichen Lehm- und Tonböden vorkommen, **bevorzugt der Großteil**, nämlich die 9 Arten *Myagrum perfoliatum*, *Adonis aestivalis*, *Galium tricornutum*, *Caucalis platycarpus* s.str., *Caucalis platycarpus* subsp. *muricata*, *Ajuga chamaepitys*, *Ranunculus arvensis* und *Erysimum repandum* **mäßig trockene Böden**. Möglicherweise ist die Angabe „mäßig trocken“ für etliche der genannten Arten, angepasst an die lokal vorherrschenden Standortsbedingungen,

durch ein „wechseltrocken“ bzw. „**sommertrocken**“ zu ergänzen. Die durchschnittlichen Böden der Nationalparkäcker weisen nämlich zumindest im Frühjahr und Herbst, in Anbetracht der Niederschlagsbedingungen und der hohen Wasserhaltekapazität der Schwarzerde-Böden regelmäßig frische und teilweise sogar feuchte Verhältnisse auf. In den pannonischen Sommern trocknen sie hingegen zyklisch aus. Nur die beiden Arten *Kickxia elatine* und *Euphorbia platyphyllos* s.str. treten nach OBERDORFER (2001) bevorzugt auf frischen Standorten auf. Für die vier Arten *Caucalis platycarpos* s.str., *Caucalis platycarpos* subsp. *muricata*, *Adonis aestivalis* und *Ajuga chamaepitys* wird explizit ein Schwerpunkt auf **steinigen Lehm und Tonböden** angegeben, was gut mit dem teils hohen Skelettanteil der Ackerböden zusammenpasst.

5.3.4.2 Die Prioritären Segetalarten der Wintergetreidefluren

❖ *Caucalis platycarpos* subsp. *muricata* = Kurzstachel-Haftdolde (Apiaceae)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark, lokale Gefährdungsursachen

Die Haftdolden-Unterart *Caucalis platycarpos* subsp. *muricata* konnte nur in Form einer individuenarmen Population an einer einzigen Stelle am Ackerrand ausgemacht werden.

In den Vegetationsaufnahmen der Getreidefluren von HOLZNER (1970) im Nordburgenland und jenen von HOLZNER (1973), HAIN (1984) und PLAKOLM (1980, ZIT. NACH HAIN, 1984) im östlichen Weinviertel scheint die Art kein einziges Mal auf. Die stachellose Unterart von *Caucalis platycarpos* war also schon damals sehr selten.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich

Die Kurzstachel-Haftdolde kommt selten im pannonischen Burgenland, Wien und Niederösterreich vor. In Oberösterreich und Kärnten wird sie als unbeständig angeführt und gilt sowohl in ganz Österreich, als auch im Burgenland als „**vom Aussterben bedroht**“.

❖ *Myagrum perfoliatum* = Hohldotter (Brassicaceae)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Der Hohldotter - *Myagrum perfoliatum* konnte nur an zwei Stellen der Nationalparkäcker dokumentiert werden, einmal auf den Gänsebeikrautfluren und ein zweites Mal im Wintergetreide. Während auf den Gänsebeikrautfluren nur ein einziges Individuum nachgewiesen wurde, bildete die winterannuelle Art im Wintergetreide einen schönen Bestand mit etwa zwei Dutzend vitalen Individuen aus.

Spezialfall „RL-Segetalartengemeinschaft“

Die Raritätenaufnahme „Nr.80“, die unter anderem zur Dokumentation dieser seltenen Art dient, zeigt einen im Nationalpark einmaligen Vegetationsbestand: Neben der locker stehenden Population von *Myagrum perfoliatum*, bildeten *Galium tricornutum* und *Ranunculus arvensis* mit Braun-Blanquet-Deckungswerten von 3 und 2 überdurchschnittlich dichte Bestände aus. *Kickxia elatine* und *Hibiscus trionum* waren ebenfalls durch mehrere Individuen vertreten. Außerdem kam eine üppige Population von *Adonis aestivalis* im angrenzenden Ackerbereich vor. Warum auf diesem Ackerstandort, der sich vom nordwestlich gelegenen Ackerrand der Parzelle „Nr.9“ etwa 50m ins Innere des Ackers hineinstreckt (vgl. Abb. 28), all diese seltenen Arten geballt vorkommen, wage ich nicht restlos zu begründen.

Einiges spricht jedoch dafür, dass die speziellen Bodenverhältnisse auf diesem Standort eine große Rolle für die Ausbildung dieser eigenartigen Artengemeinschaft spielen: Zum einen enthält der Boden hier möglicherweise besonders wenig pflanzenverfügbaren Stickstoff. Der Hohldotter hat nach ELLENBERG (1974) einen Stickstoffzeigerwert von „4“ und liegt daher zwischen einem Stickstoffarmutszeiger und einem Mäßig-Stickstoffzeiger. Aber besonders die hervortretend individuenreichen Bestände der gefährdeten Arten *Galium tricornutum* und *Adonis aestivalis* und das zerstreute Vorkommen von *Kickxia elatine*, die nach ELLENBERG (1974) allesamt Stickstoffarmutszeiger sind, sprechen dafür, dass hier punktuell herausragend magere Bodenverhältnisse vorliegen.

Neben der Magerkeit des Bodens, beeinflusst wahrscheinlich auch die Bodenart dieses Standortes das gehäufte Auftreten so vieler gefährdeter Arten. Die schwerpunktmäßige Verbreitung der hier mit hoher Abundanz auftretenden Arten *Ranunculus arvensis*, *Galium tricornutum* und *Adonis aestivalis* auf schweren Böden, die regelmäßig austrocknen (VGL. OBERDORFER, 2001), weist auf einen hohen Tongehalt des Bodens hin, welcher wahrscheinlich mit einer leichten Versalzung desselben einhergeht. Der österreichischen Bodenkarte nach, unterliegt dieser Standort passender Weise einer Feuchtschwarzerde (VGL. BFW, 2017), welche nach NELHIEBEL (1980) hier im Seewinkel, insbesondere in Lackennähe oft salzbeeinflusst ist. Zudem befinden sich Ackersalzstandorte in unmittelbarer Nähe (vgl. Abb. 28) Sowohl die stattliche Population von *Myagrum perfoliatum*, welches regelmäßig auf versalzten Böden vorkommt (VGL. MUCINA 1993A), als auch das Vorkommen von *Hibiscus trionum*, das zumindest hier im Nationalpark einen deutlichen Schwerpunkt auf tonreichen Salzböden (vgl. Tab. Anhang IV) hat, unterstreichen diese Annahme.

Möchte man dieser Annahme glauben, erweist sich der, aus landwirtschaftlicher Sicht, schlechte Boden, bedingt durch relativ geringe Nährstoffkonzentration, hohen Tongehalt und leichte Versalzung, als naturschutzfachlich besonders wertvoll und ermöglicht eine, auch hier auf den Nationalparkäckern einmalige, üppige Besiedlung vieler hoch gefährdeter Arten. Der, durch die „schlechten“ Bodenverhältnisse bedingte, lockere Getreidebestand (35% Kulturdeckung) soll hier, als wesentlicher Faktor zur

Förderung konkurrenzschwacher Segetalarten (vgl. Kap. 5.4.3.3), nicht unerwähnt bleiben. Dieses Beispiel unterstützt den vereinfacht ausgedrückten Leitsatz: „Je schlechter der Ackerboden, desto besser geeignet ist dieser für den Erhalt gefährdeter Segetalarten.“

Entwicklungszyklus und Einfluss der Bewirtschaftungsfaktoren

Über die Biologie bzw. Autökologie des Hohldotters ist nur wenig bekannt. Bezüglich des Entwicklungszyklus existieren widersprüchliche Angaben: HOLZNER (1970) schreibt der Art ein regelmäßiges Keimen im Frühling zu. KÄSTNER ET AL. (2001) bezeichnet sie aber als winterannuell. Meine Beobachtungen zeigten zumindest, dass die zahlreich ausgebildeten Früchte des Hohldotters im Wintergetreidebestand zum Aufnahmezeitpunkt Ende Juni schon einige Zeit lang voll ausgereift waren. Der gesamte Vegetationskörper der meisten Individuen war schon verholzt und abgestorben. Der frühe Abschluss des Entwicklungszyklus des Hohldotters deutet darauf hin, dass dieser als winterannuelle Art schon mit einem ausgebildeten Pflanzenkörper in den Frühling startet. Aber auch ein kurzer Entwicklungszyklus mit Keimung im Frühling ist nicht auszuschließen. Zumindest kann eine zu früh stattfindende Ernte des Getreides als Gefährdungsursache für diese Art weitgehend ausgeschlossen werden.

Verbreitung in Österreich, lokale Gefährdungsursachen

RIES (1992) gibt für den Hohldotter in seinem umfassenden Werk über die Ackerbeikrautvegetation ganz Österreichs das Jahr 1981 als rezentesten Fund in einem Acker an. Mitte der 70er Jahre galt der Hohldotter nach JANCHEN (1977, ZIT. NACH RIES 1992) noch als zerstreut im pannonischen Tiefland vorkommend. Auch HOLZNER (1971) beschreibt sein Vorkommen Anfang der 70er Jahre, noch als „regelmäßig in Äckern rund um den Neusiedlersee (z.B. in Jois und Illmitz), jedoch rückgängig“. Der Rückgang dieser Art ist wohl primär, wie es auch für die meisten anderen RL-Segetalarten zutrifft, durch die Intensivierung der Landwirtschaft und durch das Auflassen geeigneter Ackerstandorte bedingt.

Das seltene Vorkommen des österreichweit „**vom Aussterben bedrohten**“ und im Burgenland „stark gefährdeten“ Hohldotters - *Myagrum perfoliatum* in Österreich, aber auch hier im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel ist, neben den anthropogenen Einflüssen, wohl auch in entscheidendem Maße darauf zurückzuführen, dass die wärmeliebende Art mit den auffallend geformten Früchten hier im pannonischen Raum ihre **Nordwestgrenze ihres Verbreitungsareals** erreicht. Die Art konnte bisher nur im Nordburgenland, Wien und im niederösterreichischen Wiener Becken nachgewiesen werden und kommt, bzw. kam, überall nur selten bis sehr selten vor. Zudem ist ihr Gefährdungsstatus unklar, da ihr floristischer Status in Österreich als Archäophyt als ungesichert gilt. Möglicherweise handelt es sich nämlich um einen Neophyten (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

Vielleicht wird das Vorkommen des Hohldotters - *Myagrum perfoliatum* aufgrund seiner großen Früchte auch durch die **modernisierte Saatgutreinigung** negativ beeinflusst. Andererseits lässt sein niedriger Wuchs von maximal 50cm (VGL. FISCHER ET AL., 2008; EIGENE BEOBACHTUNG) und seine ausladende Wuchsform darauf schließen, dass viele der frühreifen Früchte wohl gar nicht vom Mähdrescher erfasst werden, bzw. diese schon vorher zu Boden fallen.

Eine weitere Ursache für seine Seltenheit ist mit Sicherheit mit dem **knappen Angebot an geeigneten Bodenverhältnissen** (leicht salzige, sommertrockene, magere bis mäßig nährstoffreiche Tonböden?) in Verbindung zu bringen.

Verbreitung und Gefährdung im benachbarten Ausland

In Deutschland wird die Art zweifellos als Neophyt eingestuft, gilt aber trotzdem als rückläufig und „gefährdet“. In der Schweiz ist die Art, wie in Österreich, „vom Aussterben bedroht“ (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Im pannonischen Nordosten Ungarns gilt der hier ebenfalls sehr seltene Hohldotter als „stark gefährdet“ (VGL. PINKE, 2004). Sämtliche neuere wissenschaftliche Werke, die große Bereiche der Beikrautvegetation Ungarns dokumentierten, lassen ein Vorkommen der Art vermissen (VGL. PINKE & PÁL, 2008; PINKE ET AL., 2009; PINKE ET AL., 2011).

Habitate

Der Hohldotter besiedelt neben Äcker auch Ruderalstandorte (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Die Durchführung angepasster Acker-Schutzmaßnahmen stellt für den Erhalt der Art im Nationalpark eine leicht zu bewerkstelligende Schutzstrategie dar.

Diasporenlebensdauer

Die Diasporenlebensdauer der Art ist derzeit unbekannt.

❖ *Agrostemma githago* = Kornrade (*Caryophyllaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Die Kornrade konnte, wie die stachellose Haftdolde nur an einer einzigen Stelle auf den Nationalparkäckern gefunden werden. Im Gegensatz zu *Caucalis platycarpos* subsp. *muricata*, bildete sie hier aber eine durchaus vitale und relativ individuenreiche Population, die sich über einen etwa 100m² großen Bereich erstreckte.

HOLZNER (1970) bezeichnete die Art damals noch als zerstreut im Nordburgenland vorkommend. Im Zuge der Freilandarbeit konnte ich auf den Seewinkler Äckern nur noch eine zweite Population, und zwar auf einem extensiven Acker inmitten des konventionellen Ackerlandes ausfindig machen. Der Bestand ist mittels einer Vegetationsaufnahme (Nr. 99) dokumentiert (siehe *Tab. Anhang II: Camelino-Anthemidetum-Winter*). So gilt die Art auch als gute Zeigerart für extensiv bewirtschaftete Getreide-

felder (vgl. Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“). Der europaweit stattfindende Aussterbeprozess der Kornrade (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001) findet also offensichtlich auch hier im Nordburgenland statt.

Die Haupt-Gefährdungsursache dieser Art ist weitgehend bekannt. Die Kornrade war vom frühen Mittelalter an einer der häufigsten Segetalpflanzen in Mitteleuropa. Das, aufgrund ihrer giftigen Samen, gefürchtete „Unkraut“ konnte dann ab Mitte des 19. Jahrhunderts durch eine Verbesserung der Saatgutreinigung plötzlich erfolgreich bekämpft werden (VGL. HILBIG, 2005). Die Art ist durch ihre großen Samen und die ähnliche Reifezeit wie die des Getreides hervorragend an Wintergetreideäcker angepasst.

Lokale Gefährdungsursachen

Die Beschränkung des Vorkommens der Art auf eine einzige kleine, isolierte Population in den Nationalparkäckern kann in erster Linie durch die stete Verwendung von **konventionell gereinigtem Getreidesaatgut** (KROISS, 2016) erklärt werden. Ein zweiter, möglicherweise auch einschränkender Faktor liegt an der vermeintlich konstant **spät im Herbst stattfindenden Aussaat des Wintergetreides**, wodurch sich die Diasporenreife nach hinten verschiebt und folglich eine geringere Samenmenge vor der Getreideernte ausgestreut werden kann. Förderungsmöglichkeiten für die Art liegen aufgrund ihrer Biologie und Geschichte auf der Hand (vgl. Kap. 5.4.3.1, 5.4.3.2).

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und dem benachbarten Ausland

Heute kommt die österreichweit „**vom Aussterben bedrohte**“, im Burgenland „stark gefährdete“ Art, *Agrostemma githago* zerstreut bis selten in allen Bundesländern, außer Salzburg und Vorarlberg, in welchen sie schon ausgestorben ist, vor. Die Art wird neuerdings aus Naturschutzgründen segetal „angesalbt“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). In Deutschland ist sie in Sachsen erloschen, in Mecklenburg und Saarland „stark gefährdet“ und in den übrigen Bundesländern „vom Aussterben bedroht“. In der Schweiz ist sie ebenfalls sehr rückgängig und selten, in Tschechien nur noch ganz selten (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn konnten ihre Bestände nach massiven Populations-einbrüchen in neuerer Zeit, infolge der Umsetzung verschiedener Naturschutzstrategien für die „Flagship-Art“, wieder etwas zulegen (VGL. PINKE ET AL., 2011). Sie gilt dort derzeit als „potentiell gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Die Kornrade ist eine von wenigen Arten, die auf Äcker, in diesem Fall Wintergetreideäcker, beschränkt ist und kann daher auch nur durch Acker-Schutzmaßnahmen wirkungsvoll geschützt werden.

Diasporenlebensdauer

Agrostemma githago ist durch die kurze Keimfähigkeitsdauer ihrer Samen von meist nur einem bis maximal 5 Jahren (VGL. WÄLDCHEN ET AL., 2005) im Ackerboden stark von der Mit-Aussaat mit der Getreidesaat abhängig. Dadurch konnte es auch zu schlagar-

tigen Einbrüchen der Populationen und zum raschen Aussterben der Art in vielen Regionen kommen. So ist die Art heute zumindest in Mitteleuropa im Aussterben begriffen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

❖ *Galium tricornutum* = Dreihörner-Labkraut (*Rubiaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark, lokale Gefährdungsursachen

Das Dreihörner-Labkraut kommt zerstreut in den Wintergetreideäckern des Nationalparks vor. Immerhin konnte es in 6 von 14 Parzellen nachgewiesen werden. Die Populationen sind hier dennoch sehr lückenhaft ausgeprägt. Im Sommergetreide und auf den Gänsebeikrautfluren konnte kein einziges Individuum ausgemacht werden. Die Art tendiert dazu unter geeigneten Bedingungen relativ dichte Bestände auszubilden. In der Vegetationsaufnahme Nr. 39 erreicht sie einen Deckungswert von „2“, in der Raritätenaufnahme Nr. 80 (vgl. *Abschnitt „Myagrum perfoliatum“* weiter oben) sogar einen Wert von „3“. *Galium tricornutum* konnte im umgebenden konventionellen Agrarland nicht gefunden werden. So gilt die Art auch als gute Zeigerart für extensiv bewirtschaftete Getreidefelder (vgl. *Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“*).

HOLZNER (1971) dokumentierte Massenvorkommen der Art vor allem auf schweren Böden. So weisen auch die Zeigereigenschaften der Begleitarten des größten Bestandes der Art im Nationalpark (Aufnahme Nr. 80) auf ein bevorzugtes Auftreten des Dreihörner-Labkrauts auf schweren Böden hin (vgl. *Abschnitt „Myagrum perfoliatum“* weiter oben). Die hiesigen Boden-, aber auch Klimabedingungen dürften der Art zusagen, vergleicht man diese mit Standortsangaben aus der Literatur (ARLT ET AL., 1991; FISCHER ET AL., 2008; KÄSTNER ET AL. 2001; OBERDORFER, 2001).

Lokale Gefährdungsursachen

Die **Unterbrechung des Saatgutkreislaufes** und die überwiegend **mäßig hohen Nährstoffgehalte** der Böden können als die Haupthemmfaktoren für die Populationsentwicklung der Labkrautart hier im Nationalpark angenommen werden. Zudem verhindert möglicherweise die **hohe Haferbestandsdichte** eine Etablierung im Sommergetreide.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und dem benachbarten Ausland

HOLZNER (1970) gibt für *Galium tricornutum* Ende der 60er Jahre noch ein zerstreutes Vorkommen im Nordburgenland an. In Österreich ist die gegenwärtig „**vom Aussterben bedrohte**“ Art, im Burgenland gilt sie als „gefährdet“, heute selten bis sehr selten im Burgenland, Wien und Niederösterreich zu finden. In anderen Bundesländern tritt die wärmeliebende Steppenart nur unbeständig auf (VGL. FISCHER ET AL., 2008). RIES

(1992) bezeichnet sie in seinem zusammenfassenden Werk über die Ackerbeikrautvegetation ganz Österreichs als „immer seltener werdend“ und prognostiziert ihr Aussterben in absehbarer Zeit.

Nach KÄSTNER ET AL. (2001) ist das Dreihörner-Labkraut überall in Deutschland im Rückgang begriffen, und je nach Bundesland „stark gefährdet“, „vom Aussterben bedroht“ oder erloschen, in der Schweiz ist es sehr selten und unbeständig. In Ungarn gilt die Art derzeit als „gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007). Im pannonischen Teil Ungarns, in der kleinen ungarischen Tiefebene, ist, das in den 1940er Jahren noch zerstreut bis häufig verbreitete, Dreihörner-Labkraut allerdings seither massiv zurückgegangen und gilt heute als „stark gefährdet“ (VGL. PINKE, 2004).

Habitate

PINKE ET AL. (2011) bezeichnen *Galium tricornutum* als winterannuell. KÄSTNER ET AL. (2001) beschreiben es hingegen als obligat sommerannuell, aber schon ab Anfang März keimend und schon vor der Wintergetreideernte ab Juni fruchtend. Ihre natürlichen Standorte sind Steppen und Halbwüsten des irano-turanischen Gebietes und Nordafrikas. Möglicherweise ist die Labkrautart auch in Teilen des Mittelmeerraumes heimisch (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Das Dreihörner-Labkraut kommt zumindest in Mitteleuropa fast ausschließlich auf Äckern, bzw. Getreideäckern vor (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001, OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008, PINKE ET AL., 2011). Sehr selten ist es auch ruderal anzutreffen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; FISCHER ET AL., 2008). Ähnlich wie bei *Agrostemma githago*, ist die Art also stark auf Acker-Schutzmaßnahmen angewiesen.

Diasporenlebensdauer

Die Keimfähigkeit der Samen im Boden beträgt nur 3 bis 5 Jahre, in Ausnahmefällen bis über 24 Jahre. Umso erstaunlicher ist ihr Vorkommen auf den Nationalparkäckern, welche in den 90er Jahren und wahrscheinlich schon Jahrzehnte davor konventionell bewirtschaftet wurden (vgl. Kap. 5.3.3.4).

❖ *Adonis aestivalis* = Sommer-Adonisröschen (*Ranunculaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark, lokale Gefährdungsursachen

Bis auf ein individuenarmes Vorkommen am östlichen Kopfe der Gänsebeikrautflur-Parzelle Nr. 87, wurde die Art ausschließlich auf den Wintergetreideparzellen gesichtet. Hier kommt das Sommer-Adonisröschen zerstreut bis selten, durchwegs in kleinen, locker stehenden Populationen und meistens am Ackerrand vor. So geben auch HOLZNER & GLAUNINGER (2005) für die Art ein vorwiegendes Auftreten am Ackerrand an. Zusätzlich zu den 4 Parzellen, in denen die Art durch Vegetationsaufnahmen belegt wurde, konnte sie im Zuge der Ackerbiotop-Artenaufnahmen noch in einer

fünften Parzelle (Nr. 9) aufgefunden werden. Außerhalb der Bewahrungszone „Lange Lacke“, im Intensivagrarland, konnte ich kein einziges Vorkommen der Art feststellen.

Nach HOLZNER (1970) war die Art Ende der 60er Jahre im Nordburgenland noch zerstreut anzutreffen. Ries weist für die letzten Jahrzehnte eine starke Abnahme ihrer Häufigkeit und Verbreitung in Österreich nach (VGL. RIES, 1992). Auch HAIN (1984) kommt für das östliche Weinviertel zu demselben Schluss.

Lokale Gefährdungsursachen

Das seltene Vorkommen von *Adonis aestivalis* könnte neben der **Saatgutreinigung-Problematik**, von der auch sie betroffen ist (VGL. ARLT ET AL., 1991; RIES, 1992), auch auf die **zu früh stattfindende Ernte des Wintergetreides** zurückzuführen sein. Eigene Beobachtungen zeigen, dass mehr oder weniger alle Früchte der *Adonis*-Pflanzen Ende Juni noch unreif waren. Möglicherweise könnte damit auch die Konzentration der Adonis-Populationen an den äußersten Ackerrändern zusammenhängen, die dort zumindest in manchen Jahren nicht durch die Erntemaschinen erfasst werden (vgl. Abschnitt „*Caucalis platycarpos* subsp. *platycarpos*“ weiter unten). Nach KÄSTNER ET AL. (2001) beginnt die Fruchtzeit von *Adonis aestivalis* widersprüchlicher Weise allerdings schon ab Anfang Juni. Das liegt daran, dass die Art befähigt ist im Herbst zu keimen, ihre bevorzugte Keimzeit jedoch nach KÄSTNER ET AL. (2001) erst zwischen Mitte April und Ende Mai liegt, wodurch wiederum die Tendenz zu einer späteren Frucht-reife erklärt werden kann. Dem Entwicklungszyklus‘ des Adonisröschens zufolge, müsste diese insbesondere in Sommergetreideäckern ideale Entwicklungsbedingungen vorfinden. Dennoch fehlt die Art in den Haferfeldern des Nationalparks vollständig. Ähnlich wie für *Galium tricornutum* und *Caucalis platycarpos* s.lat. ist ihr **Fehlen im Sommergetreide** wahrscheinlich auf den **zu dichten Getreidestand** zurückzuführen (vgl. Kap. 5.4.3.3). Eine andere Ursache für die Konzentration der Art auf die Ackerränder könnte ihre **Empfindlichkeit gegenüber häufiges Striegeln** sein, da die Striegel-Intensität zum Ackerrand hin abnimmt.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und dem benachbarten Ausland

In Österreich ist die, bis vor wenigen Jahrzehnten noch regelmäßig in Getreidebeständen auftretende, Art heute nur noch selten in allen Bundesländern bis auf Salzburg und Vorarlberg, in welchen sie bereits ausgestorben ist, verbreitet. In Kärnten tritt sie nur unbeständig auf. Sie gilt österreichweit als „gefährdet“, im Großteil der Landesfläche (Alpengebiet, Böhmisches Masse, nördliches und südöstliches Alpenvorland) und auch im Burgenland allerdings als „**stark gefährdet**“.

Das Sommer-Adonisröschen ist innerhalb der letzten Jahre in großen Teilen Europas stark zurückgegangen. In Deutschland ist die Art in wenigen Bundesländern noch gebietsweise zerstreut, sonst ist sie selten und „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“. Auch in der Schweiz ist die Art vielerorts selten geworden oder schon ausgestorben (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Hingegen tritt sie in Westungarn nicht nur in extensiv, sondern auch in intensiv bewirtschafteten Getreidefeldern noch regelmäßig auf (VGL. PINKE ET AL., 2009). Hierfür ist wahrscheinlich die größere Nähe zu ihrem Verbreitungszentrum, die zu einer Verschiebung der Stresstoleranzgrenze nach oben führt, verantwortlich. In der „Roten Liste“ Ungarns wird die Art deshalb derzeit als „ungefährdet“ geführt (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Adonis aestivalis ist auf steinigten Steppenhängen und in Salzsteppen des mediterran-orientalisch-turanischen Gebietes heimisch und dadurch gut an das pannonische Klima angepasst (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Das Sommer-Adonisröschen ist in Mitteleuropa, ähnlich wie die Kornrade und das Dreihörner-Labkraut, eine strenge Segetalart und damit sehr eng an Ackerstandorte gebunden. Sie kommt fast ausschließlich in extensiven, lehmig bis tonigen Getreideäcker des *Caucalidion* vor (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001). Die Nationalparkäcker haben daher für die Erhaltung der Art eine besonders große Bedeutung.

Diasporenlebensdauer

Die Keimfähigkeitsdauer der Samen wird unterschiedlich angegeben: Nach KÄSTNER ET AL. (2001) liegt diese im Boden nur bei etwa zwei Jahren, im trockenen Zustand jedoch weit über 14 Jahre. WÄLDCHEN ET AL. (2005) geben sogar eine Maximallebensdauer der Diasporen von 54 Jahren an.

❖ *Ranunculus arvensis* = Acker-Hahnenfuß (*Ranunculaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Der Acker-Hahnenfuß kommt selten in den Nationalparkäckern vor. Ein kleiner Bestand wurde an einer feuchten, salzbeeinflussten Stelle dokumentiert, die von einer „Übergangsgesellschaft“ zwischen den beiden Assoziationen *Matricaria-Atriplicetum* und *Veronico-Lythretum* überprägt ist (Aufnahme-Nr.: 76). Auf „durchschnittlichen“ Standorten der Wintergetreideäcker konnten drei größere, herdenartig wachsende, mehr oder weniger scharf abgegrenzte Bestände in zwei Parzellen aufgefunden werden. Zwei dieser Bestände sind durch Vegetationsaufnahmen dokumentiert (Aufnahme-Nr.: 60, 80). Die Art wurde kein einziges Mal im umgebenden konventionellen Ackerland gesichtet. So gilt die Art auch als gute Zeigerart für extensiv bewirtschaftete Getreidefelder (vgl. Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“). Ende der 60er Jahre kam sie auf Äckern des Nordburgenlandes noch zerstreut vor (VGL. HOLZNER, 1970).

Lokale Gefährdungsursachen

Auch *Ranunculus arvensis* ist von der **Saatgutreinigungs-Problematik** betroffen (VGL. ARLT ET AL., 1991; RIES, 1992). Der für den Acker-Hahnenfuß regelmäßig angegebene Hemmfaktor „zu dichter Stand des Getreides“ (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; SVENSSON UND WIGREN, 1982 ZIT. NACH SCHNEIDER ET AL., 1994) kann in den locker stehenden Wintergetreidefluren des Nationalparks keine Rolle spielen. Auch die Standortbedingungen auf den Nationalparkäckern müssten dem Hahnenfuß zusagen (VGL. OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008; KÄSTNER ET AL., 2001). Neben der Saatgutreinigungsproblematik, könnte auch der im Aufnahmejahr 2011 sehr **trocken verlaufene Frühling** eine plausible Ursache für das diesjährig rare Vorkommen der Art darstellen. Die Keimlinge sind nämlich im Frühjahr durch Trockenheit sehr gefährdet. In feuchten Frühlungen kann es hingegen zu Massenentwicklungen kommen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

In Österreich kommt der Acker-Hahnenfuß noch in allen Bundesländern zerstreut bis sehr selten vor. Die österreichweit „gefährdete“ Art ist heute im gesamten Alpengebiet, im Pannonikum und auch im Burgenland **„stark gefährdet“** (VGL. FISCHER ET AL., 2008). In Deutschland ist die ehemals häufige Hahnenfußart in den letzten Jahrzehnten ebenfalls stark zurückgegangen. Heute ist sie nur noch im Südwesten zwischen Main und Donaugebiet noch häufig, in den meisten Bundesländern ist sie hingegen „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“. In der Schweiz ist die Art ebenfalls selten geworden (KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn taucht die Art noch mehr oder weniger regelmäßig in extensiv bewirtschafteten Getreideäckern auf (VGL. PINKE ET AL., 2011) und gilt dort derzeit als „ungefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007). Auch im pannonischen Nordwesten Ungarns ist die Art noch zerstreut vertreten, wenngleich sie auch hier in den letzten Jahrzehnten deutlich zurückgegangen ist (VGL. PINKE, 2004).

Habitate

Der in Mitteleuropa als Archäophyt geltende Acker-Hahnenfuß ist in gestörten Xerothermrassen und in trockenen Flussläufen des vorderasiatischen Gebietes heimisch (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Auch *Ranunculus arvensis* gehört wie die Kornrade, das Sommer-Adonisröschen und das Dreihörner-Labkraut zu den obligaten Segetalarten und kommt in Mitteleuropa wie diese mehr oder weniger ausschließlich auf Getreidefeldern vor. Die Art hat außerdem einen deutlichen Schwerpunkt im *Caucalidion* (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008).

Diasporenlebensdauer

Bedingt durch die kurze Diasporenlebensdauer von meist weniger als einem Jahr bis zu maximal 12 Jahren (VGL. WÄLDCHEN ET AL., 2005), reagiert der Acker-Hahnenfuß

überaus sensibel auf Lebensraumveränderungen. So kann es, ähnlich wie bei der Kornrade, zu einem raschen lokalen Aussterben kommen.

❖ *Caucalis platycarpos subsp. platycarpos* = Langstachel-Haftdolde (Apiaceae)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Im Zuge dieser Studie konnte nur ein einziger, zwar relativ individuenreicher, aber dennoch wenige m² kleiner, Haftdolden-Bestand dokumentiert werden. Er befand sich am Ackerrand und erstreckte sich von dort in eine ruderal beeinflusste junge Brache. Anscheinend besiedelt die Art mit Vorliebe Ackerränder. Zumindest gibt HILBIG (2005) eine weitgehende Beschränkung der Art auf Ackerränder in der heutigen Agrarlandschaft an, nennt aber die intensive Bewirtschaftung als Hauptursache dafür. Außerhalb der Nationalparkäcker konnte kein weiterer Haftdoldenbestand gesichtet werden. Die Haftdolde ist eine gute Zeigerart für extensiv bewirtschaftete Getreidefelder (vgl. Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“).

Lokale Gefährdungsursachen

Eine intensive Bewirtschaftung kann hier auf den Nationalparkäckern guten Gewissens ausgeschlossen werden. Möglicherweise spielt auch bei dieser Art die **Durchschneidung des Saat-Kreislaufes**, durch wiederholtes Einbringen von gereinigtem Getreidesaatgut und Abführung des mitgeernteten Haftdoldensaatguts, eine entscheidende Rolle für ihr seltenes Vorkommen (VGL. AUCH ARLT ET AL., 1991; RIES 1992). Ein anderer Erklärungsansatz findet sich schlicht und einfach in der geringen Diasporenproduktion solch **kleiner Populationen**, die einer weiteren Ausbreitung der Art entgegenwirkt. Möglicherweise spielen auch die **zu hohen Nähstoffkonzentrationen** der Böden, oder auch das **zwei- bis dreimalige Striegeln pro Jahr** eine Rolle.

Ähnlich wie bei *Adonis aestivalis* und *Galium tricornutum*, ist der Entwicklungszyklus von *Caucalis platycarpos* s.lat. durch eine vorwiegende Keimung im Frühjahr optimal an Sommergetreidebewirtschaftung angepasst, fehlt aber auf den Haferfluren des Nationalparks. Auch hierfür ist wohl die **hohe Bestandsdichte des Hafers** zumindest mitverantwortlich.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Ende der 60er Jahre kam *Caucalis platycarpos* s.str. im Nordburgenland noch verbreitet in Getreidefeldern vor (VGL. HOLZNER, 1970). Nach RIES (1992) ist, bzw. war die Haftdolde Anfang der 90er Jahre im Steinfeld noch relativ häufig, sonst aber selten und im Rückgang begriffen.

Heute kommt die, sowohl in Österreich, als auch im Burgenland, „**gefährdete**“ Art noch im Burgenland, Wien, Niederösterreich und in Salzburg zerstreut vor. In Oberösterreich, Steiermark, Kärnten, Tirol und Vorarlberg ist sie mittlerweile ausgestorben (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland ist die Haftdolde zwar in vielen Bundesländern noch zerstreut verbreitet, überall aber im Rückgang begriffen und „stark gefährdet“. In der Schweiz ist sie auch selten (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn kommt sie zumindest auf den, heute noch relativ weit verbreiteten, extensiv bewirtschafteten Getreidefeldern basischer Böden regelmäßig vor (VGL. PINKE & PÁL, 2008) und gilt nach KIRÁLY (2007) derzeit als „ungefährdet“. Im pannonischen Teil, in Nordwestungarn, ist sie hingegen innerhalb der letzten Jahrzehnte massiv zurückgegangen und heute „stark gefährdet“ (VGL. PINKE, 2004).

Habitate

Caucalis platycarpus kommt fast nur auf Getreideäckern vor. Auf Ruderalstandorten ist sie nur selten anzutreffen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008). Eine Anpassung der Bewirtschaftungsbedingungen im Nationalpark ist für den Erhalt dieser Art vonnöten.

Diasporenlebensdauer

Die Diasporenlebensdauer der Art ist mit maximal 60 Jahren (VGL. WÄLDCHEN ET AL., 2005) relativ lang.

❖ *Erysimum repandum* = Brachen-Goldlack (*Brassicaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Der winterannuelle Brachen-Goldlack ist auf den Nationalparkäckern mehr oder weniger ausschließlich auf Wintergetreideäckern und hier mit einem Vorkommen in knapp einem Drittel der Vegetationsaufnahmen (Keine Raritätenaufnahme wurde aufgrund seines Vorkommens getätigt) zerstreut bis mäßig häufig verbreitet. Hier kommt er sowohl auf durchschnittlichen, als auch auf Salzstandorten regelmäßig vor. Auf letzteren ist er sogar sehr häufig und bildet auffallend dichte Bestände. Auch auf durchschnittlichen Standorten kann die Art sehr individuenreich vertreten sein. Die zwischen „+“ und „2“ angegebenen Deckungswerte des Goldlacks täuschen über die hohen Abundanzen seiner Bestände hinweg, da die Individuen des Frühjahrsblüherers zum Aufnahmezeitpunkt schon durchwegs blattlos waren und nur noch aus einem verholzten Sprossachsen-Skelett mit reifen Schoten bestand. Außerhalb der Bewahrungszone wurde die Art ausschließlich in einer extensiv bewirtschafteten Wintergetreideparzelle inmitten des konventionellen Agrarlandes nachgewiesen (Parzelle Nr. 17). Dort bildete sie durchaus vitale, große Bestände aus. Auf den intensiver bewirtschafteten Äckern fehlte sie jedoch vollständig.

Lokale Gefährdungsursachen

Die Standortsbedingungen, einschließlich der Bewirtschaftungsbedingungen, der Wintergetreidefluren des Nationalparks ermöglichen der Art die Ausbildung von vitalen Populationen.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Erysimum repandum zählt zur Artengruppe der im Rückgang befindlichen Wintergetreide-Segetalarten, welche auf Extensiväcker beschränkt sind und gilt derzeit in Österreich als „**gefährdet**“, im südöstlichen Vorland als „stark gefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Nach der veralteten „Roten Liste Burgenland“ gilt die Art als „nicht gefährdet“ (VGL. HERZIG, 1997).

Ries konnte für den Brachen-Goldlack im Zuge seiner zahlreichen Ackerbeikraut-Vegetationsaufnahmen Anfang der 90er Jahre im östlichen Weinviertel, das zweifelsfrei zu seinem Hauptverbreitungsgebiet zählt, nur noch einen einzigen Bestand feststellen (VGL. RIES, 1992), während Holzner die Art Anfang der 70er Jahre dort noch weit verbreitet antraf (VGL. HOLZNER, 1973). Schon Anfang der 80er Jahre war im östlichen Weinviertel eine deutlich zurückgehende Tendenz des Brachen-Goldlacks zu beobachten (VGL. HAIN, 1984).

Erysimum repandum bildet vorwiegend im pannonischen Teil der Bundesländer Wien, Burgenland und Niederösterreich beständige Populationen aus. Hier ist die Art aktuell noch zerstreut verbreitet. Außerhalb des pannonischen Gebietes tritt sie hingegen meist nur selten und unbeständig auf (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland ist die Art selten und unbeständig (VGL. OBERDORFER, 2001), in der Schweiz gilt sie trotz Unbeständigkeit als „vom Aussterben bedroht“ (VGL. LAUBNER & WAGNER, 2007). Die östlich-mediterrane Art scheint unerwarteter Weise weder in der Roten Liste Ungarns (VGL. KIRÁLY, 2007), noch in der Arbeit über die Segetalvegetation Westungarns von PINKE & PÁL (2008) auf.

Habitate

Erysimum repandum ist eine mehr oder weniger strenge Segetalart und kommt vorwiegend auf Äckern, in Weingärten und Brachen vor. Auf Ruderalstandorten tritt sie meist nur unbeständig auf (VGL. OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008).

Diasporenlebensdauer

unbekannt

❖ *Veronica triphyllos* = Finger-Ehrenpreis (*Antirrhinaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Veronica triphyllos kommt im Nationalpark ausschließlich im Frühjahrespekt der Wintergetreideäcker vor. Hier ist sie zerstreut verbreitet und bildet dann aber relativ dichte, individuenreiche Vegetationspatches. Die Art konnte auch außerhalb der Nationalparkäcker auf einem intensiv bewirtschafteten Wintergetreideacker nachgewiesen werden (nicht dokumentiert). Sie bildete dort ähnlich wie im Nationalpark sehr vitale Bestände aus.

Lokale Gefährdungsursachen

Veronica triphyllos ist derzeit lokal ungefährdet und bedarf keiner Anpassung der Bewirtschaftungsbedingungen im Nationalpark.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

HOLZNER (1970) bezeichnete den Finger-Ehrenpreis im Nordburgenland Anfang der 70er Jahre noch als verbreitet vorkommend. Aktuell gilt die Art in Österreich als häufig bis selten. In Ost-Tirol ist sie ausgestorben. In Vorarlberg fehlt sie. Im Alpengebiet und im nördlichen Vorland ist sie „gefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Im Burgenland gilt sie ebenso als „gefährdet“.

In Deutschland ist die Art im Tief- und Hügelland relativ weit verbreitet und meist nicht selten. In der Schweiz kommt sie sehr zerstreut vor und ist meist selten geworden (VGL. KÄSTNER ET AL. 2001).

In Ungarn gilt der Finger-Ehrenpreis derzeit als „ungefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Der Finger-Ehrenpreis gilt als mehr oder weniger strenge Segetalart und kommt vorwiegend auf Äckern und hier vor allem auf sandigen, kalkfreien Getreideäckern vor. Selten tritt er auch an Wegrändern auf (VGL. OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008).

Diasporenlebensdauer

Die Samen des Finger-Ehrenpreises bleiben nach KÄSTNER ET AL. (2001) über 10 Jahre lang keimfähig.

Die Pflanzensoziologische Bedeutung der prioritären Segetalarten im Wintergetreide des Nationalparks

Bis auf den Hohldotter - *Myagrum perfoliatum*, der nach MUCINA (1993A) die einzige, allerdings höchst zweifelhafte, Kennart der Salz-Ackergesellschaft *Matricaria-Atriplicetum* darstellt (vgl. Kap. 4.1.3.6, Abschnitt „Differentialarten“), sind alle prioritären Segetalarten der Wintergetreideäcker diagnostische Arten von syntaxonomischen Einheiten, die vorwiegend wärmebegünstigte Getreideäcker umfassen. Die fünf Arten *Galium tricornutum*, *Adonis aestivalis*, *Ranunculus arvensis*, *Caucalis platycarpos* s.str. und *Caucalis platycarpos* subsp. *muricata* sind Kennarten des Verbandes „*Caucalidion lappulae*“. Die beiden Arten *Erysimum repandum* und *Veronica triphyllos* sind diagnostische Arten der Assoziation „*Veronicetum trilobae-triphyllidi*“, die dem Frühjahresaspekt der, weitgehend auf das Pannonikum beschränkten, Assoziation „*Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae*“ entspricht. *Agrostemma githago* gilt im Pannonikum als eine regionale Kennart des „*Camelino-Anthemidetum*“.

Anhand der Gefährdungssituation von so vielen diagnostischen Arten, lässt sich gut nachvollziehen, dass der fortschreitende Rückgang der Segetalartendiversität, stets von einer massiven Homogenisierung der Ackerbeikrautgesellschaften begleitet

wird. Artenarme, schwer trennbare Fragmentgesellschaften, bzw. syntaxonomisch kaum erfassbare Ackerbeikrautbestände, prägen heute unsere Agrarlebensräume (vgl. Kap. 2.3.2). Der Schutz gefährdeter Ackerbeikräuter dient also gleichzeitig auch dem Erhalt von differenzierten Pflanzengesellschaften, welche wiederum durch ihre hervorragenden Indikatoreigenschaften für lokale Boden- und Klimabedingungen auch dem Menschen von direktem Nutzen sein können.

Der Erhaltungszustand der prioritären Segetalarten im Wintergetreide – ein Fazit

Von den neun prioritären Segetalarten, die vorwiegend auf Wintergetreidefluren angewiesen sind, kommen nur zwei Arten, nämlich *Erysimum repandum* und *Veronica triphyllos*, verbreitet vor. Ihre Populationen im Nationalpark sind stabil und nicht gefährdet. Die übrigen sieben Arten sind auf den Nationalparkäckern zumindest potentiell in ihrem Bestand gefährdet. *Galium tricornutum* kommt zerstreut vor, *Adonis aestivalis* zerstreut bis selten. Die übrigen fünf Arten bzw. Unterarten *Agrostemma githago*, *Myagrum perfoliatum*, *Ranunculus arvensis*, *Caucalis platycarpos s.str.* und *Caucalis platycarpos subsp. muricata* kommen nur selten bis sehr selten vor. Bis auf den Acker-Hahnenfuß, welcher zumindest durch drei vitale Bestände dokumentiert wurde, konnten die vier restlichen eben genannten Arten im Wintergetreide nur in Form eines einzigen Bestandes nachgewiesen werden! Sie sind hier also hochgradig gefährdet, drei von ihnen gelten in Österreich als „vom Aussterben bedroht“!

Alle prioritären Segetalarten des Wintergetreides sind sehr eng an extensive Getreidefelder gebunden und kommen in anderen Lebensräumen kaum vor.

Die vier prioritären Segetalarten *Silene noctiflora*, *Ajuga chamaepitys*, *Euphorbia platyphyllos s.str.* und *Kickxia elatine* kommen in den Wintergetreidefeldern des Nationalparks zerstreut bis verbreitet vor, besiedeln aber auch Sommergetreidebestände und/oder Gänsebeikrautfluren (vgl. Kap. 5.3.4.6).

5.3.4.3 Sommergetreide

Dominierende Assoziation: *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae typicum-Sommer* (vgl. Kap. 4.1.3.3)

Die Bedeutung der Sommergetreide-Biotop als Lebensraum für gefährdete Arten beschränkt sich auf die vier prioritären Segetalarten *Silene noctiflora*, *Kickxia elatine*, *Ajuga chamaepitys* und *Euphorbia platyphyllos s.str.*, die allerdings allesamt auch im Wintergetreide und zum Teil auch in den Gänsebeikrautfluren regelmäßig auftreten (vgl. Kap. 5.3.4.6). Nichtsdestotrotz stellen die Sommerhaferbestände für diese Arten ein bedeutsames Biotop dar. Mehr über die naturschutzfachliche Bedeutung der Sommergetreideäcker lesen sie im Kapitel 5.3.2.2. Die Bodenverhältnisse der Sommergetreideparzellen und ihre Bedeutung für die vier eben erwähnten Arten sind im Kapitel Kap. 5.3.4.1 beschrieben.

5.3.4.4 Gänsebeikrautfluren

Dominierende Assoziation: *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft (vgl. Kap. 4.1.3.7)

Das einmalige Ackerbiotop „Gänsebeikrautflur“, dass die im Zuge dieser Arbeit neu beschriebene Assoziation trägt, stellt für die **zwei gefährdeten Segetalarten** „Gewöhnliche Spitzklette“ (*Xanthium strumarium*) und „Stink-Hundskamille“ (*Anthemis cotula*) ein prioritärer Lebensraum dar.



Abb. 48 Foto: Die Gänsebeikrautfluren im Nationalpark.

Rote Liste-Art *Xanthium strumarium* kurz vor Blühbeginn; dahinter *Anthemis cotula* und *Stachys annua* in voller Blüte.

