



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Strategien der Feuchtgebietsrestaurations im Waasen

Verfasserin

Barbara Dillinger

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2012

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 444

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomstudium Ökologie

Betreuer:

Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrba

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Aufgabenstellung	9
2	Theoretische Grundlagen und Konzepte	11
2.1	Restaurationsökologische Konzepte	11
2.1.1	Konzepte der Natur	11
2.1.2	Level der Ambition	13
2.1.3	Referenzsysteme	14
2.1.4	Restaurationsökologische Zieltypen	15
2.2	Vernetzung	15
2.2.1	Inseltheorie in der Biogeographie	15
2.2.2	Biotopverbund-Konzept	16
2.2.3	Waldränder	18
2.2.4	Pufferzonen	18
3	Gebietsbeschreibung	20
3.1	Geographische Lage	20
3.2	Geologie	21
3.3	Bodentypen	21
3.3.1	Niedermoore	21
3.3.2	Anmoore	22
3.3.3	Feuchtschwarzerde	22
3.4	Klima	23
3.5	Naturräumliche Entwicklung	23
3.6	Kulturhistorische Entwicklung	25
3.7	Nutzungsgeschichte	26
3.8	Aktuelle Kulturlandschaft	27
3.9	Schutz des Gebietes	28
4	Methodik	30
4.1	Datengrundlage:	30
4.1.1	Primäre Landschaftsstruktur:	30
4.1.2	Sekundäre Landschaftsstruktur	31
4.2	Dateneingabe und –auswertung	35
4.2.1	Daten der Vegetationsaufnahmen	35
4.2.2	Daten der selektiven Biotopkartierung	39
5	Ergebnisse	43

5.1	Syntaxonomische Klassifizierung der Vegetationsaufnahmen	43
5.1.1	Syntaxonomische Klassifizierung der Gehölze.....	46
5.1.2	Syntaxonomische Klassifizierung der Wiesen und Brachen	54
5.1.3	Syntaxonomische Klassifizierung der Röhrichte und Seggenrieder	65
5.2	Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen pro Quadrant	70
5.3	Kanonische Korrespondenzanalyse der Vegetationsaufnahmen	74
5.3.1	Kanonische Korrespondenzanalyse der Gehölze.....	76
5.3.2	Kanonische Korrespondenzanalyse der Wiesen und Brachen.....	79
5.3.3	Kanonische Korrespondenzanalyse der Röhrichte und Seggenrieder	82
5.4	Zeigerwertanalyse der Vegetationsaufnahmen	86
5.4.1	Mittlere Feuchtezahl	86
5.4.2	Mittlere Nährstoffzahl.....	88
5.5	Vergleichende Analysen bezüglich der Diversität in den Vegetationsaufnahmen ...	89
5.5.1	Effekt der Biodiversitätsindices auf die Artenanzahl.....	89
5.5.2	Effekt der Ellenberg-Stickstoffzeigerwerte auf die Anzahl der Arten	90
5.5.3	Effekt der Ellenberg-Feuchtezeigerwerte auf die Anzahl der Arten	91
5.6	Effekt der Umweltvariablen auf das Vorkommen der Vegetationstypen	93
5.7	Vernetzung ausgewählter Biotoptypen	97
5.7.1	Vernetzung der Gehölze.....	98
5.7.2	Vernetzung der gehölzfreien Feuchtbioptope.....	101
6	Diskussion.....	104
6.1	Methodenkritik.....	104
6.1.1	Vegetationsklassifizierung	104
6.1.2	Datengrundlage	105
6.1.3	Zeigerwertanalyse	106
6.