Hauptursachen für die Konzentration der prioritären Segetalarten auf die Gänsebeikrautfluren

Saat-, Ernte- und Umbruchzeiten

Die **Sommergetreide-Bewirtschaftungsbedingungen** der Gänsebeikrautfluren bilden für beide „prioritäre Segetalarten“ eine entscheidende Existenzbasis: Beide Arten keimen nämlich üblicherweise erst ab dem mittleren Frühjahr. Der Bodenumbruch der Äcker unmittelbar vor der Aussaat der Gerstensaats zwischen Ende März und Mitte April (KROISS, 2016) kommt ihnen also entgegen. Es sind aber vor allem die von der Norm eines „gewöhnlichen Sommergetreideackers“ abweichenden Einflussfaktoren, die den beiden Arten erst optimale Bedingungen verschaffen. Insbesondere *Xanthium strumarium* könnte nämlich als ausgeprägter Wärmekeimer, welcher erst ab Mai keimt (VGL. OBERDORFER, 2001), auf einem zu dieser Zeit üblicherweise schon dicht mit jungen Getreidepflänzchen bestockten Sommergetreideacker erst gar nicht auflaufen. Durch die **massive Gänsebeweidung im Frühjahr**, die gewöhnlich zu einem Kahlfraß des Getreides führt (REINPRECHT, 2011; KROISS, 2016), liegt der Boden aber außergewöhnlich lange offen und wärmekeimende Pionierarten wie die beiden prioritären Segetalarten Gewöhnliche Spitzklette und Stink-Hundskamille, aber auch zum Beispiel das Bilsenkraut - *Hyoscyamus niger* und der Stechapfel - *Datura stramonium* kön-

nen ungehindert auflaufen. Durch das **Ausbleiben der Ernte** im Sommer und die fehlende Fruchtfolge mit einer Winterfrucht, wird der **Boden außerdem Jahr für Jahr erst ungewöhnlich spät im Oktober/November umgebrochen** (KROISS, 2016). Etlichen spätfruchtenden Arten, unter ihnen die beiden „prioritären Segetalarten“, bleibt also ausreichend Zeit für die Fruchtbildung.

Bodenbedingungen

Die Vegetation der Gänsebeikrautfluren zeigt (VGL. OBERDORFER, 2001; ELLENBERG, 1974), dass die Feuchtschwarzerdeböden hier (VGL. BFW, 2017) im Mittel **tonhaltiger, feuchter** und **nährstoffreicher** als jene der Winter- und Sommergetreideparzellen sind. Die abweichenden Bodenverhältnisse sind, gemeinsam mit den zuvor erläuterten Bewirtschaftungsbedingungen, ausschlaggebend für die Entwicklung der *Stachys annua*-Gesellschaft. Der Literatur nach, bevorzugen insbesondere die beiden prioritären Segetalarten *Xanthium strumarium* und *Anthemis cotula* die eben erwähnten Bodenbedingungen. So tritt die Gewöhnliche Spitzklette nach FISCHER ET AL. (2008) neben frischen, lehmigen Ruderalstellen auch auf feuchten Äckern auf. Die Stink-Hundskamille bevorzugt nach OBERDORFER (2001) frische, nährstoff- und basenreiche Lehm- und Tonböden und gilt als Ton- und Garezeiger. Die höheren Tonanteile dieser Böden sind durch ihre tiefere geländemorphologische Lage und die unmittelbare Nähe zu den tonreichen Lacken selbsterklärend. Das Massenvorkommen des stickstoffbedürftigen Garezeigers *Anthemis cotula* steht wohl auch in engem Zusammenhang mit dem Düngungseffekt, der durch das stete Anfallen beachtlicher Mengen Gänsefäzes auf diesen Flächen entsteht (vgl. Kap. 5.3.7.2).

5.3.4.5. Die Prioritären Segetalarten der Gänsebeikrautfluren

❖ *Xanthium strumarium* = Gewöhnliche Spitzklette (*Asteraceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Außerhalb der Gänsebeikrautäcker konnte die, auch auf Ruderalstandorten vorkommende, Spitzkletten-Art im Zuge dieser Studie nur noch ein einziges Mal auf einer versalzten Stelle in einem Wintergetreideacker des Nationalparks (vgl. Aufnahme-Nr.: 76) nachgewiesen werden. Dort war *Xanthium strumarium* in Form eines individuenarmen aber durchaus vitalen Bestandes anzutreffen. Sie kommt jedoch auch in „über“weideten Bereichen der Apetloner Hutweide und um die Lange Lacke vor (WRBKA, 2017).

Auf den Gänsebeikrautäckern selbst bildet sie ab und an eingestreute, clusterförmig angeordnete vitale Bestände aus, die durch ihre Höhe von bis zu 70cm augenscheinlich aus dem niederwüchsigen, dichten „Beikrautteppich“ herausragen.

Die ausbleibende Ernte der Sommergerste, welche gewöhnlich spätestens Anfang August stattfindet und der folglich unüblich spät stattfindende Bodenumbruch frühestens im Oktober stellen entscheidende Faktoren für die Existenzfähigkeit der **spätfruchtenden** Art dar. Zum Aufnahmezeitpunkt Ende Juni befand sich die Spitzklette erst in der frühen Blühphase. Nach FISCHER ET AL. (2008) beginnt die Hauptblütezeit der Art sogar erst ab Juli.

Lokale Gefährdungsursachen

Die Population von *Xanthium strumarium* auf den Nationalparkäckern kann als mäßig stabil bezeichnet werden, auch wenn sie, zumindest im Aufnahmejahr, nicht gerade individuenreich vertreten war. Möglicherweise wird die Ruderalart durch das regelmäßig stattfindende Striegeln auf den Gänsebeikrautfluren gegenüber „typischen“ Ackerbeikräutern in ihrer Konkurrenzfähigkeit gehemmt.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich

HOLZNER (1970) bezeichnete die Verbreitung der Art Ende der 70er Jahre im Nordburgenland noch als zerstreut vorkommend.

Aktuell kommt die wärmeliebende Art in Österreich in den Bundesländern Wien, Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark selten bis sehr selten und in anderen Bundesländern nur unbeständig vor (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Die gewöhnliche Spitzklette gilt österreichweit als „**vom Aussterben bedroht**“, im Burgenland als „gefährdet“.

Habitate

Neben mehr oder weniger feuchten Äckern, besiedelt die gewöhnliche Spitzklette auch Flussufer und Ruderalfluren (VGL. OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008).

Diasporenlebensdauer

unbekannt

❖ *Anthemis cotula* = Stink-Hundskamille (*Asteraceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Die Stink-Hundskamille kommt ausschließlich auf dem Ackerbiotop „Gänsebeikrautflur“ vor und bildet hier zusammen mit dem Einjahrs-Ziest - *Stachys annua* das dominierende Beikraut. Über weite Strecken sind die Bestände der Art oft so dicht, dass sie zwischen 50% und 100% des Bodens bedecken. Die speziellen Standortbedingungen der Gänsebeikrautäcker sind für sie offensichtlich sehr vorteilhaft.

Lokale Gefährdungsursachen

Anthemis cotula ist auf den Nationalparkäckern aktuell nicht gefährdet. Selbst akut auftretende Veränderungen in der Bewirtschaftungsweise würden sie aufgrund ihrer relativ langlebigen Samen zumindest nicht allzu schnell ausrotten. Eine langfristige

Bewirtschaftungsveränderung dieser Flächen könnte aber sehr wohl ein lokales Aussterben der Art verursachen.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Anthemis cotula war schon Ende der 60er Jahre im Nordburgenland nur selten anzutreffen (VGL. HOLZNER, 1970). Auch Ries konnte bei seinen umfassenden Recherchen über die Ackerbeikrautvegetation Österreichs (VGL. RIES, 1992) nur zwei Vorkommen auf Äckern, und zwar südöstlich des Neusiedler Sees erfassen (VGL. FOLTIN, 1980).

Die Stink-Hundskamille kommt heute, mit Ausnahme von Vorarlberg und Tirol, in allen Bundesländern Österreichs zerstreut bis selten vor. Sie ist österreichweit „gefährdet“, im Großteil des Landes, nämlich in den Regionen Alpengebiet, Böhmisches Masse, nördliches und südöstliches Vorland gilt sie allerdings als „stark gefährdet“. Im Burgenland ist sie ebenfalls „**stark gefährdet**“.

In Deutschland ist *Anthemis cotula* bis auf Ost-Mecklenburg, wo sie noch verbreitet vorkommt, überall zerstreut vorkommend und im Rückgang begriffen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In der Schweiz (VGL. LAUBER & WAGNER, 2007) und in Ungarn gilt die Stink-Hundskamille derzeit als „gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Anthemis cotula ist wahrscheinlich in litoralen Annuellen-Fluren des Mittelmeergebietes heimisch (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Sie besiedelt in Mitteleuropa neben Getreideäcker auch regelmäßig Brachen und manchmal auch verdichtete, nährstoffreiche Ruderalstellen (VGL. OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008). Nach PINKE ET AL. (2011) besitzt sie zumindest in Ungarn einen Schwerpunkt auf Ackerstandorten.

Diasporenlebensdauer

Die Dauer der Samenkeimfähigkeit von *Anthemis cotula* befindet sich mit 6 – 30 Jahren etwa im Mittelfeld der einjährigen Segetalpflanzen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Pflanzensoziologische Bedeutung der prioritären Segetalarten der Gänsebeikrautfluren

Sowohl *Xanthium strumarium*, als auch *Anthemis cotula* sind Kennarten des, durchwegs Ruderalgesellschaften beinhaltenden, Verbandes „*Malvion neglectae*“ (VGL. MUCINA, 1993a). Beide, aber insbesondere letztere (große Deckung), tragen entscheidend zur Eingliederung der *Stachys annua*-Gesellschaft in jenen Verband bei. Die meisten Gesellschaften dieses Verbandes kommen regelmäßig auf schwach verdichteten Böden, die oftmals einen hohen Gehalt an organischen Stoffen aufweisen, vor (MUCINA, 1993a). Die Umschreibung könnte nicht besser zu den, durch Gänsebetritt und Gänsefäzes geprägten, wechselfeucht-tonigen Gänsebeikrautfluren passen (vgl. Kap. 5.3.7.2).

Der Erhaltungszustand der prioritären Segetalarten der Gänsebeikrautfluren – ein Fazit

Anthemis cotula ist auf den Gänsebeikrautfluren sehr häufig anzutreffen und ist folglich lokal ungefährdet. *Xanthium strumarium* kommt hingegen nur zerstreut vor. Ihre Bestände sind im Nationalpark potentiell gefährdet. Beide Arten sind keine obligaten Segetalarten und kommen in Mitteleuropa auch regelmäßig auf Ruderalstandorten vor.

5.3.4.6 Prioritäre Segetalarten mit Schwerpunkt in mindestens zwei Ackerbiotopen

Pflanzengesellschaften: *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae typicum-Sommer*, *Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae caucalidetosum-Winter*; *Stachys annua-(Sisymbrietalia)-Gesellschaft*

Vier „prioritäre Segetalarten“ vermögen in mindestens zwei der drei großflächig ausgeprägten Ackerbiotope „Wintergetreideflur“, „Sommergetreideflur“ und „Gänsebeikrautflur“ vergleichbar gut zu gedeihen.

Das Spießblatt-Tännelkraut - *Kickxia elatine* gilt österreichweit als „stark gefährdet“, im Burgenland als „gefährdet“. Der Gelb-Günsel - *Ajuga chamaepitys* ist sowohl in Österreich, als auch im Burgenland „gefährdet“. Beide Arten finden sowohl im Sommer-, als auch im Wintergetreide, nicht aber auf den Gänsebeikrautfluren, geeignete Entwicklungsbedingungen vor.

Für die Breitblatt-Wolfsmilch - *Euphorbia platyphyllos subsp. platyphyllos* zählen vor allem die Wintergetreide- und die Gänsebeikrautfluren als geeignete Habitate. Sie gilt in Österreich als „gefährdet“, im Alpengebiet, dem nördlichen Alpenvorland und der Böhmischen Masse sogar als „stark gefährdet“. Im Burgenland ist sie derzeit nicht gefährdet.

Das Nacht-Leimkraut - *Silene noctiflora* gilt österreichweit zwar als ungefährdet, in großen Teilen des Landes, nämlich im Alpengebiet, im nördlichen und südöstlichen Alpenvorland und auch im Burgenland ist sie aber als „gefährdet“ eingestuft. Sie kommt in allen drei Ackerbiotopen regelmäßig vor.

Alle vier Arten sind im Nationalpark vorwiegend auf „durchschnittlichen“, also vorwiegend wechsellückigen, lehmigen Böden, verbreitet. Bis auf *Ajuga chamaepitys* besiedeln sie jedoch auch versalzten Ackerstandorte. Alle vier Arten sind Kennarten des Verbandes „*Caucalidion*“.



Abb. 49 Foto: Gelb-Günsel (*Ajuga chamaepitys*) in Blüte

❖ *Silene noctiflora* = Nacht-Leimkraut (*Caryophyllaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Silene noctiflora erreicht im Wintergetreide eine 50%e Stetigkeit und ist damit die am häufigsten vorkommende gefährdete Art dieses Ackerbiotops. Da keine einzige „Raritätenaufnahme“ (vgl. Kap. 3.1.3, 3.2.1) aufgrund ihres Vorkommens getätigt wurde, ist dieser Wert auch aus statistischer Sicht völlig unverzerrt. Das Nacht-Leimkraut ist aber auch im Sommergetreide und auf den Gänsebeikrautfluren verbreitet anzutreffen. Es erreicht in den beiden Ackerbiotopen jeweils rund 30% Stetigkeit. Außerdem kommt es regelmäßig auch auf salzbeeinflussten Ackerstandorten vor.

Außerhalb des Nationalparks, im benachbarten konventionellen Ackerland konnte die Art jedoch kein einziges Mal gesichtet werden. Sie ist als gute Zeigerart an extensiv bewirtschaftete Getreideäcker gebunden (vgl. Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“).

Ihr höchstes Vorkommen in allen drei Ackerbiotopen lässt sich zumindest teilweise mit ihrer Fähigkeit, sich sowohl winter- als auch sommerannuell zu entwickeln, erklären. Ihre Blüte- und Fruchtzeit beginnt für herbstkeimende Pflanzen schon ab Juni. Die häufiger auftretenden sommerannuellen Exemplare fruchten allerdings erst deutlich später, weshalb die Art üblicherweise bevorzugt im Sommergetreide auftritt und auch durch das Stehenlassen der Stoppel gefördert wird (vgl. Kap. 5.4.3.6) (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Der Grund warum das Nacht-Leimkraut hier auf den Nationalparkäckern am häufigsten im Wintergetreide vorkommt, ist, wie schon mehrmals erwähnt, mit der geringen Bestandsdichte des Wintergetreides und der damit in Verbindung stehenden Verbesserung der Konkurrenz-, Licht- und Temperaturverhältnisse zu erklären. Als basen- und sommerwärmeliebende Lehmzeigerin (VGL. OBERDORFER, 2001), sagen ihr die gegebenen Klima- und Bodenbedingungen zu.

Lokale Gefährdungsursachen

Silene noctiflora ist mit knapp 50% Gesamtstetigkeit mit Abstand die am weitesten verbreitete gefährdete Art der Nationalparkäcker und gilt folglich als lokal ungefährdet, wenngleich sie durchwegs relativ geringe Abundanzen aufweist. Voraussichtlich hemmt die hohe Bestandsdichte der Sommerhaferfluren die Entwicklung dieser Art, weshalb sie hier auch seltener, als im Wintergetreide auftritt.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Ende der 1960er Jahre, bzw. Anfang der 70er Jahre trat *Silene noctiflora* in den Getreideäckern des Nordburgenlandes und des östlichen Weinviertels noch verbreitet und häufig auf (VGL. HOLZNER, 1970; HOLZNER 1973). HAIN (1984) konnte für die Art schon Anfang der 80er Jahre im östlichen Weinviertel eine deutlich zurückgehende Tendenz beobachten. Heute kommt das Nacht-Leimkraut in allen Bundesländern Österreichs zerstreut bis selten vor. In Salzburg ist die Art unbeständig. Ihre Verbreitung auf Ackerstandorte konzentriert sich stark auf das Pannonikum. Im westlichen Österreich besiedelt sie ausschließlich Ruderalstandorte und ist hier durchwegs selten anzutreffen. Sie gilt im gesamten Alpengebiet, im nördlichen und südöstlichen Alpenvorland, und auch im Burgenland als „**gefährdet**“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland ist *Silene noctiflora* nur im Süden des Landes verbreitet. Dort ist sie aber allgemein im Rückgang begriffen und meist „gefährdet“ oder „stark gefährdet“. In der Schweiz ist sie ebenfalls „gefährdet“ (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Sowohl in ganz Ungarn (VGL. KIRÁLY, 2007), als auch im pannonischen Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004) ist das Nacht-Leimkraut derzeit nicht gefährdet.

Habitate

Silene noctiflora ist im ostsubmediterranen Gebiet und auf trockenen Hängen der süd-russisch-ukrainischen Steppen heimisch (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Sie besiedelt in Mitteleuropa primär Äcker, insbesondere Getreidefelder, Stoppelfelder und Ackerbrachen, kommt aber, wie zuvor schon erwähnt, auch auf Ruderalstandorten vor (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008).

Diasporenlebensdauer

Die Samen des Nacht-Leimkrauts gehören mit einer Keimfähigkeitsdauer von über 60 Jahren zu den langlebigen (VGL. WÄLDCHEN ET AL., 2005).

❖ *Kickxia elatine* = Spießblatt-Tännelkraut (*Antirrhinaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Das Spießblatt-Tännelkraut kommt auf den Wintergetreidefluren des Nationalparks zerstreut vor und bildet durchwegs nur sehr kleine und individuenarme Bestände aus. Ihre Stetigkeit von 28% im Wintergetreide ist jedoch durch drei Raritätenaufnah-

men, in denen die Art vertreten ist, etwas nach oben hin verzerrt. Sowohl in den Sommerhaferfluren, als auch in den Gänsebeikrautfluren ist *Kickxia elatine* nur selten bis sehr selten vertreten, auf versalzten Ackerstandorten kommt sie hingegen regelmäßig vor. Bei dem einzigen Fundort in den Gänsebeikrautfluren (Raritätenaufnahme Nr. 96) handelt es sich um einen hervorragend vitalen Bestand inmitten eines vegetationsarmen Grabens, der wohl durch das im Frühling hochstehende Grundwasser regelmäßig überschwemmt wird. Auf den Äckern des konventionellen Agrarlandes konnte das Tännelkraut nicht dokumentiert werden, auch sie ist auf extensive Bewirtschaftungsbedingungen angewiesen (vgl. Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“).

Lokale Gefährdungsursachen

Die lückenhafte Verbreitung und die geringen Abundanzen von *Kickxia elatine* in den Sommer- und Wintergetreideäckern des Nationalparks ist wahrscheinlich zu einem großen Teil auf den regelmäßig zu früh stattfindenden Stoppelumbruch zurückzuführen. Die Haupt-Fruchtzeit des Spießblatt-Tännelkrauts beginnt nämlich erst nach der Ernte des Getreides. Es zählt zu den charakteristischsten Stoppel-Beikräutern (VGL. OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008; KÄSTNER ET AL., 2001). Als das, wird es aufgrund seines niederliegend bis prostraten Wuchses nicht von den Erntemaschinen erfasst und vermag schließlich auf dem lichtreichen Stoppelfeld gut zu gedeihen und ausreichend Früchte zu bilden. Nach ELLENBERG (1974) weist das Tännelkraut passender Weise auch einen hohen Licht-Zeigerwert von „7“ auf. Die vereinzelt und „zufällig“ auftretenden längeren Stoppelphasen im Wintergetreide (REINPRECHT, 2011) stellen, neben der langen Diasporenlebensdauer von über 100 Jahren, wohl die entscheidendsten Faktoren für den bisherigen Erhalt der Populationen unter den hiesigen semi-optimalen Bedingungen dar.

Die Bewirtschaftungsbedingungen auf den Gänsebeikrautfluren und die frischen Tonböden müssten dem Spießblatt-Tännelkraut eigentlich zusagen. Ihr dennoch seltenes Auftreten in diesem Ackerbiotop ist jedoch durch die relativ hohen Nährstoffgehalte der Böden und die massive Konkurrenzwirkung durch andere „kräftigere“ Beikräuter gut erklärbar.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und dem benachbarten Ausland

Kickxia elatine befindet sich in Mitteleuropa allgemein im Rückgang (KÄSTNER ET AL., 2001). Heute kommt sie im pannonischen Teil Österreichs noch zerstreut, in den anderen Teilen Österreichs sehr selten vor. Sie ist in den Bundesländern Burgenland, Wien, Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark als beständig nachgewiesen worden. In Kärnten ist sie unbeständig. Das Tännelkraut gilt österreichweit als „**stark gefährdet**“, im Burgenland als „gefährdet“.

In Deutschland kommt die Art zerstreut bis sehr selten vor und ist in den meisten Bundesländern entweder „stark gefährdet“, „vom Aussterben bedroht“ oder schon „erloschen“. In der Schweiz ist das Tännelkraut sehr selten und „stark gefährdet“ (VGL.

KÄSTNER ET AL., 2001). Sowohl in ganz Ungarn (VGL. KIRÁLY, 2007), als auch im pannonischen Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004) gilt das Tännelkraut derzeit als „ungefährdet“.

Habitate

Sowohl die enge Einnischung der Art auf Getreideäcker mit langen Stoppelphasen und Ackerbrachen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001; FISCHER ET AL., 2008), als auch ihr hoher Gefährdungsgrad in großen Teilen Mitteleuropas unterstreichen den hohen Naturschutzwert der Nationalparkäcker, aber auch die Dringlichkeit der Durchführung von bestimmten Pflegemaßnahmen, die den Erhalt der Art nachhaltig sichern sollen (vgl. Kap. 5.4.3, 5.4.3.6).

Kickxia elatine ist wahrscheinlich an Gewässerufern des submediterranen Raums heimisch (KÄSTNER ET AL., 2001).

Diasporenlebensdauer

Die maximale Diasporenlebensdauer des Tännelkrauts ist sehr lang und geht über 100 Jahre hinaus (VGL. WÄLDCHEN ET AL., 2005).

❖ *Ajuga chamaepitys* = Gelb-Günsel (*Lamiaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Ajuga chamaepitys kommt sowohl im Winter-, als auch im Sommergetreide zerstreut bis selten vor. In den beiden Ackerbiotopen wurde der Gelb-Günsel in jeder dritten bis vierten Aufnahme dokumentiert und tritt dort durchwegs in individuenarmen, lockeren Beständen auf. Seine hohe Stetigkeit von 33% auf den Gänsebeikrautfluren täuscht über seine eigentliche Seltenheit in diesem Ackerbiotop hinweg. Er konnte dort nämlich nur in einer einzigen Parzelle an zwei Standorten nachgewiesen werden. Die relativ nährstoffreichen, frischen Tonböden der Gänsebeikrautfluren bieten dem Gelb-Günsel auch keine optimalen Entwicklungsbedingungen. Erhöhte Salzgehalte scheint die Art ebenfalls nicht zu tolerieren, so tritt sie auf keinem einzigen versalzten Ackerstandort auf. Im benachbarten konventionellen Ackerland konnte sie kein einziges Mal nachgewiesen werden. So gilt *Ajuga chamaepitys* auch als eine gute Zeigerart für extensiv bewirtschaftete Getreidefelder (vgl. Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Zeigerarten extensiver Bewirtschaftung“).

Lokale Gefährdungsursachen

Ähnlich wie *Silene noctiflora* vermag der Gelb-Günsel sowohl im Herbst zu keimen, als Rosette zu überwintern und schon im Mai bis Juni zur Blüte zu kommen, als auch erst im mittleren Frühling zu keimen und dementsprechend später im Jahr, also im Sommer zu blühen und zu fruchten (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Der Schwerpunkt seiner Samenreife liegt jedoch, ebenfalls wie bei *Silene noctiflora*, eindeutig im Hoch- und Spätsommer, weshalb auch er durch frühzeitige Stoppelumbrüche benachteiligt wird

(VGL. RIES, 1992). Zusätzlich bieten die lichten, offenen Getreidestoppel optimale Entwicklungsbedingungen für die niederwüchsige, konkurrenzschwache Art. Im Gegensatz zum Nacht-Leimkraut ist der Gelb-Günsel etwas enger eingemischt. Beide Arten sind auf lichte, lockere Getreidebestände oder lange währende Stoppelfelder angewiesen. *Ajuga chamaepitys* ist allerdings konkurrenzschwächer und bevorzugt magerere und etwas trockenere Bodenverhältnisse (VGL. OBERDORFER, 2001). Nach ELLENBERG (1974) gilt er als starker Stickstoffarmutszeiger, das Leimkraut hingegen als Mäßigstickstoffzeiger. Der Stickstoffzeigerwert von „2“ für *Ajuga chamaepitys* kann allerdings wohl nur für seine Vorkommen in Deutschland gelten und ist für Populationen im wärmeren Pannonikum wahrscheinlich zu niedrig angesetzt (vgl. Kap. 5.1.2).

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

HOLZNER (1970) gibt das Vorkommen von *Ajuga chamaepitys* Ende der 60er Jahre für das Nordburgenland noch als verbreitet an. Heute ist der Gelb-Günsel in der pannonischen Region Österreichs zerstreut bis selten verbreitet und gilt in ganz Österreich, einschließlich des Burgenlandes, als „**gefährdet**“. Außerhalb des Pannonikums kommt er nur sehr selten vor. Bisher konnte er in den Bundesländern Burgenland, Wien, Nieder-, Oberösterreich und der Steiermark nachgewiesen werden. In der Steiermark kommt er allerdings nur unbeständig vor (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland und der Schweiz gilt die Art als rückläufig und ist vielerorts gefährdet (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Sowohl in ganz Ungarn (VGL. KIRÁLY, 2007), als auch im pannonischen Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004) gilt der Gelb-Günsel derzeit als „ungefährdet“.

Habitate

Neben Getreideäcker und deren Stoppel, besiedelt die Art auch extensive Hackfruchtäcker, Weingärten und Brachen (VGL. FISCHER ET AL., 2008; OBERDORFER, 2001).

Diasporenlebensdauer

Ajuga chamaepitys gehört mit einer Diasporenlebensdauer von über 60 Jahren zur Gruppe der Segetalarten mit besonders langlebigen Samen (VGL. WÄLDCHEN ET AL., 2005).

❖ *Euphorbia platyphyllos* subsp. *platyphyllos* = Breitblatt-Wolfsmilch (*Euphorbiaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Die auf den Nationalparkäckern auftretende Population von *Euphorbia platyphyllos* s.str. konzentriert sich auf die Wintergetreideäcker und die Gänsebeikrautfluren. Die Art kommt in beiden Ackerbiotopen zerstreut vor und erreicht dort jeweils eine Steigtigkeit von etwa 30%. Im Sommergetreide konnte sie nur sehr vereinzelt nachgewiesen werden.

Im Wintergetreide beschränkt sich die Breitblatt-Wolfsmilch auffälliger Weise auf lichte, offene Standorte. In vielen Fällen handelt es sich dabei um Stellen, an denen eine starke Beweidung durch Gänse stattfindet (vgl. Kap. 5.3.7). An solchen Standorten erstrecken sich die Wolfsmilch-Bestände zum Teil auch in salzbeeinflusste Ackerstandorte. Die auf den Gänsebeikrautfluren wachsenden Individuen entwickeln sich herausragend gut.

Euphorbia platyphyllos s.str. konnte weder auf Äckern des umgebenden konventionellen Ackerlandes, noch auf Ruderalstandorten der Umgebung entdeckt werden, wodurch sich die Bedeutung der Nationalparkäcker für dessen Erhalt erhöht.

Lokale Gefährdungsursachen

Die Bestände hier im Nationalpark können als weitgehend stabil betrachtet werden. Nimmt man die Autökologie der Wolfsmilch-Art unter die Lupe, überraschen die außerordentlich vitalen Teilpopulationen auf den Gänsebeikrautfluren nicht mehr. Nach OBERDORFER (2001) bevorzugt die Art nämlich frische, nährstoffreiche, schwere Lehm Böden. Zudem kommen die hier herrschenden Bewirtschaftungsbedingungen der Phänologie ihres Entwicklungszyklus‘ zu gute. So keimt die Wolfsmilchart erst ab dem mittleren Frühjahr, also mehr oder weniger direkt nach dem Bodenumbruch im Frühling und beginnt üblicherweise erst ab Juni/Juli zu blühen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; FISCHER ET AL., 2008), was auch meine Beobachtungen bestätigen. Ihre Früchte entwickeln sich folglich wohl erst ab Juli. Auf den Gänsebeikrautfluren, welche keine Getreideernte erfahren und frühestens im Oktober umgeackert werden, hat sie also genügend Zeit viele Diasporen auszubilden.

Die Konzentration der Art auf lichte Stellen im Wintergetreide ist durch drei Faktoren erklärbar: Erstens kann die relativ spät keimende Wolfsmilch-Art an lichten, warmen, vegetationsarmen Stellen ungehindert keimen und anwachsen. Zweitens kommt der nährstoffliebenden Art die bessere Nährstoffversorgung auf den von Gänsen regelmäßig beweideten Stellen zugute. Und drittens werden die abgeweideten Flächen wahrscheinlich regelmäßig vom Mährescher verschont, wodurch eine ausreichende Fruchtbildung ermöglicht wird. Die Breitblatt-Wolfsmilch gehört also zu den Arten, die erheblich von der Gänsebeweidung profitieren.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Aktuell kommt die Breitblatt-Wolfsmilch, mit Ausnahme von Ost-Tirol, in allen Bundesländern Österreichs selten vor. In Kärnten tritt die Art nur unbeständig auf. Sie gilt österreichweit als „**gefährdet**“, in den Regionen Alpengebiet, Böhmisches Masse und nördliches Vorland ist sie „stark gefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Im Burgenland gilt sie jedoch als „ungefährdet“.

In Deutschland ist sie stark im Rückgang begriffen und in den meisten Bundesländern „gefährdet“ oder „stark gefährdet“. In der Schweiz kommt sie zerstreut vor (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn ist sie derzeit „ungefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Die Breitblatt-Wolfsmilch tritt neben Getreideäckern auch in Hackfrucht-, Gartenunkraut- und Ruderalgesellschaften auf (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001; FISCHER ET AL., 2008). An letzteren kommt sie zumindest in Deutschland schwerpunktmäßig vor. Sie ist wahrscheinlich auf Bach- und Flusasufern des nördlichen Mittelmeergebietes heimisch (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Diasporenlebensdauer

unbekannt

5.3.4.7 Salzstandorte

Dominierende Pflanzengesellschaft: *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis*

Die Prioritären Segetalarten der versalzten Ackerstandorte

Von sieben gefährdeten „Kernsegetalarten“, die sich auf Ackersalzstandorte konzentrieren, wurden drei Arten nicht in den „prioritären Artenkreis“ aufgenommen: *Chenopodium chenopodioides*, *Atriplex prostrata* und *Puccinellia limosa*. Die beiden erstgenannten Arten kommen zwar regelmäßig auf Ackersalzstandorten vor, sie haben ihren Verbreitungsschwerpunkt aber an den Lackenrändern bzw. in den ausgetrockneten Lacken der Umgebung und sind dort meist nicht selten (VGL. FISCHER ET AL., 2008). *Puccinellia limosa* ist eine mehrjährige Art, die mit nur drei Individuen am Übergang des Ackers zur Weide vorkam. Es bleiben also **vier gefährdete prioritäre Segetalarten**, welche durch die salzbeeinflussten Ackerstellen bedeutend gefördert werden.

Crypsis schoenoides und *Juncus ranarius* haben ihren Verbreitungsschwerpunkt zwar auch an Salzstandorten der umgebenden Weidelandschaft, sie treten aber auch dort nur selten bis sehr selten auf (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Die salzhaltigen Ackerstellen bieten den beiden hochgradig gefährdeten Arten geeignete Lebensraumbedingungen. *Lepidium perfoliatum* und *Hibiscus trionum* sind ebenfalls hochgradig gefährdet und kommen zumindest in Österreich schwerpunktmäßig auf Ackerstandorten vor.



Abb. 50 Foto: *Hibiscus trionum* in Salzackerflur

Hauptursachen für das Vorkommen der prioritären Segetalarten auf den Salzstandorten

Saat-, Ernte- und Umbruchzeiten

Die Ackersalzstandorte unterliegen dem jährlichen Fruchtwechsel zwischen Winter- und Sommergetreide. Nun stellt sich die, besonders für die Entwicklung von Pflegemaßnahmen der Salzstandorte, wichtige Frage, wie sich die beiden, Jahr für Jahr abwechselnden Bewirtschaftungsweisen auf die Salzbeikrautvegetation auswirken. Der überwiegende Teil der Salzstandorte, genauer gesagt sechs von insgesamt sieben aufgefundenen Salzstellen, befand sich im Aufnahmejahr unter Wintergetreidebewirtschaftung. Eine wissenschaftlich fundierte Vergleichsanalyse zwischen den beiden Systemen kann anhand dieser Stichprobenverteilung also nicht durchgeführt werden. Um eine einwandfreie Interpretation der Auswirkungen der jeweiligen Bewirtschaftungsbedingungen auf die Salzbeikrautvegetation zu ermöglichen, müssten streng genommen Vegetationsaufnahmedaten von mindestens zwei aufeinanderfolgenden, besser aber mehreren, Jahren zu Verfügung stehen. Folglich musste ein anderer Weg für die Konzeption eines sinnhaften Bewirtschaftungsplanes der Ackersalzstandorte eingeschlagen werden. Und zwar führt dieser Umweg über biologische und autökologische Informationen über die jeweiligen prioritären Segetalarten aus der Literatur:

Es ist anzunehmen, dass die winterannuelle bis zweijährige Art *Lepidium perfoliatum* (VGL. KLOTZ ET AL., 2002) im Acker auf Wintergetreidebewirtschaftungsbedingungen angewiesen ist. Nach KLOTZ ET AL. (2002) blüht sie von Mai bis Juni. Zum Aufnahmezeitpunkt im Juni waren hier im Nationalpark tatsächlich auch alle Individuen schon verblüht, die Früchte ausgereift und das Kraut verholzt. Der Steppenroller wartete gewissermaßen nur noch auf die nächste starke Windböe, um seine Diasporen ausstreuen zu können. Das Vorkommen von *Lepidium perfoliatum* am äußersten Acker- rand einer Sommergetreideparzelle (Aufnahme-Nr. 98) ist wahrscheinlich auf das

dortige Ausbleiben eines Bodenumbruchs im Frühjahr zurückzuführen. Schließlich war an dieser offensichtlich versalzten Stelle auch kaum Ertrag zu erwarten.

Die übrigen drei gefährdeten Arten *Hibiscus trionum*, *Juncus ranarius* und *Crypsis schoenoides* sind ihres Entwicklungszyklus' zufolge offensichtlich nicht auf Wintergetreide-Bewirtschaftungsbedingungen angewiesen. Im Gegenteil gehören sie alle dem Hapaxanth-Typ „a4“ (vgl. Kap. 4.4.4.2) an und keimen und fruchten relativ spät im Jahr. *Crypsis schoenoides* und *Juncus ranarius* kommen, ähnlich wie *Atriplex prostrata* und *Chenopodium chenopodioides*, zumindest im Seewinkel charakteristischer Weise auf feuchten, tonreichen Böden von ausgetrockneten Salzlacken vor. Sie sind durch ihre späte Keimzeit an die im Frühjahr überschwemmten und meist erst im späten Frühjahr bis Sommer austrocknenden Lacken angepasst und finden auf den mehr oder weniger getreidefreien und dementsprechend offenen Salzstellen der Getreideparzellen ebenfalls gute Keimungsbedingungen vor. Folglich sind für deren Entwicklung, aber auch für jene von *Hibiscus trionum*, Sommergetreidebewirtschaftungsbedingungen sogar vorteilhaft. Alle drei Arten kommen dennoch regelmäßig in Wintergetreideparzellen vor. Die Konkurrenzwirkung von, zu diesem Zeitpunkt weiter entwickelten Wintergetreidebeikräutern, das mehrmalige Striegeln ab dem frühen Frühjahr und die früh im Jahr stattfindende Ernte, alles Einflüsse, welche spätkeimende Arten im Wintergetreide benachteiligen, dürfte ihnen also nur wenig ausmachen. Warum ist das so?

Wahrscheinliche Ursachen dieses Phänomens sind einerseits die außerordentlich geringe interspezifische Konkurrenzwirkung auf den nur schütter bewachsenen Salzflächen, andererseits ein möglicherweise regelmäßiges Ausbleiben des Striegel- und Ernteverfahrens auf den ohnehin zumeist ertragsfreien Salzstellen. Es ist jedoch anzunehmen, dass selbst bei erfolgreicher Ernte, eine Beschädigung der drei prioritären Segetalarten *Hibiscus trionum*, *Juncus ranarius* und *Crypsis schoenoides* durch ihren gleichsam niedrigen Wuchs vielfach unterbleibt.

Nichtsdestotrotz ist für die drei Arten, ähnlich wie für charakteristische Stoppelbeikräuter, vor allem unter Winter-, aber auch unter Sommergetreidebewirtschaftung ein spät im Jahr erfolgreicher Bodenumbruch für eine ausreichende Ausbildung von reifen Diasporen von großer Wichtigkeit.

Bodenbedingungen

Die vier prioritären Segetalarten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer bevorzugten Standortsbedingungen: *Juncus ranarius* und *Crypsis schoenoides* wurden ausschließlich in stark vertieften, verdichteten, aber keineswegs salzverkrusteten Traktorspurrinnen gefunden. Diese waren zum Aufnahmezeitpunkt, welchem eine lange Dürreperiode voranging, immer noch leicht feucht, während die höhergelegenen benachbarten Salzböden stark ausgetrocknet waren. Das Vorkommen beider Arten konzentriert sich auch nach OBERDORFER (2001) und FISCHER ET AL. (2008) auf feuchte Bodenverhältnisse. Insbesondere *Lepidium perfoliatum*, häufig aber auch *Hibiscus tri-*

onum, wurden hingegen auf weniger stark verdichteten, höher gelegenen, trockeneren Salzstandorten vorgefunden. Passenderweise gibt auch OBERDORFER (2001) frische bis wechselfrische Stellen als bevorzugte Standorte für *Lepidium perfoliatum* an. *Hibiscus trionum* vermag nach FISCHER ET AL. (2008) sowohl trockene bis mäßig feuchte Böden zu besiedeln.

5.3.4.8 Die Prioritären Segetalarten der Salzstandorte

❖ *Lepidium perfoliatum* = Stängelumfassende Kresse (Brassicaceae)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Lepidium perfoliatum ist auf den Nationalparkäckern weitgehend auf salzbeeinflusste Stellen der Wintergetreidefluren beschränkt. Hier ist sie mit einer hohen Stetigkeit von 71% vertreten und bildet vitale und oft relativ dichte Bestände aus. Ihr durchschnittlicher Deckungswert liegt, trotz ihres zumeist vertrockneten Zustands, mit 6,6% auch relativ hoch. Im umgebenden Intensiv-Agrarland konnte kein Vorkommen der Art verzeichnet werden.

In den Ackerbeikraut-Vegetationsaufnahmen des Nord-Burgenlandes von HOLZNER (1970), welche die Basisdaten zur Salzgesellschaft *Matricaria-Atriplicetum* in Österreich beinhalten, kommt die Art bemerkenswerter Weise kein einziges Mal vor. Aber auch die Vegetationsaufnahmen von versalzten Ackerstellen des Seewinkels von STRASSER (1983) lassen ein Vorkommen der Art vermissen. Nur TIMÁR (1954), der Beschreiber des *Matricario-Atriplicetum*, verzeichnete vereinzelte Vorkommen der Art auf versalzten Ackerstandorten in Ungarn (vgl. Kap. 4.1.3.6).

Lokale Gefährdungsursachen

Wie schon erwähnt, trägt die Wintergetreidebewirtschaftung der Salzackerstellen maßgeblich zur Entwicklung der vitalen Bestände des Nationalparks bei. Das Beibehalten eines regelmäßig stattfindenden Wintergetreideanbaus im Nationalpark ist folglich auch für den Erhalt dieser Art vonnöten. Außerdem ist, wie auch die übrigen „Salzackerarten“, auch sie potentiell durch die Aufgabe der ertragsschwachen Salzstandorte potentiell bedroht.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Bis auf sehr seltene unbeständige Vorkommen, ist die Stängelumfassende Kresse in Österreich ausschließlich im pannonischen Burgenland, und hier besonders im Seewinkel, anzutreffen. In Niederösterreich gilt die Art als „Ausgestorben“. Sowohl in Österreich, als auch im Burgenland ist sie „**vom Aussterben bedroht**“.

In Deutschland tritt sie als unbeständiger Neophyt auf (VGL. KLOTZ ET AL., 2002). In der Schweiz ist die Art sehr zerstreut auf Ruderalstandorten verbreitet und gilt als „stark

gefährdet“ (VGL. LAUBER & WAGNER, 2007). In Ungarn wird sie derzeit nicht in der Roten Liste geführt (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Lepidium perfoliatum besiedelt in Österreich neben Äcker auch Ruderalstandorte (VGL. FISCHER ET AL., 2008). In ihrem Hauptverbreitungsgebiet in Ost-Europa kommt die Art vorwiegend auf Salz-Weiden vor (VGL. OBERDORFER, 2001). Im Jahr 2015 entdeckte ich einen kleinen Bestand der Stängelumfassenden Kresse inmitten einer Hutweide in der Nähe der Langen Lacke, und zwar an einer stark betretenen, von Ruderalarten spärlich bewachsenen, eutrophierten Stelle direkt neben einer Viehtränke.

Diasporenlebensdauer

unbekannt

❖ *Hibiscus trionum* = Stundeneibisch (*Malvaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Der Stundeneibisch ist auf den versalzten Ackerstellen ähnlich häufig vertreten, wie die Stängelumfassende Kresse. Allerdings sind seine Bestände hier deutlich weniger individuenreich, was durch seine durchschnittliche Deckung von 2% ersichtlich wird. Der niedrig ausfallende Deckungswert ist allerdings teilweise auch auf die, während des Aufnahmezeitraums im Juni, zumeist noch jungen und nicht voll ausgewachsenen Pflänzchen zurückzuführen. Nur vereinzelte Exemplare des Stundeneibischs brachten schon die beeindruckenden Blüten hervor (vgl. Abb. 50). Die Art konnte im Nationalpark nur innerhalb der Äcker und hier, bis auf ein Vorkommen auf einem vermeintlich salzunbeeinflussten Standort im Wintergetreide, nur auf versalzten Ackerstandorten nachgewiesen werden. Im umgebenden Intensiv-Ackerland wurde kein Vorkommen verzeichnet. Nach HOLZNER (1970) kam die Art Ende der 1960er Jahre im Nordburgenland schon selten, allerdings stets außerhalb von salzbeeinflussten Ackerstandorten vor. Auch STRASSER (1983) lässt eine Dokumentation der Art auf salzhaltigen Ackerböden vermissen. In den Vegetationsaufnahmen der Salzbeikrautfluren in Ungarn durch TIMÁR (1954) tritt der Stundeneibisch allerdings mit einer hohen Stetigkeit von 38% auf (vgl. Kap. 4.1.3.6).

Lokale Gefährdungsursachen

Neben der potentiellen Bedrohung durch die Aufgabe der Bewirtschaftung der ertragsarmen Salzstandorte, ist die sich sehr spät entwickelnde Art *Hibiscus trionum* insbesondere auch durch den regelmäßig zu früh erfolgenden Bodenumbruch bedroht.

Verbreitung und Gefährdungssituation im benachbarten Ausland

Der sehr wärmeliebende Stundeneibisch kommt in Österreich selten in den Bundesländern Burgenland, Wien, Niederösterreich und der Steiermark vor. In anderen Bundesländern tritt er nur unbeständig auf. *Hibiscus trionum* gilt österreichweit und im Burgenland als „**stark gefährdet**“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland ist er ein unbeständig auftretender Neophyt (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In der Schweiz kommt die südöstlich verbreitete Art nur kultiviert und manchmal verwildert vor (VGL. LAUBER & WAGNER, 2007). In Ungarn ist sie hingegen derzeit „ungefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Nach OBERDORFER (2001) und FISCHER ET AL. (2008) tritt *Hibiscus trionum* bevorzugt in Hackfruchtäckern auf. Nach FISCHER ET AL. (2008) zählen außerdem Weingärten und ruderal beeinflusste Rasen zu seinen Habitaten.

Diasporenlebensdauer

unbekannt

❖ *Juncus ranarius* = Frosch-Simse (*Juncaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Es konnten nur zwei kleine Bestände der „Frosch-Simse“ auf den Nationalparkäckern, und zwar jeweils am südlichen Ackerrand der beiden Ackerparzellen Nr.12 und Nr.13, nachgewiesen werden. Der gesamte Ackerrand der beiden Parzellen ist durch tonhaltige, feuchte und durch das Befahren von Traktoren verdichtete Böden gekennzeichnet. Einer der beiden *Juncus*-Bestände lag an einer nicht salzverkrusteten, nur mäßig salzbeeinflussten Stelle inmitten eines *Veronico-Lythretum*-Bestandes (Aufnahme-Nr.75). Der zweite befand sich in einer durch Salzverkrustungen geprägten Ackersenkke innerhalb der „Übergangsassoziatiön“ zwischen dem *Veronico-Lythretum* und dem *Matricario-Atriplicetum* (Aufnahme-Nr.76). TRAXLER (1993) bezeichnet *Juncus ranarius* passenderweise als charakteristische Begleitart von „salzbeeinflussten Nassbrachenausbildungen“. Im konventionellen Ackerland konnten weder vergleichbare Standorte, noch ein Vorkommen dieser Art nachgewiesen werden.

HOLZNER (1970) dokumentierte Ende der 1960er Jahre zwei Bestände in einer Mulde eines Getreideackers in der Nähe der Hölle bei Illmitz im Seewinkel. Er gibt die Art als sehr selten in Äckern des Nordburgenlandes an. In den Vegetationsaufnahmen von Salz-Ackerstandorten durch STRASSER (1983) und TIMÁR (1954) kommt die Art nicht vor (vgl. Kap. 4.1.3.6).

Lokale Gefährdungsursachen

In der gesamten Nationalparkackerlandschaft konnte nur das eine, eben beschriebene, geeignete Habitat für die Frosch-Simse nachgewiesen werden. Die Art ist daher auf den Nationalparkäckern akut gefährdet (vgl. Kap. 5.3.4.9).

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Die Verbreitung von *Juncus ranarius* in Österreich beschränkt sich auf seltene Vorkommen in den Bundesländern Burgenland, Niederösterreich und Oberösterreich (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Die Frosch-Simse gilt derzeit österreichweit und im Burgenland als „**stark gefährdet**“.

In Deutschland kommt die Art nur selten, vor allem an der Ost- und Nordsee, vor (VGL. OBERDORFER, 2001). In der Schweiz gilt sie als „vom Aussterben bedroht“ (VGL. LAUBER & WAGNER, 2007), in der ungarischen Roten Liste wird sie nicht angeführt (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Die Art besiedelt Zwergbinsengesellschaften der Klasse *Isoëto-Nanojuncetea* auf oft salzhaltigen Tonböden (VGL. OBERDORFER, 2001). Nach FISCHER ET AL. (2008) besiedelt sie auch feuchte Ruderalstellen.

Diasporenlebensdauer

unbekannt

❖ *Crypsis schoenoides* = Knopfbinsen-Sumpfgras (*Cyperaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Das Vorkommen des Knopfbinsen-Sumpfgrases wurde im Zuge der gesamten Freilandarbeit nur durch zwei Individuen dokumentiert. Diese beiden Pflänzchen befanden sich in einer feuchten Mulde des einzigen Ackersalzstandortes, der im Aufnahmejahr unter Sommergetreidebewirtschaftung stand (Aufnahme-Nr.98). Die seltene Art tritt im Nationalparkgebiet vor allem an regelmäßig beweideten Lackenrändern auf (VGL. WRBKA, 2017).

Lokale Gefährdungsursachen

Crypsis schoenoides ist auf den Ackerstandorten des Nationalparks sehr selten und „vom Aussterben bedroht“. Möglicherweise profitiert die Art von der Sommergetreidebewirtschaftung. Zum Aufnahmezeitpunkt im Juni begann die Sumpfgras-Art erst Blütenstände auszubilden. Meinen Beobachtungen entsprechend, beginnt sie auch nach FISCHER ET AL. (2008) erst im Juli zu blühen. Das Sumpfgras fruchtet also erst spät im Jahr, wahrscheinlich ab August. Der Erhalt dieser Art auf den Nationalparkäckern ist also besonders stark von einem spät im Jahr erfolgenden Bodenumbruch abhängig.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Crypsis schoenoides gilt sowohl in Österreich, als auch im Burgenland als „**vom Aussterben bedroht**“. Es kommt in Österreich ausschließlich im pannonischen Teil Burgenlands und Niederösterreichs und hier nur sehr selten vor. Die in Süd-, Südosteuropa und Westasien beheimatete Art erreicht hier ihre Arealgrenze (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland und der Schweiz kommt sie nicht vor (VGL. OBERDORFER, 2001; LAUBER & WAGNER, 2007). In Ungarn ist die Art derzeit „ungefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Crypsis schoenoides besiedelt neben feuchten Salzfluren auch feuchte, sandige Stellen und zeitweilig überschwemmte Ufer (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

Diasporenlebensdauer

unbekannt

Fazit

Sowohl die beiden „stark gefährdeten“ prioritären Segetalarten *Hibiscus trionum* und *Juncus ranarius*, als auch die beiden „vom Aussterben bedrohten“ prioritären Segetalarten *Crypsis schoenoides* und *Lepidium perfoliatum* besiedeln neben versalzten Äckern auch, oder sogar primär, andere salzbeeinflusste Biotope. Ihr generell sehr seltenes Vorkommen in Österreich, ist zum Großteil durch das ebenso äußerst rare Vorkommen ihrer primären Habitate bedingt. Den Salz-Ackerstandorten, welche als geeignete Sekundärlebensräume dieser Arten fungieren, kommt folglich eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung zu.

5.3.4.9 Feuchtstandorte

Dominante Assoziation: *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae*

Die Prioritären Arten und ihre Gefährdungssituation

Von den vier gefährdeten Kernsegetalarten, die sich auf die subhalophilen Feuchtstandorte im Acker beschränken, gelangten die zwei Arten *Centaureum pulchellum* und *Ranunculus sardous* vor allem deshalb nicht in den prioritären Segetalartenkreis, weil beide österreichweit nicht als „gefährdet“ gelten und in der umgebenden Weidelandschaft auch andere Biotope besiedeln, in denen sie zudem oft nicht selten sind. Die **zwei „prioritären Segetalarten“** *Veronica anagalloides* und *Lythrum hyssopifolia* besiedeln zwar auch Weidehabitats in der unmittelbaren Umgebung, sie sind aber österreichweit gefährdet und gelten im Burgenland sogar als „**stark gefährdet**“. Die beiden Arten fungieren zudem als die einzigen Kennarten der Gesellschaft *Veronico-Lythretum*.

Hauptursachen für die Konzentration der „prioritären Segetalarten“ auf die Feuchtstandorte

Bodenbedingungen

Das Vorkommen der beiden Arten auf den Nationalparkäckern, ist in erster Linie durch die besonderen Bodenbedingungen bzw. Feuchtigkeitsverhältnisse des, zur Wörthenlacke hin gerichteten, Ackerrandes der beiden Wintergetreide-Parzellen Nr.12 und Nr.13 (vgl. Abb. 28) zu erklären. Nur dort finden sich nämlich schwach salzbeeinflusste, feuchte, offene Tonböden, die geeigneten Böden für die Ausbildung der Nassbrachen-Ysop-Blutweiderichgesellschaft „*Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae*“.

Saat-, Ernte- und Umbruchzeiten

Welche Auswirkungen die beiden Bewirtschaftungsvarianten Sommergetreidebau und Wintergetreidebau auf das Vorkommen der beiden prioritären Arten bzw. auf die Ausprägung der Gesellschaft haben, kann, aufgrund der nur innerhalb eines Jahres gesammelten Vegetationsdaten, nur vermutet werden. Nach FISCHER ET AL. (2008) beginnen die beiden Arten jedenfalls, meinen Beobachtungen entsprechend, im Juni zu blühen. Eine Ausbildung reifer Diasporen kann also ab Juli erwartet werden. Da ein Bodenumbruch sowohl im Sommer-, als auch im Wintergetreide allerfrühestens Ende Juli stattfindet, ist die Gesellschaft, einschließlich der beiden Arten somit zumindest nicht akut durch einen verfrühten Bodenumbruch gefährdet. Es ist jedoch zu erwarten, dass die Entwicklung der, durch regelmäßige Frühjahrsüberschwemmungen und hohe Bodenfeuchte bedingt, spät auflaufenden Assoziation durch das üblicherweise schon im August stattfindende Grubbern regelmäßig verkürzt und damit nachhaltig gehemmt wird.

Die bevorzugten Keimzeiten der beiden prioritären Segetalarten konnten zwar nicht ermittelt werden, da die unmittelbar neben der Wörthenlacke gelegenen Ackersenen jedoch im Frühling regelmäßig überschwemmt werden, ist zumindest auf diesen Standorten eine Keimung frühestens ab dem mittleren bis späten Frühjahr zu erwarten. Der Sommergetreideanbau stellt somit, sowohl aufgrund des Bodenumbruchs knapp nach der Überschwemmung im Frühling, als auch wegen dem, im Gegensatz zum Wintergetreide, später im Jahr erfolgenden Bodenumbruch nach der Ernte, die geeignetere Bewirtschaftungsform für die Ausbildung der Assoziation dar. Jener Umstand könnte auch die, im Zuge dieser Studie dokumentierte, fragmentarische Ausprägung des *Veronico-Lythretum*-Bestandes im Wintergetreide miterklären (vgl. Kap. 4.1.3.8).

5.3.4.10. Die Prioritären Segetalarten der Feuchtstandorte

❖ *Lythrum hyssopifolia* = Ysop-Blutweiderich (*Lythraceae*) und *Veronica anagalloides* = Sumpf-Ehrenpreis (*Antirrhinaceae*)

Verbreitung und Erhaltungszustand im Nationalpark

Die, für die beiden prioritären Segetalarten bzw. das *Veronico-Lythretum* notwendigen, Feuchtstellen sind auf den Nationalparkäckern, wie schon erwähnt, nur sehr kleinflächig ausgeprägt. Sie sind nur am äußersten Rand zweier Ackerparzellen, wo der Traktor noch in die nebst gelegene ruderalisierte Feuchtweide hineinfuhr und damit den Boden öffnete und verdichtete, ausgebildet. Die charakteristischen Arten der Gesellschaft, einschließlich *Lythrum hyssopifolia* und *Veronica anagalloides*, bildeten hier im Aufnahmejahr nur individuenarme, lockere Bestände aus (vgl. Kap. 5.3.4.9 - Abschnitt „Saat-, Ernte- und Umbruchzeiten“).

Lokale Gefährdung

Das seltene Auftreten der, für die Ausbildung der Assoziation unentbehrlichen, spezifischen Bodenbedingungen stellt nicht nur hier im Nationalpark, sondern auch über die Nationalparkgrenzen hinaus den wohl ausschlaggebendsten Faktor für den hohen Gefährdungsgrad des Biotops bzw. der Assoziation und ihrer Arten dar.

Die kleinflächig ausgeprägten, ertragsarmen Feuchtstandorte am Ackerrand sind aufgrund der mühsamen Bearbeitung und der geringen Erträge akut durch eine Aufgabe der Bewirtschaftung bedroht.

Verbreitung und Gefährdung in Österreich und im benachbarten Ausland

Der Ysop-Blutweiderich kommt in Österreich selten in den Bundesländern Burgenland, Wien, Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark vor, der Sumpf-Ehrenpreis ist zerstreut bis selten in den Bundesländern Burgenland, Wien, Niederösterreich, Oberösterreich und Vorarlberg zu finden (VGL. FISCHER ET AL., 2008). HOLZNER (1970) gibt Ende der 1960er Jahre das Vorkommen von *Veronica anagalloides* als zerstreut, das von *Lythrum hyssopifolia* als selten in Äckern des Nordburgenlandes an.

In der Schweiz sind beide Arten sehr selten und gelten als „vom Aussterben bedroht“ (VGL. LAUBER & WAGNER, 2007). In Deutschland kommt *Veronica anagalloides* zerstreut und *Lythrum hyssopifolia* selten und unbeständig vor (VGL. OBERDORFER, 2001), Erstere gilt als „ungefährdet“, Zweite als „stark gefährdet“ (VGL. BfN, 2017). In Ungarn sind beide Arten „ungefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Habitate

Lythrum hyssopifolia besiedelt neben feuchten Äckern, auch Schlammufer und nasse Wiesen und Weiden und kommt, wie auch hier im Seewinkel, auch auf salzhaltigen Böden vor. *Veronica anagalloides* ist ebenfalls auf schlammigen Ufern, aber auch in

feuchten Gräben zu finden. Beide Arten ertragen zeitweilige Überschwemmungen (VGL. FISCHER ET AL., 2008; OBERDORFER, 2001).

Diasporenlebensdauer

unbekannt

5.3.5 Gefährdungen der Ackerbiotope und ihrer prioritären Segetalarten

Der Großteil der Winter- und Sommergetreideäcker und auch der Gänsebeikrautfluren sind nach der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs“ (VGL. TRAXLER ET AL., 2005A) dem Biotoptyp 6.1.2.1 „extensiv bewirtschaftete Äcker durchschnittlicher Standorte“ zuzuweisen und gelten daher sowohl in Österreich, als auch im Pannonikum als „stark gefährdet“. Die Feuchtstandorte, welche die Assoziation *Veronico-Lythretum* tragen, sind dem Biotoptyp 6.1.2.2 „extensiv bewirtschaftete Äcker der Extremstandorte“ zuzuordnen und sind somit ebenfalls sowohl in Österreich, als auch im Pannonikum „stark gefährdet“. Die durch die Pflanzengesellschaft *Matricario-Atriplicetum* geprägten versalzten Ackerstellen gelten nach der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs“ sogar als „vom Aussterben bedroht“!

Alle Ackerbiotope des Nationalparks gelten der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs“ (TRAXLER ET AL., 2005) nach als „stark gefährdet“, die versalzten Ackerstandorte sogar als „vom Aussterben bedroht“.

Lokale Gefährdungsgrade der prioritären Segetalarten innerhalb der Nationalparkäcker

Im Folgenden sind lokale, also weitgehend die Nationalparkäcker betreffende, Gefährdungsgrade der prioritären Segetalarten und ihrer Lebensräume einschließlich ihrer wichtigsten Gefährdungsursachen zusammenfassend angeführt.

Die Tabelle *Tab. Anhang IV* macht ersichtlich, dass ein Großteil der gefährdeten Segetalarten, für welche die Nationalparkäcker eine besonders große naturschutzfachliche Bedeutung besitzen, auch hier nur selten bis sehr selten auftritt und folglich auch lokal gefährdet ist.

Tab. 18 Lokaler für die Nationalparkäcker geltender Gefährdungsgrad der prioritären Segetalarten.

Nicht Gefährdet	Potentiell Gefährdet	Gefährdet	Stark Gefährdet
<i>Erysimum repandum</i>	<i>Ajuga chamaepitys</i>	<i>Ranunculus arvensis</i>	<i>Agrostemma githago</i>
<i>Veronica triphyllos</i>	<i>Euphorbia plat. s.str.</i>	<i>Adonis aestivalis</i>	<i>Myagrum perfoliatum</i>
<i>Silene noctiflora</i>	<i>Kickxia elatine</i>	<i>Lepidium perfoliatum</i>	<i>Caucalis plat. ssp. plat.</i>
<i>Anthemis cotula</i>	<i>Galium tricornutum</i>	<i>Hibiscus trionum</i>	<i>Caucalis plat. ssp. mur.</i>
	<i>Xanthium strumarium</i>		<i>Juncus ranarius</i>
			<i>Crypsis schoenoides</i>
			<i>Lythrum hyssopifolia</i>
			<i>Veronica anagalloides</i>

Aktuelle Gefährdungsursachen der prioritären Segetalarten und ihrer Habitate

- **Aussaat von zugekauftem, konventionell gereinigtem Getreidesaatgut**
- **Verfrühter Stoppelumbruch**
- **Mangel an geeigneten Salz- und Feuchtstandorten**
- **Zu hohe Bestandsdichte des Sommerhafers**
- **Das Fehlen kurzjähriger Brachen mit autogener Vegetation, bzw. ungestriegelter Flächen**
- Zu späte Aussaat des Wintergetreides, bzw. zu frühe Ernte des Getreides
- Mehrjährige Luzernefelder in der Fruchtfolge
- Zu tiefe Pflugfurche
- Arten, deren Verbreitungsareal hier im pannonischen Teil Österreichs seine Nordwest- bzw. Westgrenze aufweist und folglich hier nur begrenzt günstige Klimaverhältnisse vorfinden

Nach eingehenden Literaturrecherchen darf angenommen werden, dass die ersten fünf Gefährdungsursachen (**fette Letter**), einen besonders großen negativen Einfluss auf die prioritären Segetalarten und Segetalartengemeinschaften der Nationalparkäcker haben.

Eine detaillierte Beschreibung der Gegenstrategien lesen sie im Kapitel Kap. 5.4.3 „Das ergänzende Maßnahmenpaket“.

Potentielle Gefährdungsursachen der prioritären Segetalarten und ihrer Habitate

Alle Ackerbiotope

des Nationalparks und deren Biozönosen sind potentiell durch eine **Aufgabe der Bewirtschaftung** und durch **einschneidende Veränderungen der Bewirtschaftungsweise**, inklusive einer Intensivierung der Düngung und der Beikrautbekämpfung, potentiell bedroht. Beide Szenarien würden in kürzester Zeit starke Veränderungen der kurzlebigen Segetalvegetation mit sich führen. Insbesondere Arten mit kurzlebigen Samen, das gilt vor allem für *Agrostemma githago*, *Galium tricornutum* und *Ranunculus arvensis*, könnten dann innerhalb weniger Jahre lokal nachhaltig aussterben.

Ackersalz- und Ackerfeuchtbiotope

Die artenreichen Ackersalz- und Ackerfeuchtbiotope sind, da sie kaum bis gar keinen Ertrag abwerfen, und sich durchwegs an Ackerrändern befinden besonders stark durch die Aufgabe der Bewirtschaftung bedroht. Die natürliche Sukzession würde auf solchen Standorten schon nach kurzer Zeit zu einer relativ geschlossenen, ruderalisierten Brachen- bzw. Weidevegetation, wie sie in der Umgebung häufig auftritt, führen. Seltene, gefährdete einjährige Segetalarten und Pionierarten offener Feucht- und Salzböden hätten dann keine Chance mehr zu überleben. Zusätzlich sind die beiden Assoziationen *Matricario-Atriplicetum* und *Veronico-Lythretum*, wie auch alle anderen Gesellschaften feuchter, salzhaltiger Böden des Seewinkels durch die stetig fortschreitende Senkung des salzführenden Grundwasserhorizontes gefährdet (VGL. MUCINA, 1993A).

Gänsebeikrautfluren

Die Gänsebeikrautfluren, bzw. die *Stachys annua-Gesellschaft*, einschließlich ihrer seltenen Arten, welche auf die konstante Beibehaltung der sich jährlich wiederholenden Bewirtschaftungsmaßnahmen angewiesen sind, sind besonders durch nachhaltige Veränderungen der Bewirtschaftungsbedingungen bedroht. Schließlich werfen die Äcker keinerlei Ertrag ab, und dienen ausschließlich den Gänsen als Nahrungshabitat. Beispielsweise wäre die Entwicklung eines neuen Pflegemaßnahmenpaketes, das den Abwurf eines regelmäßigen Getreideertrags bei gleichzeitig ausreichender Nahrungsversorgung der Wildgänse ermöglichen soll, denkbar. Schon alleine der dann stets früher stattfindende Bodenumbruch nach der Ernte im Sommer würde die Entwicklung dieser einzigartigen Pflanzengesellschaft zusammen mit etlichen spätfruchtenden gefährdeten Arten, wie etwa *Xanthium strumarium* und *Euphorbia platyphyllos* s.str. verhindern.

5.3.6 Die naturschutzfachliche Bedeutung der Ackerbiotope im räumlichen und zeitlichen Kontext

Die drei Ackerbiotope des Nationalparks erhöhen nicht nur die γ -Diversität der Hutweidelandschaft „Lange-Lacke“, sondern tragen entscheidend zur Bildung eines vielfältigen **Lebensraumnetzwerks** bei, dass neben der räumlichen, immer auch die zeitliche Ebene miteinschließt:

Je nach Jahreszeit weisen die einzelnen Biotope innerhalb des Biotopverbundsystems unterschiedliche Strukturen und Lebensraumqualitäten auf, ein charakteristisches Merkmal der Dynamik biodiverser Agrarlandschaften. Um einen kleinen Einblick in die Bedeutung des Raum-Zeitgefüges der Nationalparkäcker zu ermöglichen, möchte ich sie in den Zeitraum „Ende Juni“ führen:

Knapp nach der Ernte des **Wintergetreides** starten nun auf dem Stoppelfeld niederwüchsige Ackerbeikräuter, wie der Gelb-Günsel - *Ajuga chamaepitys*, das Nacht-Leimkraut - *Silene noctiflora*, das Spießblatt-Tännelkraut - *Kickxia elatine* oder die verschiedenen Wolfsmilch-Arten erst so richtig durch und streben nach einer üppigen Samenreife. Der Zeitraum des bald stattfindenden Bodenumbruchs wird letztlich über ihren Erfolg entscheiden. Zur gleichen Zeit entdecken nahrungssuchende Tiere wie Hamster, Rebhühner, Finken und Gänse die Stoppelfelder und profitieren von den abgefallenen Getreidekörnern. Verschiedene Drosselarten wie etwa Singdrossel und Wacholderdrossel nutzen den nun freigelegten Boden zur Aufnahme von Würmern und Insekten.

Währenddessen stehen inmitten des dichten **Sommerhaferbestandes** die Acker-Kratzdistel - *Cirsium arvense* (vgl. Abb. 43) und die Knollen-Platterbse *Lathyrus tuberosus* in voller Blüte und werden intensiv von Schmetterlingen, Honigbienen, und verschiedenen Wildbienenarten besucht. Rehe und Hasen nutzen die dichten Haferbestände als willkommenes Versteck inmitten der offenen Weidelandschaft und fressen Ackerbeikräuter.

Gleichzeitig fallen die Lacken-nahen **Gänsebeikrautfluren** durch ihren beeindruckenden Blütenreichtum auf (vgl. Abb. 7, 48). Während der Einjahrs-Ziest *Stachys annua* auf den Stoppel des Wintergetreides gerade erst beginnt Blühsprosse zu entwickeln, stehen hier schon tausende Individuen in voller Blüte und sorgen für ein lautstarkes Summen unzähliger Hummeln. Kiebitze und Feldlerche versorgen ihre letzte Brut mit dem reichen Insektenangebot. Daneben findet ein reges und lautes Treiben von Lachmöwen, Krähen und Wildgänsen, die auf den Gänsebeikrautfluren ein reiches Nahrungshabitat vorfinden, statt.

Diese eben formulierte Schilderung einer Momentaufnahme über die unterschiedlichen Lebensraum Aspekte der drei Ackerlebensräume des Nationalparks, bietet nur einen kleinen Einblick in ein eigentlich viel tiefergreifendes Raum-Zeitgefüge der Nationalparkäcker. Der Bedeutsamkeit der Ackerlebensräume für eine Vielzahl unterschiedlichster Lebewesen soll damit ein Gefühl beigelegt werden. Denn nur was man erfühlt, beginnt man zu schätzen. Und nur was man schätzt, schützt man.

5.3.7 Die Gänseäcker: Naturschutz und Verminderung von Schäden in der Landwirtschaft – Zwei Fliegen mit einer Klappe

Wie der Titel dieses Kapitels schon andeutet, stellen die Nationalparkäcker, von den Mitarbeitern des Nationalparks zuweilen auch „Gänseäcker“ genannt, ein gutes Beispiel für eine gelungene Kooperation zwischen Menschen und anderen Organismen der Erde dar, ein doch eher seltenes, herauszuhebendes Phänomen in unserer Zeit. In folgendem Kapitel steht die „Wildgans“ als Ökosystem-Ingenieur mit ihren vielfältigen Auswirkungen im Mittelpunkt. Der Nutzen der „Gänseäcker“ für den Menschen besteht, wie schon im Einleitungs-Kapitel *Kap. 2.4.3.1* erläutert, in der Abpufferung von durch Gänse verursachte Schäden auf Äckern des umgebenden konventionellen Agrarlandes. Aber warum und inwiefern verursachen Wildgänse Schäden in der Landwirtschaft?

5.3.7.1 Auswirkungen der Gänse auf landwirtschaftliche Kulturen

ARNHOLD (1994) und LABER & PELLINGER (2008) führen folgende jahreszeitlich abhängige Nahrungspräferenzen von Gänsen in landwirtschaftlichen Kulturen an: Im Herbst sind vor allem Mais-Stoppelfelder und zum Teil abgeerntete Zuckerrübenfelder, ab Mitte Dezember dann Wintergetreidesaaten für Gänse interessant. Ab Mitte Februar gewinnt schließlich Grünland als Nahrungsfläche immer mehr an Bedeutung, wobei **Wintergetreidefelder stets eine wichtige Nahrungsquelle** darstellen.

Schäden in der Landwirtschaft treten vor allem an Wintergetreidefeldern und hier **besonders auf frisch gedrillten Getreideschlägen und jungen Saaten**, also während einer kurzen Zeitspanne im Herbst, auf (VGL. HAASE ET AL., 1999; LEISER, 1969).

Eine wichtige Rolle spielt auch die Witterung. Bei feuchten Böden, vor allem nach oberflächlichem Auftauen gefrorener Böden können Schäden durch das Ausreißen ganzer Pflanzen entstehen. Das Abzupfen der regenerativen Gräser bei trockenen bis frischen, aber nicht nassen Böden beeinflusst allerdings kaum den Ertrag. Unter bestimmten Bedingungen kann es diesen sogar erhöhen (VGL. LABER & PELLINGER, 2008).

Auch LEISER (1969) verweist auf positive Effekte durch starke Vermehrung der Halmtriebe nach Gänseverbiss und hält auch eine **Bodenverbesserung** durch den schnellen Umsatz von Gänsefäzes für möglich und plausibel.

LEISER (1969) schildert außerdem, dass im Sommer im Seewinkel Graugänse häufig reife Körner von Getreidepflanzen abfressen und dadurch kurzzeitig Schäden verursachen können, was ich durch eigene Beobachtungen auf den Nationalparkäckern bestätigen kann. Auf meinen Wegen durch die, kurz vor der Reife stehenden, Getreidefelder wurde nicht selten mein Urinstinkt des Selbstschutzes, durch das plötzlich ertönende lautstarke Quäken und Davon-Flattern von Gänsen, auf die Probe gestellt. Vor allem reife oder heranreifende Ähren, aber auch Blätter und Halme werden gefressen. Es zeigte sich, dass ausschließlich die zur Wörthenlacke nächstgelegenen Ackerbereiche von der „**Sommeräsung**“ beeinflusst werden. Letzten Endes handelt es sich hierbei jedoch um relativ große Ackerflächen. Teilweise wurden ganze Parzellen (Parzellen Nr. 12, 13) regelrecht kahlgefressen. Auch die Parzellen Nr. 0 und 1 und die Ostenden der Parzellen Nr. 2 bis Nr. 9 (vgl. *Abb. 28*) sind stark von der Sommeräsung betroffen, was sich auch in den niedrigen Kulturdeckungswerten der dort durchgeführten Vegetationsaufnahmen zeigt (vgl. *Kap. 4.4.3, Abschnitt: „Kulturdeckungswerte“; Tab. Anhang I*). Derartige Schäden konnte ich in konventionellen Äckern zum Beispiel in der Nähe der Fuchsloch- und Neubruchlacke nicht beobachten. Die Vermutung liegt nahe, dass erst die weitgehend ungestörten Verhältnisse im Nationalpark eine stressreduzierte Nahrungsaufnahme der Gänse in den hochstehenden Getreidebeständen ermöglichen und damit eine gewünschte Konzentration der Fressschäden auf den Nationalparkäckern eintritt.

Leisers Beobachtungen zeigen außerdem, dass Graugänse in Wintergetreidefeldern mit schweren Böden und zeitweiligen Überschwemmungen, **oberflächliche Schichten des Bodens stark verdichten** können, sodass es zu einem Absterben der Saat kommen kann (VGL. LEISER, 1969).

Durch die abpuffernde Funktion der „Gänseäcker“ kann selbstverständlich nur ein Teil der Schäden in landwirtschaftlichen Kulturen der Umgebung verhindert werden. Die Durchführung einer Reihe weiterer, von HAASE ET AL. (1999) entworfenen, Managementmaßnahmen könnte zu einer weiteren Entspannung der Beziehung zwischen Mensch und Gans in der Seewinkler Agrarlandschaft beitragen:

- Duldung der Vögel auf nicht schadensträchtigen Flächen (Mais- und Getreidestoppel, abgeerntete Erdäpfel- und Rübenfelder und umgebrochene Mais- und Getreideschläge) und Abwehr der Gänse auf frisch bestellten Getreidefeldern
- Schaffung von zusätzlichen jagdfreien Zonen, besonders dort wo Übernachtungs- und Nahrungsflächen – insbesondere Grünland - zusammenfallen.
- Mais- und Getreidestoppel möglichst lange stehen lassen.

- Staffelung der Maisernte bis Ende November, sodass Ernterückstände lange zu Verfügung stehen. Schäden an frisch gedrilltem Getreide könnten so effektiv vermindert werden.
- Verlagerung des Saat-Zeitpunktes von Wintergetreide, soweit möglich, vor Ankunft der Wintergäste, was wiederum auch den winterannuellen Segetalarten zugutekommt (vgl. *Kap. 5.4.3.1 Abschnitt „Roggen“*)!
- Förderung einer Kooperation von Vertretern der Landwirtschaft, der Jagd und des Naturschutzes.

5.3.7.2 Wildgänse und Naturschutz

Ein Fokus auf die Wildgänse

Die Äcker des Nationalparks heben sich gegenüber den zahlreichen übrigen Wintergetreidefeldern des Seewinkels als besonders attraktive Nahrungsplätze für Wildgänse ab und spielen somit für Erhalt und Schutz von Grau-, Saat- und Blässgans-Populationen eine bedeutende Rolle.

Die kurze Distanz zwischen geeigneten Schlafplätzen (Wörthenlacke und Lange Lacke) und ausreichend großen Nahrungsflächen (Wintergetreide und Grünland) bringt einen großen energetischen Vorteil für die Gänse mit sich. Hinzukommend trägt die im Nationalpark gegebene geringe Störungsintensität und -frequenz, durch Ausbleiben der Jagd und der Vertreibung durch Landwirte, entscheidend zu einer erfolgreichen Überwinterung und zu einem ausreichenden Fettaufbau für den Heimzug der Gänse bei. Beide Faktoren erhöhen wiederum den Bruterfolg in der anschließenden Brutsaison (VGL. LABER & PELLINGER, 2008; ARNHOLD, 1994).

Die Gänse als Naturschützer - Fördern Wildgänse die Diversität der Segetalflora und -fauna?

Das Äsen der Gänse auf den Wintergetreidefeldern hat selbstverständlich auch Auswirkungen auf die Ackerbegleitpflanzen. Wissenschaftliche Studien, die sich mit diesem Thema fundiert auseinandersetzen, konnte ich nicht ausfindig machen. Folgende, teils hypothetische, Auswirkungen konnte ich dennoch, durch die Zusammenführung von spärlichen Informationen aus der Literatur, Vegetationsdaten der vorliegenden Studie und eigenen Beobachtungen, herausarbeiten:

Wie wir schon wissen, kann das Äsen auf Wintergetreideäckern kurz nach der Aussaat zu landwirtschaftlichen Schäden führen (vgl. *Kap. 5.3.7.1*). Diese Schäden äußern sich, im Falle der „Gänseäcker“ im Nationalpark gut ersichtlich, vor allem durch eine **geringere Standdichte des Getreides** (vgl. *Kap.4.2.2*). Nur die intensive Beweidung durch Gänse kann erklären, dass eine überdurchschnittlich hohe Saatstärke von 180 bis 200 kg/ha (vgl. *Kap. 2.4.3.2*) einen derart lockeren Wintergetreidebestand (durchschnittlich 40% Kulturdeckung) zur Folge hat. Ein lockerer Getreidebestand ist er-

sichtlicher Weise generell förderlich für die Biomasseentwicklung der Ackerbeikrautvegetation. Im Gegensatz zur Gänsebeweidung im Winter, hat das Abfressen der reifen, bzw. reifenden, Getreideähren im Sommer wohl nur einen geringen Einfluss auf die Beikrautflora. Der entscheidende Selektionsvorgang findet nämlich in der Keimungs- und Jugendphase der Segetalvegetation und des Getreides statt, wenn die Konkurrenzverhältnisse untereinander über die letztendlich bestehende Artenkombination entscheiden.

Wir wissen bereits, dass die Biomasse, also die Quantität der Ackerbeikrautvegetation durch den lockeren Getreidebestand gefördert wird. Aber trägt die Gänsebeweidung auch zu einer Erhöhung der Artenvielfalt im Acker bei?

Etliche im Folgenden erläuterte Faktoren sprechen für eine solche Diversitätssteigerung:

Der Literatur nach ermöglicht der, durch eine **geringe Getreidebestandsdichte** induzierte, reduzierte Konkurrenzdruck durch die Getreidepflanzen vermehrt auch konkurrenzschwachen, oftmals selten und gefährdeten Segetalarten die Besiedlung (vgl. Kap. 5.4.3.3, Abschnitt: „Bestandsdichte der Kultur“). Durch den vermehrten Lichteinfluss wird auch der Boden stärker erwärmt, was wiederum die Entwicklung spätkeimender Arten, die in dichten Getreidefluren üblicherweise kaum Überlebenschancen besitzen, fördert. Unter diesen „Wärmekeimern“ befinden sich charakteristische Hackfruchtbeikräuter, wie zum Beispiel *Mercurialis annua* und *Chenopodium hybridum*, aber auch typische Stoppelbeikräuter, wie zum Beispiel *Ajuga chamaepitys* und *Euphorbia platyphyllos* s.str.. Das Auflichten der Getreidebestände durch Wildgänse trägt also auch zu einem Verschwimmen der ohnehin ineinandergreifenden Grenzen zwischen Halm- und Hackfruchtbeikrautgesellschaften bei. Außerdem kommt es durch das erhöhte Platzangebot, den geringeren Konkurrenzdruck, und das lichtere und wärmere Mikroklima zu einer vermehrten Ruderalisierung der Getreideschläge: So können vermehrt auch Arten mit Schwerpunkt auf Ruderalstandorten, wie zum Beispiel *Medicago lupulina*, *Lepidium draba*, *Reseda lutea* oder *Cerinthe minor* mit einer relativ hohen Stetigkeit auf den Getreideäckern Fuß fassen (vgl. Kap. 4.1.3.2, Abschnitt „Floristische Bausteine“).

ZINÖCKER (1992) dokumentierte eine ähnliche Artenzusammensetzung aus Halm-, Hackfruchtbeikräutern und Ruderalarten in einjährigen Herbstbrachen des klimatisch ähnlichen Marchfelds, welche nach dem Bodenumbruch im Herbst brachliegen und daher gar keiner Konkurrenzwirkung durch Getreide ausgesetzt sind. Große Teilbereiche der Nationalparkäcker, die durch das massive Äsen durch Wildgänse betroffen sind und eine sehr geringe Kulturdeckung von unter 10 % oder im Falle des

Ackerbiotops „Gänsebeikrautfluren“ sogar gar keine Getreidepflanzen mehr aufweisen, sind diesen Herbstbrachen bezüglich ihrer Standortsbedingungen auch durchaus ähnlich, auch wenn sich die Nationalparkäcker durch die anfänglich vorhandene Konkurrenzwirkung des Getreides (die Gänsebeikrautfluren ausgenommen) und den Einfluss des zwei- bis dreimaligen Striegels im Frühjahr unterscheiden.

Bemerkenswert ist die für Getreidefluren ungewöhnlich **hohe strukturelle Vielfalt** der Nationalparkäcker, welche vorwiegend auf die Gänsebeweidung unterschiedlicher Intensität zurückgeht. So entsteht eine enge Verzahnung von Vegetationsflächen mit unterschiedlichsten Beikraut- und Getreidedichten und -höhen (vgl. Kap. 4.4.3). Es ist vorstellbar, dass diese Strukturvielfalt durch ihre physiognomische Diversität und der damit einhergehenden Schaffung verschiedener Kleinklimatas förderliche Auswirkungen auf die Organismen-, insbesondere auf die faunistische, Vielfalt hat.

Stark beäste Flächen werden auch stärker mit **Gänsefäzes** beschickt, als kaum oder nicht beäste Flächen, was wiederum positive Effekte auf die Organismenvielfalt innerhalb der Äcker haben kann. Neben Pflanzenarten, die von den höheren Nitratkonzentrationen profitieren, wie etwa die beiden, auf die „Gänsebeikrautfluren“ beschränkten, gefährdeten Arten *Anthemis cotula* und *Xanthium strumarium*, stellen solche Standorte wohl auch für unterschiedlichste auf Kot spezialisierte Organismen, wie etwa bestimmte Käfer-, Dipteren-, Milben-, Pilz- und Bakterienarten ein geeigneter Lebensraum dar.

Die bei intensiver Beweidung durch Gänse entstehende **Verdichtung von oberflächlichen Bodenschichten** schwerer, periodisch nasser Böden, beeinflusst nicht nur die Entwicklung der Getreidepflanzen (VGL. LEISER, 1969), sondern auch jene der Ackerbeikrautvegetation. Alle zeitweilig vernässten, tonreichen und zumeist auch salzhaltigen Flächen der Nationalparkäcker sind durch ihre Nähe zur Wörthen-Lacke stark von der Gänsebeweidung betroffen. Es ist also anzunehmen, dass diese Standorte eine derartige Verdichtung erfahren. Neben der oberflächlichen Verdichtung finden jedoch gleichzeitig auch tiefergehende Verdichtungen durch landwirtschaftliche Maschinen statt. Ob sich diese beiden Verdichtungsarten unterschiedlich auf die Vegetation auswirken, bzw. ob der Effekt der oberflächlichen Verdichtung durch den Gänsebetritt von jenem der tiefergehenden geschluckt wird, bleibt offen. Es ist aber durchaus denkbar, dass sich der über das ganze Jahr bestehende stets wirksame Gänsebetritt auf nassen Böden, unabhängig von der Verdichtung durch schwere Maschinen, auf die Zusammensetzung der Biozönose auswirkt. Bodenverdichtungen führen jedenfalls zu einer stärkeren Vernässung und folglich zu geringeren Sauerstoffkonzentrationen im Boden. Solche nur schütter bewachsene, lebenswidrige Standorte bieten aber gerade seltenen „Spezialisten“ geeignete Lebensbedingungen. Sie beherbergen seltene Pflanzengesellschaften wie das *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae* mit „stark gefährdeten“ Arten wie die beiden namengebenden Arten *Lythrum hyssopifolium* und *Veronica anagaloides*. Auf salzhaltigen, vernässten Böden kann sich eine Feuchtevariante der noch selteneren Assoziation *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* etablieren. Äußerst seltene Arten, wie *Juncus ranarius* und

Crypsis schoenoides finden hier einen geeigneten Lebensraum vor (vgl. Kapitel 4.1.3.6 und 4.1.3.8).

Eine weitere potentielle Förderung der Segetalarten-Diversität durch die Gänsebe-weidung, ist in der Funktion der Gänse als **Diasporenverbreiter** zu finden. So unter-stützen Wildgänse durch ihre Nahrungssuche in Äckern wohl auch die Ausbreitung von Segetalarten, insbesondere von jenen mit epizoochoren Früchten, wie z.B. auch die seltenen Arten *Caucalis platycarpus s.str.*, *Galium tricornutum*, *Ranunculus arven-sis*, *Ranunculus sardous* und *Xanthium strumarium*. Aber auch etliche andere Arten, die keine epizoochore Ausbreitungsstrategie verfolgen, werden wahrscheinlich durch Zufallsausbreitung oder endozoochore Ausbreitung gefördert (VGL. AUCH LEISER, 1969). Die Wildgänse unterstützen also eine Verbreitung von Segetalarten innerhalb der Nationalparkäcker, aber auch darüber hinaus. So sorgen sie auch für eine stete „Beimpfung“ von Äckern des umliegenden Agrarlandes mit Diasporenmaterial selte-ner Arten der Nationalparkäcker und tragen somit potentiell auch zu einer Bereiche-rung der Segetalflora über die Nationalparkgrenzen hinaus bei, auch wenn eine nach-haltige Etablierung jener empfindlichen Arten außerhalb der Nationalparkgrenzen erst durch extensive Bewirtschaftungsformen ermöglicht wird. Aber auch umgekehrt bringen Gänse, vor allem Durchzügler und Wintergäste, immer wieder Diasporen von Segetalarten aus nah und fern gelegenen Gebieten ein und sorgen so für eine potenti-elle Erweiterung der Artengarnitur, seien es in Ausbreitung befindliche Neophyten oder seltene Segetalarten von Extensiväckern oder Brachen. Möglicherweise ist das Vorkommen mancher RL-Arten der Nationalparkäcker auf eine solche Einbringung zurückzuführen (vgl. Kap. 5.3.3.4).

Fazit

Im Allgemeinen ist sowohl eine Förderung der Ackerbeikrautbiomasse, als auch eine Förderung der Segetalpflanzen- und Tierartenvielfalt durch den Einfluss der Wild-gänse im Acker zu erwarten. Folgende Einflussfaktoren können als Biodiversität-för-dernde Effekte angenommen werden:

- Die verringerte Standdichte des Wintergetreides durch Ausdünnen der Getrei-desaat → Höhere Ackerbeikrautbiomasse und Erhöhung der Artenvielfalt durch Förderung von Ruderal-, Hackfrucht- und konkurrenzschwachen Sege-talarten; Förderung der faunistischen Vielfalt
- Die erhöhte physiognomisch-strukturelle Diversität der Ackervegetation
- Eine lokal veränderte Bodenchemie und Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit auf stark mit Gänsefäzes beschickten Flächen
- Die Diasporenverbreitung durch Wildgänse: Verbreitung der Arten innerhalb der Nationalparkäcker, Ermöglichung von Neubesiedelungen von Außerhalb und Förderung des genetischen Austauschs von Populationen über große Dis-tanzen

- Die Entstehung von durch Gänsebetritt oberflächlich verdichteten „Nass-Biotopen“ auf tonhaltigen Ackerböden

Veränderung der Artengarnitur durch selektives Fressverhalten

Neben Getreide werden regelmäßig auch Beikräuter von Gänsen verzehrt (VGL. LEISER, 1969). Das selektive Fressverhalten der Gänse beeinflusst wohl auch bis zu einem gewissen Grad die Artenzusammensetzungen von Segetal-Pflanzengesellschaften. Die tatsächlichen Auswirkungen können allerdings nur vermutet werden. LEISER (1969) berichtet, dass Graugänse sowohl eine starke Vernichtung von Ackerunkräutern und deren Samen und Rhizome (*Elymus*, *Rumex*, *Polygonum*, *Atriplex*, u.a.) verursachen, als auch Ackerbegleitpflanzen über selektives Abfressen der Kulturen und endozoochorer Ausbreitung über Kot fördern können.

Meine Beobachtungen im Seewinkel lassen erahnen, dass die Beikrautvegetation, soweit sichtbar, nur mäßig durch Gänsebeweidung beeinträchtigt wird. Dieser Umstand kommt besonders an Stellen zum Vorschein, an denen die Kulturpflanzen stark abgefressen, die Ackerbegleitflora aber noch eine relativ hohe Unversehrtheit zeigte. Eindeutig sichtbare, durch Gänse bedingte Fressschäden an Segetalarten, konnten nur, und dann aber regelmäßig und oft intensiv, am Ackersenf (*Sinapis arvensis*) festgestellt werden. Trotzdem ist es durchaus vorstellbar, dass auf den, insbesondere ab Herbst bis ins Frühjahr, stark frequentierten Wintergetreideparzellen die Beweidung durch Gänse auch über selektives Abfressen von Ackerbeikrautarten einen bedeutsamen Einfluss auf die Ackerbeikraut-Artenzusammensetzung hat.

5.3.8 Kohärenzbeziehungen bezüglich des Floristischen Status‘ der Segetalarten

Bemerkenswerter Weise lassen sich zwei Kohärenzbeziehungen bezüglich des floristischen Status‘ der Segetalarten herstellen. Zum einen zeigt sich ein **Zusammenhang mit dem Gefährdungsgrad, zum anderen mit der Habitatpräferenz:**

Die Archäophyten

Archäophytische Segetalarten waren zumeist schon vor ihrer Ankunft in Mitteleuropa verbreitete Ackerbeikräuter des Mittelmeerraums. Sie haben sich über viele Jahrhunderte an die Bedingungen im Ackerbau angepasst. In den meisten Fällen gelangten sie wohl über Getreidesaatgut hierher.

Der Großteil der alteingebürgerten Ackerbeikräuter besiedelt auch heute noch primär Ackerlebensräume. Viele von ihnen, wie zum Beispiel die Kornrade – *Agrostemma githago*, der Acker-Hahnenfuß – *Ranunculus arvensis* oder das Dreihörner-Labkraut – *Galium tricornutum* kommen in Mitteleuropa als obligate Segetalarten sogar fast ausschließlich in Äckern vor.

Bedenkt man die drastischen Veränderungen im Ackerbau seit der Industrialisierung der Landwirtschaft, insbesondere seit dem Ende des zweiten Weltkriegs (vgl. Kap.

2.3.1.1), verwundert es nicht, dass archäophytische Segetalarten einen weit größeren Anteil der gefährdeten Segetalarten stellen, als indigene Vertreter, welche in den meisten Fällen auch eine weitere Standortamplitude besitzen. **Hier auf den Nationalparkäckern sind 68% der gefährdeten Segetalarten alteingebürgert und 32% heimisch**, wobei sich die gefährdeten Archäophyten fast ausschließlich auf durchschnittliche Standorte beschränken und allesamt einen deutlichen Schwerpunkt auf Ackerstandorten besitzen, während indigene gefährdete Arten mehr oder weniger ausschließlich auf Extremstandorten im Acker vorkommen und neben Äcker regelmäßig auch andere Habitate besiedeln (vgl. Kap. 4.4.4.4: Abschnitt „Floristischer Status der gefährdeten Arten“; Tab. 15 in Kap. 4.4.2.3. Abschnitt „Die gefährdeten Arten“).

Die Indigenen Arten

Indigene Ackerbeikrautarten gehören den sogenannten „Apophyten“ an und weisen nicht nur, wie schon erwähnt, oft ein großes Habitatspektrum auf, sondern sind auch in vielen Fällen weit verbreitet und häufig. Die Primärhabitats der indigenen Kulturfolger sind allerdings heutzutage zumeist selten geworden und so verteilt sich ihr Vorkommen zumeist auf verschiedenste anthropogen überprägte Lebensräume. Zum Beispiel stellt das Primärhabitat des Vogel-Knöterichs - *Polygonum aviculare* offene Ufergesellschaften dar, in denen er auch heute noch regelmäßig zu finden ist. Doch erst seine Einnischung in anthropogene Pionierlebensräume ermöglichte ihm, sich zu einer beinahe weltweit allgegenwärtigen Pflanzenart zu erheben. Neben Äckern besiedelt er auch verschiedenste Ruderalstandorte wie Trittrasen, Kies- und Pflasterplätze, Wegränder, u.a. (VGL. OBERDORFER, 2001). Der Hopfen-Schneckenklee – *Medicago lupulina* kommt neben Äckern auch auf Magerrasen, in trockenen Fettwiesen, an Wegen, Dämmen und anderen Ruderalstandorten vor (VGL. OBERDORFER, 2001). Für viele indigene, bzw. apophytische Ackerbeikrautarten lässt sich eine ähnlich lange Habitat-Liste anführen.

Der Schutz von Ackerstandorten ist für indigene Ackerbeikrautarten jedoch keineswegs nutzlos, zumal es sich bei den Populationen auf Äckern oft um eigenständige Genotypen handelt, die sich auf die Bewirtschaftungsbedingungen der Äcker angepasst haben, bzw. heute noch anpassen. Ackerstandorte bieten nämlich einen ausgezeichneten Nährboden für das rasche Entstehen neuer Pflanzensippen, ein Effekt, der einerseits dem modernen Landwirten Kopfzerbrechen bereitet, andererseits aber beispielsweise für die Zucht neuer Kulturarten von großem Nutzen sein kann. Naturschutzbestrebungen im Ackerbau kommen aber auch indigenen Ackerbeikrautarten zugute, die heute selten und gefährdet sind (vgl. Kap. 4.4.4.4, Abschnitt: „Floristischer Status der gefährdeten Arten“).

Fazit

Zusammengefasst lassen sich folgende Zusammenhänge bezüglich der Herkunftsgeschichte der Segetalarten erkennen:

- Archäophytische Segetalarten sind generell viel stärker auf Ackerbiotope konzentriert als indigene Segetalarten (Apophyten), die zumeist eine große bzw. größere Standortamplitude aufweisen.
- Archäophytische Segetalarten sind generell stärker im Rückgang begriffen, als indigene Segetalarten und weisen daher auch einen deutlich größeren Anteil an gefährdeten Arten auf.

5.3.9 Die Nationalparkäcker und ihre Fauna

Ackerbeikrautgesellschaften üben eine wichtige Funktion in Nahrungsnetzen der Agrar-Ökosysteme aus. Als unterstes Trophieniveau bilden sie gemeinsam mit den Kulturpflanzen die Basis für eine Vielzahl von Organismen.

Beispielsweise hängt die Artendiversität der „Bestäuberorganismen“, aber auch jene der Vögel in der Agrarlandschaft eng mit der Qualität von Ackerbeikrautgesellschaften zusammen (VGL. PINKE UND PÁL, 2008).

Beispiel: Bestäubende Insekten

Ein Großteil der Segetalpflanzenarten ist zumindest fakultativ entomophil. In einer Studie von PINKE UND PÁL (2008), die mit knapp 1700 Vegetationsaufnahmen die Beikrautvegetation von Extensiväckern in Westungarn untersucht, wurde festgestellt, dass in einem Extensivacker durchschnittlich 68% der Segetalarten zur Gruppe der insektenbestäubenden Arten gehören und diese in der Regel auch dominieren.

Die wichtigsten Bestäuber sind Bienen und Hummeln, häufig treten auch Fliegen als Bestäuber auf (VGL. OBERDORFER, 2001). Ackerbeikrautfluren stellen also zumindest potentiell wichtige Nahrungshabitate für Bestäuberorganismen dar. De facto gibt es je nach Bewirtschaftungsintensität, bzw. je nach der Qualität der Ackerbeikrautvegetation große Unterschiede. PINKE ET AL. (2009) weisen nach, dass insektenbestäubende Arten signifikant häufiger in extensiv bewirtschafteten Getreideäckern, als in Intensivgetreideäckern auftreten. Vergleicht man die, puncto Biodiversität, üblicherweise wüstenähnlichen konventionell bewirtschafteten Äcker des Seewinkels (siehe Foto: Abb. 11) mit den biomasse-, arten- und blütenreichen Nationalparkäckern (siehe Fotos: Abb. 12, 42), lässt sich schnell nachvollziehen, dass letztere eine viel größere Anzahl an nectarivoren und pollenfressenden Insekten und Insektenarten ernährt. Die, im Wintergetreide des Nationalparks dominierende, Pflanzengemeinschaft „*Camelino-Anthemidetum caucalidetosum*“ stellt nach PINKE UND PÁL (2008) zudem die pflanzensoziologische Einheit mit dem höchsten Anteil an entomophilen Pflanzenarten (80%) dar.

Die Bedeutung, die die Nationalparkäcker auch für Bestäuberorganismen, einschließlich Wild- und Honigbienen, haben, unterstreicht abermals deren naturschutzfachlich hohen Wert!

Beispiel: Phytophage Insekten

Pflanzenfressende Insekten erfüllen, allein schon aufgrund ihrer relativ hohen Biomasse, wichtige Funktionen in Nahrungsnetzen. Seetalgesellschaften stellen, insbesondere aufgrund ihrer enormen Flächenausdehnung, global bedeutsame Nahrungsressourcen für phytophage Insektenarten zu Verfügung. Die Nationalparkäckern bilden mit ihrer üppig ausgebildeten Ackerbeikrautvegetation also auch für diese Gilde, einschließlich der auf bestimmte Seetalpflanzenarten spezialisierten Arten, eine Oase inmitten der Agrarwüste des Seewinkels. Um der diesbezüglich großen Bedeutung der Nationalparkäckern ein Bild beizulegen, seien beispielhaft einige Seetalarten genannt, die hier im Nationalpark eine hohe Biomasse bilden und gleichzeitig nach MARSHALL ET AL. (2003) besonders vielen Insektenarten Nahrung zu Verfügung stellen (erste Zahl in Klammer). Die zweite Zahl in der Klammer steht für die Anzahl artspezifischer phytophager Insektenarten:

Polygonum aviculare (61/4), *Cirsium arvense* (50/5), *Sinapis arvensis* (37/3), *Tripleurospermum inodorum* (31/3)

Beispiel: Vogelgemeinschaften der Agrarlandschaft

Seit den 1950er Jahren haben in ganz Europa die Bestände von charakteristischen Vogelarten der Agrarlandschaft dramatisch abgenommen. Ackerbeikräuter stellen direkt über ihr Kraut und ihre Samen und indirekt über ihre assoziierten Insekten wichtige Nahrungsressourcen für Vögel der Agrarlandschaft dar. PINKE & PÁL (2008) stellten für Westungarn fest, dass in Seetalgesellschaften durchschnittlich 47% der Pflanzenarten geeignetes Samenfutter für Vögel bereitstellen, bzw. 20% der Arten als wichtige Samenfutterlieferanten gelten.

Ackerbeikrautarten, die nach MARSHALL ET AL. (2003) und/oder PINKE & PÁL (2009) als signifikant **bedeutsame Futterpflanzen für granivore Vögel** darstellen und auf den Nationalparkäckern relativ hohe Biomassen produzieren (mindestens 50% Stetigkeit im Sommer- oder Wintergetreide) sind:

Besonders beliebte Nahrungspflanzen bei Vögeln: *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare*, *Chenopodium album*, *Sinapis arvensis*, *Viola arvensis*, *Stachys annua* und *Anagallis arvensis*

Mäßig beliebte, aber dennoch signifikant bedeutsame Nahrungspflanzenarten: *Medicago lupulina*, *Consolida regalis*, *Euphorbia falcata*, *Euphorbia exigua* und *Mercurialis annua*

Die Aufzählung ist bei weitem nicht vollständig, da die beiden englischen Autoren nur eine begrenzte Artengarnitur in ihre Untersuchungen miteinbezogen und für einige Arten der Nationalparkäckern, so auch die hier sehr häufigen Arten *Anthemis austriaca*, *Camelino microcarpa*, *Lathyrus tuberosus*, *Chenopodium hybridum* und *Lepidium draba*, keine Daten zu Verfügung stellen.

Insbesondere die Stoppelbeikraut-Gesellschaften treten als beliebte Nahrungshabitate für viele Vogelarten, insbesondere für Rebhühner, Finken-, Ammer-, Sperlingsarten und Greifvögel hervor (VGL. BAUER & RANFTL, 1996). Aber auch Wildgänse finden sich gerne in Stoppelfeldern ein und stellen ein willkommenes Nahrungshabitat zwischen Herbst und Frühling dar (VGL. HAASE ET AL., 1999). Mehr zum Thema „Wildgänse und ihr Einfluss auf die Ackervegetation“ lesen sie im Kap. 5.3.7. Über das Thema „Stoppelbrache und ihre förderliche Wirkung auf die Fauna“ erfahren sie mehr im Kapitel Kap. 5.4.3.6.

5.3.10 Die naturschutzfachliche Bedeutung der Nationalparkäcker – Ein Fazit

Die primäre Funktion der Nationalparkäcker, den Wildgänsen ein wertvolles Nahrungshabitat zu schaffen, um sie von den Äckern der umgebenden Agrarlandschaft fernzuhalten, hat erfreulicher Weise äußerst positive Konsequenzen für die Biodiversität:

Der jahrelang währende extensive Getreideanbau hat die Ausbildung einer bunten und vielfältigen Ackerbeikrautvegetation zur Folge, wie sie in der Region und generell heute kaum noch zu finden ist.

Die „Gänseäcker“ leisten einen sehr wertvollen Beitrag zum Schutz und Erhalt von Segetalgesellschaften und Segetalarten. Insgesamt konnten 146 Arten auf den Nationalparkäckern nachgewiesen werden, von denen 97 Arten Ackerhabitate schwerpunktmäßig besiedeln. Von den 97 sogenannten „Kernsegetalarten“ sind 28 Arten, bzw. knapp 30%, der „Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs“ nach gefährdet!

Fünf verschiedene Ackerbiotope, die fünf verschiedene Pflanzengesellschaften tragen, kommen hier vor: Die Wintergetreidefluren, die Sommergetreidefluren, die Gänsebeikrautfluren, die Feuchtmackerestandorte und die Salzackerstandorte. Die erstgenannten vier Ackerbiotope gelten heute nach der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs“ (VGL. TRAXLER ET AL., 2005A) als „stark gefährdet“, das Salzackerbiotop, sogar als „vom Aussterben bedroht“.

Zwei der fünf Pflanzengesellschaften können sogar als einmalig in der Region bezeichnet werden: Die Salzbeikrautgesellschaft *Matricaria chamomillae-Atriplicetum littoralis* und die *Stachys annua-(Sisymbrietalia)*-Gesellschaft der Gänsebeikrautfluren. Die beiden Gesellschaften heben sich zudem stark von den übrigen ab und bieten einer Reihe von gefährdeten Pflanzenarten, die in den anderen Assoziationen fehlen, einen geeigneten Lebensraum.

Nicht zuletzt stellen die Nationalparkäcker auch für die Tierwelt eine große Bereicherung dar. Man denke an die Vielfalt und die gewaltige Biomasse der dichten Beikraut-

vegetation, die als Basis für ein komplexes Nahrungsnetz fungiert. Wildgänse, Feldlerchen, Rebhühner, Wachteln, Hamster, Wild- und Honigbienen, unzählige andere Insekten und viele mehr profitieren von den Gänseäckern.

Die „Ackerbiotope“ des Nationalparks tragen also zu einer bedeutenden Erhöhung der Biodiversität der Bewahrungszone „Lange Lacke“, des „Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel“ und der gesamten Region „Seewinkel“ bei.

Gesunde, vielfältige Ackerbiotope, wie sie hier zu finden sind, verdienen zunehmend Naturschutzinitiativen höchster Priorität!

5.4 Ein Managementkonzept für die Vielfalt

5.4.1 Einleitung

Leitbild

Die Nationalparkäcker stellen strukturreiche Agrarlebensräume dar, die einer Vielzahl an standortgerechten und sich im Rückgang befindlichen Segetalarten und Segetalpflanzengesellschaften langfristig geeignete Habitate bieten.

Entwicklungsziele

- Erhaltung und Förderung der auf den Nationalparkäckern aktuell vorkommenden Segetalarten und Segetalgesellschaften, insbesondere jenen, die gefährdet sind.
- Erhöhung der Segetalarten- und Segetallebensraumvielfalt der Nationalparkäcker
- Erweiterung naturschutzfachlich wertvoller Segetallebensräume

Die Managementmaßnahmen

Im ersten Teil des Kapitels (*Kap. 5.4.2*) sind die Pflegemaßnahmen, die bereits feste Bestandteile des bestehenden Managementkonzepts der Nationalparkäcker sind und für die Bewahrung der bereits bestehenden vielfältigen Ackerlebensräume eine große Bedeutung innehaben, angeführt.

Der zweite Teil (*Kap. 5.4.3*) behandelt ein Erweiterungspaket von Managementmaßnahmen, das auf das Erreichen der obig angeführten Entwicklungsziele zugeschnitten wurde. Die Basis dieses Paketes stellen der Ist-Zustand der Nationalparkäcker und dessen naturschutzfachliche Bewertung, die in den vorangehenden Kapiteln ausführlich dargelegt wurden, dar. Die Konzeption der konkreten Pflegemaßnahmen geschah anhand zweier „Vorbilder“:

- Lokale Gefährdungsursachen der Ackerbiotope, bzw. ihrer prioritären Arten (vgl. Kap. 5.3.3.4).
- Literatur über die Auswirkungen von Umwelteinflüssen und Bewirtschaftungsmethoden auf rückgängige Segetalarten und Segetalpflanzengesellschaften.

5.4.2 Bereits bestehende Maßnahmen, die für den Erhalt der Biodiversität der Nationalparkäcker unverzichtbar sind

Mäßige Düngung

Zum Aufnahmezeitpunkt 2011 lag die letzte Düngung der Getreideäcker des Nationalparks 10 Jahre zurück. Eine derart stark reduziert erfolgende Düngung ist in Hinblick auf die Förderung der Segetalartenvielfalt, insbesondere auf den fruchtbaren Tschernosem-Böden, ausdrücklich zu befürworten und ist insbesondere für die Förderung und den Erhalt von konkurrenzschwachen Arten von großer Wichtigkeit (VGL. MEYER ET AL., 2013) (vgl. Kap. 4.2.4.2, Abschnitt: „Konkurrenzschwache Getreidebeikräuter“, Kap. 4.2.5, 5.3.3.3). Konkurrenzschwache, gefährdete Segetalsippen des Nationalparks sind:

Ajuga chamaepitys (2), *Kickxia elatine* (3), *Adonis aestivalis* (3), *Galium tricornutum* (3), *Juncus ranarius* (3), *Myagrum perfoliatum* (4), *Caucalis platycarpos subsp. muricata* (4), *C. platycarpos s.str.* (4), *Lythrum hyssopifolia* (4), *Veronica triphyllos* (4) und *Centaureum pulchellum* (4)

Bei den eben angeführten Arten handelt es sich um alle gefährdeten Kernsegetalarten der Nationalparkäcker, die einen Stickstoffzeigerwert nach ELLENBERG (1974) von maximal „4“ (Zahlen in Klammer) besitzen.

Ansichts der generell fruchtbaren Schwarzerdeböden, einer eventuellen Umsetzung des Anbaus der empfohlenen anspruchslosen Getreidekulturen (vgl. Kap. 5.4.3.1) und der nach zehn düngungsfreien Jahren mehr oder weniger stets anhaltend hohen Vitalität des Getreides, kann eine zehnjährige Düngungsfrequenz als ausreichend betrachtet werden. Bei einer etwaigen Ausgliederung des Luzerneanbaus aus der Fruchtfolge (vgl. Kap. 5.4.3.4), sollte eine fünfjährige Frequenz mit mäßigen Düngergaben nicht unterschritten werden. Zudem wäre das vollständige Ausbleiben einer Düngung auf dafür vorgesehenen Ackerstreifen empfehlenswert (vgl. Kap. 5.4.3.7, 5.4.3.10). Die im Nationalpark eingesetzten Düngemittel sollen selbstverständlich weiterhin nur organischer Abstammung und für die biologische Landwirtschaft zugelassen sein.

Verzicht auf Pestizide

Das betrifft jegliche, also auch im biologischen Landbau zugelassene chemische Pflanzenschutzmittel. Der „Verzicht auf Pestizide“ darf in Zeiten der industrialisierten

Landwirtschaft wohl als einer der größten vielfaltsfördernden Faktoren für Segetallebensräume bezeichnet werden.

Duldung der Gänse auf den Äckern

Die Wildgansbeweidung der Nationalparkäcker hat neben ihrer Funktion der Schadensminderung im umgebenden Intensivagrarland auch eine Biodiversitätsfördernde Wirkung auf Ackerlebensräume (vgl. Kap. 5.3.7.2).

Weitgehende Beibehaltung der Bewirtschaftungsweise der Sommergersteäcker/Gänsebeikrautfluren

Die Gänsebeikrautfluren bilden einen einzigartigen Lebensraum mit einer einzigartigen Pflanzengesellschaft (vgl. Kap. 4.1.3.7, 5.3.2.3, 5.3.4.4)! In Bezug auf die Bewirtschaftung soll weiterhin besonders Wert gelegt werden auf:

- einen alljährlichen Anbau mit Sommergerste ohne Fruchtfolge.
- einen möglichst spät im Jahr erfolgenden Bodenumbruch ab Oktober.

5.4.3 Das ergänzende Maßnahmenpaket

5.4.3.1 Auswahl der Kulturen

Gegenwärtig werden im Nationalpark Roggen und Triticale als Wintergetreide und Sommergerste und Hafer als Sommergetreide angebaut.

Für die im Folgenden vorgeschlagene Auswahl der anzubauenden Getreidekulturen wollen drei Faktoren berücksichtigt werden:

- Zum einen spielen Förderung und Erhalt der Segetalvegetation eine Rolle
- zum anderen ist ein annehmbarer Kornertrag unter den hier herrschenden Umwelt- und Bewirtschaftungsbedingungen anzustreben.
- Als dritter Faktor soll noch das Bestreben, den Erhalt alter standortgerechter Getreidekulturen und -sorten zu sichern, genannt werden.

Insbesondere in Anbetracht des letzten Faktors ist der Anbau von Weizenkulturen (*Triticum sp.*) dem aktuell stattfindenden Triticale-Anbau vorzuziehen. *x-Triticale*, ein erst seit dem 19. Jahrhundert entstandener Hybrid aus Weizen und Roggen, wird erst seit wenigen Jahrzehnten vermehrt als Wintergetreide angebaut. Innerhalb der Gattung *Triticum* (Weizen) sind es vor allem die Jahrtausende alten, ehemals weit verbreiteten und heute selten gewordenen alten Getreidekulturen Einkorn (*Triticum monococcum*), Emmer (*Triticum dicoccum*) und Dinkel (*Triticum spelta*), die Förderungsmaßnahmen bedürfen, auch wenn alle drei Kulturen, besonders letztere, im Zuge des aktuellen Wachstums der ökologischen Landwirtschaft einen Aufschwung erfahren. Der Anbau von Emmer, Einkorn und Dinkel ist aber nicht nur aus kulturhistorischer

Sicht empfehlenswert, alle drei Kulturen sind auch generell robuster, weniger krankheitsanfällig und kommen mit bedeutend weniger Nährstoffen aus, als der gegenwärtig im Seewinkel sehr häufig angebaute Weichweizen (*Triticum aestivum*). Infolgedessen sind die drei Kulturen für extensive Bewirtschaftungsweisen, wie sie auch auf den Nationalparkäckern gegeben sind, gut geeignet (VGL. DIEPENBROCK ET AL., 2005).

Da die Vermarktung des Getreides im Nationalpark kaum eine Rolle spielt - das Getreide dient vor allem als Winterfutter für das Nationalparkvieh (REINPRECHT, 2011) - und ein Anbau der drei eben genannten Kulturen sowohl aus ökonomischer, als auch aus standortsökologischer Sicht und auch im Hinblick der Auswirkungen auf die Segetalvegetation keine nennenswerten Differenzen aufweist, kommen prinzipiell alle drei Kulturen für den Anbau im Nationalpark in Frage. Emmer- und Einkornfelder aber, finden sich inmitten unserer gegenwärtigen Agrarlandschaft noch weitaus seltener als Dinkeläcker, weshalb ihnen der Vorzug gegeben werden soll. **Einkorn und Emmer** ähneln sich sehr in Bezug auf ihre Pflanzenbau-Eigenschaften. Sie können beide sowohl als Winter-, als auch Sommergetreide angebaut werden und teilen zudem die Eigenschaft, die Reihen erst spät im Jahr zu schließen, wodurch ein zwei bis dreimaliges Striegeln und/oder Hacken zur Sicherung des Ertrags notwendig ist. Die beiden Kulturen gelten zudem als lageranfällig, weshalb nur eine geringe Stickstoffdüngung, wie sie im Nationalpark auch gegeben ist, empfehlenswert ist (VGL. LEHMBAUER & SCHALLY, 2009).

Die relativ lange Zeit andauernden lichten Verhältnisse im Einkorn- und Emmergetreidebestand erweisen sich zudem möglicherweise als gewinnbringend für den Segetalartenschutz. Insbesondere lichtliebende, konkurrenzschwache Segetalarten, die obligat oder auch fakultativ im Frühjahr keimen, wie etwa die gefährdeten Arten *Ajuga chamaepitys*, *Adonis aestivalis*, *Galium tricornutum* und *Silene noctiflora* werden voraussichtlich von ihrem Anbau profitierten. Zudem besitzt der Einkorn- bzw. Emmeranbau eine weitere dem Segetalartenschutz förderliche Komponente: Die im Gegensatz zu Roggen, Triticale und Weichweizen um ein bis zwei Wochen verspätete Kornreife (AGES, 2016). Sie ermöglicht Arten mit mittlerer (z.B. *Agrostemma githago*, *Caucalis platycarpos* und *Ranunculus arvensis*) bis langer Entwicklungsdauer [z.B. *Ajuga chamaepitys*, *Euphorbia platyphyllos*, *Kickxia elatine*, *Kickxia spuria* (Ansiedlungsart), *Nigella arvensis* (Ansiedlungsart) und *Galium parisiense* (Ansiedlungsart)] ein erfolgreicherer Ausreifen ihrer Diasporen (VGL. SCHNEIDER ET AL, 1994).

Der Anbau von **Emmer und Einkorn** auf den Nationalparkäckern bringt zwei zu unterstreichende Vorzüge mit sich: Zum einen weisen beide Kulturen außergewöhnlich hohe Protein- und Mineralstoffgehalte auf (AGES, 2016), welche schlussendlich dem Nationalparkvieh zu Gute kommen. Zum anderen fördert der Einkorn- bzw. Emmeranbau voraussichtlich die Entwicklung von seltenen Segetalarten, namentlich fakultativ bis obligate Frühjahrskeimer mit mittlerer bis später Reifezeit.

Der Anbau von **Roggen** soll erhalten bleiben, da dieser einerseits unter extensiven Anbaubedingungen auch bei enger Fruchtfolge gute Erträge abwirft und andererseits durch seine potentiell früh im Jahr erfolgende Aussaat charakteristische Wintergetreidebeikräuter mit Hauptkeimzeit im Herbst fördert, beispielsweise gilt das für die Kornblume - *Cyanus segetum* (VGL. SCHNEIDER ET AL., 1994; OESAU, 2002), die im Nationalpark bisher nur an einer einzigen Stelle am Ackerrand nachgewiesen werden konnte. Die in Mitteleuropa auf saure, sandige Böden konzentrierte Kornblume - *Cyanus segetum* kommt im pannonisch getönten Klima regelmäßig auch auf basischen Lehmböden vor. In *Camelino-Anthemidetum*-Beständen extensiver Wintergetreideäcker Westungarns ist die Kornblume Teil der charakteristischen Beikrautflora (VGL. PINKE ET AL., 2009). Eine erfolgreiche Populationsausweitung der Art auf den Nationalparkäckern ist also, nach Einhaltung der an dieser Stelle vorgeschlagenen Managementmaßnahmen, durchaus denkbar. SCHNEIDER ET AL. (1994) stellte zudem für die Art *Buglossoides arvensis* experimentell fest, dass bis zu 80% der Gesamtpopulation witterungsbedingt schon Ende September aufgelaufen sein kann. Handelt es sich bei der Winterkultur nicht um Roggen, werden diese Pflanzen häufig durch die, zu diesem Zeitpunkt stattfindende, Herbstbestellung zerstört. PRESTEL ET AL. (2013) stellten ebenso mittels Feldversuchen fest, dass die Ackerwildkräuter *Consolida regalis*, *Buglossoides arvensis* und *Legousia speculum-veneris* bei Roggenaussaat Ende September weit höhere Individuendichten erreichten als bei Dinkel- bzw. Weizen Aussaat Mitte bis Ende Oktober. Diese Beispiele lassen darauf schließen, dass sich eine früh erfolgende Roggenaussaat auch für andere herbstkeimende Arten der Nationalparkäcker, wie auch die gefährdeten Arten *Myagrum perfoliatum*, *Agrostemma githago*, *Ranunculus arvensis*, *Cyanus segetum* und *Adonis aestivalis* als förderlich erweisen könnte (vgl. Kap. 5.3.3.4: Abschnitt „Anthropogene Faktoren“). Der Roggenanbau stellt also bezüglich des Segetalartenschutzes eine optimale Ergänzung zum Einkornanbau, welcher, wie zuvor schon dargelegt, voraussichtlich überwiegend fakultative bis obligate „Frühjahrskeimer“ mit mittlerer bis später Fruchtzeit fördert, dar. Die Anbaufläche des Roggens sollte mindestens zwei Drittel, jene des Einkorns maximal ein Drittel der Gesamt-Wintergetreideanbaufläche betragen, um ausreichend große „Optimal-Nischen“ für die charakteristische Wintergetreidebeikrautflora zu erreichen.

Zum Wohle des Segetalartenschutzes muss, neben der früh im Jahr stattfindenden Aussaat des Roggens, auch auf eine relativ geringe Standdichte desselben geachtet werden, da Roggen bei hoher Standdichte dazu befähigt ist Ackerbeikräuter massiv zu unterdrücken (VGL. SCHNEIDER ET AL., 1994). Zum Aufnahmezeitpunkt 2011 war eine solche, wahrscheinlich infolge des begrenzten Nährstoffangebots und/oder infolge des Ausdünnens der Saat durch Wildgänse, zwar gegeben, die Getreidestanddichte soll aber, insbesondere nach etwaig erfolgreicher Düngung der Flächen, fortwährend beobachtet und gegebenenfalls durch geringere Aussaatdichten adaptiert werden.

Ein sich lokal auswirkender „Nachteil“ der Roggenkultur ist durch seine Hochwüchsigkeit bedingt. Während die Wildgänse im Frühsommer die gut erreichbaren Ähren des niederwüchsigen *x-Triticale* mit Vorliebe abfressen, erreichen sie jene des hochwüchsigen Roggens meist erst gar nicht. Will man also Roggen vermehrt im Nationalpark anbauen, gleichzeitig aber auch der Erfüllung der Aufgabe, landwirtschaftliche Schäden durch Wildgänse in der direkten Umgebung zu vermindern, nachgehen, sollte weiterhin auf einen parallel stattfindenden Anbau eines zweiten, niederwüchsigeren Wintergetreides gesetzt werden. **Einkorn** wird mit etwa 1,20m Höhe deutlich weniger hoch als Emmer, der als Wintergetreide bis zu 1,80m Höhe erreicht (AGES, 2016) und damit ähnlich hoch wird wie Roggen. Ersterer erweist sich folglich wohl auch als besseres Sommer-Gänsefutter. Einkorn gilt zudem aufgrund seines niedrigeren Wuchses und seiner elastischeren Halme als weniger lageranfällig als Emmer (AGES, 2016), ein Aspekt der, insbesondere bei Anbau auf fruchtbaren Tschernosem-Böden, mit einzubeziehen ist. LEHMBACHER & SCHALLY (2009) geben zudem an, dass Einkorn unter Weinbauklima besonders gut gedeiht. Einiges spricht also für den Anbau von Einkorn.

Jedoch kann Emmer, welcher ähnlich wie Hafer als sehr gesundes Tierfutter gilt (VGL. LEHMBACHER & SCHALLER, 2009), für den Anbau als Sommerfrucht erwogen werden. Sommerformen des Emmers werden zudem mit etwa 1,40m Höhe deutlich niedriger als Winterformen und weisen dadurch auch eine geringere Lageranfälligkeit auf.

Folgende Empfehlungen bezüglich der Auswahl der Getreidekulturen können schlussendlich gegeben werden:

Fazit

Der Wintergetreideanbau soll, wie bisher praktiziert, zweigeteilt sein. Etwa zwei Drittel der Wintergetreideanbaufläche soll mit **Roggen**, die Restfläche mit **Einkorn** besäet werden. Der **Sommergerste**-Anbau ohne Fruchtfolge, der zur Entstehung der einmaligen *Stachys annua*-Gesellschaft führt (vgl. Kap.4.1.3.7), soll wie gehabt beibehalten werden. Das Sommergetreide, das bisher in jährlicher Fruchtfolge mit Wintergetreide steht, könnte in Zukunft auch zweigeteilt werden. Neben **Hafer** wäre ein zusätzlicher Anbau von **Emmer** erstrebenswert. Bei der Sortenwahl sind historische Landsorten aus der Region zu bevorzugen.

5.4.3.2 Der Saatguterwerb - Saatgutproduktion auf den Nationalparkäckern?

Derzeitig kauft der Nationalpark konventionell gereinigtes Getreidesaatgut zu. Die Verwendung von Getreidesaatgut, das direkt auf den Nationalparkäckern gewonnen und anstatt eines modernen Reinigungsverfahrens, im besten Fall keinem (VGL. MEYER ET AL., 2013), zumindest aber einem weniger selektiven, traditionellen Selektionsverfahren z.B. dem Windfegeverfahren (VGL. ARLT ET AL., 1991) unterworfen wird, würde für viele gefährdete Segetalarten, die gegenwärtig auch im Nationalpark nur spärlich vertreten sind, eine Entlastung bedeuten (vgl. Kap. 5.3.3.4, Abschnitt „Anthropogene Faktoren“). Gegenwärtig geht ein großer Teil der Ackerbeikraut-Diasporen, nämlich jene, die vom Mähdrescher miterfasst werden, durch Verfütterung an die Nationalpark-Rinder vollständig verloren. Fände ein Teil der Getreideernte der Nationalparkäcker für die Wiederaussaat auf den selben Flächen Verwendung, würden beachtliche Mengen an Ackerbeikraut-Diasporen, und insbesondere auch jene der heute „vom Aussterben bedrohten“ streng speirochoren Arten *Agrostemma githago*, *Bromus secalinus* (Ansiedlungsart) und *Vaccaria hispanica* (Ansiedlungsart), wieder in den Kreislauf rückgeführt werden, wie es bis vor wenigen Jahrzehnten ja auch noch die Regel war. Aber noch viele weitere gefährdete Arten lassen nach regelmäßiger Verwendung des autochthonen Getreidesaatguts eine Verbesserung ihres Erhaltungszustandes erwarten. Folgende gefährdete Segetalarten des Nationalparks würden der Literatur nach davon profitieren (VGL. RIES, 1992; ARLT ET AL., 1991, SCHNEIDER ET AL., 1994; MEYER ET AL., 2013):

Agrostemma githago, *Adonis aestivalis*, *Cyanus segetum*, *Caucalis platycarpos* subsp. *platycarpos*, *Caucalis platycarpos* subsp. *muricata*, *Galium tricornutum*, *Ranunculus arvensis*, *Silene noctiflora* und *Myagrum perfoliatum*.

Gleich vier der angeführten Sippen (**fett gedruckt**) gelten in Österreich als „vom Aussterben bedroht“!

Potentiell anzusiedelnde Arten (vgl. Kap. 5.4.3.10 bis 5.4.3.12), die nach RIES (1992), ARLT ET AL. (1991), MEYER ET AL. (2013) bzw. SCHNEIDER ET AL. (1994) von der Aussaat eines zumindest traditionell gereinigten und vor Ort gewonnenen Saatguts profitieren würden, sind:

Nigella arvensis, *Neslia paniculata*, *Galium parisiense*, *Vaccaria hispanica* und *Bromus secalinus*

Ein Nachteil dieser Pflegemaßnahme ist der damit verbundene Zeitaufwand, gleichzeitig stellt sie aber einer der erfolgversprechendsten Erhaltungs- und Schutzmaßnahmen für eine Vielzahl gefährdeter Segetalarten dar! Falls eine vollständige Selbstversorgung mit Saatgut aufgrund ökonomischer, oder sonstiger Gegebenheiten abgelehnt wird oder schwer möglich ist: Jegliche Aussaat von eigens geerntetem und nur bedingt bis nicht gereinigtem Getreidesaatgut, beträfe es auch nur ein Viertel der gesamten Nationalparkackerfläche, würde voraussichtlich zu einer merklichen Verbesserung des Erhaltungszustandes der Segetal-Assoziationen bzw. der Segetalartenvielfalt beitragen.

Saatgutquellen außerhalb des Nationalparks

Soll der Saatguterwerb von außerhalb beibehalten werden, sind artenreiche Extensiväcker des pannonischen Raums (inklusive Westungarn) als Bezugsquelle vorzuziehen (vgl. Kapitel 5.4.3.10, Abschnitt „Herkunft des Saatgutes“).

Sollte weiterhin konventionell gereinigtes Saatgut verwendet werden, sei empfohlen besonders stark auf eine möglichst früh im Jahr stattfindende Roggenaussaat zu achten (vgl. Kap. 5.4.3.1). Charakteristische Wintergetreidearten, allen voran die streng speirochoren Arten *Agrostemma githago* und *Bromus secalinus* erreichen dadurch eine vorzeitige Fruchtreife, wodurch sich die Chancen auf ein Ausstreuen der Diasporen vor der Getreideernte erhöhen (VGL. WEHSARG, 1954).

5.4.3.3 Bestandsdichte der Kultur

Viele Segetalarten wie etwa *Agrostemma githago*, *Buglossoides arvensis*, *Consolida regalis*, *Cyanus segetum* und *Ranunculus arvensis*, um nur einige Arten der Nationalparkäcker zu nennen, reagieren sehr sensibel auf die Bestandsdichte des Getreides und können sich mit zunehmender Kulturdichte immer schlechter und schließlich gar nicht mehr entwickeln (VGL. SVENSSON UND WIGREN, 1982 ZIT. NACH SCHNEIDER ET AL., 1994). PRESTELE ET AL. (2013) stellte denselben Effekt für die Arten *Buglossoides arvensis*, *Consolida regalis* und *Legousia speculum-veneris* fest. Diese Arten benötigen ausreichend Wurzelraum, Wärme und Licht.

Die Bestandsdichte ist von der Kulturart und -sorte, der Fruchtbarkeit des Bodens (Wasserhaltekapazität und Nährstoffverfügbarkeit), der Düngung und der Saatlücke bzw. der Reihenweite abhängig. Bei sehr fruchtbaren Böden, wie sie auch im Untersuchungsgebiet gegeben sind, reicht eine Reduktion der Düngung oft nicht aus, um ausreichend lichte Bestände zu schaffen (VGL. SVENSSON UND WIGREN, 1982 ZIT. NACH

SCHNEIDER ET AL., 1994). Nach SCHNEIDER ET AL. (1994) lässt sich der Lichteinfall bis zum Bestandesgrund am besten durch größere Drillweiten (20cm) verbessern.

Die Getreide-Aussaatstärke im Nationalpark ist mit 180-200kg/ha, angepasst an die regelmäßig stattfindende Ausdünnung der Saat durch Wildgänse (vgl. Kap. 5.3.7) und den hohen Beikrautdruck, überdurchschnittlich hoch angesetzt (REINPRECHT, 2011). Sowohl die mit rund 44% Kulturdeckung (vgl. Kap. 4.2.2) unterdurchschnittlich hohe Bestandsdichte des Wintergetreides im Nationalpark, als auch die praktisch nicht vorhandene Kulturdeckung der Sommergerste rechtfertigen die hohen Aussaatstärken.

Wirft man einen Blick auf die Bestandsdichte des Sommergetreides im Nationalpark (vgl. Kap. 4.4.3), eröffnet sich allerdings ein anderes Bild. Hier liegt die Kulturdeckung, trotz einer über zehn Jahre lang ausbleibenden Düngung, mit durchschnittlich rund 72% doch relativ hoch und erreicht beinahe die durchschnittliche Bestandsdichte von konventionellen Wintergetreideäckern des Umlandes (78% Kulturdeckung). Die hohe Kulturdichte der Haferfelder könnte das Fehlen (*Galium tricornutum*, *Adonis aestivalis* und *Caucalis platycarpos s.lat.*), bzw. das eingeschränkte Vorkommen (*Kickxia elatine*, *Euphorbia platyphyllos s.str.*) von RL-Arten, die aufgrund ihres „späteren“ Entwicklungszyklus, neben Wintergetreide, üblicherweise auch oder sogar bevorzugt extensive Sommergetreidefluren besiedeln, erklären.

Demzufolge ist eine **Reduktion der Hafer- (bzw. Emmer-) Aussaatmenge** auf die, für gute Böden empfohlene Menge von 100kg/ha (AGRAVIS RAIFFEISEN AG, 2014) bei einer Drillweite von 20cm mit einer anschließenden Überprüfung der Kulturdeckungswerte im darauffolgenden Juni empfehlenswert. Nach erfolgter Überprüfung soll die Aussaatmenge in Hinblick auf die anzustrebende Bestandsdichte (rund 55% – 65% Kulturdeckung, Ende Juni) angepasst werden. Eine fortschreitende Dokumentation der Kulturdeckungswerte, aber auch der Sommergetreide-Begleitvegetation ist erstrebenswert! Die Reduzierung der Bestandsdichte des Hafers lässt vor allem auf eine Verbesserung des Erhaltungszustandes der Populationen der RL-Arten *Adonis aestivalis*, *Galium tricornutum*, *Caucalis platycarpos subsp. muricata* und *C. p. subsp. platycarpos*, aber auch sämtlicher Stoppelbeikrautarten (vgl. Kap. 5.4.3.6) hoffen. Die **Drillweite** sollte, mit Ausnahme der Sommergerste, **für alle Getreidekulturen auf 20cm** normiert werden.

Die hohe Bestandsdichte lässt zudem auf einen geringen Einfluss der Gänsebeweidung auf die Sommerhaferfluren schließen. Die übermäßig hohe Aussaatmenge erscheint somit als nicht rechtfertigbar.

5.4.3.4 Anpassung der Fruchtfolge

Das Grundgerüst des bestehenden Fruchtfolgeplans, namentlich der jährliche Fruchtwechsel Winter- mit Sommergetreide und der alljährliche Anbau der „Gänsebeikrautfluren“ mit Sommergerste, ist aus naturschutzfachlicher Sicht als positiv zu bewerten. Auf die Eingliederung von Hackfruchtkulturen kann aus Naturschutzsicht verzichtet werden. Zum einen sind Getreidebeikrautgesellschaften generell artenreicher, als Segetalfluren der Hackfruchtkulturen (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B), zum anderen kommen eine Vielzahl der Hackfruchtarten auch auf der Getreidestoppel vor, sofern diese lang genug stehen bleibt (vgl. Kap. 5.4.3.6).

Strebt man aber die Schaffung langfristig funktionierender, artenreicher Segetallebensräume an, die auch vielen, heutzutage stark im Rückgang befindlichen Segetalarten ein stabiles Habitat bieten sollen, ist die Durchführung folgender Anpassungsvorschläge zu empfehlen:

- **Erhöhung des Wintergetreideanteils** in der Fruchtfolge: Wintergetreideäcker gehören, wie auch anhand der vegetationsökologischen Charakterisierung der Nationalparkäcker dargelegt wird (vgl. Kap. 4.1.3.2, 4.4.2), zu den artenreichsten Ackerkulturen in unseren Breiten (VGL. AUCH PINKE & PÁL, 2008; ILLIG & KLÄGE, 1996; HOLZNER, 1970; RIES, 1992) und stellen für viele Segetalarten das mehr oder weniger einzige geeignete Habitat dar (VGL. MEYER ET AL., 2013; Kap. 4.4.2.2). Eine Erhöhung des Wintergetreideanteils im Nationalpark wäre demzufolge wünschenswert, wenngleich auch ein ausreichend großer Sommergetreideanteil unbedingt bestehen bleiben soll.
- Der mehrjährige Anbau von **Luzerne** im Nationalpark ist aus naturschutzfachlicher Sicht im Hinblick auf die Förderung artenreicher Segetallebensräume **abzulehnen**. Luzernefelder sind zumeist nicht nur sehr arm an Segetalarten, sondern wirken sich durch ihren mehrjährigen Fortbestand und ihren Düngungseffekt, der nicht zuletzt auch zu dichteren Getreidebeständen führt, auch negativ auf das Fortbestehen von Segetalartensamenbanken und auf Bestände von konkurrenzschwachen und/oder lichtbedürftigen Ackerbeikrautarten aus (VGL. SCHNEIDER ET AL., 1994; ALBRECHT ET AL., 2009; MAYER ET AL., 2012). Demzufolge ist die Integration der Luzerneflächen in den an dieser Stelle vorgeschlagenen Fruchtfolgeplan wünschenswert. Falls beim Luzerneanbau der Düngungseffekt im Vordergrund steht und dieser aus ökonomischen Gründen nicht wegzudenken ist, könnte dieser stattdessen durch milde Gaben von Kuhmist der Nationalparkrinder ausgeglichen werden (vgl. Kap. 5.4.2).
- Die räumliche Anordnung der im Fruchtwechsel „Winter- und Sommergetreide“ befindlichen Ackerparzellen, soll im besten Fall so geregelt sein, dass ein **möglichst hohes Angebot an Randzonen** zwischen diesen beiden Ackerbiotopen besteht. Sommer- und Wintergetreideparzellen sollen also im

besten Fall möglichst oft benachbart liegen. Ackerrandzonen zwischen unterschiedlichen Kulturen sind, wie auch auf den Nationalparkäckern (vgl. Kap.4.3.4), oft reicher an Segetalarten, die hier zumeist auch höhere Abundanzen erreichen. Zudem fördern solche Randzonen voraussichtlich auch die faunistische Vielfalt.

- Die **Einschaltung von Brachezeiten in die Fruchtfolge**.

5.4.3.5 Brachen

Bei einer regelmäßigen Einhaltung von ausgedehnten Stoppelbrachezeiten nach der Winter- und der Sommergetreideernte (vgl. *anschließendes Kap. 5.4.3.6*) und der damit einhergehenden Sicherstellung, dass Pflanzensippen mit langer Entwicklungsdauer ungestört fruchten können, ist eine Einschaltung von Brachen in die Fruchtfolge für den Erhalt der Segetalartenvielfalt prinzipiell nicht notwendig. Nichtsdestotrotz bieten vor allem nicht eingesäte ein- bis dreijährige Kurzzeitbrachen Segetalarten, die sich unter den spezifischen Acker-Bewirtschaftungsbedingungen nicht optimal entwickeln können, geeignete Erholungsräume, in welchen sie ihre Samenbanken wieder auffüllen können (VGL. PINKE, 2004; HOFFMANN ET AL., 2013). Unter diesen Arten befinden sich vor allem konkurrenzschwache, wärme- und lichtbedürftige Arten und welche, die gegenüber dem Striegelverfahren im Frühjahr besonders empfindlich sind.

Die Einschaltung von Kurzzeitbrachen in die Fruchtfolge bäte neben der Regeneration des Bodens noch eine **Vielzahl weiterer naturschutzfachlicher „Vorzüge“** und ist deshalb sehr empfehlenswert:

Artenreiche Ackerbrachen gehören zu den ehemals weit verbreiteten und im Zuge der Industrialisierung der Landwirtschaft heute stark rückgängigen Agrar-Lebensräumen mit hohem Biodiversität-Wert. Typische Bestände sind heute merklich zurückgegangen und bedroht (VGL. TRAXLER ET AL., 2005A).

Durch das zwei- bis dreijährige Ausbleiben eines Bodenumbruchs auf der Brachfläche erhält neben typischen Segetalarten auch eine Vielzahl an weiteren Pionierpflanzenarten, die unter den Getreidebewirtschaftungsbedingungen nicht überlebensfähig sind, die Möglichkeit sich zu etablieren. Diese Pionier-, zumeist Ruderalarten, gesellen sich den bestehenden Segetalarten hinzu und verwandeln die Ackerflächen in außergewöhnlich artenreiche (VGL. ILLIG & KLÄGE, 1996; ALBRECHT ET AL., 2009; ZINÖCKER, 1992) und bunte Biotope.

Viele dieser, auf den Nationalparkäckern zu erwartenden, Pionierarten sind charakteristische Vertreter des Verbandes „*Dauco-Melilotion GÖRS 1966*“, bzw. der Gesellschaft „*Echio-Melilotetum* R. TÜXEN 1947“, wie zum Beispiel Natternkopf (*Echium vulgare*), Gewöhnliche Resede (*Reseda lutea*), Wegwarte (*Cichorium intybus*), Königskerzenarten (*Verbascum* sp.), Distelarten (*Carduus* sp. und *Cirsium* sp.), Steinkleearten

(*Melilotus* sp.) und andere Schmetterlingsblütler wie zum Beispiel Hornkleearten (*Lotus* sp.), Kronwicke (*Securigera varia*) und Rotklee (*Trifolium pratense*) und eine Reihe von Doldenblütlern, wie z.B. Pastinak (*Pastinaca sativa*), Wilde Möhre (*Daucus carota*) und Hunds-Kerbel (*Anthriscus caucalis*). Viele dieser Arten blühen zudem sehr prächtig und tauchen die Äcker in ein buntes Farbenmeer. Möglicherweise eröffnen solche mageren bis mäßig nährstoffreichen Offenbiotope auch seltenen Pflanzenarten geeignete Nischen. Mögliche gefährdete Besiedler der Brachen könnten zum Beispiel Grau-Andorn (*Marrubium peregrinum*), Ungarn-Salbei (*Salvia aethiopis*) und Groß-Knorpellattich (*Chondrilla juncea*) sein.

Neben ihren Pflanzenartenreichtum, sind Kurzzeitbrachen gemeinhin auch für ihren Insektenreichtum bekannt. Die reiche Blütenvielfalt lockt eine Vielzahl von blütenbesuchenden Insekten, einschließlich der Honigbiene und etlichen, heute oft stark rückgängigen, Bienenarten an und versorgt diese mit Nektar und Pollen. Solche Ruderalfluren fungieren aber auch als Habitat für eine Vielzahl an herbivoren und parasitoiden Insektenarten. Zudem bieten die offenboden- und staudenreichen zwei- bis dreijährig „boden- und vegetationsstabilen“ Brachen auch vielen erd- und halmnistenden Wildbienen-, Grab- und anderen Wespenarten geeignete Brutstandorte. Aber auch eine Reihe von gefährdeten „Acker-Vogelarten“, wie etwa Rebhuhn und Wachtel, aber auch der sich im Rückgang befindliche Feldhase fänden hier geeignete Nahrungs- und Brut- bzw. Nisthabitate vor (VGL. KELEMEN-FINAN & FRÜHAUF, 2005). Die samen- und insektenreichen Brachen bieten außerdem einer Vielzahl von selteneren Singvögeln, wie etwa Grauammer, Schafstelze, Raubwürger, Braun- und Schwarzkehlchen gute Nahrungsbeschaffungsorte. Die Schaffung von zumindest kurzzeitig stabilen Landschaftselementen mit mehr oder weniger hoher Vegetation würde zudem inmitten der regelmäßig gestörten Weide- und Ackerlandschaft einen vielfach ersehnten Rückzugsort für Säugetiere, Gänse und Co. bieten.

Zusammenfassend gesagt, führt eine Eingliederung von Kurzzeitbrachen in die Fruchtfolge der Nationalparkäcker zu einer erheblichen **Steigerung des Naturwerts der Seewinkler Agrarlandschaft**, nicht zuletzt aber auch zu einer Verschönerung des Landschaftsbildes. Insbesondere ehemals weit verbreitete Tier- und Pflanzenarten, die für extensive Ackerbaulandschaften charakteristisch sind und durch die fortschreitende Intensivierung der Landwirtschaft heute im steten Rückgang begriffen und gefährdet sind, wie zum Beispiel Rebhuhn, Wachtel, Feld-Hamster, viele Wildbienen- und andere Insektenarten und natürlich viele Segetalpflanzenarten, daneben aber auch andere Pionierarten, wie zum Beispiel Schaben-Königskerze (*Verbascum blattaria*), Grau-Andorn (*Marrubium peregrinum*) oder Bienen-Kugeldistel (*Echinops sphaerocephalus*) profitieren von solchen Brachen.

Die Frage der Umsetzung

Es gibt viele Möglichkeiten, wie man Brachezeiten in die Fruchtfolge integriert. Beispielsweise könnte jede Parzelle, die im alljährlichen Fruchtwechsel Wintergetreide/Sommergetreide steht, alle acht Jahre ein bis drei Jahre brachliegen. Mit Ausnahme der Einhaltung der optimalen Brachedauer (siehe weiter unten) ist die genaue zeitliche Abstimmung im Fruchtfolgeplan aus naturschutzfachlicher Sicht nicht von großer Bedeutung und kann an die ökonomischen Ressourcen und anderer Gegebenheiten angepasst werden. Bedeutsam aber ist, dass die Einschaltung der Brache-Jahre idealer Weise so geregelt wird, dass alljährlich eine Mindestanzahl von zwei, bzw. besser mehrere, Parzellen unbewirtschaftet bleiben, sodass jedes Jahr Brachen unterschiedlichen Alters die Nationalparkäcker zieren und als beständige Rückzugs-, Nahrungs- und Fortpflanzungshabitate fungieren können.

Außerdem sind folgende Faktoren für das Erreichen einer naturschutzfachlich hohen Qualität der Brachen von großer Bedeutung:

- Die, für die Förderung der Segetalvegetation, wohl wichtigste Maßnahme ist, dass **keine Ansaat** mit „klassischem“ Grünlandbrachen-Saatgut vorgenommen wird (vgl. *Kap. 5.2.2.1 Abschnitt: „Brachen“*)! Eine Aussaat von regional gewonnenem und standortgerechtem Segetal- bzw. Ruderalarten-Saatgut ist bei fachgerechter Durchführung vertretbar.
- Das **Ausbleiben der Stoppelbearbeitung vor dem Brachejahr**. Nach HILBIG (2005) kommen, insbesondere wenn nur ein Brachejahr geplant ist, die für seltene Segetalarten günstigen Auswirkungen des Brachejahres vor allem bei fehlender Stoppelbearbeitung zum Tragen, weniger nach Grubbern oder Pflügen vor der einjährigen Brachlegung.
- Die **Dauer der Brache soll zwischen ein, besser aber zwei und maximal drei Jahre liegen**. Durch mehrere Untersuchungen in verschiedenen Bundesländern Deutschlands wurde nachgewiesen, dass Dauerbrachen (länger als drei Jahre) auch bei Selbstbegrünung nicht zur Erhaltung einer noch vorhandenen artenreichen Segetalvegetation beitragen kann (VGL. HILBIG, 2005). Die vegetationsökologischen Untersuchungen von verschiedenen Brachen in Lassee durch ZINÖCKER (1992) zeigen zudem sehr eindrücklich, dass zwei bis dreijährige Brachen besonders artenreich sein können und auch für seltene Segetalarten, wie zum Beispiel dem Acker-Schwarzkümmel - *Nigella arvensis*, optimale Habitate darstellen. Ein weiterer Grund warum die Brachedauer drei Jahre nicht überschreiten sollte liegt in der kurzen Lebensdauer der Samen mancher gefährdeter Segetalarten, insbesondere der Saatunkräuter *Agrostemma githago* und *Bromus secalinus* (Ansiedlungsart). Fünf Jahre sollte die absolute Obergrenze sein. So beschreiben ALBRECHT ET AL. (2009) einen deutlichen Rückgang des Segetalarten-Diasporenvorrats im Boden ab dem 5. Brachejahr.

- Vor Beendigung, also Umbruch der Brache, soll diese gemäht und das anfallende Mähgut entfernt werden.

5.4.3.6 Die Stoppelbrache

Eine naturschutzfachlich wertvolle Stoppelbrache entsteht durch die Verschiebung des Stoppel- bzw. Bodenumbruchs auf den letztmöglichen Termin, also bis kurz vor Aussaat der darauffolgenden Kultur. Die ökonomischen Einbußen, die nach der Durchführung von Stoppelbrachen entstehen, werden möglicherweise oftmals überspitzt dargestellt. So weist die Folgefrucht in einem Fallbeispiel nach WEIHERMANN ET AL. (1993) ZIT. NACH HILBIG (2005) im Durchschnitt nur einen Minderertrag von 6% auf.

Stoppelbrachen kommen vor allem konkurrenzschwachen, niederwüchsigen und spätreifenden Beikrautarten zugute, die auf der Stoppel noch gute Entwicklungsmöglichkeiten besitzen. Die sogenannten „Stoppelbeikräuter“ können dort unter optimalen Lichtverhältnissen blühen und fruchten, während die hochwüchsigen konkurrenzstarken Unkräuter bereits von der Getreidemahd erfasst wurden. Schon wenn man die Stoppel nur wenige Wochen ungestört lässt, ergeben sich positive Auswirkungen auf die niederwüchsigen „Stoppelunkräuter“ (VGL. HILBIG, 2005).

Eine Vielzahl von Segetalarten des Nationalparks kann potentiell durch eine Verlängerung der Stoppelphase gefördert werden (vgl. Kap. 4.1.3.1), darunter die gefährdeten Arten (VGL. FISCHER ET AL., 2008; HILBIG, 2005; KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001; RIES, 1992; PINKE & PÁL, 2008):

Ajuga chamaepitys, Atriplex prostrata, Centaurium pulchellum, Crypsis schoenoides, E. platyphyllos subsp. platyphyllos, Hibiscus trionum, Juncus ranarius, Kickxia elatine, Lythrum hyssopifolia, Ranunculus arvensis, Ranunculus sardous, Silene noctiflora, Veronica anagalloides

Ranunculus arvensis zählt mit *Consolida regalis* zu den mittelhohen Sippen, die schon im Getreide reifen und in der Lage sind nach dem Schnitt erneut auszutreiben und ihre Entwicklung fortzusetzen (VGL. SCHNEIDER ET AL., 1994). Die Stoppelbrache wirkt sich zudem generell positiv auf eine Vielzahl von Segetalarten aus, da das warm-trockene Milieu am Boden der Stoppel das Nachreifen der bereits ausgefallenen Diasporen stark fördert (VGL. SCHNEIDER ET AL., 1994).

Arten die für eine Ansiedelung im Nationalpark in Frage kommen (vgl. Kap. 5.4.3.10) und voraussichtlich von einer langen Stoppelphase profitieren werden, sind (VGL. FISCHER ET AL., 2008; HILBIG, 2005; KÄSTNER ET AL., 2001; OBERDORFER, 2001; RIES, 1992):

Androsace maxima, Galium parisiense, Heliotropium europaeum, Kickxia spuria, Nigella arvensis, Thymelaea passerina

Die Durchführung einer Stoppelbrache hat insbesondere nach dem Anbau von Wintergetreide Vorrang, da diese dann über eine lange Dauer bestehen kann. WEIHERMANN

ET AL. (1993, ZIT. NACH HILBIG, 2005) bringen eine zweckmäßige Durchführungsweise der Winterstoppelbrache gut auf den Punkt:

„In Mittelfranken wurde im Zuge eines Extensivierungsprogrammes die erprobte und finanziell geförderte „Winterstoppelbrache“ umgesetzt, welche sich über den Zeitraum von der Getreideernte bis Ende März des folgenden Jahres erstreckt. Innerhalb dieser Zeit darf nicht gepflügt und gedüngt werden. Es darf keine Zwischenfrucht eingesät und kein Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden.

Die Winterstoppelbrache ermöglicht außerdem die Ausbildung der Frühjahres-Assoziation *Veronicetum trilobae-triphyllidi* noch vor Aussaat des Sommergetreides mit den frühjahrsannuellen Arten (Gefährdete Arten sind durch rote Letter gekennzeichnet):

Capsella bursa-pastoris, *Buglossoides arvensis*, *Draba verna*, *Erysimum repandum*, *Lamium amplexicaule*, *Stellaria media*, *Veronica hederifolia*, *V. persica*, *V. polita*, *V. triloba*, *V. triphyllos*

Üblicherweise (mit frühzeitigem Stoppelumbruch) kann sich die Assoziation ausschließlich in Wintergetreidebeständen ausbilden.

Eine weitere naturschutzfachlich unerlässliche, wenngleich auch möglicherweise als selbstverständlich erscheinende, Regel stellt das Ausbleiben jeglicher Bodenbearbeitung, also nicht nur des Pflügens sondern auch des Grubbern, während der gesamten Stoppelzeit dar! Neben der offensichtlichen Zerstörung großer Teile der Segetalvegetation verlieren solche gegrubberten Stoppelbrachen auch in hohem Maße an Attraktivität für schutz- und nahrungssuchende Vögel. BAUER & RANFTL (1996) konnten nachweisen, dass gegrubberte Stoppelbrachen mit einer Stoppelhöhe von unter 10cm ähnlich selten von Vögeln aufgesucht werden, wie umgepflügte Äcker, während unbearbeitete Stoppelbrachen mit einer Stoppelhöhe von über 20cm hingegen weit häufiger frequentiert werden (vgl. Abschnitt „Positive Auswirkungen auf die Fauna“ weiter unten).

Spezialfall Sommergersteäcker/Gänsebeikrautfluren

Um den Fortbestand der *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft nicht zu gefährden, empfiehlt es sich die empfohlene Verschiebung des Bodenumbruchs auf kleine Teilflächen der Gänsebeikrautflur-Parzellen zu beschränken und ein zumindest für die nächsten zwei Jahre angelegtes vegetationsökologisches Monitoring durchzuführen. Der üblicherweise im Herbst (Oktober/November) stattfindende Bodenumbruch der Sommergersteäcker soll auf diesen Teilflächen, ähnlich der Winterstoppelbrache, erst im darauffolgenden Frühjahr kurz vor der nächsten Sommergersteaussaat erfolgen, wodurch neben dem Aestivalaspekt zusätzlich ein Frühjahresaspekt ermöglicht wird. Eine Verschiebung der Artenkombination auf diesen Teilflächen ist zu erwarten, in welcher Form sich diese vollziehen wird, kann jedoch nicht vorausgesehen werden.

Positive Auswirkungen auf die Fauna

Vögel

Die Stoppelbrache, insbesondere die Winterstoppelbrache mit ihren Ernterückständen und den auflaufenden Ackerbeikräutern dienen vielen verschiedenen Tierarten als willkommene Nahrungsquelle und/oder als geeignetes Versteck. Sie kommen insbesondere der Arthropoden- und der Vogelfauna, speziell granivoren Vögeln, wie Wachteln, Rebhühnern, Finken-, Ammer- und Sperlingsarten (VGL. BAUER & RANFTL, 1996; MARSHALL ET AL., 2003; PINKE & PÁL, 2009), aber auch Wildgänsen (VGL. HAASE ET AL., 1999) und Greifvögeln (VGL. BAUER & RANFTL, 1996) zugute.

BAUER & RANFTL (1996) konnten mittels einer über fünf Jahre andauernden Studie, die den Vergleich von Stoppelfeldern und benachbarten gepflügten Ackerflächen in Mittelfranken bezüglich ihrer Attraktivität für Vögel und Säugetiere im Winterhalbjahr zum Mittelpunkt hat, nachweisen, dass sowohl Vögel, als auch Feldhasen in signifikanter Art und Weise Stoppeläcker den umgebrochenen Schwarzbrachen als Nahrungshabitat vorziehen. Innerhalb von fünf Jahren stellten sie durchschnittlich in etwa zehnmal höhere Vogelindivduenzahlen und eine ebenso ungefähr zehnmal so lange Verweildauer von Vögeln auf Stoppelbrachen fest. Die häufigsten Vogelarten, die allesamt eindeutig Stoppelbrachen bevorzugten, waren Feldlerche, Buchfink, Goldammer und Rebhuhn gefolgt von Hänfling, Grünfink und Feldsperling.

In einer weiteren Studie in Westungarn stellten PINKE & PÁL (2008) fest, dass neben den Ernterückständen, auch die Samen etlicher Stoppelbeikrautarten eine willkommene Nahrungsressource für Vögel darstellen. Von allen Ackerbeikraut-Assoziationen Westungarns beherbergt das *Stachyo annuae-Setarietum pumilae* - die typische Gesellschaft der Getreidestoppel auf basischen Böden im Pannonikum und damit auch die hier zu erwartende Assoziation - den höchsten Anteil an Segetalarten, die geeignetes Samenfutter für Vögel bereitstellen (65% gegen durchschnittliche 47%), sowie den höchsten Anteil an Arten, die als wichtige Samenfutterlieferanten gelten (38% gegen durchschnittlich 20%) (vgl. Kap. 5.3.9). Die wichtigsten Samenfutterlieferanten für Wachtel und Rebhuhn innerhalb dieser Gesellschaft sind die Arten *Setaria pumila*, *Setaria viridis*, *Stachys annua*, *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare*, *Anagallis arvensis*, *Anagallis foemina*, *Chenopodium album* und *Ajuga chamaepitys*. Die Reihenfolge der angeführten Arten spiegelt den Bedeutungsgrad der jeweiligen Segetalarten als Samenfutterlieferanten für die Wachtel – *Coturnix coturnix* wieder, beginnend mit der wichtigsten Art (VGL. PINKE & PÁL, 2009). Da Stoppeläcker als beliebtes Vogelhabitat im Winter fungieren, soll der Umbruch frühestens erst ab Mitte Februar erfolgen (VGL. PINKE & PÁL, 2009).

Die Artengarnituren der Sommer- und Wintergetreidebestände im Nationalpark, sowie jene der *Stachys annua*-(*Sisymbrietalia*)-Gesellschaft (vgl. Kap. 4.1.3.1, Abschnitt „Die Stoppelbeikräuter“; Kap. 4.1.3.7, Abschnitt „Syntaxonomische Anmerkungen“) prognostizieren, dass sich die *Stachyo annuae-Setarietum pumilae* –Gesellschaft auch

hier auf den Getreidestoppel des Nationalparks in mehr oder weniger charakteristischer Art und Weise ausbilden wird, sofern diese natürlich in Zukunft nicht vorzeitig umgebrochen werden.

Säugetiere

Unter den Säugetieren profitieren neben Feldhasen auch Feldhamster in hohem Maße von der Existenz der Stoppelfelder (VGL. BAUER & RANFTL, 1996). Der Feldhamster gilt derzeit, sowohl österreichweit (VGL. BAUER & SPITZENBERGER, 1994), als auch im Burgenland als „gefährdet“ (VGL. SZUCSICH, 1997), der Feldhase in beiden Gebieten als „potentiell gefährdet“.

Insekten – Beispiel Bestäuberorganismen

Eine weitere Tiergruppe, die ebenso deutlich von der Existenz der Stoppelbrachen profitiert, sind Insekten und unter ihnen besonders die Gilde der Bestäuber. Die häufigsten Bestäuber von Segetalarten sind Bienen, einschließlich Wildbienen, Hummeln und Honigbiene, aber auch Fliegen, Käfer und Schmetterlinge treten regelmäßig als solche auf (VGL. PINKE & PÁL, 2008). Bis in die 1950er Jahre wurde in Ungarn regelmäßig „Stoppelhonig“ angeboten. Heute erscheint das kaum mehr vorstellbar. Nach PINKE & PÁL (2008) wurde der Nektar für den Stoppelhonig vor allem von Pflanzenarten der Pflanzengesellschaft „*Stachyo annuae-Setarietum pumilae*“, der Folgegesellschaft des *Camelino-Anthemidetum*, gesammelt. Insbesondere der in vielen Fällen dominierende Einjahrs-Ziest - *Stachys annua* stellt sowohl für Wild-, als auch Honigbienen eine hervorragende Bienenweide dar (VGL. PINKE & PÁL, 2009), wie auch eigene Beobachtungen zeigten (vgl. Kap. 4.1.3.7, Abschnitt: *Stachys annua-(Sisymbrietalia)-Gesellschaft*). Die Förderung von pestizidfreien Stoppelfeldern wirkt somit auch in hohem Maße dem Bienensterben entgegen, zumal auch die späte Jahreszeit, in dem ein reiches Nektar- und Pollenangebot offeriert wird, eine besonders willkommene Stütze für das Überleben von Honigbienen und spätfliegenden Wildbienenarten darstellt. Mit einer nachhaltigen Etablierung der *Stachys annua*-dominierten Stoppelassoziation im Nationalpark, böte sich das Starten einer Imker-Initiative an, die das alte Kulturgut „Stoppelhonig“ wiedererweckt und der Region zu Verfügung stellt.

Fazit

Die einst allgegenwertige **Stoppelbrache** stellt eine große Bereicherung der Lebensraumvielfalt in der Landschaft dar. Sie kann als **einer der wirkungsvollsten Maßnahmen des Schutzes von Ackerbeikrautarten und der Fauna des Agrarlandes** bezeichnet werden. Unter den Pflanzen sind es neben einer Vielzahl von Segetalarten, insbesondere typische Stoppelbeikrautarten, wie die seltenen Ackerbeikräuter Acker-Schwarzkümmel – *Nigella arvensis* und Spießblatt-Tännelkraut – *Kickxia elatine*, die einen großen Nutzen von der Existenz der Stoppelbrachen ziehen. Innerhalb des großen Tierartenpools, die von den Stoppelbrachen profitieren, wollen die gegenwärtig gefährdeten Arten Feldhamster, Rebhuhn und Honigbiene als Stellvertreter für eine immer weiter zurückgedrängte Tierwelt unserer Agrarlandschaften genannt werden. Die Umsetzung der Stoppelbrache auf den Nationalparkäckern ist für die Bewirtschaftungsvarianten Wintergetreide und Sommergetreide uneingeschränkt, für die Sommergersteparzellen (Gänsebeikrautfluren) eingeschränkt empfehlenswert.

5.4.3.7 Ackerbeikrautbekämpfungsmaßnahmen

Da die Anwendung von Pestiziden in der Bewahrungszone des Nationalparks ohnehin untersagt ist, bleibt nur die mechanische Beikrautbekämpfung. Nach REINPRECHT (2011) und KROISS (2016) werden die Getreideäcker gegenwärtig zwei bis dreimal gestriegelt, eine Maßnahme, die sowohl generell für die Aufrechterhaltung annehmbarer Erträge, die letzten Endes dem Nationalparkvieh, und teilweise auch den Wildgänsen zu Gute kommen, als auch aus naturschutzfachlicher Sicht rechtfertigt- und vertretbar ist.

Manche konkurrenzschwache Segetalarten sind jedoch besonders empfindlich gegenüber mechanischen Verletzungen. Damit solche Arten nicht durch den Rost fallen, ist die Anlage von mindestens drei Meter breiten Ackerrandstreifen, die von einer mechanischen Beikrautbekämpfung vollkommen verschont werden, empfehlenswert. Die Durchführung einer solchen Maßnahme bringt möglicherweise positive Effekte für die Populationsentwicklung von gefährdeten Segetalarten, deren seltenes Vorkommen auf den Nationalparkäckern aktuell schwer nachzuvollziehen ist (z.B. *Caucalis platycarpus s.str.*, *Caucalis platycarpus subsp. muricata*, *Adonis aestivalis* und *Galium tricornutum*), mit sich.

Um etwaigen Bedenken ökonomischer Art Rechnung zu tragen, empfiehlt es sich vorerst mit der Anlage von drei Meter breiten Ackerrandstreifen in jeweils einer Parzelle jeder Bewirtschaftungsvariante (Wintergetreide, Sommergetreide, Gänsebeikrautflur) zu beginnen und erst nach erfolgter vegetationsökologischer Überprüfung (im

besten Fall zwei bis drei aufeinanderfolgende Jahre) gegebenenfalls Breite und Anzahl der Ackerrandstreifen zu erweitern und an die unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten zu adaptieren.

Hinzukommend ist der vollständige Verzicht auf Düngung der Ackerstreifen sehr empfehlenswert, um auch jenen gefährdeten Arten, die sowohl gegenüber zu hohen Nährstoffkonzentrationen, als auch gegenüber mechanischen Verletzungen empfindlich sind, Rechnung zu tragen und eine etwaige Dominanz konkurrenzstarker Arten, wie zum Beispiel *Cirsium arvense* und *Papaver roeas*, zu verhindern. Diesbezüglich sollte zudem die Anlage der Ackerstreifen auf bereits offensichtlich magereren Standorten erfolgen (vgl. Kap. 5.4.3.10).

Falls die Entscheidung gegen das vorgeschlagene Monitoring dieser Flächen fallen sollte, Ackerrandstreifen aber trotzdem und nur begrenzt durchgeführt werden wollen, empfiehlt sich ihre Anlage vornehmlich in Parzellen mit Wintergetreideschwerpunkt und an mageren, versalzten und feuchten Ackerstandorten, da hier die größten Erfolge zu erwarten sind. Auf den Gänsebeikrautfluren, die ohnehin keinen Ertrag abwerfen, ist ein Ausbleiben der momentan bestehenden mechanischen Beikrautbekämpfung an den Ackerrändern sowohl aus ökonomischer, als auch aus Sicht des Naturschutzes zweckdienlich. Sie sollte hier jedoch keinesfalls auf der ganzen Fläche unterbleiben, will man die hier auftretende einzigartige Segetalartengemeinschaft (vgl. Kap. 4.1.3.7) nicht gefährden.

Soll eine Ansiedlung von Segetalarten auf den Nationalparkäckern vorgenommen werden, ist eine Verknüpfung des Wiederbesiedlungsprojektes mit dem eben beschriebenen Ackerrandstreifenprogramm empfehlenswert. Mehr dazu lesen sie im Kapitel Kap. 5.4.3.10.

Eine Umsetzung der im Kapitel Kap. 5.4.3.5 beschriebenen Integration von Brachen in die Fruchtfolge würde eine großflächige Anlage solcher Ackerrandstreifen kompensieren. Dann wäre die Anlage von wenigen Ackerrandstreifen zwecks Wiederansiedlungsfunktion (vgl. Kap. 5.4.3.10) und nachhaltiger Aushagerung kleiner Teilflächen empfehlenswert.

Die Pflugfurche

Je tiefer die Pflugfurche ist, desto tiefer gelangen Ackerbeikraut-Diasporen in den Boden und ein großer Teil kann nicht auflaufen. Möchte man die Segetalartenvielfalt fördern ist folglich eine flache Pflugfurche (<20cm) vorzuziehen (VGL. ILLIG., 1990; MEYER ET AL., 2013).

5.4.3.8 Die Getreideernte

SCHNEIDER ET AL. (1994) empfehlen zwei Maßnahmen, die im Zusammenhang mit dem Ernteprozess zur Förderung der Segetalartenvielfalt beitragen können.

Zum einen verlängert ein möglichst langes Hinauszögern der Ernte die Zeitspanne für eine spontane Diasporenausbreitung von Segetalarten.

Zum anderen führt ein möglichst hoher Getreideschnitt dazu, dass ein größerer Teil der Ackerbeikrautdiasporen der „Einerntung“ entgeht und auf dem Acker verbleibt.

5.4.3.9 Erweiterung der Ackerflächen

Die Empfehlung einer möglichen Erweiterung von Ackerflächen betrifft vor allem feuchte, und/oder mehr oder weniger salzreiche Ackerstellen, welche die beiden äußerst seltenen und stark gefährdeten Assoziationen *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* und *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae* tragen. Diese beiden Assoziationen sind nämlich ohne Ausnahme direkt an Ackerrändern gelegen, die durchwegs an „durchschnittliche“, mehr oder weniger nährstoffreiche, feucht-salzige Weidestandorte angrenzen. Diese vegetationsökologisch äußerst interessanten Ackerstandorte, welche einer Vielzahl an seltenen Arten ein geeignetes Habitat bieten (vgl. Kap. 4.1.3.6, 4.1.3.8 und 5.3.2.4, 5.3.4.7, 5.3.4.9), werfen offensichtlich nur wenig, bis gar keinen Ertrag ab. Deshalb und auch aufgrund des erhöhten Bewirtschaftungsaufwandes auf den feucht-tonigen Böden, streift der pflügende Traktor diese Standorte nur an. Folglich sind die beiden Assoziationen durchwegs kleinflächig und nur fragmentarisch ausgeprägt und daher auch durch Aufgabe der Bewirtschaftung lokal stark gefährdet (vgl. Kap. 5.3.4.10). Eine Erweiterung dieser wertvollen Ackerstandorte wäre durch regelmäßiges Umackern eines nur wenige Meter schmalen angrenzenden Grünlandstreifens sehr einfach und zugleich kostengünstig möglich.

Folgende durchwegs hochgradig gefährdete („stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“) prioritäre Segetalarten würden voraussichtlich durch eine solche Maßnahme gefördert werden:

Ranunculus arvensis, *Hibiscus trionum*, *Crypsis schoenoides*, *Juncus ranarius*, *Lythrum hyssopifolia* und *Veronica anagalloides*

Weitere gefährdete Arten, die davon profitieren würden sind:

Chenopodium chenopodioides, *Atriplex prostrata*, *Ranunculus sardous*, *Centaureum pulchellum* und *Xanthium strumarium*.

Eine etwaige Erweiterung der Ackerflächen entlang von Ackerrändern, die zwar weder offensichtlich versalzen noch feucht sind, aber trotzdem „schlechte“ Böden aufweisen, zum Beispiel skelettreiche, trockenere oder auch magerere tonreiche Stellen, wie etwa der Bereich rund um die Aufnahme Nr.80 (siehe Abb. 28, vgl. Kap. 5.3.4.2, Abschnitt „*Myagrum perfoliatum*“), würde potentiell ebenfalls zu einer Verbesserung des Erhaltungszustandes etlicher gefährdeter Arten beitragen und ist jedenfalls bedenkenwert. Schließlich bevorzugen eine Vielzahl der hier vorkommenden gefährdeten Segetalarten, aber auch jene, die für eine Ansiedlung geeignet sind, solche „schlechten“ Standorte (siehe Artbeschreibungen der Kap. 5.3.4, 5.4.3.11, 5.4.3.12). Vor dem tatsächlichen Umbruch benachbarter Flächen, muss jedoch eine naturschutzfachlich fundierte Abwägung über die Sinnhaftigkeit eines solchen Unternehmens erfolgen, welche auch den Naturschutzwert der Nachbarflächen mit einbezieht.

5.4.3.10 Wiederansiedlung von Segetalarten

Eingangs dieses Kapitels will gesagt sein, dass der Schutz der aktuell vorkommenden gefährdeten Segetalarten von prioritärer Bedeutung ist. Eine Wiederansiedlung von Segetalarten ist aber prinzipiell vertretbar und unter gewissen Voraussetzungen (siehe weiter unten) auch zu befürworten, da der Mensch schon immer zu ihrer Ausbreitung, sei es über landwirtschaftliche Geräte, Saatgut oder Haustiere, beigetragen hat. Schließlich war und ist die Existenz von Segetalarten stets eng an den Menschen gebunden. Folgende Kriterien sollten dabei aber erfüllt sein:

Auswahlkriterien für die Ansiedlung von Segetalarten

- Nur im Rückgang befindliche und vor allem gefährdete Segetalarten kommen für eine Ansiedlung in Frage.
- Für die potentielle Ansaat-Art liegen mindestens ein, besser aber mehrere Vorkommensnachweise aus der Region der „Empfängeräcker“ vor.

Literatur, welche Ackerbeikrautgesellschaften der Neusiedlersee-Umgebung behandelt, ist aber leider nur sehr rar gesät. Als Hauptliteratur für etwaige Vorkommensnachweise von Segetalarten dient die Dissertation von HOLZNER (1970): „Soziologie und Ökologie der „Ackerunkräuter“ des pannonischen Raumes von Österreich“. In seiner Dissertation beschränkte er die Auswahl seiner Aufnahmen auf mehr oder weniger extensive, artenreiche Äcker des Pannonikums. Diese Arbeit stellt daher eine wertvolle Fundgrube für die vergangene Verbreitung seltener Segetalarten dar.

- Die Standortsbedingungen der Nationalparkäcker müssen zumindest potentiell eine dauerhafte Etablierung der ausgewählten Arten ermöglichen.
- Das Saatgut der Ansaat-Arten sollte möglichst aus der Region des Empfängerackers erworben, bzw. gesammelt werden.

Für die Ansiedlung auf den Nationalparkäckern geeignete Arten

Tab. 19 Segetalarten, die für eine Ansiedlung im Nationalpark in Frage kommen.

1. Wahl	Gefährdung	2. Wahl	Gefährdung
<i>Androsace maxima</i>	v. Aust. bedr.	<i>Adonis flammea</i>	stark gef.
<i>Bifora radians</i>	derzeit ungef.	<i>Bupleurum rotundifolium</i>	stark gef.
<i>Bromus secalinus</i>	stark gef.	<i>Conringia orientalis</i>	v. Aust. bedr.
<i>Heliotropium europ.</i>	v. Aust. bedr.	<i>Scandix pecten-veneris</i>	v. Aust. bedr.
<i>Kickxia spuria</i>	stark gef.	<i>Turgenia latifolia</i>	v. Aust. bedr.
<i>Neslia paniculata</i>	derzeit ungef.	<i>Vaccaria hispanica</i>	v. Aust. bedr.
<i>Nigella arvensis</i>	stark gef.	<i>Galium parisiense</i>	v. Aust. bedr.
<i>Thymelaea passerina</i>	stark gef.		
<i>Torilis arvensis</i>	stark gef.		

Eine steckbriefartige Charakterisierung der einzelnen Arten, und der Bewirtschaftungsfaktoren, die für ihre erfolgreiche Etablierung bedeutsam sind, lesen sie weiter unten in den Kapiteln *Kap. 5.4.3.11* und *5.4.3.12*.

Herkunft des Saatgutes

Falls eine Ansiedlung von Segetalarten vorgenommen werden soll, dann ist, wie schon erwähnt, die Verwendung von Saatgut aus der Region „Neusiedlersee-Seewinkel“ vorzuziehen. Erweist sich die Suche nach einer potentiellen Wiederansiedlungs-Art, deren ehemaliges Vorkommen in der Region zwar als gesichert gilt, gegenwärtig als erfolglos, ist auch eine Erweiterung des Suchkreises, auch über die österreichischen Staatsgrenzen hinaus, vertretbar. Eine Fundgrube für seltene Segetalarten stellt beispielsweise der angrenzende pannonische Teil Westungarns dar: PINKE & PÁL (2008) extrahierten und dokumentierten artenreiche Extensiv-Äcker der westungarischen Agrarlandschaft. Innerhalb des Pannonikums ist es empfehlenswert die Suche zumindest in erster Instanz auf ähnliche Böden, also vorwiegend mehr oder weniger skelettreiche Tschernoseme, Paratschernoseme und Feuchtschwarzerdeböden zu beschränken und erst wenn diese keine zufriedenstellenden Ergebnisse liefert, die Suche auf etwas „schlechtere“, aber dennoch basische Böden zu erweitern. Bei der Aus-

wahl geeigneter Extensiväcker für die Segetalarten-Saatguterwerbung sind Wintergetreidefluren und Sommergetreidefluren gleichwertig in die Suche mit einzubeziehen, auch wenn in ersteren üblicherweise eine größere Palette an Getreidebeikrautarten vorkommt. Abgesehen davon, dass Sommergetreidefluren ebenso selten gewordene Segetalarten beinhalten können, können diese nämlich, wenn artenreich, auf „noch interessantere“ Wintergetreidebeikrautbestände in der Fruchtfolge hinweisen!

Beispiele potentieller Saatgutquellen

Im, durch intensive Landwirtschaft geprägten, Seewinkel erweist sich die Suche nach Diasporen seltener Segetalarten wohl als eher schwierig. Potentiell geeignete Spenderflächen sind jedoch keinesfalls auszuschließen. Ein Beispiel eines mäßig als Saatgutquelle geeigneten Extensiv-Ackers der direkten Umgebung stellt die, inmitten der Intensiv-Ackerlandschaft liegende, Parzelle Nr. 17 dar (vgl. *Abb. 9, Tab. Anhang I und Anhang II*), welche im Aufnahmejahr gut entwickelte Bestände der Kornrade - *Agrostemma githago* aufwies. Die Parzelle beherbergt jedoch keine Arten, die zur Ansiedlung auf den Nationalparkäckern geeignet sind. Die reichen Kornradevorkommen hier laden jedoch zur Saatgutbesammlung ein, um eine Populationsstärkung der Art auf den Nationalparkäckern zu erreichen.

Die drei für die Diasporen-Sammlung wohl vielversprechendsten Regionen liegen zwar außerhalb, aber immer noch in naher Umgebung des Seewinkels. Es handelt sich um die „Gegend westlich und nördlich des Neusiedler Sees, an den unteren Abhängen des Leithagebirges“, das angrenzende „Nordwestungarn“ und das „niederösterreichische Steinfeld“ (vgl. *Abschnitt „Bemerkungen bezüglich Ansiedelung und Bewirtschaftung“* der jeweiligen ansiedlungstauglichen Arten in den Kapiteln *Kap. 5.4.3.11* und *5.4.3.12*), aber auch die Schotterböden der Parndorfer Platte beherbergen womöglich die ein oder andere Ansiedlungsart. Bevor die eben genannten Regionen durchkämmt werden, sollte jedoch der Seewinkel selbst nach potentiellen Spenderflächen abgesehen werden. Sollte dann der Suchkreis erweitert werden, ist es empfehlenswert diesen vorerst in das Flachland des angrenzenden Nordwestungarn auszuweiten, da hier die Böden die größte Ähnlichkeit mit jenen des Seewinkels besitzen.

Eine andere, jedoch etwas weiter entfernte und nur bedingt geeignete Saatgutquelle stellt der artenreiche Wildkrautschutzacker „Goldberg 1“ in Wien – Oberlaa dar. Dieser Acker wurde im Jahr 2000 im Rahmen des Wiener Vertragsnaturschutz-Programms „Lebensraum Acker“ als Naturschutz-, und Versuchsacker umfunktioniert. Die jährlich mit Winterroggen bebaute Parzelle auf kalkhaltiger Braunerde und Tschernosem trägt ein gut entwickeltes, artenreiches *Camelino-Anthemidetum* mit den hier auf den Nationalparkäckern ansiedlungswürdigen Arten *Torilis arvensis*, *Bupleurum rotundifolium*, *Bromus secalinus* und *Nigella arvensis*. Auch die beiden Arten *Cyanus segetum* und *Agrostemma githago*, die hier im Nationalpark nur sehr selten vertreten sind, wachsen am Goldberger Acker verbreitet und könnten eine willkommene „Saatgutspritze“ liefern (VGL. SCHMID, 2008). Dennoch bleibt die Saatgutquelle

„Wildkrautschutzacker Goldberg 1“ aufgrund des „allochtonen“ Erbguts der Wunsch-Ansaat-Arten nur die dritte Wahl.

Von der Saatguterwerbung bis zur Einsaat und der Pflege

Die Saatgutgewinnung

1. Segetalarten-Saatgutgewinnung durch Mähdrusch

Sollten sich in der Region extensiv bewirtschaftete Wintergetreideäcker, oder Stoppelfuren, die mehrere „Wunsch-Segetalarten“ in ausreichend hohen Individuendichten beinhalten, finden, kann in folgende Art und Weise vorgegangen werden: Nach Absprache, Einwilligung und finanzieller Einigung mit dem verantwortlichen Landwirt, sollte zuallererst die Segetalvegetation der zu erntenden Bestände mittels Vegetationsaufnahmen dokumentiert werden. Die Saatguternte, bzw. der Mähdrusch findet am besten wenige Wochen nach dem üblicherweise stattfindenden Getreideerntezeitpunkt statt. Zu dieser Zeit ist ein Großteil der Segetalartenfrüchte bereits ausgereift (VGL. SCHNEIDER, 1994). Der Schnitt sollte möglichst tief, dem Boden nahe, stattfinden, um auch die Diasporen von niederwüchsigen Arten einzufangen. Die Aussaat des ungereinigten Saatgutes kann dann je nach Menge entweder direkt in die dafür vorgesehenen **Ackerstreifen** (vgl. *nächster Abschnitt*) erfolgen. Die weitere Vorgehensweise lesen sie im Abschnitt „Einsaat und Pflege“ weiter unten.

Eine solche „Restaurationsmaßnahme“ zahlt sich aber nur dann aus, wenn der Vegetationsbestand ausreichend viele Diasporen von gleich mehreren gewünschten Segetalarten beinhaltet, wie es beispielsweise bei Feldflorareservaten, z.B. dem bedingt geeigneten Wildkrautschutzacker „Goldberg 1“ (vgl. *Abschnitt „Beispiele potentieller Saatgutquellen“* weiter oben), der Fall ist. Diese Art der Saatgutgewinnung ist zwar weitaus schneller und weniger arbeitsaufwändig als eine manuelle Sammlung, hat aber gegenüber dieser den großen Nachteil, dass das Risiko, dass einige gewünschte Segetalarten durch den Rost fallen, viel höher ist, während unerwünschte Arten mit eingesät werden, wodurch wiederum der Konkurrenzdruck auf die gewünschten Ansaat-Arten ansteigt.

Die Einsaat von ungereinigtem Getreidesaatgut segetalartenreicher Äcker ist keineswegs eine neue Methode und wurde schon oftmals mit guten Erfolgen vollführt (VGL. SCHMID, 2008; HOTZE ET AL., 2009).

2. Übertragung von Oberboden

Eine zweite Möglichkeit der Umsiedelung von Segetalarten erfolgt durch die Übertragung des Oberbodens einer zuvor vegetationsökologisch überprüften und als geeignet befundenen Fläche. Eine Fläche kann, gleich der „Segetalarten-Saatgutgewinnung durch Mähdrusch“ aber nur dann als geeignete Spenderfläche befunden werden, wenn die Diasporenbank keine problematischen Ackerbeikräuter (wie etwa aggressive *Ambrosia artemisiifolia*-Sippen aus Ungarn) beinhaltet. Als Spenderflächen kommen prinzipiell nur große Extensiv-, bzw. Naturschutzäcker in Frage, die eine Oberbodenentnahme in beschränktem Ausmaß gut verkraften.

Die ersten Ergebnisse eines Feldversuchs von GÄRTNER & VAN ELSSEN (2013) haben gezeigt, dass eine solche Oberbodenübertragung ähnlich gut, wie die Ansaat von gesamtem Saatgut funktioniert.

3. Manuelle Sammlung von Segetalartensaatgut

Man möchte vielleicht meinen, ein Etablierungs-Erfolg einzelner Segetalarten ist bei geeigneten Standorts- und Bewirtschaftungsbedingungen durchaus auch nach dem Ausbringen geringer Saatgutmengen, die zum Beispiel auch manuell gesammelt werden können, denkbar. Schließlich bringen Segetalarten üblicher Weise alljährlich sehr hohe Mengen an Samen hervor und breiten sich mithilfe von landwirtschaftlichen Maschinen auch schnell aus. OESAU (2002), HOTZE ET AL. (2009) und andere Autoren bemerken hingegen, dass oft unerwartet hohe Aussaatdichten notwendig sind, um eine Ackerbeikrautpopulation zu etablieren. Nichtsdestotrotz bleibt die manuelle Sammlung von Segetalartensaatgut in der Region eine gute, wenngleich auch zeit- und arbeitsaufwendige, Strategie zur Beschaffung von naturschutzfachlich vertretbarem, selektivem Segetalartensaatgut und ist besonders für die Ansiedlung von sehr seltenen, hoch gefährdeten Arten empfehlenswert.

Um einen Etablierungserfolg der Zielarten auf den Nationalparkäckern zu ermöglichen, empfiehlt es sich die handgesammelten Diasporen vor dem Austrag auf dem Acker in Vermehrungskulturen zu vervielfachen und erst dann auf schmalen Ackerstreifen auszusäen. Die Vorkultivierung der Segetalarten in Vermehrungskulturen ist im besten Fall auf möglichst beikrautarmen Böden durchzuführen. Es erweist sich außerdem als Vorteil, wenn die Vorkultivierung auf relativ guten, aber nicht zu nährstoffreichen Böden, vergleichbar mit im Handel erhältlicher Anzuchterde, stattfindet. Die Pflanzen entwickeln sich dann prächtiger und produzieren mehr Diasporen (VGL. KLOIBHOFER & STRAUCH, 2013).

Einsaat und Pflege

Erst wenn eine zufriedenstellende Anzahl an Diasporen aus den Vermehrungskulturen (bei manueller Sammlung) gewonnen wurde, voraussichtlich kann damit schon nach einem Jahr gerechnet werden, werden diese in sorgfältig ausgewählte, mindestens 3m breite **Ansiedelungs-Ackerstreifen**, die am günstigsten an die Parzellenränder gelegt werden, eingesät (VGL. HOTZE ET AL., 2009). Länge und Anzahl der Ackerstreifen richten sich nach der zu Verfügung stehenden Segetalarten-Saatgutmenge. Auf diesen Flächen finden zumindest im Jahr der Ansaat und ein Jahr darauf, besser aber langfristig, keine, bzw. später nur eine eingeschränkte, mechanische Beikrautbekämpfung (Striegeln) und keine Düngung statt, um eine schnelle, erfolgreiche Besiedelung der Ansaat-Arten zu ermöglichen. Einige Ansiedlungsexperimente bestätigen eine gute (VGL. KLOIBHOFER & STRAUCH, 2013; PRESTEL ET AL., 2013) bzw. bessere (VGL. MAYER ET AL., 2012) Etablierungsrate von Ansaat-Arten nach Ausbleiben der mechanischen Beikrautbekämpfung im Jahr der Ansaat.

Wie die Ergebnisse der Freilandversuche von PRESTEL ET AL. (2013), SCHMID (2008), MAYER ET AL. (2012) und HOTZE ET AL. (2009) eindrücklich zeigen, ist zum Zeitpunkt der Segetalartenaussaat und im besten Fall auch die Jahre danach eine reduziert erfolgreiche Getreidesaatstärke für eine erfolgreiche Etablierung der Segetalarten von großer Wichtigkeit. Die Studie von PRESTEL ET AL. (2013) zeigt zudem, dass die Etablierungsrate der angesäten Segetalarten bei reduzierter Saatstärke des Roggens (88 Körner/m² statt 350 Körner/m²) in etwa gleich hoch bzw. in den meisten Fällen sogar etwas höher war, als auf Aussaatflächen, an denen gar kein Getreide mit ausgesät wurde.

In Anlehnung an die positiven Ergebnisse der Feldversuche durch SCHMID (2008), kann die Ansaat der Segetalarten mittels einer Drillmaschine in ein nach landwirtschaftlichen Kriterien bestelltes Saatbeet, das durch Pflügen und anschließendem Eggenstrich bereitet wird, empfohlen werden. Die auf diese Weise maschinell eingesäten Flächen zeigten in der Studie von SCHMID (2008) deutlich höhere Keimzahlen, als per Hand gesäte. Die Ergebnisse seiner Feldversuche zeigen außerdem, dass ein Ausselektieren von sperrigen Diasporen, insbesondere jene mit Pappus vonnöten ist, um die Rieselfreudigkeit des Saatguts in der Drillmaschine zu gewährleisten. Das ausselektierte Saatgut ist per Hand ein zu säen. Die Saattiefe sollte 0 cm bis 2 cm betragen, um den unterschiedlichen Keimbedürfnissen von Licht- und Dunkelkeimern Rechnung zu tragen. Zu guter Letzt wird das Saatgut angewalzt, um einen guten Bodenschluss der Diasporen zu erreichen.

Die Ackerstreifen dienen einerseits als Initialstandorte für die Ansaat-Arten und sollen deren Ausbreitung auf den benachbarten Ackerflächen in den Folgejahren ermöglichen. Andererseits dienen sie aufgrund der hier ausbleibenden Düngung und nur reduziert bis garnicht erfolgenden Beikrautbekämpfung, der Förderung von bereits hier ansässigen Segetalarten, die gegenüber mechanischen Beikrautbekämpfungsmethoden und hohen Nährstoffkonzentrationen besonders empfindlich sind und sich im Inneren der Äcker nur mäßig erfolgreich behaupten können (vgl. Kap. 5.4.3.7).

Wie wir wissen, verfügen die einzelnen Segetalarten über unterschiedliche entwicklungsbiologische, bzw. pflanzenbauliche Eigenschaften, wie etwa Keim- und Auflaufverhalten. Dementsprechend unterschiedlich sind auch ihre optimalen Aussaatzeiten bzw. sind ihre optimalen Aussaatbedingungen. Jene sollen im Zuge der Wiederansiedlung ausreichend Beachtung finden. Zwecks Vereinfachung der Aussaattermine, kann eine Trennung der Ansaat-Arten in zwei Gruppen vorgenommen werden:

Winterannuelle Arten:

Androsace maxima, *Bifora radians*, *Bromus secalinus*, *Neslia paniculata*, *Adonis flammea*, *Bupleurum rotundifolium*, *Conringia orientalis*, *Scandix pecten-veneris*, *Turgenia latifolia*, *Vaccaria hispanica*

Sommerannuelle/Stoppelbeikrautarten:

Heliotropium europaeum, *Kickxia spuria*, *Nigella arvensis*, *Thymelaea passerina*, *Torilis arvensis*, *Galium parisiense*

Die winterannuelle Artengruppe wird im Spätsommer/Herbst gemeinsam mit Roggen zum empfohlenen Aussaatzeitpunkt des Roggens, also spätestens Ende September, ausgesät (vgl. Kap. 5.4.3.1). Die durchwegs sommerannuellen Stoppelbeikrautarten werden zum Aussaatzeitpunkt des Sommergetreides am Rand einer Sommergetreideparzelle ausgesät (vgl. Kap. 5.4.3.1). Demzufolge müssen also mindestens zwei verschiedene Ansiedlungs-Ackerstreifen angelegt werden, eine im Wintergetreide und eine im Sommergetreide.

Die Bewirtschaftungsvariante (Sommer- oder Wintergetreide) des jeweiligen Ansiedlungs-Ackerstreifens und im besten Fall auch der gesamten zugehörigen Parzelle (!), darf in den nächsten Jahren, solange bis eine zufriedenstellende Ausbreitung und Etablierung der angesiedelten Segetalarten auch auf den außerhalb der Ackerstreifen liegenden Bereichen erfolgt ist, nicht wechseln (VGL. AUCH MAYER ET AL., 2012). Damit wird der Aufbau einer ausreichend großen Samenbank gewährleistet. Die betroffenen Parzellen sollen also bis zu diesem Zeitpunkt aus dem allgemein geltenden Fruchtfolgesystem der Nationalparkäcker ausgenommen werden.

Das Saatgut der am Ackerrandstreifen angesiedelten Segetalarten ist jährlich zu dreschen und im Folgejahr auf den übrigen Nationalparkackerflächen, beginnend mit der anschließenden Parzelle, einzusäen. Der Drusch der winterannuellen Arten erfolgt idealer Weise etwa ein bis zwei Wochen nach der Roggenernte, jener der Stoppelbeikräuter, je nach Witterung, im Verlauf des Oktobers. Die Durchführung dieser Prozedur über etliche Jahre ist Voraussetzung für eine nachhaltige Etablierung und erfolgreiche Ausbreitung der Ansaat-Arten auf den Nationalparkäckern!

HOTZE ET AL. (2009) vollführten das obig beschriebene Verfahren zur Wiederansiedlung von Wintergetreide-Segetalarten „Manuelle Sammlung des Segetalartensaatgutes → Saatgutvermehrung auf Vermehrungsflächen → Anbau der Segetalarten auf „Ackerblühstreifen“ und verzeichneten bezüglich ihrer Etablierung in den ersten zwei Jahren nach Aussaat generell, und vor allem für die Arten *Bupleurum rotundifolium*, *Consolida regalis*, *Papaver roeas* und *Cyanus segetum* gute Erfolge. Die Ergebnisse ihrer Studie belegen einen großen Einfluss von Aussaatstärke, Aussaatmischung, Witterung, bodenbürtigem Unkrautdruck aufgrund der Vorbewirtschaftung und Bodenbedingungen auf die Entwicklung und Durchsetzungsfähigkeit der angesäten Arten. Auch KLOIBHOFER & STRAUCH (2013), welche für die Vermehrung und Ansiedlung der drei in Oberösterreich „vom Aussterben bedrohten“ Ackerbeikrautarten *Teesdalia nudicaulis*, *Arnoseris minima* und *Filago minima* den gleichen Ablauf verfolgten, können gute Erfolge nachweisen. Und auch sie beobachteten, dass der Etablierungserfolg stark von der Eignung des Standorts, den Witterungsbedingungen und dem gegebenen Konkurrenzdruck bodenbürtiger Unkrautarten abhängt.

Die an dieser Stelle vorgeschlagene Vorgehensweise der Wiederansiedlung von seltenen Segetalarten, versucht möglichst viele der eben erwähnten Abhängigkeiten bezüglich des Ansiedlungserfolges mit einzubeziehen. Nichtsdestotrotz ist in Anbetracht der komplexen Wechselbeziehungen in der Natur mit Ausfällen zu rechnen. Zumindest waren in allen von mir eingesehenen Studien über Ansiedelungs-Feldversuche neben Erfolgen auch Misserfolge zu verzeichnen.

Die Auswahl des Ansiedlungs-Ortes

Bei der Auswahl des Standortes für die Anlage des Ansiedelungs-Ackerstreifens sind die unterschiedlichen Standortverhältnisse der Nationalparkäcker zu berücksichtigen. Generell sollten aufgrund der spezifischen Artenauswahl eher magere, trockene und skelettreichere Standorte bevorzugt werden. Bei der Suche nach dem optimalen Ansiedlungsstandort ist eine Orientierung am aktuellen Vorkommen von Kennarten der für solche Standorte charakteristischen Subassoziation *Camelino-Anthemidetum-caucalidetosum* empfehlenswert. Demnach sind Standorte, mit relativ hohen Abundanzen der Arten *Caucalis platycarpus s.lat.*, *Galium tricornutum*, *Adonis aestivalis* und *Buglossoides arvensis* vorzuziehen. Im Aufnahmejahr 2011 waren das vor allem die Bereiche um die Vegetationsaufnahmen Nr. 80 und 81, der gesamte westlich gelegene Ackerrand der Parzelle Nr. 4 und der gegenüberliegende östlich gelegene Acker rand der Parzelle Nr.5 (vgl. Abb. 28). Das bestehende Vorkommen von etlichen gefährdeten Arten auf diesen Standorten hätte zudem den Vorteil, dass auch diese von den beikrautförderlichen Bewirtschaftungsbedingungen der künftigen Ackerstreifen (keine Düngung, keine bis reduzierte mechanische Beikrautbekämpfung) profitieren würden.

Die Ansiedelung bereits ansässiger Arten

Neben der Ansiedelung der, in der Tabelle 19, bzw. in den folgenden beiden Kapiteln angeführten Wiederansiedlungs-Arten, ist auch die Einbindung von gefährdeten Arten, die aktuell nur sehr selten auf den Nationalparkäckern vorkommen, in den zuvor angeführten Ansiedelungs- bzw. Vermehrungsprozess empfehlenswert. Dies gilt vor allem für die Arten *Agrostemma githago*, *Caucalis platycarpus subsp. muricata*, *Caucalis platycarpus s.str.*, *Cyanus segetum* und *Myagrum perfoliatum*.

5.4.3.11 Anzusiedelnde Arten – Erste Wahl

Folgende Arten sind, unter Beachtung der standortökologischen und historischen Gegebenheiten, für eine Ansiedelung auf den Nationalparkäckern bedingungslos geeignet:

❖ *Androsace maxima* = Acker-Mannsschild (*Primulaceae*)

Der Acker-Mannsschild gilt im pannonischen Österreich als heimisch (VGL. FISCHER ET AL., 2015) und tritt selten im Acker als hübsche Frühjahrsannuelle der Wintergetreidefluren auf. Sein Vorkommen in Österreich ist auf das Pannonikum beschränkt, wo er neben steinig-lückige Äcker auch trockene Ruderalstellen, Weingärten, Böschungen und Bahndämme besiedelt (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

Nach OBERDORFER (2001) ist *Androsace maxima* vor allem auf mäßig trockenen, basenreichen Lehm-, und Tonböden verbreitet - Standortbedingungen, die auf den Nationalparkäckern durchaus gegeben sind. Insbesondere die skelettreichen Geländebuckel (vgl. Kap. 5.3.2.1) stellen wahrscheinlich potentiell geeignete Standorte für den Ackermannsschild dar. Die Art gilt zudem als salzertragend. Sie ist eine Verbandscharakterart des *Caucalidion* (VGL. MUCINA, 1993A).

Licht	Temperatur	Kontinentalität	Feuchtigkeit	Reaktion	Stickstoff
7	8	7	4	7	3

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Im 18. Jahrhundert galt der Acker-Mannsschild sowohl ruderal, als auch segetal im Pannonikum noch als „verbreitete“ Art (VGL. RIES, 1992). HOLZNER (1970, 1973) gibt das Vorkommen von *Androsace maxima* auf Äckern des Pannonikums Ende der 60er Jahre bzw. Anfang der 70er Jahre noch als zerstreut und dann oft massenhaft an. Heute gilt der Acker-Mannsschild in Österreich als selten und „vom Aussterben bedroht“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Im Burgenland kommt die Art heute nur im Norden im Bereich vom Hackelsberg und Zeilerberg, bei Jois und Winden am Neusiedler See sehr selten vor (VGL. FISCHER ET AL., 2015). Vergangene Vorkommen aus dem Seewinkel sind bekannt (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B). Das Vorkommen der in Ungarn als „stark gefährdet“ eingestuften Art (VGL. KIRÁLY, 2007) ist in Westungarn auf die, auch hier im Nationalpark auftretende, Subassoziation „*Camelino-Anthemidetum caucalidetosum*“ konzentriert (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Bemerkungen bezüglich Ansiedelung und Bewirtschaftung

Die Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974) weisen darauf hin, dass die Art sich nur auf mageren Böden nachhaltig etablieren kann. Die Beibehaltung einer stark reduzierten Düngung auf den Nationalparkäckern ist für eine dauerhafte Besiedlung der Art also unerlässlich. Als Vertreterin der frühjahrsannuellen Arten, hat sie ihren Schwerpunkt im Wintergetreide und wird auch durch regelmäßig in die Fruchtfolge eingeschaltete Winterstoppelbrachen (vgl. Kap. 5.4.3.6) gefördert.

Geeignete Saatgutquellen liegen im Bereich des Hackelsbergs und des Zeilerbergs bei Jois und Winden nördlich des Neusiedler Sees (VGL. FISCHER ET AL., 2015), nordöstlich vom Schönauer Teich/Schönau an der Triesting (VGL. ESSL, 2003) und im Steinfeld bei Wiener Neustadt (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Bifora radians* = Stink-Koriander (*Apiaceae*)

Bifora radians zählt zu den seltenen Ackerbeikräutern, die auf extensive Bewirtschaftungsformen angewiesen sind (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Nach OBERDORFER (2001) ist die Art auf sommerwarmen, mäßig trockenen, kalkreichen, mehr oder weniger steinigen Lehm- und Tonböden verbreitet – eine Standortsbeschreibung, die auf große Bereiche der Nationalparkackerböden zutrifft. Der Stink-Koriander ist eine Charakterart des *Caucalidion lappulae* (VGL. MUCINA, 1993A).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	7	4	3	9	?

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Der niedere Feuchtigkeits- und der sehr hohe Reaktionszeigerwert sind wohl auf die Vorkommen der Art in Deutschland zurückzuführen, wo sie ausschließlich unbeständig auf warmen „Kalkscherbenäckern“ vorkommt. In Österreich tritt die Art jedoch auch auf kalkfreien, tiefgründigen Böden auf (VGL. HOLZNER, 1973).

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Nach HOLZNER (1973) kam die Art Ende der 60er Jahre, bzw. Anfang der 70er Jahre zerstreut in Getreideäckern des Pannonikums vor. Derselbe dokumentierte die Art auch im Seewinkel bei Podersdorf und Mönchhof (VGL. HOLZNER, 1970). STRASSER (1983) konnte Anfang der 80er Jahre jedoch kein Vorkommen von *Bifora radians* in ihren Extensivacker-Aufnahmen des Seewinkels verzeichnen.

Heute tritt der Stinkkoriander in den Bundesländern Burgenland, Wien, Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark collin bis submontan beständig auf. Er ist zerstreut bis selten in Getreideäckern und auf Ruderalstellen verbreitet. Sein floristischer Status (und dadurch auch sein Gefährdungsgrad, weil eventuell neueingebürgert?) in Österreich ist unklar. (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland kommt er nur unbeständig und selten, in der Schweiz selten vor. Seine Hauptverbreitung liegt in Südosteuropa und Südwestasien (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn gilt die Art als „potentiell gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Bemerkungen bezüglich Ansiedlung und Bewirtschaftung

Bifora radians tritt nur auf extensiv bewirtschafteten Äckern auf (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001) und ist vorzugsweise in Getreidekulturen zu finden (VGL. HOLZNER, 1970). In

Westungarn zählt die Art zu den Diagnostischen Arten der Subassoziation *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* (VGL. PINKE & PÁL, 2008). Auch wenn der Stink-Korian-der in Österreich derzeit (möglicherweise ungerechtfertigt?) als „ungefährdet“ gilt, ist dieser als konkurrenzschwaches und seltenes Ackerbeikraut dennoch eine schützenswerte Art!

Geeignete Saatgutquellen liegen im angrenzenden Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004) und möglicherweise auch an den „Abhängen des Leithagebirges nördlich und westlich des Neusiedlersees“ und im „Steinfeld – Niederösterreich“.

❖ *Bromus secalinus* = Roggen-Trespe (*Poaceae*)

Die Roggen-Trespe gehört mit *Agrostemma githago* und *Vaccaria hispanica* zur Gruppe der Saatunkräuter und ist heute wie diese europaweit und darüber hinaus „stark gefährdet“. Sie kommt charakteristischer Weise vor allem im Wintergetreide auf basischen, meist kalkarmen Lehmböden vor (VGL. OBERDORFER, 2001). Nach KÄSTNER ET AL. (2001) bevorzugt sie azidophile Unkrautgesellschaften. Bezüglich der Wasserversorgung und des Stickstoffgehalts erweist sie sich als tolerant.

Licht	Temperatur	Kontinentalität	Feuchtigkeit	Reaktion	Stickstoff
6	6	3	x	5	X

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Anfang des 20. Jahrhunderts war die, anthropogen im südlichen Mitteleuropa entstandene, Roggen-Trespe noch ein europaweit häufiges Saatunkraut und wurde regelmäßig auch als Nahrungsmittel genutzt (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Heute ist sie durch die modernisierte Saatreinigung stark zurückgegangen, bzw. immer noch rückgängig (VGL. OBERDORFER, 2001; KÄSTNER ET AL., 2001).

In den pannonischen Ackeraufnahmen von Holzner Ende der 60er Jahre wurde kein einziges Vorkommen der Art dokumentiert (VGL. HOLZNER, 1970). Derselbe Autor gibt sie jedoch Anfang der 70er Jahre für das mittlere und südliche Burgenland noch als „nicht selten“ an (VGL. HOLZNER, 1973). TRAXLER ET AL. (2005B) bezeichnen die Roggen-Trespe als bodenständig im Seewinkel. So verzeichnete auch STRASSER (1983) Anfang der 80er Jahre zwei Bestände der Art im Seewinkel.

Heute kommt die Roggen-Trespe in Österreich von der Hügel- bis zur Bergstufe nur noch sehr selten in Getreideäckern und auf Ruderalstellen vor. Man unterscheidet zwei Unterarten: *Bromus secalinus subsp. secalinus* gilt heute als „stark gefährdet“ (im Pannonikum als „vom Aussterben bedroht“), *Bromus secalinus subsp. decipiens* gilt österreichweit als vom „Aussterben bedroht“. Erstere Unterart wird neuerdings für „Schutzäcker“ künstlich vermehrt (VGL. FISCHER ET AL., 2008).

In Deutschland ist die Art je nach Bundesland „gefährdet“, „stark gefährdet“, „vom Aussterben bedroht“ oder schon erloschen, in der Schweiz ist sie sehr selten und in vielen Regionen ebenfalls schon ausgestorben (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn gilt die Art als „stark gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Bemerkungen bezüglich Ansiedlung und Bewirtschaftung

Als typisches Saatunkraut hat die Roggen-Trespe nur kurzlebige Samen [1 bis 5 Jahre nach OBERDORFER (2001), 1 bis >18 Jahre nach KÄSTNER ET AL. (2001)]. Um eine dauerhafte Etablierung der Art auf den Nationalparkäckern gewährleisten zu können, ist eine regelmäßig vor Ort stattfindende Wintergetreide-Saatgutgewinnung, ohne das Korn einer modernen Saatreinigung zu unterziehen, vonnöten. Nach KÄSTNER ET AL. (2001) ist sie eine äußerst keimfreudige Art, deren Samen sofort nach der Ernte keimfähig sind und läuft sowohl im Herbst, als auch im Frühjahr gut auf. Wie bei *Agrostemma githago* gibt es „aggressive“ Formen, die potentiell zu erfolgreichen und lästigen Unkräutern werden können (VGL. RIES, 1992). Dieser Umstand sollte bei der Erwerbung des Trespen-Saatguts berücksichtigt werden.

Der durchschnittlich hohe Basengehalt der Nationalparkäcker könnte sich als Hemmfaktor für den Etablierungserfolg der Roggen-Trespe erweisen. Das regelmäßige Vorkommen zweier ebenfalls auf basenreiche, aber kalkarme, neutral bis mäßig saure Sandböden konzentrierte Arten, namentlich *Veronica triphyllos* und *Apera spica-venti*, hier auf den Nationalparkäckern deutet jedoch auf eine zumindest stellenweise erfolgte Kalk-Auswaschung und möglicherweise auch gebietsweise höhere Sandanteile hin. Kalkfreie Sandböden sind schließlich im Seewinkels auch keine Seltenheit.

Wird also zum Schutze speirochorer Arten eine regelmäßig stattfindende Aussaat von eigens im Nationalpark geerntetem Saatgut umgesetzt, zählt sich ein Etablierungsversuch der im Pannonikum vom „Aussterben bedrohten“ Art jedenfalls aus.

Eine **geeignete Saatgutquelle** stellt der Wildkrautschutzacker „Goldberg 1“ bei Oberlaa, Wien dar (VGL. SCHMID, 2008), aber auch für das Steinfeld und das Gebiet westlich des Neusiedlersees liegen Nachweise der Art vor (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Heliotropium europaeum* = Europa-Sonnenwende (*Heliotropiaceae*)

Heliotropium europaeum ist ein giftiges, einjähriges, äußerst wärmeliebendes, sommerannuelles Ackerbeikraut mit mediterraner Herkunft und kommt in Mitteleuropa vor allem in Weinbergen und auf Hackfruchtäckern vor. Dort ist sie zumeist auf sommerwarmen, mäßig trocken bis frischen, oft steinigen Lehm- und Tonböden zu finden (VGL. OBERDORFER, 2001; KÄSTNER ET AL., 2001). Nach FISCHER ET AL. (2008) ist sie in Österreich auf Äckern, in Weingärten und auf Ruderalstellen zu finden. *Heliotropium europaeum* ist eine Diagnostische Art des zentralen Verbandes der Ordnung Eragrostietalia, des *Amarantho-Chenopodium albi* Morariu 1943 (VGL. MUCINA, 1993A). Im Westen

Ungarns gilt die Sonnenwende als eine Diagnostische Art der Assoziation *Setarietum pumilae* im Verband *Caucalidion* (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Licht	Tempera-	Kontinentali-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	8	5	4	8	6

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Holzner bezeichnet die Art Anfang der 70er Jahre als „in Niederösterreich fehlend“ (VGL. HOLZNER, 1973) und nur noch sehr selten im Pannonikum vorkommend (VGL. HOLZNER, 1970). Ein Fundort in der Nähe des Seewinkels ist bekannt. Die Art wuchs in einem ungepflügten Maisfeld bei Gattendorf im Burgenland (VGL. HOLZNER, 1970).

Die Sonnenwende war wohl aufgrund ihrer hohen Wärmeansprüche in Österreich seit jeher schon selten. So tritt sie auch heute nur sehr selten im pannonischen Teil des Landes beständig auf. Ihr floristischer Status in Österreich ist derzeit noch unklar (Neubürger oder alteingebürgert), weshalb auch ihr Gefährdungsstatus „vom Aussterben bedroht“ als ungesichert gilt (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Im Burgenland wird sie als „Vom Aussterben bedroht“ geführt. In Deutschland gilt die Art als selten, rückgängig und vielerorts schon verschollen. In der Schweiz ist die Art „stark gefährdet“. In Ungarn ist die Art derzeit ungefährdet (VGL. KIRÁLY, 2007).

Bemerkungen bezüglich Ansiedlung und Bewirtschaftung

Die Standortsbedingungen der Nationalparkäckern müssten der Art zusagen. Im benachbarten pannonischen Teil Ungarns kommt die Art vorzüglich auf Stoppelfeldern vor. Die regelmäßige Durchführung von Stoppelbrachen im Nationalpark ist daher Voraussetzung für eine erfolgreiche Etablierung dieser hübschen Seltenheit, zumal ihre Samen relativ kurzlebig sind (VGL. OBERDORFER, 2001)

Geeignete Saatgutquellen liegen im angrenzenden Westungarn (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

❖ *Kickxia spuria* = Eiblatt-Tännelkraut (*Antirrhinaceae*)

Das Eiblatt-Tännelkraut ist eine charakteristische, in Mitteleuropa relativ eng eingeschränkte, alteingebürgerte Stoppelbeikrautart. Der Entwicklungszyklus und die Standortsökologie von *Kickxia spuria* ist jener von *Kickxia elatine* (vgl. Kap. 5.3.4.6), welche zerstreut auf den Nationalparkäckern vorkommt, sehr ähnlich. Erstere ist allerdings noch wärmeliebender (VGL. OBERDORFER, 2001; KÄSTNER ET AL., 2001). Beide Arten kommen nach HOLZNER (1973) auch regelmäßig gemeinsam vor. *Kickxia spuria* ist, wie auch ihre Schwesternart, eine Kennart des *Caucalidion lappulae* und gilt auch als Diagnostische Art der „Getreidestoppel-Assoziation“ *Stachyo-Setarietum*“ (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	7	2	4	7	3

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Holzner bezeichnet die Art Ende der 60 Jahre, bzw. Anfang der 70er Jahre noch als zerstreut im Pannonikum vorkommend. Eines der Vorkommen dokumentierte er auch im Seewinkel bei Mönchhof (VGL. HOLZNER, 1970; HOLZNER, 1973). Auch TRAXLER ET AL. (2005B) geben das Tännelkraut im Seewinkel als bodenständig an. STRASSER (1983) konnte *Kickxia spuria* Anfang der 80er Jahre hingegen nicht für den Seewinkel nachweisen.

Heute tritt *Kickxia spuria* im pannonischen Teil Österreichs selten, sonst sehr selten auf und gilt landesweit als „stark gefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Sie ist heute überall im Rückgang begriffen. In Deutschland ist sie je nach Bundesland „stark gefährdet“, „vom Aussterben bedroht“ oder erloschen und auch in der Schweiz ist sie selten und stark zurückgegangen (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). Sowohl in ganz Ungarn (VGL. KIRÁLY, 2007), als auch im pannonischen Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004) gilt das Tännelkraut derzeit als „ungefährdet“.

Bemerkungen bezüglich Ansiedlung und Bewirtschaftung

Um eine dauerhafte Populationsentwicklung dieser typischen Stoppelbeikrautart zu gewährleisten, ist ein regelmäßig spät stattfindender Bodenumbruch der Stoppel und die Beibehaltung einer reduzierten Düngung vonnöten. Eine regelmäßige Einschaltung von Kurzzeitbrachen in die Fruchtfolge würde die Art ebenso fördern. Die Standortbedingungen hier müssten der Art zusagen. Bei Durchführung der obengenannten Maßnahmen ist ein Etablierungserfolg wahrscheinlich.

Geeignete Saatgutquellen liegen im angrenzenden Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004). Auch im Gebiet westlich des Neusiedlersees liegen Nachweise für die Art vor (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Neslia paniculata* = Rispen-Finkensame (*Brassicaceae*)

Der Rispen-Finkensame ist eine Kennart des *Caucalidion* (VGL. MUCINA, 1993A) und bevorzugt sommerwarme und sommertrockene, basenreiche Lehm- und Tonböden (VGL. OBERDORFER, 2001), Bodenverhältnisse also, die auf großen Teilen der Nationalparkäcker gegeben sind. Es handelt sich um eine in Mitteleuropa alteingebürgerte Art, die ursprünglich in subkontinentalen und kontinentalen Steppen Osteuropas und Asiens heimisch ist (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
6	6	5	4	8	4

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Holzner gibt den Finkensamen Ende der 60er Jahre im Pannonikum noch als verbreitet an. In seiner, im Jahre 1970 veröffentlichten Arbeit „Soziologie und Ökologie der Ackerunkräuter des pannonischen Raumes von Österreich“, tauchte er in 12 von 69 Vegetationsaufnahmen (17%) der Pflanzengesellschaft *Camelino-Anthemidetum* auf. Fünf Populationen konnte er in der Nähe des Hackelsberges beim Neusiedlersee nachweisen (VGL. HOLZNER, 1970). In seinem Werk „Die Ackerunkrautvegetation Niederösterreichs“ bezeichnet er die Art im Pannonikum sogar als häufig und auf schweren Böden oft massenhaft auftretend (VGL. HOLZNER, 1973). Strasser dokumentierte die Art Anfang der 80er Jahr in nur noch zwei von 64 *Camelino-Anthemidetum* – Beständen. Eine der beiden Populationen wuchs auch in einem Winterroggenfeld in der Nähe der Fuchsloch-Lacke im Seewinkel (VGL. STRASSER, 1983).

Neslia paniculata kommt in Österreich in allen Bundesländern bis auf Vorarlberg, wo sie als ausgestorben gilt, von der Hügelstufe bis in die Bergstufe auf Getreideäckern und trockenen Ruderalfluren vor. Im Pannonikum ist der Finkensame noch zerstreut, im restlichen Österreich selten bis sehr selten verbreitet. Trotz seines, zumindest auf Ackerstandorten, wohl in ganz Österreich stetig voranschreitenden Rückgangs, gilt *Neslia paniculata* innerhalb des Landes (zu Unrecht?) nur im „westlichen Alpengebiet“ als „gefährdet“ und sonst als „ungefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Auch im Burgenland wird die Art als ungefährdet eingestuft (VGL. FISCHER ET AL., 2015).

Der Rispen-Finkensame ist in ganz Deutschland durch Intensivierungsmaßnahmen stark zurückgehend (VGL. OBERDORFER, 2001; KÄSTNER ET AL., 2001)! Dort gilt er in den meisten Bundesländern als „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“. In der Schweiz ist er ebenfalls selten (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn gilt die Art ebenso als selten und „potentiell gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007) und zählt zu den Diagnostischen Arten der, auch hier im Nationalpark auftretenden, Subassoziation *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Bemerkungen zur Ansiedlung und der Bewirtschaftung

Neslia paniculata gehört zu den wenigen Arten, die trotz ihrer späten Keimzeit im mittleren bis späten Frühjahr (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001) vermehrt im Wintergetreide zu finden ist (VGL. OBERDORFER, 2001). Der Grund dafür ist wohl ihre kurze Entwicklungszeit, ihre Hauptblütezeit beginnt schon ab Mai (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Die Art kommt jedoch auch regelmäßig in Sommergetreidebeständen vor (VGL. HOLZNER, 1970; STRASSER, 1983). Der Finkensame gehört zur Gruppe der konkurrenzschwachen Beikrautarten und kann nur bei mäßiger Düngung langfristig fortbestehen.

Geeignete Saatgutquellen liegen im angrenzenden Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004) und wahrscheinlich auch an den „Abhängen des Leithagebirges nördlich und westlich des Neusiedlersees“ und im „Steinfeld – Niederösterreich“ (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Nigella arvensis* = Acker-Schwarzkümmel (*Ranunculaceae*)

Der Acker-Schwarzkümmel zählt zu den Kennarten des *Caucalidion* (VGL. MUCINA, 1993A), die ehemals noch weit verbreitet waren und heute in ganz Mitteleuropa nur noch selten zu finden sind. Er ist ein charakteristisches Stoppelbeikraut und kommt vor allem auf basischen, warmen, steinig-lehmigen Äckern und Brachen vor (VGL. FISCHER ET AL., 2008). *Nigella arvensis* zählt zu den Beikräutern, die in Deutschland nur auf sehr warmen, eher flachgründigen, steinigen Kalkböden vorkommt, im Pannonikum aber auch tiefgründige, kalkfreie Standorte besiedelt. Die in der untenstehenden Tabelle angeführten Zeigerwerte spiegeln nur die standortsökologischen Präferenzen in Deutschland wider, weshalb wohl die Feuchtigkeits- und Stickstoffzeigerwerte für pannonische Verhältnisse zu gering und der Reaktionszeigerwert zu hoch ausfallen.

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
8	7	5	3	9	3

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Ende der 60er Jahre war der wärmeliebende, alteingebürgerte Acker-Schwarzkümmel im Pannonikum noch verbreitet in Getreideäckern anzutreffen. Von den 69 Vegetationsaufnahmen der Segetalpflanzengesellschaft *Camelino-Anthemidetum*, die Holzner zu jener Zeit im pannonischen Raum unternahm, trat die Art, gleich der vorigen Art *Neslia paniculata*, in 12 Aufnahmen (17%) auf. Fünf Funde waren nahe dem Neusiedler See situiert, einer davon auch im Seewinkel bei Mönchhof in einem Winterweizenfeld auf einem Paratschernosem-Boden (VGL. HOLZNER, 1970).

Nach HOLZNER (1973) kam *Nigella* im Steinfeld und stellenweise auch im Weinviertel noch in Massen vor.

Gute zwanzig Jahre später, Anfang der 80er Jahre, als die massive Intensivierung der Landwirtschaft in vollem Gange war, tauchte der Acker-Schwarzkümmel zumindest auf der südlichen Parndorfer Platte und im Seewinkel nur noch selten auf. Strasser verzeichnete nur 2 Vorkommen in 64 Aufnahmen von Extensiv-Getreideäckern (STRASSER, 1983). Aber auch im östlichen Weinviertel kam es innerhalb nur eines Jahrzehnts zwischen 1973 und 1984 zu einer deutlichen Abnahme der Art (VGL. HAIN, 1984).

Nigella arvensis gilt heute in Österreich als „stark gefährdet“ und kommt nur noch selten im pannonischen Teil des Burgenlandes, Niederösterreichs und Wiens beständig vor. In Deutschland ist der Acker-Schwarzkümmel je nach Bundesland „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“, in der Schweiz gilt er als „stark gefährdet“ (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn ist die Art derzeit „ungefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007) und tritt auch im pannonischen Nordwestungarn noch regelmäßig auf (VGL. PINKE, 2004).

Ich konnte drei kleine Schwarzkümmelpopulationen, deren Existenz im Intensivacker aller Voraussicht nach durch das Vorhandensein benachbarter Brachen ermöglicht wurde (vgl. Kap. 5.2.2.1), inmitten der Intensivackerlandschaft des Seewinkels, keine einzige aber auf den Nationalparkäckern feststellen.

Bemerkungen bezüglich der Bewirtschaftung

Als typisches spätfruchtendes Stoppelbeikraut ist *Nigella arvensis* auf ein langes Stehenlassen der Getreidestoppel angewiesen. Die Art tritt im Winter- und Sommergetreide auf. Wie die meisten gefährdeten Segetalarten verschwindet auch sie bei übermäßiger, bzw. heutzutage üblicher, Düngung rasch. Kurzzeitbrachen fördern die Art. Ein Etablierungserfolg ist vor allem auf den etwas höher gelegenen, skelettreicheren Geländebuckeln der Nationalparkäcker zu erwarten.

Geeignete Saatgutquellen sind die Bestände im umgebenden Intensiv-Agrarland (Aufnahmen Nr. 17, 18, 33), Stoppelfluren im Steinfeld (VGL. STRASSER, 1983; TRAXLER ET AL., 2005B), der Wildkrautschutzzacker „Goldberg 1“ in Oberlaa (VGL. SCHMID, 2007) und Bestände im angrenzenden Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004).

❖ *Thymelaea passerina* = Spatzenzunge (*Thymelaeaceae*)

Thymelaea passerina gilt in Österreich als indigene Art (VGL. FISCHER ET AL., 2015) und wächst hier auf basischen, trockenen Äckern, sonnigen Böschungen und in Weingärten (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Nach OBERDORFER (2001) kommt sie in Deutschland vor allem auf Spargel- und Getreideäckern und auf Brachen auf sommerwarmen und -trockenen bis mäßig trockenen vorzugsweise sandigen Tonböden vor, Bodenverhältnisse also, wie sie auch auf den Nationalparkäckern gegeben sind. Sie ist eine Verbandskennart des *Caucalidion* (VGL. MUCINA, 1993A) und eine Diagnostische Art der „Getreidestoppel-Assoziation“ „*Stachyo-Setarietum*“ (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	7	6	4	8	4

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Ende der 60er Jahre noch zerstreut im Pannonikum auftretend (VGL. HOLZNER, 1970), unter anderem auch bei Donnerskirchen am Neusiedler See (VGL. HOLZNER 1971), erfuhr auch die Spatzenzunge einen, durch die Intensivierung der Landwirtschaft bedingten, Rückgang ihrer Vorkommen und gilt heute in Österreich als „stark gefährdet“. Auch Strasser lässt in ihren Untersuchungen der Segetalflora von extensiven Getreideäckern im Seewinkel und dem südlichen Steinfeld Anfang der 80er Jahre, wo die Art Anfang der 70er Jahre noch verbreitet zu finden war (VGL. HOLZNER, 1971), einen Nachweis der Art vermissen (VGL. STRASSER, 1983). In der Nähe des Neusiedler Sees sind Fundorte bei Stotzing, Reisenberg und Donnerskirchen bekannt (VGL. HOLZNER, 1971). Auch einstige Vorkommen im Seewinkel sind belegt (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

Die wärmeliebende Art kommt heute in den Bundesländern Burgenland, Wien, Nieder- und Oberösterreich in der Hügel- und Mittelgebirgsstufe vor, wobei sie nur im Pannonikum zerstreut bis selten und sonst sehr selten auftritt (FISCHER ET AL., 2008). In Deutschland ist die Spatzenzunge rückgängig und „stark gefährdet“, in der Schweiz selten und „gefährdet“ (KÄSTNER ET AL., 2001). Während sie in ganz Ungarn derzeit als „ungefährdet“ gilt (VGL. KIRÁLY, 2007), ist sie im benachbarten pannonischen Nordwestungarn in den letzten Jahrzehnten massiv zurückgegangen und heute ebenso nur noch selten und „stark gefährdet“ (VGL. PINKE, 2004).

Bemerkungen bezüglich Ansiedelung und Bewirtschaftung

Die Spatzenzunge hat zumindest im pannonischen Westungarn ihren Schwerpunkt auf der Getreidestoppel. Ihre späte Blühzeit im Juli, ihr niederer Wuchs (durchschnittlich zwischen 10cm und 40cm hoch) (VGL. FISCHER ET AL., 2008) und ihr hoher Lichtbedarf unterstreichen ihre Vorliebe für Stoppeläcker. Also ist wohl auch für ihren Etablierungserfolg, ein langes Stehenlassen der Stoppel und die Einschaltung von Kurzzeitbrachen förderlich bzw. von großer Bedeutung. Auch sie gehört zu den konkurrenzschwachen Arten und erträgt auf Dauer nur geringe Düngergaben.

Geeignete Saatgutquellen finden sich im benachbarten Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004), an den Abhängen des Leithagebirges westlich des Neusiedlersees, im Steinfeld - Niederösterreich und dem Mittelburgenland (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Torilis arvensis* = Acker-Borstendolde (*Apiaceae*)

Torilis arvensis ist in Österreich heimisch (VGL. FISCHER ET AL., 2015) und kommt hier vor allem im Pannonikum auf Äckern, brachliegenden Weingärten, trockenen Ruderalstellen und auf Trockenrasen vor. Die Acker-Borstendolde bevorzugt sommerwarme, mäßig trockene, nährstoff- und basenreiche, meist steinige Tonböden (VGL. OBERDORFER, 2001). Die Art ist eine Verbandscharakterart des *Caucalidion* (VGL. MUCINA, 1993A).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	7	3	4	9	4

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Verbreitung in Vergangenheit und Gegenwart

Holzner bezeichnet *Torilis arvensis* schon Ende der 60er Jahre als selten im Pannonikum vorkommend. Die Art scheint allerdings in seinen Vegetationstabellen nicht auf (VGL. HOLZNER, 1970). Später bezeichnete er ihr Vorkommen im Pannonikum als sehr selten (VGL. HOLZNER, 1973). Ein Nachweis aus dem Neusiedler See-Gebiet bei Jois (VGL. HOLZNER, 1971) liegt vor. Die Vegetationsaufnahmen von Strasser im Seewinkel und dem südlichen Steinfeld lassen ein Vorkommen der Art vermissen (STRASSER, 1983). TRAXLER ET AL. (2005B) bezeichnet sie als bodenständig im Seewinkel.

Heute kommt *Torilis arvensis* im pannonischen Teil der Bundesländer Burgenland, Wien und Niederösterreich zerstreut bis selten vor und ist hier neuerdings in Ausdehnung begriffen. In der Steiermark ist die Art ausgestorben, in den restlichen Bundesländern gilt sie als „stark gefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). In Deutschland ist sie zerstreut bis selten und insgesamt zurückgehend, in der Schweiz selten und „gefährdet“ (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001). In Ungarn ist die Art derzeit nicht gefährdet (VGL. KIRÁLY, 2007). PINKE & PÁL (2008) bezeichnen sie als eine Differentialart der, auf den submediterranen Süden des Landes konzentrierten, Subassoziation *Camelino-Anthemidetum vicietosum*. Im pannonischen Nordwestungarn, wo die Art vor 65 Jahren noch häufig war (im *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* und *Camelino-Anthemidetum typicum*), ist sie heute allerdings nur noch selten vertretenen und „stark gefährdet“ (VGL. PINKE, 2004).

Bemerkungen bezüglich Ansiedelung und Bewirtschaftung

Selbst wenn *Torilis arvensis* heute in Ausdehnung begriffen ist (wohl kaum in Segetalgesellschaften?!), lässt sich die Sinnhaftigkeit einer Ansiedelung auf den Nationalparkäckern durch den Schutz von Ökotypen, die an Getreideäcker angepasst sind, gut argumentieren. Ähnlich wie bei *Thymelaea passerina* kann bei der Acker-Borstendolde aufgrund ihrer durchschnittlich niedrigen Wuchshöhe von 20cm bis 60cm und ihrer in Mitteleuropa späten Blütezeit (Juli bis August) (VGL. FISCHER ET AL., 2008) auf ein vorwiegendes Vorkommen auf Getreidestoppelfeldern geschlossen werden. Ein möglicher Etablierungserfolg ist vor allem dann zu erwarten, wenn folgende Faktoren erfüllt werden: lange Stoppelphase, Durchführung von Kurzzeitbrachen, keine bis mäßige Düngung. *Torilis arvensis* konnte in einem Ansiedlungsversuch von SCHMID (2008) in einem Acker im Süden von Wien erfolgreich etabliert werden.

Geeignete Saatgutquellen der Art befinden sich zum Beispiel im benachbarten Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004), im Steinfeld in Niederösterreich, oder im Gebiet westlich des Neusiedlersees (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B). Außerdem ist der nur

bedingt geeignete Wildkrautschutzacker „Goldberg 1“ in Wien als neues Habitat der Acker-Borstendolde zu nennen (VGL. SCHMID, 2007).

5.4.3.12 Ansaat-Arten – Zweite Wahl

Alle im Folgenden beschriebenen sieben Arten der „zweiten Wahl“ sind, bzw. waren, charakteristische Segetalarten des pannonischen Österreich und kommen hier heute nur noch selten bis sehr selten vor. Sie können aus autökologischen Gründen nur als bedingt zur Ansiedlung geeignet gelten. Ein Etablierungserfolg dieser Arten ist aber dennoch denkbar. Daher und aufgrund ihres durchwegs hohen Gefährdungsgrades (zwei Arten „stark gefährdet“, fünf Arten „vom Aussterben bedroht“) sind Ansiedlungsversuche auf den Nationalparkäckern überlegenswert. Allerdings liegen für einen Großteil der Arten, mit Ausnahme von *Bupleurum rotundifolium* und *Galium parisiense*, bisweilen keine gesicherten Nachweise nördlich und/oder östlich des Neusiedlersees vor! Bei Vertiefung der Recherchen ist aber ein solcher Nachweis für die eine oder andere Art vorstellbar.

Arten der kalkhaltigen, steinigen Äcker

Die ersten sechs Arten kommen im gemäßigten Mitteleuropa ausschließlich, im Gegensatz zu vielen Ansaat-Arten der 1. Wahl, jedoch auch im Pannonikum mehr oder weniger stark bevorzugt auf mageren, trockenen, kalk- und oft skelettreichen Böden (meist Rendzina-Böden) vor. Sie gelten allesamt nach MUCINA (1993A) als Kenn taxa der Ackerbeikrautgesellschaft *Caucalido daucoidis-Scandicetum pecten-veneris* Libbert 1930, bzw. bis auf die beiden Arten *Conringia orientalis* und *Scandix pecten-veneris*, in Westungarn auch als Diagnostische Arten des *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* (VGL. PINKE & PÁL, 2008). *Conringia orientalis* hat zwar in Westungarn ebenfalls einen deutlichen Schwerpunkt in der zuvor genannten Subassoziation, kann aber aufgrund ihres allgemein seltenen Auftretens nicht als Diagnostische Art bezeichnet werden. *Scandix pecten-veneris* gilt in Ungarn als ausgestorben (VGL. KIRÁLY, 2007).

Ein Etablierungserfolg jener Arten erscheint, trotz ihrer teils abweichenden Standortsansprüche, dennoch als möglich, zumal auch diese Arten im warmen Pannonikum tendenziell vermehrt auch auf Getreideäckern tiefgründiger, basischer Lehm Böden auftreten (VGL. PINKE & PÁL, 2008). Das Vorkommen dreier Kenn taxa des *Caucalido daucoidis-Scandicetum pecten-veneris*, namentlich *Adonis aestivalis*, *Caucalis platycarpus* s.str. und subsp. *muricata* bzw. von sieben Kenn taxa des *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum*, namentlich *Caucalis platycarpus* s.lat., *Galium tricornutum*, *Adonis aestivalis*, *Lepidium draba*, *Sinapis arvensis*, *Fumaria vaillantii* und *Buglossoides arvensis* hier auf den Nationalparkäckern und der teilweise hohe Skelettanteil der Böden hier, unterstreichen die Sinnhaftigkeit von Ansiedlungsversuchen dieser Arten. Jedoch sollte für viele von ihnen zuvor noch ein Vergangenheits-Nachweis aus der Region erbracht werden.

Die zuletzt angeführte siebente Art *Galium parisiense* fällt bezüglich ihrer Standortbedürfnisse aus der Reihe der „zweite Wahl-Ansiedlungsarten“, da sie bevorzugt auf kalkarmen Sandböden zu finden ist.

❖ *Adonis flammea* = Scharlach-Adonis (*Ranunculaceae*)

Adonis flammea kommt in Österreich nur noch sehr selten vor allem auf kalkreichen Getreideäckern des Pannonikums vor und gilt derzeit als „stark gefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). In Westungarn tritt die, dort „potentiell gefährdete“, Art (VGL. KIRÁLY, 2007) regelmäßig in Beständen des *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* auf (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
6	6	6	3	9	3

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Geeignete Saatgutquellen der Art befinden sich im benachbarten Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004), im Steinfeld bei Wiener Neustadt und möglicherweise auch an den Abhängen des Leithagebirges westlich des Neusiedlersees (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Bupleurum rotundifolium* = Durchwachs-Hasenohr (*Apiaceae*)

Bupleurum rotundifolium ist in Österreich selten bis sehr selten auf Getreideäckern, Weinbergen, Böschungen und Halbruderalplätzen besonders im Pannonikum zu finden und ist „stark gefährdet“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Zwei Nachweise liegen in der Nähe des Neusiedlersees beim Hackelsberg und bei Donnerskirchen vor (VGL. HOLZNER, 1970). In Westungarn ist die Art als Differentialart des *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* regelmäßig in extensiven Getreideäckern auf basischen Lehmböden zu finden (VGL. PINKE & PÁL, 2008). Gleich der zuvor angeführten Art, ist das Durchwachs-Hasenohr in Ungarn noch etwas häufiger vertreten und gilt dort als „potentiell gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007), im pannonischen Teil Nordwest-Ungarn ist sie hingegen stark zurückgegangen und heute selten und „stark gefährdet“.

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
8	7	4	3	9	4

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Folgende zwei Studien berichten von einer schnellen und erfolgreichen Etablierung nach Aussaat in einem Wintergetreideacker: SCHMID (2008), HOTZE ET AL. (2009)

Geeignete Saatgutquellen der Art befinden sich im benachbarten Nordwest-Ungarn (VGL. PINKE, 2004) und im Steinfeld in Niederösterreich (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Conringia orientalis* = Ost-Ackerkohl (*Brassicaceae*)

Conringia orientalis besiedelt neben Äckern auch Brachen und Ruderalstellen und ist im Pannonikum nur noch selten, sonst sehr selten zu finden. Die Art ist in Österreich „vom Aussterben bedroht“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008), in Ungarn ist sie generell häufiger und gilt dort als „gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007), im pannonischen Nordwesten Ungarns ist sie jedoch „stark gefährdet“ (VGL. PINKE, 2004) und tritt hier selbst unter extensiver Bewirtschaftung nur noch sehr selten auf (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Es liegt derzeit kein Nachweis aus dem Seewinkel vor. Allerdings wurden in neuerer Zeit Bestände des Ackerkohls im angrenzenden Nordwestungarn dokumentiert (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	6	5	3	9	4

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Geeignete Saatgutquellen liegen im angrenzenden Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004), potentiell geeignete auch im Steinfeld bei Wiener Neustadt und an den Abhängen des Leithagebirges westlich des Neusiedlersees (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Scandix pecten-veneris* = Gewöhnlicher Venuskamm (*Apiaceae*)

Der in Österreich „vom Aussterben bedrohte“ Venuskamm wächst auf kalkhaltigen Getreideäckern, Kartoffeläckern und Ruderalstellen. Er kommt im Pannonikum selten, sonst sehr selten vor (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Vorkommen aus dem Steinfeld, im Burgenland bei Neusiedl (VGL. HOLZNER, 1971) und dem Mittelburgenland sind bekannt (VGL. TRAXLER ET AL., 2005B). In Ungarn gilt die Art als „Ausgestorben“ (VGL. KIRÁLY, 2007).

Es liegt derzeit kein Nachweis aus der Region vor.

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	7	3	3	8	4

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

❖ *Turgenia latifolia* = Klettendolde (*Apiaceae*)

Turgenia latifolia, eine ebenfalls „vom Aussterben bedrohte“ Art, besiedelt heute nur noch sehr selten Äcker und Ruderalstellen des Pannonikums. Außerhalb des Pannonikums tritt die wärmeliebende Art nur unbeständig auf (VGL. FISCHER ET AL., 2008). In Ungarn gilt die Art ebenfalls als „vom Aussterben bedroht“ (VGL. KIRÁLY, 2007). Die Klettendolde hat im pannonischen Westungarn einen deutlichen Schwerpunkt in extensiv bewirtschafteten Getreideäckern auf basischem Lehm Boden und ist eine Differentialart des *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Es liegt derzeit kein Nachweis aus der Region „Seewinkel“ vor. Nur sehr wenige Bestände wurden in neuerer Zeit im angrenzenden Westungarn dokumentiert (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
8	7	5	3	9	3

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Geeignete Saatgutquellen der Art befinden sich im benachbarten Nordwesten Ungarns (VGL. PINKE, 2004).

❖ *Vaccaria hispanica* = Kuhnelke (*Cariophyllaceae*)

Vaccaria hispanica gehört mit *Agrostemma githago* und *Bromus secalinus* zu den typischen speirochoren Saatunkräutern und ist wie diese durch die verbesserte Saatgutreinigung (vgl. Kap. 2.3.1.1) europaweit und darüber hinaus „stark gefährdet“ bis „vom Aussterben bedroht“! In Österreich gilt sie als „vom Aussterben bedroht“. Sie kommt sehr selten in der Hügellstufe der Bundesländer Burgenland, Wien und Niederösterreich in Getreideäckern, auf Brachen und möglicherweise auch auf Ruderalstellen (?) beständig vor und gilt in Oberösterreich, Tirol und Vorarlberg bereits als „ausgestorben“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). In Ungarn ist die Art ebenfalls selten und gilt dort als „stark gefährdet“ (VGL. KIRÁLY, 2007), im benachbarten pannonischen Nordwesten Ungarns ist sie „vom Aussterben bedroht“ (VGL. PINKE, 2004) und gilt hier als eine Differentialart des *Camelino-Anthemidetum caucalidetosum* (VGL. PINKE & PÁL, 2008).

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
7	6	7	2	9	3

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Geeignete Saatgutquellen liegen im angrenzenden Nordwest-Ungarn (VGL. PINKE, 2004) und wahrscheinlich auch noch im Steinfeld (VGL. HOLZNER, 1971; TRAXLER ET AL., 2005B).

❖ *Galium parisiense* = Paris-Labkraut (*Rubiaceae*)

In Österreich ist das Paris-Labkraut auf Getreideäckern, Brachäckern und Ruderalstellen der Hügelstufe sehr selten in den Bundesländern Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark verbreitet und gilt als „vom Aussterben bedroht“ (VGL. FISCHER ET AL., 2008). Er ist ein sommer- und winterannueller Therophyt (VGL. KÄSTNER ET AL., 2001) und kommt nach OBERDORFER (2001) auf mäßig trockenen, meist kalkarmen, sandigen lehm-, oder bindigen Sand- und Kiesböden vor.

Licht	Tempera-	Kontinenta-	Feuchtig-	Reaktion	Stickstoff
8	7	3	3	5	2

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974)

Bemerkungen bezüglich Ansiedelung und Bewirtschaftung

Für *Galium parisiense* ist der Etablierungserfolg, ähnlich wie für *Bromus secalinus* durch die hohen Basengehalte zumindest großer Anteile der Nationalparkackerböden fraglich. Hinzukommt, dass die Art zumindest dem Feuchtigkeits-Zeigerwert von „3“ nach, ihren Schwerpunkt auf trockenen Böden hat. Durch die Existenz basenarmer, sandreicher Ackerbereiche im Nationalpark ist eine dauerhafte Besiedlung der Art aber denkbar.

Ein Ansiedlungsversuch des Paris-Labkrautes ist aufgrund dessen gesicherten Vorkommens in der Neusiedlersee-Umgebung und angesichts seines hohen Gefährdungsgrades empfehlenswert. HOLZNER (1971) konnte die Art in einem Acker bei Donnerskirchen am Neusiedler See nachweisen.

5.4.3.13 Monitoring

Ein Monitoring, das die Auswirkungen der schlussendlich tatsächlich gesetzten Pflegemaßnahmen auf die Segetalvegetation wissenschaftlich begleitet, wäre sehr wünschenswert.

5.4.4 Die Managementmaßnahmen auf einem Blick

Prioritäre Maßnahmen

Folgende Maßnahmen sind für den Erhalt und die Förderung der Segetalartenvielfalt auf den Nationalparkäckern unverzichtbar. Die einzelnen Maßnahmen sind in den Kapiteln Kap. 5.4.2.1 und 5.4.2.2 ausführlich beschrieben.

Maßnahmen, die bereits gesetzt werden:

- Beibehaltung eines hohen Wintergetreideanteils in der Fruchtfolge
- Generelle Beibehaltung der Bewirtschaftungsweise der Sommergersteäcker/Gänsebeikrautfluren

- Beibehaltung der Duldung der Gänse auf den Äckern
- Beibehaltung einer stark reduzierten Düngung
- Beibehaltung des Verzichts auf Pestizide

Maßnahmen, die noch nicht oder noch nicht in einem ausreichenden Maß durchgeführt werden:

- Regelmäßige Durchführung der Stoppelbrache nach Winter- und Sommergetreide
- Einhaltung einer geringen Getreidebestandsdichte (auch im Sommerhafer!)
- Regelmäßige Aussaat des Roggens spätestens Ende September

Sekundäre Maßnahmen

Die Durchführung folgender Maßnahmen wäre ebenfalls sehr wünschenswert und würde zu einer deutlichen Verbesserung des Erhaltungszustandes der Segetalvegetation führen.

- Saatguterwerb:
 - Im besten Fall soll die Saatgutproduktion auf den Nationalparkäckern selbst durchgeführt werden und anschließend keine, oder eine gemäßigte, traditionelle Saatgutreinigung stattfinden.
 - Bei Saatguterwerb von außerhalb ist Saatgut aus der gleichen Region zu bevorzugen, im besten Fall von Extensiväckern mit reduzierter Saatgutreinigung
- Einschaltung von ein- bis dreijährigen Brachen in die Fruchtfolge
- Wiederausbringung gebiets- und standortstypischer Segetalarten
- Aufgabe des Luzerneanbaus und Integration der Flächen in den vorgeschlagenen Fruchtfolgeplan
- Erweiterung der Ackerflächen ausgehend von Ackerrändern mit feuchten, bzw. nassen und mehr oder weniger salzreichen Bodenbedingungen, welche die beiden äußerst seltenen und stark gefährdeten Assoziationen *Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis* und *Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae* tragen
- Anlage von mindestens drei Meter breiten Ackerrandstreifen, die von einer mechanischen Beikrautbekämpfung verschont und nicht gedüngt werden
- Einhaltung einer flachen Pflugfurche (< 20cm)
- Einhaltung eines möglichst hoch liegenden Getreideschnitts bei der Ernte
- Möglichst langes Hinauszögern der Getreideernte

Tertiäre Maßnahmen

Folgende Maßnahmen haben eine geringere Priorität. Ihre Durchführung wird aber ebenso positive Auswirkungen auf Erhalt und Förderung der Segetalartenvielfalt haben.

- Auswahl der Kulturen: Integration der Getreidekulturen Einkorn als Wintergetreide und Emmer als Sommergetreide

5.4.5 Ausblick

Ich hoffe, dass die Studie dazu beiträgt, die hohe naturschutzfachliche Bedeutung der Segetallebensräume in der NP-Bewahrungszone „Lange Lacke“, insbesondere gegenüber der Nationalparkverwaltung, sichtbar zu machen, sodass der Wert dieser einmaligen Ackerlebensräume künftig vom Nationalparkmanagement berücksichtigt und in die Pflegemaßnahmenplanung integriert werden kann. Damit wäre auch mein Wunsch, dass die Investition so vieler Arbeitsstunden letztlich zum Erhalt von, über viele Jahrhunderte gewachsenen und heute immer seltener werdenden, biodiversen Segetallebensräumen beiträgt, erfüllt.

6 LITERATUR

- ALBRECHT, H., MAYER, F., WIESINGER, K. (2009). Biodiversität und Artenschutz bei Ackerwildpflanzen. Vegetationsmanagement und Renaturierung. Festschrift Jörg Pfadenhauer. Laufener Spezialbeiträge, 2 (2009), 135-142.
- ARLT, K., HILBIG, W., ILLIG, H. (1991) Ackerunkräuter – Ackerwildkräuter. 1. Auflage, Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen.
- ARNHOLD, U. (1994) Zur Rastplatzökologie rastender und überwinternder Saatgänse (*Anser fabalis*) und Bleißgänse (*Anser albifrons*) im Gebiet der unteren Havel. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Doppelheft 4/94, 1/95, 55-59.
- BAUER, H. G., RANFTL, H. (1996) Die Nutzung überwinternder Stoppelbrachen durch Vögel. Ornithologischer Anzeiger, 35, 127-144.
- BAUER, K., SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). IN: GEPP, J. (Hg.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz, 35-39.
- BERICHT, GRÜNER (2014a). Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft - 2013. Wien, BMLFUW.
- BERICHT, GRÜNER (2014b). Bericht über die wirtschaftliche und soziale Lage der Land- und Forstwirtschaft im Burgenland 2011, BMLFUW.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde, Wien, Springer Verlag.
- BRUN-HOOL, J. (1966) Ackerunkraut-Fragmentgesellschaften IN TÜXEN, R. (Hg.) (1966) Anthropogene Vegetation: Bericht über das Internationale Symposium in Stolzenau/Weser 1961. Den Haag, Junk, 38-50.
- DIEPENBROCK, W., ELLMER, F., LEON, J. (2005) Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. (1994) Pflanzensoziologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1950) Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. Stuttgart, z. Z. Ludwigsburg, Eugen Ulmer.
- ELLENBERG, H. (1974) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica, 9, 1-97.
- ELLENBERG, H. (1996) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart, Ulmer, 870-905.
- ESSL, F., RABITSCH, W., BREUSS, O. (2002) Neobiota in Österreich (Vol. 43). Wien, Umweltbundesamt.

- ESSL, F. (2003) Bemerkenswerte floristische Funde aus Wien, Niederösterreich, dem Burgenland und der Steiermark. Biologiezentrum Linz/Austria.
- FALLY, J., BARANSKI, M., BARANSKI, N. (2011) Frischer Wind am Steppensee. Nationalpark Neusiedlersee – Seewinkel. Deutschkreutz, Eigenverlag Dr. Fally.
- FISCHER, M., FALLY, J. (2006) Pflanzenführer Burgenland. Eigenverlag Mag. Dr. Josef Fally.
- FISCHER, M. A., ADLER, W., OSWALD, K. (2008) Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol, OÖ Landesmuseen, Linz, Land Oberösterreich.
- FOLTIN, K. (1980) Beschreibung und Verbreitung der häufigsten Ackerunkräuter im Gebiet südwestlich des Neusiedlersees. Diplomarbeit, Botanisches Institut der Universität für Bodenkultur, Wien.
- FREYER, B., SURBÖCK, A., HEINZINGER, M., FRIEDEL, J. K., SCHAUPPENLEHNER, T. (2012) Biologischer Ackerbau im Trockengebiet–Umweltleistungen und agrarökologische Qualitäten. Ländlicher Raum - Ausgabe 01/2012.
- FRIED, G., PETIT, S., DESSAINT, F., & REBOUD, X. (2009) Arable weed decline in Northern France: crop edges as refugia for weed conservation?. *Biological Conservation*, 142(1), 238-243.
- GÄRTNER, A. C., VAN ELSSEN, T. (2013). Wiederansiedlung seltener und gefährdeter Ackerwildpflanzen auf Ökobetrieben. Teilprojekt Witzenhausen: Versuche auf Praxisbetrieben. 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, 5. bis 8. März 2013.
- GERHARDS, R., DIETRICH, M., SCHUMACHER, M. (2013) Rückgang von Ackerunkräutern in Baden-Württemberg–ein Vergleich von vegetationskundlichen Erhebungen in den Jahren 1948/49, 1975–1978 und 2011 im Raum Mehrstetten–Empfehlungen für Landwirtschaft und Naturschutz. *Gesunde Pflanzen*, 65(4), 151-160.
- HAASE, P., LANGGEMACH, T., PESTER, H., SCHRÖTER, H. (1999) Management von wandernden Wasservogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche) zum Schutze landwirtschaftlicher Kulturen in Brandenburg – Möglichkeiten und Grenzen. *Berichte zum Vogelschutz*, 37, 69-84.
- HAIN, E. (1984) Die Ackerunkrautvegetation im östlichen Weinviertel. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- HENNEKENS, S., SCHAMINÉE, J. (2001) TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12, Opulus Press, Uppsala, 589-591.
- HERZIG, A. (1997) Rote Liste Burgenland – Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut Burgenland.
- HILBIG, W. (2005) Möglichkeiten zur Erhaltung bestandsgefährdeter Ackerwildpflanzen und ihrer Pflanzengesellschaften durch extensive Ackernutzung. IN HAMPICKE,

- U., LITTERSKI, B., WICHTMANN, W. (Hg.) (2005) Ackerlandschaften - Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag, 173-191.
- HILL, M. O. (1979) TWINSpan - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University.
- HOFFMANN, J., HEMPELMANN, N., GLEMNITZ, M., RADICS, L., CZIMBERT, G., WITTCHEN, U. (2013) Einfluss von Temperatur und Nutzung auf die floristische Artenvielfalt in Getreideanbaugebieten Europas. Julius-Kühn-Archiv, (436), 70.
- HOFMEISTER, H., GARVE, E. (1998) Lebensraum Acker. Berlin, Parey.
- HOLZNER, W. (1970) Soziologie und Ökologie der „Ackerunkräuter“ des pannonischen Raumes von Österreich. Dissertation, Phil. Fak. der Universität Wien, Wien.
- HOLZNER W. (1971) Bemerkungen zur Unkrautflora der Äcker des österreichischen pannonischen Raumes. Mitteilungen der Botanischen Arbeitsgemeinschaft am Oberösterreichischen Landesmuseum Linz, 3. Jahrgang, Heft 1., 11-22.
- HOLZNER, W. (1973) Die Ackerunkrautvegetation Niederösterreichs. Mitteilungen der Botanischen Arbeitsgemeinschaft am Oberösterreichischen Landesmuseum Linz, 5. Jahrgang, Heft 1.
- HOLZNER, W., GLAUNINGER, J. (2005) Ackerunkräuter – Bestimmung, Biologie, Landwirtschaftliche Bedeutung. Graz, Leopold Stocker Verlag.
- HOTZE, C., VAN ELSSEN, T., HAASE, T., HESS, J., OTTO, M. (2009). Ackerwildkraut-Blühstreifen zur Integration autochthoner Ackerwildkräuter in ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen. IN MAYER, J., ALFÖLDI, T., LEIBER, F., DUBOIS, D., FRIED, P., HECKENDORF, F., HILLMANN, E., KLOCKE, P., LÜSCHER, A., RIEDEL, S., STOLZE, M., STRASSER, F., VAN DER HEIJDEN, M., WILLER, H. (Hg.) (2009) Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, ETH Zürich, 11.-13. Februar 2009, Band 1, Verlag Dr. Köster, Berlin, 428-429.
- ILLIG, H. (1990) Keimung und Entwicklung von Segetalpflanzen - Ein Vergleich von Winterung, Sommerung und Brache im Feldflorareservat bei Luckau-Freesdorf. Gleitschia, 18, 31-36.
- ILLIG, H., KLÄGE, H. C. (1996) Das Konzept des Feldflorareservates Luckau - ein übertragbares Modell zur Erhaltung von Kulturpflanzen. In-situ-Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen in der Bundesrepublik Deutschland am natürlichen Standort und on farm. Schriften zu genetischen Ressourcen, 2, 90-103.
- KÄSTNER, A., JÄGER, E. J., SCHUBERT, R. (2001) Handbuch der Segetalpflanzen Mitteleuropas. Springer-Verlag, Wien.

- KELEMEN-FINAN, J., FRÜHAUF, J. (2005). Einfluss des biologischen und konventionellen Landbaus sowie verschiedener Raumparameter auf bodenbrütende Vögel und Niederwild in der Ackerbaulandschaft: Problemanalyse–praktische Lösungsansätze. Synthese. Distelverein–Forschungsprojekt im Auftrag des BMLFUW, Teilbericht, 1, 33.
- KIRÁLY, G. (2007). Red list of the vascular flora of Hungary. Private Edition, Sopron.
- KLEIJN, D., VAN DER VOORT, L. A. (1997). Conservation headlands for rare arable weeds: the effects of fertilizer application and light penetration on plant growth. *Biological Conservation*, 81 (1), 57-67.
- KLOIBHOFER, F., STRAUCH, M. (2013) Artenschutzprogramm für Ackerbegleitpflanzen der Böhmisches Masse. *ÖKO.L. Zeitschrift für Ökologie, Natur- und Umweltschutz*, 2013-3, 14-17.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (Hg.) (2002) *BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38, Bonn, Bundesamt für Naturschutz.
- KÖPPEN, D. (2005) Ertragsschwache Standorte und deren umweltgerechte Bewirtschaftung. IN HAMPICKE, U., LITTERSKI, B., WICHTMANN, W. (Hg.) (2005) *Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten*. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag, 35-55.
- KOVÁCS-HOSTYÁNSKI, A., BATÁRY, P., BÁLDI, A., & HARNOS, A. (2011). Interaction of local and landscape features in the conservation of Hungarian arable weed diversity. *Applied Vegetation Science*, 14 (1), 40-48.
- KROPÁČ Z. (2006) Segetal vegetation in the Czech Republic: synthesis and syntaxonomical revision. *Preslia*, 78, 123-209.
- KUMP, A. (1971) *Die Ackerunkrautgesellschaften in den Hauptgetreidebaugebieten Oberösterreichs*. Dissertation, Phil. Fak. der Universität Wien, Wien.
- KÜSTER, H. (1985) Herkunft und Ausbreitungsgeschichte einiger Secalietea-Arten. *Tuexenia* 5, Göttingen, 89-98.
- LABER, J., PELLINGER, A. (2008) Die durchziehenden und überwinternden Gänsebestände der Gattung *Anser* und *Branta* im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. *Egretta - Vogelkundliche Nachrichten aus Österreich*, 49, 35-51.
- LAUBER, K., WAGNER, G. (2007) *Flora Helvetica*, 4. Auflage, Haupt Verlag, Bern-Stuttgart-Wien.
- LEHMBACHER, F., SCHALLY, H. (2009) *Emmer & Einkorn*. Niederösterreichische Landes-Landwirtschaftskammer, St. Pölten.
- LEISER, B. (1969) Beiträge zur Kenntnis der Ökologie der Anatiden des Seewinkels (Burgenland) Teil 1: GÄNSE. *Egretta - Vogelkundliche Nachrichten aus Österreich*, 12. Jahrgang, Heft 1/2, 1-42.

- LITTERSKI, B., JÖRNS, S., GRABOW, M., MANTHEY, M. (2005) Extensiv bewirtschaftete Sandstandorte aus vegetationsökologischer Sicht. IN HAMPICKE, U., LITTERSKI, B., WICHTMANN, W. (Hg.) (2005) Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 191-207.
- LITTERSKI, B., HAMPICKE, U. (2008) Naturschutz auf Ackerflächen. Berichte des Institutes für Landschafts-und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, 17(2007), 91-108.
- LOSOSOVÁ, Z., CHYTRÝ, M., CIMALOVÁ, Š., OTÝPKOVÁ, Z., PYŠEK, P., TICHÝ, L. (2006) Classification of weed vegetation of arable land in the Czech Republic and Slovakia. *Folia Geobot.*, 41, 259-273.
- MANTHEY, M. (2003) Vegetationsökologie der Äcker und Ackerbrachen Mecklenburg-Vorpommerns. Dissertationes Botanicae 373, J. Cramer in Gebrüder Borntraeger, Berlin/Stuttgart.
- MARSHALL, E. J. P., BROWN, V. K., BOATMAN, N. D., LUTMAN, P. J. W., SQUIRE, G. R., WARD, L. K. (2003) The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed research*, 43 (2), 77-89.
- MATOUCH, S. (1992) Die Wildkrautvegetation von Dinkelfeldern im Hinblick auf Bewirtschaftungsfaktoren und Landschaftsökologische Faktoren. Diplomarbeit, Universität Wien.
- MAYER, F., WEDDIGE, A., WIESINGER, K. (2012) Ansiedlung seltener Ackerwildkräuter auf einem Öko-Betrieb des südlichen Frankenjura. IN WIESINGER, K., CAIS, K. (Hg.) (2012) Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern. Ökolandbautag 2012, Tagungsband. Schriftenreihe der LfL 4/2012, 128-132.
- MEYER, S., WESCHE, K., LEUSCHNER, C., VAN ELSSEN, T., METZNER, J. (2010) Schutzbemühungen für die Segetalflora in Deutschland – Das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“. *Treffpunkt Biologische Vielfalt IX*, 59.
- MEYER, S., HILBIG, W., STEFFEN, K., SCHUCH, S. (2013) Ackerwildkrautschutz – Eine Bibliographie. Bonn, Bundesamt für Naturschutz, BfN-Skripten, 351.
- MOLNÁR, Z., BORHIDI, V. (2003) Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia*, Berlin – Stuttgart, 33, 377-408.
- MUCINA, L., GRABHERR, G., ELLMAUER, T. (Hg.) (1993a) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, Jena, Gustav Fischer Verlag.
- MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hg.) (1993b) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II, Jena, Gustav Fischer Verlag.
- MUCINA, L., ELLMAUER, T. (1993) Einleitung zum Teil I: Anthropogene Vegetation. IN MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hg.) (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, Jena, Gustav Fischer Verlag, 76-81.

- MUCINA, L. (1993a) Stellarietea mediae. IN MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hg.) (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, Jena, Gustav Fischer Verlag, 110-168.
- MUCINA, L. (1993b) Puccinello-Salicornietea. IN MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hg.) (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, Jena, Gustav Fischer Verlag, 522-549.
- MUCINA, L. (1993c) Artemisietea vulgaris. IN MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hg.) (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, Jena, Gustav Fischer Verlag, 169-202.
- MÜLLER-MOTZFELD, G., RINGEL, H., HAMPEL, J., LOCH, R., HENNICKE, S., MARTSCHEI, T., KORNMILCH, C. (2005) Bewirtschaftung ertragsarmer Ackerböden aus faunistischer Sicht. IN HAMPICKE, U., LITTERSKI, B., WICHTMANN, W. (Hg.) (2005) Ackerlandschaften - Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag, 207-231.
- NEILREICH, A. (1859) Flora von Nieder-Österreich / Eine Aufzählung und Beschreibung der im Erzherzogthume Österreich unter der Enns wild wachsenden oder in Grosse gebauten Gefäßpflanzen, nebst einer pflanzengeographischen Schilderung dieses Landes. Carl Gerold's Sohn Verlag, Wien.
- NELHIEBEL, P. (1980) Die Bodenverhältnisse des Seewinkels. BFB-Bericht, 37, 41-48.
- NIKLFIELD, H., SCHRATT-EHREDORFER, L. (1999) Rote Listen gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. 2. Fassung. IN NIKLFELD, H. (Hg.) (1999) Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Austria medien service, Graz, 33-130.
- OBERDORFER, E. (2001) Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Stuttgart, Ulmer.
- OESAU, A. (2002). Ackerwildkräuter schützen. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AID), Bonn.
- OPPELMAYER, H. (1986) Die Ackerunkräuter in Hundsheim mit Unterscheidung zwischen herbizidbehandelten und unbehandelten Flächen. Diplomarbeit, Botanisches Institut der Universität für Bodenkultur, Wien.
- PINKE, G. (2004) Letzte Vorkommen von Caucalion-Arten im Nordwesten Ungarns. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft, 19, 73-82.
- PINKE, G., PÁL, R. (2008) Phytosociological and conservational study of the arable weed. Plant Biosystems, Vol. 142, No. 3, 491-508.
- PINKE, G., PÁL, R., BOTTA-DUKÁT, Z., & CHYTRÝ, M. (2009) Weed vegetation and its conservation value in three management systems of Hungarian winter cereals on base-rich soils. Weed Research, 49 (5), 544-551.

- PINKE, G., PÁL, R. (2009) Floristic composition and conservation value of the stubble-field weed community, dominated by *Stachys annua* in western Hungary. *Biologia*, 64 (2), 279-291.
- PINKE, G., PÁL, R., & BOTTA-DUKÁT, Z. (2010) Effects of environmental factors on weed species composition of cereal and stubble fields in western Hungary. *Central European Journal of Biology*, 5 (2), 283-292.
- PINKE, G., KIRÁLY, G., BARINA, Z., MESTERHÁSY, A., BALOGH, L., CSIKY, J., SCHMOTZER, A., MOLNÁR, A. V., PÁL, R. W. (2011) Assessment of endangered synanthropic plants of Hungary with special attention to arable weeds. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 145 (2), 426-435.
- PINKE, G., KARÁCSONY, P., CZÚCZ, B., BOTTA-DUKÁT, Z., LENGYEL, A. (2012). The influence of environment, management and site context on species composition of summer arable weed vegetation in Hungary. *Applied Vegetation Science*, 15 (1), 136-144.
- PLAKOLM, G. (1989). Unkrauterhebungen in konventionell und biologisch bewirtschafteten Getreideäckern Österreichs. Diss., Univ. f. Bodenkunde, Wien
- PRESTELE, J., KOLLMANN, J., ALBRECHT, H., WIESINGER, K. (2013) Wiederansiedlung seltener und gefährdeter Ackerwildpflanzen auf Ökobetrieben. Teilprojekt Freising: Einfluss von Feldfrucht und Aussaatzeitpunkt. IN NEUHOFF, D., STUMM, C., ZIEGLER, S., RAHMANN, G., HAMM, U., KÖPKE, U. (Hg.) (2013) Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5. - 8. März 2013, Verlag Dr. Köster, Berlin.
- RIES, C. (1992) Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit. *Dissertationes Botanicae*, Band 187, Berlin/Stuttgart, J. Cramer Verlag.
- SCHMID, R. (2008) Brachenmanagement in der Wiener Agrarlandschaft. Diplomarbeit, Universität Wien, Wien.
- SCHNEIDER, C., SUKOPP, U., SUKOPP H. (1994) Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 26, Bundesamt für Naturschutz, Bonn- Bad Godesberg.
- STRASSER, I. (1983) Die Getreideunkräuter im Seewinkel und auf dem südlichen Teil der Parndorfer Platte. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- SOÓ, R. V. (1961) Systematische Übersicht der pannonischen Pflanzengesellschaften. III. *Acta bot. Hung.* VII, 425-450.
- SZUCSICH, N. U. (1997) Rote Liste der gefährdeten Tiere des Burgenlandes. IN HERZIG, A. (Hg.) (1997) Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87, 15-33.
- TICHÝ, L. (2002) JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13, Uppsala, 451-453.

TRAXLER, A. (1993) Isoëto-Nanojuncetea. IN GRABHERR, G., MUCINA, L. (Hg.) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II, Jena, Gustav Fischer Verlag. 197-212.

TRAXLER, A., MINARZ, E., ENGLISCH, T., FINK, B., ZECHMEISTER, H., ESSL, F. (2005a) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Moore, Sümpfe und Quellfluren. Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden. Äcker, Acker-raine, Weingärten und Ruderalfluren. Zwergstrauchheiden. Geomorphologisch ge-prägte Biotoptypen, Wien, Neuer Wissenschaftlicher Verlag GmbH.

TRAXLER, A., MINARZ, E., HÖTTINGER, H., PENNERSDORFER, J., SCHMATZBERGER, A., BANKO, G., PLACER, K., HADROBOLEC, M., GAUGITSCH, H. (2005b). Biodiversitäts-hotspots der Agrarlandschaft als Eckpfeiler für Risikoabschätzung und Monitoring von GVO. Umweltbundesamt, Wien.

TÜXEN, J. (1966) Kurze Übersicht über die derzeitige systematische Gliederung der Acker- und Ruderal-Gesellschaften Europas. IN TÜXEN, R. (Hg.) (1966) Anthropogene Vegetation: Bericht über das Internationale Symposium in Stolzenau/Weser 1961. Den Haag, Junk, 75-82.

VAN ELSSEN, T., SCHELLER, U. (1994) Zur Bedeutung einer stark gegliederten Feldflur für die Entwicklung von Ackerwildkraut-Gesellschaften. Beispiele aus Thüringen und Nordhessen. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 17-31.

VAN ELSSEN, T., BERG, M., DRENCKHAHN, D., DUNKEL, F. G., EGGERS, T., GRAVE, KAI-SER, B., MARQUART, H., PILOTEK, D., RODI, D., WICKE, G. (2005). Karlstadter Positi-onspapier zum Schutz der Ackerwildkräuter. Erarbeitet von den Teilnehmerinnen und Teilnehmern der " Tagung zum Schutz der Ackerwildflora" am 25./26.6. 2004 in Karlstadt am Main. Naturschutz und Landschaftsplanung, (9), 284-286.

VAN ELSSEN, T., BRABAND, D. (2006). Ackerwildkrautschutz–eine „honorierbare öko-logische Leistung“?. IN BERTKE, E., HESPELT, S. K., TUTE, C. (2003) Ergebnisorien-tierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. Angebotsnatur-schutz. BfN-Skripten, 89, 123-134.

WÄLDCHEN, J., PUSCH, J., & LUTHARDT, V. (2005) Zur Diasporen-Keimfähigkeit von Segetalpflanzen. Beiträge zu Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 38, 145-156.

WEDENIG, D. (2012) Biodiversität im Intensivagrarland: Verteilungsmuster, Verge-sellschaftung und Refugien von Ackerwildkräutern im österreichischen Marchfeld. Diplomarbeit, Universität Wien, Wien.

WEHSARG, O. (1954). Ackerunkrauter: Biologie, Allgemeine Bekämpfung und Einzel-bekämpfung. Akademie-Verlag, Berlin

WILMANN, O. (1989) Vergesellschaftung und Strategie-Typen von Pflanzen mittel-europäischer Rebkulturen. Phytocoenologia, Berlin, Stuttgart, 18 (1), 83-128.

WILSON, P. J., AEBISCHER, N. J. (1995) The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge. Journal of applied ecology, 295-310.

ZINÖCKER, M. (1992) Vegetationskundliche Untersuchungen im „Weingarten Lasse“ (Marchfeld) zur Erstellung eines Landschaftsentwicklungskonzeptes und Pflegeplanes. Diplomarbeit, Formal- und Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Wien, Wien.

Weitere Quellen

Persönliche Kommunikation

WRBKA, T. (2017) Department für Botanik und Biodiversitätsforschung. Persönliches Gespräch. Wien, 14. 12. 2017

REINPRECHT, V. (2011) Leiter der Abteilung für Planung und Flächenmanagement des Nationalparks Neusiedlersee Seewinkel. Persönliches Interview, geführt vom Verfasser. Apetlon, 07.04.2011.

KROISS, M. (2016) Leiter der Abteilung für Planung und Flächenmanagement des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel. Interview per e-mail, geführt vom Verfasser, 17.02.2016.

Internetressourcen

AGES – Österreichische Agentur für Ernährungssicherheit (2016) Pflanze des Monats September – Emmer und Einkorn. <https://www.ages.at/themen/landwirtschaft/pflanzengenetische-ressourcen/pflanzen-des-monats/2014-pflanzen-des-monats/pflanze-des-monats-september-emmer-und-einkorn>, 03.10.2016.

AGRAVIS RAIFFEISEN AG (2014) Aussaattabelle. http://www.agravis.de/media/pflanzen/pflanzen_pdf/saatgut/sonstige_saaten/Aussaattabelle.pdf, 07.03.2014.

BFW - BUNDESFORSCHUNGS- & AUSBILDUNGSZENTRUM FÜR WALD, NATURGEFAHREN & LANDSCHAFT (2017) Digitale Bodenkarte von Österreich, 1km-Raster. http://gis.lebensministerium.at/eBOD/frames/index.php?&146=true&gui_id=eBOD, 02.01.2017.

DVORAK, M., LABER, J., RANNER, A., LANG, A. (2012) Artenliste – Die Vögel des Neusiedler See – Gebiets. http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/tl_files/images/downloads/Artenliste_2012_07_150dpi.pdf, 10, 12.10.2013.

FISCHER M. A., ET AL. (2015) Burgenlandflora – Die Pflanzenwelt des Burgenlands Online. Eisenstadt: Naturschutzbund Burgenland. <http://burgenlandflora.at>, 14.08.2016

FLOIGER, M. (2017) Atlas Burgenland - Landwirtschaft. http://www.atlas-burgenland.at/index.php?option=com_content&view=article&id=516, 03.01.2017.

BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2011). FloraWeb: Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. <http://www.floraweb.de>, 06.02.2017.

NP - NATIONALPARK NEUSIEDLER SEE-SEEWINKEL (2017a) Zur Entstehung des Nationalparks. <http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/nationalpark.html>, 05.02.2017.

NP - NATIONALPARK NEUSIEDLER SEE-SEEWINKEL (2017b) Lange Lacke. http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/tl_files/images/downloads/infopulte/Lange%20Lacke%2004.pdf, 05.02.2017.

STATISTIK AUSTRIA (2012) Ernteerhebung. http://statistik.gv.at/web_de/statistiken/land_und_forstwirtschaft/agrarstruktur_flaechen_ertraege/feldfruechte/index.html, 07.03.2012.

ZAMG (2002): Klimadaten von Österreich 1971-2000 sowie Monats/Jahresübersicht der letzten Jahre. Onlineangebot der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien. http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm, 10.01.2017.

7. APPENDIX: DIE VEGETATIONSTABELLEN

Anhang I: Die Segetal-Assoziationen im Seewinkel: Alle Vegetationsaufnahmen auf einem Bick

[illegible]

Anhang II: Die einzelnen Assoziationen

			Polygonum aviculare-Caucalidion lappulae																															
Klasse			Stellarietea mediae																															
Ordnung			Centareetalia cyani																															
Verband			Caucalidion lappulae																															
Assoziation			Polygonum-Caucalidion																															
Aufnahmetyp			R	Z	Z	R	R	Z	R	Z	R	Z	Z	Z	R	R	R	R	Z	Z	R	R	R	Z	Z	R	R	R	Z	R	R			
Bewirtschaftungsintensität			IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	EK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK	IK		
Parzellennummer			22	25	22	22	15	18	18	14	20	23	16	24	20	16	26	25	21	21	15	27	27	26	26	27	21	19	19	19	23	23		
Aufnahmenummer			14	24	13	12	4	2	1	9	26	16	11	35	27	10	21	25	31	32	3	20	18	23	22	19	33	28	30	29	17	15		
Artenzahl (Ges.: 49)			8	5	9	13	7	5	5	4	9	6	13	11	13	10	14	12	15	5	5	9	15	6	8	16	12	12	9	11	11	6		
		Stet.																																
Polygonum aviculare	K	77	+	+	.	1	+	r	+	r	+	+	r	+	r	r	r	+	+	r	.	.	.	.	.	r	+	+	.	+	+	+		
Fallopia convolvulus	K	70	.	.	.	+	1	r	+	.	1	+	+	1	+	r	+	+	1	.	.	+	+	.	r	+	+	.	r	.	+	+		
Cirsium arvense	K	60	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	r	+	r	.	+	+	.	r	r	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Viola arvensis s. arv.	K	57	+	r	.	2	2	1	1	+	+	r	+	r	.	+	.	.	+	.	.	r	+	r	.	+	.	.	.	.	.	.		
Anagallis arvensis	K	50	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	r	+	.	.	+	+	.	r	+	.	+	+	.	+	.		
Chenopodium album	K	43	.	+	+	+	.	.	.	+	.	.	+	1	+	+	r	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	
Convolvulus arvensis	K	27	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	+	1	+	+	2	2		
Solanum nigrum s. nig.	K	23	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	+	r	+	+	.	.	.	+	.	.	.		
Lamium amplexicaule	K	13	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Tripleurospermum inodorum	K	13	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Stellaria media	K	13	+	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	
Amaranthus retroflexus	K	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Veronica arvensis	K	7	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Capsella bursa-pastoris	K	3	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Senecio vulgaris	K	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	
Veronica persica	K	3	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Euphorbia peplus	K	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	
Euphorbia helioscopia	K		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Veronica polita	K	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Papaver rhoeas	K	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	
Stachys annua	K	57	.	r	r	.	.	.	.	.	r	.	+	+	+	+	r	+	r	.	.	+	+	.	.	+	.	+	+	+	r	.		
Consolida regalis ²	K	37	+	.	+	+	.	+	+	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	+	+		
Galium spurium	K	37	1	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	r	.	.	+	+	+	+	.	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Avena fatua ²	K	27	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	2	+	1	.	+	+	+	.	.		
Lathyrus tuberosus	K	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	2	
Nigella arvensis	K	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	+	.	.	
Euphorbia exigua ²	K	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	
Anagallis foemina	K	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Euphorbia falcata ³	K	13	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	
Fumaria vaillantii ²	T	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	
Descurainia sophia	T	7	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium aparine		60	2	+	2	+	1	.	.	.	.	.	+	r	+	+	1	.	r	.	+	+	+	+	1	+	+	.	.	.	.	.	.	
Apera spica-venti		47	.	.	+	2	+	1	1	+	r	.	.	.	.	.	r	.	+	+	+	.	r	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	
Mercurialis annua		30	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	+	+	+	+	.	.	.	
Chenopodium hybridum		27	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	
Elymus repens		13	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	
Veronica hederifolia ⁵		10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Lotus corniculatus		10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Taraxacum sect. Ruderalia		7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	
Cannabis sativa var. sat.		7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	
Datura stramonium		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Rubus caesius		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Bromus tectorum		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cynodon dactylon		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Erodium cicutarium		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Holosteum umbellatum		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Portulaca oleracea		3	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Secale cereale		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Triticum aestivum s. aestivum		3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Legende: siehe Tabelle Camelino-Anthemidetum-Winter																																		

Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae-Sommer												
Klasse	Stellarietea mediae											
Ordnung	Centaureetalia cyani											
Verband	Caucalidion lappulae											
Assoziation	Cam.-Anthemidetum											
Aufnahmetyp	R	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
Bewirtschaftungsintensität	EN	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Parzellennummer	3	33	32	34	37	36	35	38				
Aufnahmenummer	73	90	89	91	94	93	92	95				
Artenzahl (Ges.: 42)	34	12	18	21	14	16	14	18				
	Stet.											
Cirsium arvense	K	100	+	2	4	2	3	3	+	4		
Fallopia convolvulus	K	100	1	+	r	+	1	+	+	+		
Anagallis arvensis	K	88	+	.	+	+	+	1	+	+		
Sinapis arvensis	K	75	+	.	+	+	.	+	4	+		
Polygonum aviculare	K	75	1	r	.	+	+	+	.	+		
Setaria viridis	K	75	3	.	1	+	1	+	.	+		
Chenopodium album	K	63	.	+	.	+	+	.	2	+		
Convolvulus arvensis	K	50	1	+	r	.	+	.	.	.		
Solanum nigrum s. nig.	K	50	+	+	r	+	.	.	.	.		
Tripleurospermum inodorum	K	38	+	.	r	.	.	.	r	.		
Viola arvensis s. arv.	K	38	.	.	.	r	.	.	+	+		
Sonchus arvensis s. arv.	K	25	.	.	+	1	.	.	.	.		
Sonchus asper	K	13	+	.	.	.	.	.	.	.		
Euphorbia helioscopia	K	13	+	.	.	.	.	.	.	.		
Papaver rhoeas	K	13	.	.	.	.	.	.	.	r		
Stachys annua	K	100	3	+	2	2	1	3	1	2		
Lathyrus tuberosus	K	75	1	.	.	+	2	2	3	3		
Avena fatua ²	K	75	.	r	+	.	+	+	r	+		
Euphorbia exigua ²	K	63	1	.	+	r	.	+	.	+		
Ajuga chamaepitys	K	38	+	+	+	.	.	.	.	.		
Silene noctiflora	K	38	r	.	.	.	.	.	+	+		
Anagallis foemina	K	25	+	.	.	1	.	.	.	.		
Kickxia elatine	K	25	+	.	.	+	.	.	.	.		
Daucus carota	T	13	1	.	.	.	.	.	.	.		
Euphorbia falcata ³	K	75	1	.	+	+	+	+	.	+		
Anthemis austriaca ¹	K	50	.	.	+	.	+	r	+	.		
Cerinthe minor	T	25	+	.	.	.	.	+	.	.		
Lepidium draba ¹	T	25	2	.	.	.	.	.	.	1		
Medicago lupulina		88	+	.	r	r	+	+	+	+		
Chenopodium hybridum		88	+	+	.	+	+	+	+	r		
Mercurialis annua		50	+	+	r	+	.	.	.	.		
Amaranthus blitoides		38	+	+	.	+	.	.	.	.		
Reseda lutea		25	1	.	r	.	.	.	.	.		
Datura stramonium		13	+	.	.	.	.	.	.	.		
Chenopodium ficifolium		13	r	.	.	.	.	.	.	.		
Microrrhinum minus		13	+	.	.	.	.	.	.	.		
Setaria verticillata		13	.	.	.	r	.	.	.	.		
Eryngium campestre		13	r	.	.	.	.	.	.	.		
Euphorbia cyparissias		13	+	.	.	.	.	.	.	.		
Lotus maritimus		13	r	.	.	.	.	.	.	.		
Securigera varia		13	r	.	.	.	.	.	.	.		
Vicia villosa		13	.	.	.	.	.	r	.	.		
Legende: siehe Tabelle Camelino-Anthemidetum-Winter												

Stachys annua-(Sisymbrietalia)-Gesellschaft									
Klasse		Stellarietea mediae							
Ordnung		Sisymbrietalia							
Verband		Malvion neg.							
Assoziation		Stachys annua-Ges.							
Aufnahmetyp		Rt	Z	Z	Z	Z	Z	Rt	
Bewirtschaftungsintensität		EG	EG	EG	EG	EG	EG	EG	
Parzellennummer		29	29	31	30	28	31		
Aufnahmenummer		96	86	88	87	85	97		
Artenzahl (Ges.: 48)		22	31	19	20	22	19		
		Stet.							
Convolvulus arvensis	K	100	1	2	1	2	3	2	
Euphorbia helioscopia	K	100	1	+	1	+	+	+	
Fallopia convolvulus	K	83	.	+	2	+	2	2	
Polygonum aviculare	K	83	1	3	+	.	+	r	
Anagallis arvensis	K	67	+	+	.	+	1	.	
Chenopodium album	K	67	.	+	2	+	2	.	
Solanum nigrum s. nig.	K	67	.	+	+	.	+	+	
Setaria viridis	K	50	+	.	.	+	+	.	
Sinapis arvensis	K	33	.	.	.	+	r	.	
Cirsium arvense	K	17	.	.	.	+	.	.	
Viola arvensis s. arv.	K	17	.	+	.	.	.	.	
Geranium pusillum	K	17	.	.	.	r	.	.	
Amaranthus retroflexus	K	17	.	.	+	.	.	.	
Lepidium draba ⁴	K	17	.	.	.	1	.	.	
Sonchus asper	K	17	1	.	.	.	.	.	
Tripleurospermum inodorum ¹	K	67	1	+	+	.	.	1	
Datura stramonium	K	50	+	.	+	.	+	.	
Amaranthus powellii	K	33	.	.	+	.	.	+	
Anthemis cotula	K	100	r	1	4	3	5	5	
Hyoscyamus niger	K	100	+	1	+	r	1	+	
Xanthium strumarium	K	33	+	.	.	.	+	.	
Stachys annua ³		100	2	4	3	5	5	3	
Mercurialis annua		100	+	+	2	1	1	1	
Reseda lutea		100	+	1	1	+	1	+	
Lathyrus tuberosus ³		100	+	1	1	1	2	1	
Euphorbia falcata ^{3,4}		83	+	1	.	1	1	+	
Chenopodium hybridum		83	.	+	+	+	+	+	
Anagallis foemina ³		67	.	+	+	+	.	r	
Medicago lupulina		50	+	1	.	.	+	.	
Euphorbia platyphyllos s.str. ³		33	.	+	.	.	.	1	
Ajuga chamaepitys ³		33	+	+	.	.	.	.	
Silene noctiflora ³		33	.	+	.	.	.	+	
Diplotaxis muralis		33	.	+	.	.	2	.	
Amaranthus blitoides		33	.	+	.	.	r	.	
Buglossoides arvensis ²		17	.	1	.	.	.	.	
Veronica polita ²		17	.	+	.	.	.	.	
Adonis aestivalis ³		17	.	.	.	.	.	+	
Kickxia elatine ³		17	2	.	.	.	.	.	
Euphorbia exigua ^{2,3}		17	.	+	.	.	.	.	
Consolida regalis ^{2,3}		17	.	+	.	.	.	.	
Descurainia sophia ⁴		17	.	r	.	.	.	.	
Myagrum perfoliatum ⁷		17	.	r	.	.	.	.	
Chenopodium strictum		17	+	.	.	.	.	.	
Erucastrum gallicum		17	.	+	.	.	.	.	
Onobrychis viciifolia		17	r	.	.	.	.	.	
Onopordum acanthium		17	.	.	r	.	.	.	
Plantago major s. int.		17	+	.	.	.	.	.	
Pulicaria dysenterica		17	.	.	.	+	.	.	
Legende: siehe Tabelle Camelino-Anthemidetum-Winter									

Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis							
Klasse		Stellarietea mediae					
Ordnung		Eragrostietalia					
Verband		Matr. Chenopodion					
Assoziation		Matr. -Atriplicetum					
Aufnahmetyp		S	S	S	S	S	S
Bewirtschaftungsintensität		EN	EN	EN	EN	EN	ES
Parzellennummer		0	1	8	2	7	34
Aufnahmenummer		82	84	79	77	78	98
Artenzahl (Ges.: 48)		26	20	23	23	12	21
	Stet.						
Anagallis arvensis	K 100	+	+	+	+	+	+
Polygonum aviculare	K 100	4	2	1	3	+	2
Tripleurospermum inodorum	K 100	2	1	2	2	3	3
Chenopodium album	K 83	+	+	+	+	.	+
Lepidium draba ⁴	K 50	1	r	1	.	.	.
Cirsium arvense	K 50	.	+	+	.	.	r
Fallopia convolvulus	K 50	+	+	.	+	.	.
Convolvulus arvensis	K 17	.	.	+	.	.	.
Setaria viridis	K 17	.	.	.	r	.	.
Viola arvensis s. arv.	K 17	+	.	.	.	.	.
Chenopodium glaucum	T 50	.	.	2	3	+	.
Matricaria chamomilla ¹	T 50	.	+	.	.	2	1
Atriplex prostrata	T 17	.	.	.	.	.	2
Crypsis schoenoides	T 17	.	.	.	.	.	r
Puccinellia distans	T 17	.	.	.	.	r	.
Chenopodium ficifolium	T 17	.	.	+	.	.	.
Lathyrus tuberosus ³	100	r	2	+	+	+	+
Chenopodium chenopodioides	83	+	+	+	+	.	r
Lepidium perfoliatum	83	2	.	2	+	+	1
Lepidium ruderales	83	+	3	.	+	2	2
Medicago lupulina	83	+	+	r	+	.	+
Consolida regalis ^{2,3}	83	3	+	1	+	+	.
Hibiscus trionum	67	.	.	+	+	+	+
Erysimum repandum ⁵	67	2	1	.	+	2	.
Silene noctiflora ³	67	+	r	+	+	.	.
Kickxia elatine ³	50	r	.	+	.	.	r
Euphorbia exigua ^{2,3}	50	+	r	.	r	.	.
Euphorbia falcata ^{3,4}	50	+	.	r	+	.	.
Lolium perenne	50	.	r	.	+	.	r
Descurainia sophia ⁴	33	+	.	r	.	.	.
Papaver rhoeas ²	33	+	.	r	.	.	.
Anthemis austriaca ^{1,4}	33	.	r	+	.	.	.
Stachys annua ³	33	+	.	.	+	.	.
Ambrosia artemisiifolia	33	.	+	+	.	.	.
Elymus repens	33	.	.	r	.	.	+
Amaranthus blitoides	17	.	.	.	.	.	+
Camelina microcarpa s. sil. ⁴	17	+	.	.	.	.	.
Euphorbia platyphyllos s.str. ³	17	+	.	.	.	.	.
Arenaria serpyllifolia s.str.	17	+	.	.	.	.	.
Mercurialis annua	17	.	.	.	r	.	.
Veronica polita ²	17	r	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera	17	.	.	.	.	.	+
Bromus hordeaceus	17	.	.	.	+	.	.
Carduus acanthoides	17	.	r	.	.	.	.
Phragmites australis	17	+	.	.	.	.	.
Plantago lanceolata	17	.	.	.	+	.	.
Plantago major s. int.	17	.	.	.	.	.	+
Cynodon dactylon	17	.	.	.	.	.	r
Legende: siehe Tabelle Camelino-Anthemidetum-Winter							

Veronico anagalloidis-Lythretum hyssopifoliae				
Klasse	Isoëto Nanojuncetea			
Ordnung	Nanocyperetalia			
Verband	Nanocyperion			
Assoziation	Veronico-Lythretum			
Aufnahmetyp			S	Rt
Bewirtschaftungsintensität			EN	EN
Parzellennummer			12	13
Aufnahmenummer			76	75
Artenzahl (Ges.: 42)			39	19
		Stet.		
<i>Centaureum pulchellum</i>	K	100	+	+
<i>Ranunculus sardous</i>	K	50	+	.
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	K	100	+	+
<i>Veronica anagalloides</i>	K	50	.	1
<i>Tripleurospermum inodorum</i> ¹		100	3	3
<i>Juncus ranarius</i>		100	2	2
<i>Anagallis arvensis</i> ¹		100	2	2
<i>Matricaria chamomilla</i> ^{1,6}		100	2	1
<i>Polygonum aviculare</i> ¹		100	2	1
<i>Lathyrus tuberosus</i> ³		100	1	1
<i>Cirsium arvense</i> ¹		100	r	1
<i>Lepidium draba</i> ^{1,4}		100	+	+
<i>Euphorbia platyphyllos</i> s.str. ³		100	+	+
<i>Medicago lupulina</i>		100	+	+
<i>Euphorbia falcata</i> ^{3,4}		100	+	r
<i>Euphorbia exigua</i> ^{2,3}		100	+	+
<i>Chenopodium album</i> ¹		50	+	.
<i>Convolvulus arvensis</i> ¹		50	.	2
<i>Stellaria media</i> ¹		50	.	+
<i>Veronica persica</i> ¹		50	.	+
<i>Hyoscyamus niger</i>		50	r	.
<i>Xanthium strumarium</i>		50	+	.
<i>Ranunculus arvensis</i> ^{2,3}		50	+	.
<i>Daucus carota</i> ³		50	+	.
<i>Anthemis austriaca</i> ^{1,4}		50	.	+
<i>Atriplex prostrata</i> ⁶		50	1	.
<i>Lotus tenuis</i> ⁶		50	1	.
<i>Hibiscus trionum</i>		50	+	.
<i>Lepidium ruderales</i>		50	1	.
<i>Puccinellia limosa</i>		50	+	.
<i>Consolida regalis</i> ^{2,3}		50	+	.
<i>Stachys annua</i> ³		50	+	.
<i>Chenopodium hybridum</i>		50	r	.
<i>Pastinaca sativa</i>		50	+	.
<i>Elymus repens</i>		50	+	.
<i>Achillea millefolium</i> agg.		50	+	.
<i>Lotus maritimus</i>		50	r	.
<i>Odontites vulgaris</i>		50	+	.
<i>Plantago lanceolata</i>		50	r	.
<i>Potentilla anserina</i>		50	r	.
<i>Rumex crispus</i>		50	+	.
<i>Trifolium fragiferum</i>		50	+	.
<i>Cynodon dactylon</i>		50	+	.
<i>Taraxacum</i> sect. Ruderalia		50	r	.
Legende: siehe Tabelle Camelino-Anthemidetum-Winter				

Anhang III: Die Assoziationen: Stetigkeit, Treue und Deckung

	Polygonum-Caucalidion			Stachys annua-Gesellschaft			Camelino-Anthemidetum So			Camelino-Anthemidetum Wi			Matricaria-Atriplicetum			Veronico-Lythretum			Gesamt
	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	
Polygonum aviculare	77	---	1,7	83	---	9,2	75	---	2	96	13,7	3	100	20,1	22,8	100		8	88
Fallopia convolvulus	70	---	2	83	3,4	8,6	100	24,5	2,1	100	24,5	8,6	50	---	2	0		0	85
Anagallis arvensis	50	---	1,9	67	---	2,3	88	9,4	2,1	96	19,5	2,1	100	25	2	100		13	79
Stachys annua	57	---	1,6	100	28,3	55,5	100	28,3	15,4	89	15,3	7,6	33	---	2	50		2	76
Cirsium arvense	60	---	1,8	17	---	2	100	39	30,3	84	22,9	18,3	50	---	1,7	100		2	72
Lathyrus tuberosus	10	---	5,7	100	28,4	4,5	75	---	17,8	93	20,6	11,8	100	28,4	3,7	100		3	67
Consolida regalis*	37	---	2	17	---	2	0	---	0	98	51	9	83	36,5	9,4	50		2	64
Chenopodium album	43	---	1,9	67	1,8	7,5	63	---	4,2	69	4,1	1,9	83	19,3	2	50		2	61
Euphorbia falcata	13	---	1,8	83	23,9	2,6	75	15,4	2,2	78	18,2	2,4	50	---	1,7	100		1,5	57
Medicago lupulina	0	---	0	50	---	2,3	88	27,5	1,7	82	22,1	2,4	83	23,3	1,8	100		2	56
Mercurialis annua	30	---	1,8	100	47,4	4,3	50	---	1,8	67	14	2,3	17	---	1	0		0	52
Tripleurospermum inodorum	13	---	2	67	9,9	2,5	38	---	1,3	67	9,9	2,2	100	43,6	19,7	100		38	51
Viola arvensis s. arvensis	57	20,3	3,1	17	---	2	38	0,5	1,7	58	21,5	2	17	---	2	0		0	49
Chenopodium hybridum	27	---	1,9	83	31,8	2	88	36	1,9	60	8,5	1,9	0	---	0	50		1	49
Convolvulus arvensis	27	---	4,8	100	49,3	13,8	50	---	2	60	9,3	7,5	17	---	2	50		13	48
Papaver rhoeas	3	---	1	0	---	0	13	---	1	89	68,5	9,1	33	6,4	1,5	0		0	45
Anthemis austriaca	0	---	0	0	---	0	50	18,5	1,8	80	50,5	13,2	33	0,7	1,5	50		2	44
Euphorbia exigua	7	---	1,5	17	---	2	63	26,5	2	49	12,4	2,1	50	13,5	1,3	100		2	36
Camelina microcarpa s. sil.	0	---	0	0	---	0	0	---	0	71	70,4	3,2	17	---	2	0		0	34
Sinapis arvensis	0	---	0	33	0,6	1,5	75	45	13	56	24,3	2,6	0	---	0	0		0	34
Lepidium draba	0	---	0	17	---	3	25	---	8	47	21,2	10,5	50	25	2,3	100		2	30
Silene noctiflora	0	---	0	33	---	2	38	2,1	1,7	40	4,7	2,1	67	32,6	1,8	0		0	28
Avena fatua	27	1,7	3,5	0	---	0	0	75	57,3	1,7	24	---	2,9	0	---	0		0	26
Galium aparine	60	64,1	3,3	0	---	0	0	---	0	13	---	1,7	0	---	0	0		0	25
Descurainia sophia*	7	---	1,5	17	---	1	0	---	0	42	28,2	2,7	33	17	1,5	0		0	25
Galium spurium	37	37,3	3,1	0	---	0	0	---	0	24	18,7	1,7	0	---	0	0		0	23
Solanum nigrum s. nigrum	23	---	2	67	38,4	2	50	20,4	1,8	16	---	1,3	0	---	0	0		0	23
Setaria viridis	0	---	0	50	18,3	2	75	45	8,3	22	---	2	17	---	1	0		0	21
Erysimum repandum	0	---	0	0	---	0	0	---	0	33	16,7	3,3	67	58,3	7,8	0		0	20
Apera spica-venti	47	56,6	2,7	0	---	0	0	---	0	9	---	1,8	0	---	0	0		0	19
Euphorbia platyphyllos s. pla.	0	---	0	33	25,9	2,5	0	---	0	24	13,4	2,1	17	2,5	2	100		2	16
Kickxia elatine	0	---	0	17	---	13	25	2,6	2	22	---	1,6	50	32,5	1,3	0		0	16
Hyoscyamus niger	0	---	0	100	90,1	2,2	0	---	0	18	---	1,9	0	---	0	50		1	15
Euphorbia helioscopia	3	---	2	100	85,7	2,3	13	---	2	11	---	2,4	0	---	0	0		0	13
Ajuga chamaepitys	0	---	0	33	20,4	2	38	25,9	2	18	0,1	1,6	0	---	0	0		0	13
Reseda lutea	0	---	0	100	82,7	2,5	25	---	2	9	---	1,8	0	---	0	0		0	12
Elymus repens	13	2,8	2	0	---	0	0	---	0	11	---	2,4	33	34,1	1,5	50		2	12
Anagallis foemina	3	---	2	67	56,6	1,8	25	5,2	2,5	9	---	2	0	---	0	0		0	11
Galium tricornutum	0	---	0	0	---	0	0	---	0	20	40,8	7,2	0	---	0	0		0	9
Cerinthe minor	0	---	0	0	---	0	25	32,6	2	13	10,6	1,8	0	---	0	0		0	8
Stellaria media	13	23,8	2	0	---	0	0	---	0	7	6,8	1,3	0	---	0	50		2	8
Daucus carota	0	---	0	0	---	0	13	16,6	3	13	18,4	1,7	0	---	0	50		2	8
Arenaria serpyllifolia s.str.	0	---	0	0	---	0	0	---	0	13	15,4	2	17	22,5	2	0		0	7
Buglossoides arvensis	0	---	0	17	22,5	3	0	---	0	13	15,4	1,8	0	---	0	0		0	7
Amaranthus blitoides	0	---	0	33	20,1	1,5	38	25,5	2	2	---	2	17	---	2	0		0	7
Datura stramonium	3	---	1	50	51,7	2	13	---	2	4	---	7,5	0	---	0	0		0	7
Anthemis cotula	0	---	0	100	100	47,7	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	6
Vicia angustifolia	0	---	0	0	---	0	0	---	0	13	33,1	1,7	0	---	0	0		0	6
Adonis aestivalis	0	---	0	17	24,3	2	0	---	0	11	12,1	1,8	0	---	0	0		0	6
Lepidium perfoliatum	0	---	0	0	---	0	0	---	0	2	---	1	83	87,9	6,6	0		0	6
Lepidium ruderales	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	83	89,4	13,6	50		3	6
Hibiscus trionum	0	---	0	0	---	0	0	---	0	2	---	2	67	76,7	2	50		2	6
Lotus corniculatus	10	18,6	1,3	0	---	0	0	---	0	7	9,3	1,7	0	---	0	0		0	6
Fumaria vaillantii	10	18,6	1,7	0	---	0	0	---	0	7	9,3	2	0	---	0	0		0	6
Veronica polita	10	1,5	1,7	17	13,1	2	0	---	0	2	---	1	17	13,1	1	0		0	6
Melilotus officinalis	0	---	0	0	---	0	0	---	0	13	33,1	1,5	0	---	0	0		0	6
Chenopodium chenopodioides	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	83	89,4	1,8	0		0	5
Matricaria chamomilla	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	50	66,7	6	100		8	5
Lamium amplexicaule	13	29,4	2	0	---	0	0	---	0	2	---	1	0	---	0	0		0	5
Ambrosia artemisiifolia	0	---	0	0	---	0	0	---	0	7	---	1,3	33	46,7	2	0		0	5
Rubus caesius	3	4,8	1	0	---	0	0	---	0	7	16,7	2	0	---	0	0		0	4
Sonchus asper	0	---	0	17	19,9	3	13	11,5	2	4	---	1,5	0	---	0	0		0	4
Chenopodium ficifolium	0	---	0	0	---	0	13	11,5	1	4	---	2	17	19,9	2	0		0	4
Pastinaca sativa	0	---	0	0	---	0	0	---	0	7	23,2	1,3	0	---	0	50		2	4
Lolium perenne	0	---	0	0	---	0	0	---	0	2	---	1	50	64,7	1,3	0		0	4
Cynodon dactylon	3	---	2	0	---	0	0	---	0	2	---	2	17	29,7	1	50		2	4
Triticum aestivum s. aestivum	3	4,8	2	0	---	0	0	---	0	7	16,7	1,7	0	---	0	0		0	4
Ranunculus arvensis	0	---	0	0	---	0	0	---	0	4	18,9	7,5	0	---	0	50		2	3
Chenopodium glaucum	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	50	66,7	17,7	0		0	3
Xanthium strumarium	0	---	0	33	53,5	2	0	---	0	0	---	0	0	---	0	50		2	3
Nigella arvensis	10	28,6	1,7	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	3
Sonchus arvensis s. arvensis	0	---	0	0	---	0	25	43,1	2,5	2	---	38	0	---	0	0		0	3
Amaranthus retroflexus	7	4,7	1	17	28,4	2	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	3
Veronica hederifolia	10	28,6	1,7	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	3
Bromus hordeaceus	0	---	0	0	---	0	0	---	0	4	0,6	2	17	30,9	2	0		0	3
Plantago lanceolata	0	---	0	0	---	0	0	---	0	2	---	2	17	33,8	2	50		1	3
Securigera varia	0	---	0	0	---	0	13	25,2	1	4	2,9	8	0	---	0	0		0	3
Taraxacum sect. Ruderalia	7	23,2	1,5	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	50		1	3
Diplotaxis muralis	0	---	0	33	53,5	7,5	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	2
Amaranthus powellii	0	---	0	33	53,5	2	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	2
Atriplex prostrata	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	17	37,1	13	50		3	2
Juncus ranarius	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	100	x	13	2
Lythrum hyssopifolia	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	100	x	2	2
Centaurium pulchellum	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	100	x	2	2
Myagrum perfoliatum	0	---	0	17	33,8	1	0	---	0	2	---	2	0	---	0	0		0	2
Cannabis sativa var. sativa	7	23,2	7,5	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	2
Capsella bursa-pastoris	3	10,6	1	0	---	0	0	---	0	2	5,3	2	0	---	0	0		0	2
Veronica arvensis	7	23,2	2	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0	---	0	0		0	2
Veronica persica	3	16,4	2	0	---	0	0												

Anhang IV: Die Nationalparkäcker und ihre Ackerbiotope: Stetigkeit, Treue und Deckung

		Die Ackerbeikrautvegetation des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel															Gesamt		
	fl.St	Ld	N	Gef.			WIG			SOG			GBF			Salz			Gesamt
				Ö	Bu	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	St	Tr	De	St	
vom Aussterben bedroht	Lepidium perfoliatum	in	a, b	5	1	1	3	---	1	0	---	0	x	---	0	71	78,8	6,6	10
	Cryptis schoenoides	in	a4	-	1	1	0	---	0	0	---	0	0	---	0	14	33,3	1	2
	Caucalis platycarpus s. muricata	ar	a3	4	1	1	x												
	Crepis setosa	ar	a4	3	1	1	x												
	Myagrum perfoliatum	ar?	a3	4	1	2	3	---	2	0	---	0	17	32,1	1	0	---	0	3
	Agrostemma githago	ar	a2	0	1	2	x												
stark gefährdet	Galium tricomutum	ar	a3	3	1	3	23	42,3	7,2	0	---	0	0	---	0	0	---	0	15
	Xanthium strumarium	ar	a4	6	1	3	0	---	0	0	---	0	33	38,2	2	14	4,2	2	5
	Hibiscus trionum	ar	a4	-	2	2	3	---	2	0	---	0	0	---	0	71	78,8	2	10
	Juncus ranarius	in	a4	3	2	2	3	---	13	0	---	0	0	---	0	14	29,1	13	3
	Puccinellia limosa	in	a	5	2	2	0	---	0	0	---	0	0	---	0	14	33,3	2	2
	Thesium dollineri	in	p	-	2	2	x												
gefährdet	Lathyrus pannonicus s. pan.	in	p	-	2	2				x									
	Kickxia elatine	ar	a4	3	2	3	28	2,9	1,6	14	---	2	17	---	13	43	23,3	1,3	27
	Anthemis cotula	ar	a3-4	5	3	2	0	---	0	0	---	0	100	100	47,7	0	---	0	10
	Adonis aestivalis	ar	a3	3	3	2	13	11,6	1,8	0	---	0	17	20,8	2	0	---	0	10
	Lythrum hyssopifolia	in	a4	4	3	2	3	---	2	0	---	0	0	---	0	14	29,1	2	3
	Veronica anagallides	in	a3	-	3	2	3	13,7	3	0	---	0	0	---	0	0	---	0	2
ungefährdet	Silene noctiflora	ar	a4	5		3	48	6,9	2	29	---	2	33	---	2	57	18,2	1,8	45
	Erysimum repandum	ar	a2	5	3		30	11,5	3,7	x	---	0	0	---	0	57	49,5	7,8	27
	Euphorbia platyphyllus s.str.	in	a4	5	3		30	9,6	2,1	x	---	0	33	14,2	2,5	29	7,7	2	27
	Ajuga chamaeptylis	ar	a4	2	3	3	23	2	1,7	29	10,6	2	33	17,3	2	0	---	0	22
	Chenopodium chenopodioides	in	a	-	3	3	0	---	0	0	---	0	33	---	0	71	80,8	1,8	8
	Fumaria vaillantii	ar	a3	-	3	3	8	23,9	2	0	---	0	x	---	0	0	---	0	5
	Ranunculus arvensis	ar	a2	0	3r	3	5	0,5	7,5	0	---	0	0	---	0	14	25,5	2	5
	Atriplex prostrata	in	a4	9	3	3	0	---	0	0	---	0	0	---	0	29	48	8	3
	Lotus maritimus	in	p	1	3	3	3	---	1	0	---	0	0	---	0	14	29,1	1	3
	Caucalis platycarpus s.str.	ar	a2	4	3	3	3	13,7	3	0	---	0	0	---	0	0	---	0	2
	Lotus tenuis	in	p	4	3	3	0	---	0	0	---	0	x	---	0	14	33,3	3	2
	Pulicaria dysenterica	in	p	5	3	3	0	---	0	0	---	0	17	36,1	2	0	---	0	2
	Ranunculus sardous	in	a4	7	3	3	0	---	0	0	---	0	0	---	0	14	33,3	2	2
	Trifolium fragiferum	in	p	7	3	3	0	---	0	0	---	0	0	---	0	14	33,3	2	2
	Cyanus segetum	ar	a2	0	3	3	x												
	Veronica triphyllus	ar	a1	4	3	3	x						x						
	Rumex stenophyllus	in	p	5	3	3							x						
	Linum britannica	in	p	5	3	3													
	Sonchus arvensis s. uliginosus	in	p	-	3	3	x												
	Centaureum pulchellum	in	a4	4	r		3	---	2	0	---	0	0	---	0	14	29,1	2	3
AUFNAHMEN	Lathyrus tuberosus	ar	p	4			95	7,1	12,8	71	---	20,8	100	17,5	4,5	100	17,5	3,6	93
	Anagallis arvensis	ar	a3-4	6			95	13,9	2,4	86	---	2,2	67	---	2,3	100	22,5	3,6	92
	Polygonum aviculare	in	a3-4	6			95	13,2	3,1	71	---	1,8	83	---	9,2	100	21,9	21,4	92
	Fallopia convolvulus	ar	a3-4	6			98	24,4	5,6	100	28	2	83	3,5	8,6	43	---	2	90
	Stachys annua	ar	a4	4			90	10,5	9,1	100	25,9	12,1	100	25,9	55,5	43	---	2	87
	Medicago lupulina	in	a, b, p				90	16,9	2,4	86	10,9	1,7	50	---	2,3	86	10,9	1,8	85
	Cirsium arvense	ar	p	7			88	26,9	19,1	100	42,1	34,3	17	---	2	57	---	1,5	78
	Euphorbia falcata	ar	a4	5			78	6,6	2,2	71	---	2	83	14,2	2,6	57	---	1,8	75
	Consolida regalis s. regalis	ar	a2	5			93	50,6	10	x	---	0	17	---	2	86	42,7	8,2	73
	Tripleurospermum inodorum	ar	a3-4	8			73	6,8	3,5	29	---	1	67	---	2,5	100	40,6	22,3	70
	Anthemis austriaca	ar	a2	5			85	49,4	12,1	57	16,9	1,8	0	---	0	29	---	1,5	67
	Chenopodium album	in	a4	7			60	---	1,8	71	0,6	4,2	67	---	7,5	86	18,8	2	65
	Chenopodium hybridum	in	a4	8			65	3,5	1,9	86	28,1	1,8	83	25,3	2	14	---	1	63
	Papaver rhoeas	ar	a2	6			85	65,7	10,2	14	---	1	0	---	0	29	---	1,5	62
	Mercurialis annua	ar	a4	8			68	13,2	2,4	43	---	1,7	100	51	4,3	14	---	1	62
	Convolvulus arvensis	ar	p	0			63	8,8	8,8	43	---	1,7	100	52,3	13,8	14	---	2	58
	Sinapis arvensis	ar	a3	6			65	26,4	2,6	71	33,9	15,2	33	---	1,5	0	---	0	55
	Euphorbia exigua	ar	a4	4			58	12	2,1	57	11,6	1,8	17	---	2	57	11,6	1,5	53
	Camelina microcarpa ssp. sil.	ar	a2	4			70	69,3	3,3	0	---	0	0	---	0	14	---	2	48
	Lepidium draba	in	p	4			53	21	10,5	14	---	3	17	---	3	57	26,6	2,3	45
	Viola arvensis s. str.	in	a3-4	0			50	23,8	2,1	43	14,9	1,7	17	---	2	14	---	2	42
	Setaria viridis	ar	a4	7			28	---	5,3	71	36	2,4	50	10,8	2	14	---	1	33
	Descurainia sophia	ar	a2	6			43	28,7	2,8	0	---	0	17	---	1	29	9,3	1,5	33
	Solanum nigrum s. str.	ar	a4	8			20	---	1,4	43	12,9	1,7	67	42,3	2	0	---	0	25
	Hyoscyamus niger	ar	a4, b	9			20	---	1,9	0	---	0	100	81,2	2,2	14	---	1	25
	Avena fatua	ar	a3	0			20	---	3,1	86	77,6	1,7	0	---	0	0	---	0	23
	Reseda lutea	ar	a, b, p	5			13	---	2	14	---	1	100	84,8	2,5	0	---	0	20
	Euphorbia helioscopia	ar	a4	7			13	---	2,4	0	---	0	100	92,3	2,3	0	---	0	18
	Anagallis foemina	ar	a4	5			10	---	2	14	---	3	67	60,5	1,8	0	---	0	15
	Cerintho minor	in	b, p	4			18	20,4	1,9	14	13,5	2	x	---	0	0	---	0	13
	Daucus carota	in	b, p	4			15	17	2	x	---	0	x	---	0	14	15,4	2	12
	Arenaria serpyllifolia s.str.	in	a1, b	0			15	17	2	0	---	0	0	---	0	14	15,4	2	12
	Amaranthus blitoides	ne	a4	8			5	---	2	29	11,9	2	33	18,7	1,5	14	---	2	12
	Elymus repens	in	p	7			10	---	2,3	0	---	0	0	---	0	43	50,5	1,7	12
	Galium spurium	ar	a3	5			15	34,2	1,8	0	---	0	0	---	0	0	---	0	10
	Melilotus officinalis	ar	a, b	3			15	34,2	1,5	0	---	0	x	---	0	0	---	0	10
	Vicia angustifolia	ar	a2	0			15	34,2	1,7	0	---	0	0	---	0	0	---	0	10
	Datura stramonium	ar	a4	8			8	---	5,7	0	---	0	50	58,6	2	0	---	0	10
	Lepidium ruderale	ar	a3, b	6			0	---	0	0	---	0	x	---		86	90,5	11,8	10
	Ambrosia artemisiifolia	ne	a	6			8	---	1,3	0	---	0	x	---	0	29	39,4	2	8
	Matricaria chamomilla	ar	a2	5			3	---	3	0	---	0	x	---	0	57	68,5	7,8	8
	Galium aparine	in	a2	8			10	27,7	1,8	x	---	0	0	---	0	0	---	0	7
	Buglossoides arvensis	ar	a2	5			8	3,5	2	0	---	0	17	25,7	3	0	---	0	7
	Lolium perenne	in	p	7			3	---	1	0	---	0	0	---	0	43	57,4	1,3	7
	Sonchus asper	ar	a4	7			8	3,5	1,7	0	---	0	17	25,7	3	0	---	0	7
	Chenopodium ficifolium	in	a4	7			8	5,2	1,7	0	---	0	x	---	0	14	22,5	2	7
	Cynodon dactylon	ar	p	5			3	---	2	0	---	0	0	---	0	29	44,9	1,5	5
	Lotus corniculatus	in	p	3			8	23,9	1,7	0	---	0	x	---	0	0	---	0	5
	Trifolium aestivum s. aestivum	K	a2	-			8	23,9	1,7	0	---	0	0	---	0	0	---	0	5
	Securjaria varia	in	p	7			8	23,9	5,7	0	---	0	x	---	0	0	---	0	5
	Rubus caesius	in	p	3			8	---	0	0	---	0	x	---	0	0	---	0	5
	Stellaria media	in	a1	8			8	23,9	1,3	0	---	0	0	---	0	0	---	0	5
	Plantago lanceolata	in	p	-			3	---	2	0	---	0	x	---	0	29	44,9	1,5	5
	Pastinaca sativa	in	b	5			5	0,5	1,5	0	---	0	x	---	0	14	25,5	2	5
	Chenopodium glaucum	in	a4	9			0	---											

Anhang V: Wintergetreidesegetalvegetation des konventionellen Agrarlandes versus Wintergetreidesegetalvegetation der Nationalparkäcker: Stetigkeit, Treue, Deckung

		Gefährdungsgrad		N	Wintergetreide konventionell			Wintergetreide Nationalpark			Gesamt
		Ö	Bu		Stetigkeit	Treue	Deckung	Stetigkeit	Treue	Deckung	Stetigkeit
vom Aussterben bedroht											
	Lepidium perfoliatum	1	1	5	0	---	0	3	12	1	1
	Galium tricornutum CI	1	3	3	0	---	0	23	35,9	3,4	11
stark gefährdet											
	Nigella arvensis CI	2	2	3	8	20,9	1,7	0	---	0	4
	Adonis aestivalis CI	3	2	3	0	---	0	11	24,6	1,8	6
	Kickxia elatine CI	2	3	3	0	---	0	23	35,9	1,8	11
gefährdet											
	Ajuga chamaepitys CI	3	3	2	0	---	0	23	35,9	1,6	11
	Ranunculus arvensis Cc, CI	3r!	3	0	0	---	0	3	12	2	1
	Fumaria vaillantii Cc, CA		3	-	8	5,1	1,7	6	---	2	7
	Silene noctiflora CI		3	5	0	---	0	49	56,6	2	24
	Euphorbia platyphyllos s.str. CI	3		5	0	---	0	26	38,4	2,1	13
	Erysimum repandum Vt	3		5	6	---	2	31	33,3	3,8	18
Lotus maritimus	3	3	1	0	---	0	3	12	1	1	
ungefährdet	Fallopia convolvulus			6	75	---	6,6	100	37,8	5,6	87
	Polygonum aviculare			6	81	---	1,8	94	20,7	2,8	87
	Anagallis arvensis			6	58	---	1,9	94	42,3	2,1	76
	Cirsium arvense			7	64	---	2,8	86	25,1	21,5	75
	Stachys annua CI			4	58	---	1,8	91	38,2	9	75
	Consolida regalis Cc, CI			5	47	---	2,1	94	51,7	10,9	70
	Lathyrus tuberosus CI			4	22	---	3,6	94	73,1	14,4	58
	Viola arvensis s. arvensis			0	61	6,9	2,9	54	---	2,1	58
	Chenopodium album			7	53	---	2,1	60	7,3	1,8	56
	Papaver rhoeas Cc			6	17	---	2,2	89	72	11	52
	Mercurialis annua			8	36	---	1,8	66	29,6	2	51
	Euphorbia falcata CI, CA			5	25	---	1,8	74	49,3	2,2	49
	Chenopodium hybridum			8	28	---	1,8	69	40,8	1,9	48
	Medicago lupulina			0	6	---	1	89	83,2	2,1	46
	Convolvulus arvensis			0	33	---	3,9	60	26,7	7,2	46
	Tripleurospermum inodorum			8	19	---	1,9	71	52,2	2,4	45
	Anthemis austriaca CA			5	6	---	25,5	86	80,5	13,5	45
	Camelina microcarpa s. silvestris CA			4	8	---	2	77	69,5	3,4	42
	Sinapis arvensis			6	0	---	0	66	70	2,6	32
	Galium aparine			8	53	44,3	3,2	11	---	1,8	32
	Euphorbia exigua Cc, CI			4	8	---	1,7	54	49,5	2,1	31
	Galium spurium CI			5	44	29,6	2,6	17	---	1,8	31
	Descurainia sophia CA			6	8	---	1,7	46	42,1	2,9	27
	Avena fatua Cc, CI			0	31	8,7	3,2	23	---	3,1	27
	Apera spica-venti			0	50	57,7	2,5	0	---	0	25
	Lepidium draba CA			4	6	---	7	46	46	11,1	25
	Solanum nigrum s. nigrum			8	19	3	2	17	---	1,2	18
	Elymus repens			7	14	3,7	2,2	11	---	2,3	13
	Setaria viridis			7	0	---	0	23	35,9	6,6	11
	Stellaria media			8	14	13,7	2	6	---	1	10
	Euphorbia helioscopia			7	6	---	2	11	10,5	2,3	8
	Vicia angustifolia			0	0	---	0	17	30,6	1,7	8
	Melilotus officinalis			3	0	---	0	17	30,6	1,5	8
	Arenaria serpyllifolia s.str.			0	0	---	0	17	30,6	2	8
	Lamium amplexicaule			7	11	16,2	2	3	---	1	7
	Hyoscyamus niger			9	0	---	0	14	27,7	1,8	7
	Anagallis foemina CI			5	6	---	2	9	5,9	2	7
	Daucus carota			4	3	---	1	11	16,8	2,5	7
	Lotus corniculatus			3	8	5,1	1,3	6	---	2	7
	Cerinth minor CA			4	0	---	0	14	27,7	1,8	7
	Triticum aestivum s.str.			-	3	---	2	9	12,5	1,7	6
	Buglossoides arvensis Cc			5	6	---	1,5	6	0,3	2	6
	Veronica polita Cc			7	8	11,9	1,7	3	---	1	6
	Reseda lutea			5	0	---	0	11	24,6	2,3	6
	Securigera varia			3	0	---	0	9	21,2	5,7	4
	Pastinaca sativa			5	3	---	1	6	7,3	1,5	4
	Rubus caesius			7	3	---	1	6	7,3	2	4
	Veronica hederifolia Vt			7	8	20,9	1,7	0	---	0	4
	Datura stramonium			8	3	---	1	6	7,3	2	4
	Bromus tectorum			4	3	---	2	3	0,2	1	3
	Ambrosia artemisiifolia			6	0	---	0	6	17,1	1	3
	Cannabis sativa var. sativa			-	6	16,9	7,5	0	---	0	3
	Euphorbia cyparissias			3	0	---	0	6	17,1	2	3
	Chenopodium ficifolium			7	0	---	0	6	17,1	2	3
	Eryngium campestre			3	0	---	0	6	17,1	1,5	3
	Veronica arvensis			0	6	16,9	2	0	---	0	3
	Amaranthus retroflexus			7	6	16,9	1	0	---	0	3
	Erodium cicutarium			0	6	16,9	1,5	0	---	0	3
	Bromus hordeaceus			3	0	---	0	6	17,1	2	3
	Taraxacum sect. Ruderalia			8	6	16,9	1,5	0	---	0	3
	Secale cereale			-	3	---	1	3	0,2	3	3
	Senecio vulgaris			8	6	16,9	1	0	---	0	3
	Artemisia vulgaris			8	0	---	0	6	17,1	2	3
	Sonchus asper			7	0	---	0	6	17,1	2	3
	Amaranthus blitoides			8	0	---	0	6	17,1	2	3
	Cynodon dactylon			5	3	---	2	3	0,2	2	3
	Capsella bursa-pastoris			6	3	---	1	3	0,2	2	3
Sonchus arvensis s. arvensis			0	0	---	0	3	12	38	1	
Carduus acanthoides			7	0	---	0	3	12	3	1	
Atriplex sagittata			7	0	---	0	3	12	2	1	
Sisymbrium orientale			-	0	---	0	3	12	2	1	
Falcaria vulgaris			0	0	---	0	3	12	2	1	
Holosteum umbellatum			2	3	11,9	1	0	---	0	1	
Portulaca oleracea			7	3	11,9	3	0	---	0	1	
Veronica persica			7	3	11,9	2	0	---	0	1	
Euphorbia peplus			7	3	11,9	2	0	---	0	1	
Achillea collina			2	0	---	0	3	12	1	1	
Microrrhinum minus			5	0	---	0	3	12	2	1	
Lolium perenne			7	0	---	0	3	12	1	1	
Achillea millefolium agg.			-	0	---	0	3	12	2	1	
Aufnahmen					36			35			71
	Kernsegetalarten	Cc	Centaureetalia cyani			N			Stickstoffzeigerwert nach Ellenberg (1974)		
	Ackergäste	CI	Caucaledion lappulae			3r!			gefährdet, im Pannonikum stark gefährdet		
	Differentialarten	CA	Camelino-Anthemidetum			Stetigkeits- und Deckungswerte sind in Prozent, Treuewerte in Treuegraden angegeben					
		Vt	Veronicetum trilobae-triphillidi								

Anhang VI: Der Randeffect im konventionellen Agrarland und im Nationalpark: Stetigkeit, Treue, Deckung

		Wintergetreide konventionell						
		Ld	Rand			Zentrum		
			St	Tr	De	St	Tr	De
nur am Ackerrand	Nigella arvensis CI	a	14	27,1	1,7	0	---	0
	Fumaria vaillantii Cc, CA	a	14	27,1	1,7	0	---	0
	Anagallis foemina CI	a	9	21,8	2	0	---	0
	Erodium cicutarium	a	9	21,8	1,5	0	---	0
	Euphorbia helioscopia	a	9	21,8	2	0	---	0
	Senecio vulgaris	a	9	21,8	1	0	---	0
	Bromus tectorum	a	5	15,2	2	0	---	0
	Veronica persica	a	5	15,2	2	0	---	0
	Capsella bursa-pastoris	a, b	5	15,2	1	0	---	0
	Portulaca oleracea	a	5	15,2	3	0	---	0
	Cynodon dactylon	p	5	15,2	2	0	---	0
	Rubus caesius	p	5	15,2	1	0	---	0
	Pastinaca sativa	b	5	15,2	1	0	---	0
	Daucus carota	b, p	5	15,2	1	0	---	0
	Holosteum umbellatum	a	5	15,2	1	0	---	0
	Datura stramonium	a	5	15,2	1	0	---	0
Schwerpunkt am Ackerrand	Convolvulus arvensis	p	50	47,4	4,1	7	---	2
	Fallopia convolvulus	a	86	32,5	6,7	57	---	6,4
	Tripleurospermum inodorum	a	27	26,7	1,8	7	---	2
	Galium spurium CI	a	55	26,4	2,9	29	---	1,8
	Papaver rhoeas Cc	a	23	21,9	2	7	---	3
	Consolida regalis s. regalis Cc, CI	a	55	18,9	2,2	36	---	2
kein deutlicher Schwerpunkt	Stellaria media	a	18	16,6	1,8	7	---	3
	Elymus repens	p	18	16,6	2,3	7	---	2
	Lathyrus tuberosus CI	p	27	16	4,2	14	---	2
	Anagallis arvensis	a	64	13,8	1,9	50	---	1,9
	Lamium amplexicaule	a	14	10,6	2	7	---	2
	Euphorbia falcata CI, CA	a	27	6,8	1,8	21	---	1,7
	Viola arvensis s.str.	a	64	6,6	3,5	57	---	1,8
	Polygonum aviculare	a	82	4,1	2,1	79	---	1,5
	Euphorbia exigua Cc, CI	a	9	3,6	1,5	7	---	2
	Camelina microcarpa s. silvestris CA	a	9	3,6	2	7	---	2
	Descurainia sophia CA	a	9	3,6	1,5	7	---	2
	Veronica polita	a	9	3,6	1,5	7	---	2
	Avena fatua Cc, CI	a	32	3,5	3,9	29	---	2
	Stachys annua CI	a	59	2	1,8	57	---	1,9
	Apera spica-venti	a	50	---	2,7	50	---	2,1
	Cirsium arvense	p	64	---	3,6	64	0,7	1,6
	Chenopodium hybridum	a	27	---	1,8	29	1,4	1,8
	Solanum nigrum s.str.	a	18	---	2	21	4,1	2
	Anthemis austriaca CA	a	5	---	38	7	5,5	13
	Cardaria draba CA	p	5	---	13	7	5,5	1
	Taraxacum sect. Ruderalia	p	5	---	1	7	5,5	2
	Erysimum repandum Vt	a	5	---	2	7	5,5	2
	Buglossoides arvensis Cc	a	5	---	1	7	5,5	2
	Veronica arvensis	a	5	---	2	7	5,5	2
	Medicago lupulina	a, b, p	5	---	1	7	5,5	1
	Cannabis sativa var. sativa	a	5	---	13	7	5,5	2
	Chenopodium album	a	50	---	2	57	7,2	2,1
	Mercurialis annua	a	32	---	2	43	11,4	1,5
	Lotus corniculatus	p	5	---	2	14	16,7	1
	Veronica hederifolia Vt	a	5	---	1	14	16,7	2
Sp. Az	Galium aparine	a	45	---	3,2	64	18,9	3,2
nuir im Ackerzentrum	Euphorbia peplus	a	0	---	0	7	19,2	2
	Secale cereale	a	0	---	0	7	19,2	1
	Triticum aestivum s. aestivum	a	0	---	0	7	19,2	2
	Amaranthus retroflexus	a	0	---	0	14	27,7	1
Aufnahmen			22			14		
Ld	Lebensdauer	a	annuell	gefährdete Art		Cc	Centaureetalia cyani	
St	Stetigkeit (%)	b	bienn	Ackergast		CI	Caucalidion lappulae	
Tr	Treue in "Treuegraden"	p	plurienn	Differentialart		CA	Camelino-Anthemnidetum	
De	mittlere Deckung (%)					Vt	Veronicetum tril.-triphyllidi	

			Wintergetreide NP						
			Rand			Zentrum			
		Ld	St	Tr	De	St	Tr	De	
nur am Ackerrand	Daucus carota	b, p	27	39,2	2,5	0	---	0	
	Elymus repens	p	27	39,2	2,3	0	---	0	
	Securigera varia	p	20	33,3	5,7	0	---	0	
	Amaranthus blitoides	a	13	26,7	2	0	---	0	
	Chenopodium ficifolium	a	13	26,7	2	0	---	0	
	Lotus corniculatus	p	13	26,7	2	0	---	0	
	Adonis aestivalis CI	a	13	26,7	2	0	---	0	
	Euphorbia cyparissias	p	13	26,7	2	0	---	0	
	Rubus caesius	p	13	26,7	2	0	---	0	
	Artemisia vulgaris	p	13	26,7	2	0	---	0	
	Sonchus asper	a	13	26,7	2	0	---	0	
	Eryngium campestre	p	13	26,7	1,5	0	---	0	
	Bromus hordeaceus	a	13	26,7	2	0	---	0	
	Pastinaca sativa	b	13	26,7	1,5	0	---	0	
	Lotus maritimus	p	7	18,6	1	0	---	0	
	Achillea millefolium agg.	p	7	18,6	2	0	---	0	
	Falcaria vulgaris	p	7	18,6	2	0	---	0	
	Veronica polita Cc	a	7	18,6	1	0	---	0	
	Bromus tectorum	a	7	18,6	1	0	---	0	
	Datura stramonium	a	7	18,6	2	0	---	0	
	Lolium perenne	p	7	18,6	1	0	---	0	
	Lepidium perfoliatum	a, b	7	18,6	1	0	---	0	
	Atriplex sagittata	a	7	18,6	2	0	---	0	
	Achillea collina	p	7	18,6	1	0	---	0	
	Carduus acanthoides	b	7	18,6	3	0	---	0	
	Microrrhinum minus	a	7	18,6	2	0	---	0	
	Cynodon dactylon	p	7	18,6	2	0	---	0	
Schwerpunkt Ackerrand	Lepidium draba CA	p	80	65,8	11,3	14	---	1,5	
	Convolvulus arvensis	p	80	51,6	9	29	---	7,5	
	Euphorbia falcata CI, CA	a	87	39,4	2,2	50	---	2,3	
	Euphorbia exigua Cc, CI	a	73	37,8	2,2	36	---	2,2	
	Silene noctiflora CI	a	60	31,6	2	29	---	1,8	
	Anthemis austriaca CA	a	93	28,7	10,1	71	---	15,1	
	Anagallis arvensis	a	100	27,7	2,2	86	---	2,1	
	Solanum nigrum s.str.	a	27	26	1,3	7	---	1	
	Melilotus officinalis	a, b	27	26	1,8	7	---	1	
	Sinapis arvensis	a	73	24	2,2	50	---	3,4	
	Medicago lupulina	a, b, p	93	21,2	2,1	79	---	2,1	
	Lathyrus tuberosus CI	p	100	19,2	15,6	93	---	13,5	
	Polygonum aviculare	a	100	19,2	2,9	93	---	3	
	Galium aparine	a	20	18,8	1,7	7	---	2	
	Vicia angustifolia	a	20	18,8	1,7	7	---	2	
Reseda lutea	a, b, p	20	18,8	2,3	7	---	2		
kein deutlicher Schwerpunkt	Camelina microcarpa s. silvestris CA	a	80	17,5	2,4	64	---	4,4	
	Kickxia elatine CI	a	27	15,3	1,5	14	---	2	
	Euphorbia platyphyllos s. str. CI	a	33	13,3	2,2	21	---	2	
	Stachys annua CI	a	93	12,4	9,3	86	---	10,8	
	Erysimum repandum Vt	a	40	12	3,7	29	---	4,5	
	Anagallis foemina CI	a	13	10,2	2	7	---	2	
	Arenaria serpyllifolia s.str.	a, b	13	10,2	2,5	7	---	1	
	Euphorbia helioscopia	a	13	10,2	2,5	7	---	2	
	Cerinth minor CA	b, p	13	10,2	2	7	---	2	
	Tripleurospermum inodorum	a	73	9,8	3,1	64	---	1,8	
	Chenopodium album	a	67	9,8	1,7	57	---	1,8	
	Setaria viridis v. viridis	a	27	6,1	11	21	---	2,3	
	Cirsium arvense	p	87	1,4	19,4	86	---	24	
	Fallopia convolvulus	a	100	---	4,1	100	---	6,5	
	Fumaria vaillantii Cc, CA	a	7	---	2	7	0,9	2	
	Ambrosia artemisiifolia	a	7	---	1	7	0,9	1	
	Buglossoides arvensis Cc	a	7	---	2	7	0,9	2	
	Stellaria media	a	7	---	1	7	0,9	1	
	Ajuga chamaepitys CI	a	20	---	2	21	1,8	1,3	
	Avena fatua Cc, CI	a	27	---	2	29	2,1	4,3	
	Viola arvensis s.str.	a	47	---	2	50	3,3	2,1	
	Mercurialis annua	a	60	---	2	64	4,4	1,9	
	Descurainia sophia CA	a	40	---	2,2	50	10,1	4	
	Papaver rhoeas Cc	a	87	---	10,2	93	10,2	14,2	
	Galium tricornutum CI	a	13	---	2	21	10,7	2	
	Hyoscyamus niger	a, b	13	---	2	21	10,7	1,7	
	SP AZ	Consolida regalis s. regalis Cc, CI	a	93	---	8,1	100	18,6	13,4
Galium spurium CI		a	13	---	2,5	29	18,7	1,5	
Chenopodium hybridum		a	47	---	2	93	50,3	1,8	
nur im Ackerzentrum	Lamium amplexicaule	a	0	---	0	7	19,2	1	
	Capsella bursa-pastoris	a, b	0	---	0	7	19,2	2	
	Ranunculus arvensis Cc, CI	a	0	---	0	7	19,2	2	
	Sonchus arvensis s.str.	p	0	---	0	7	19,2	38	
	Secale cereale	a	0	---	0	7	19,2	3	
	Triticum aestivum s. aestivum	a	0	---	0	14	27,7	1,5	
Aufnahmen			15			14			
Legende: Siehe Tab. "Randeffekt - Wintergetreide konventionell"									

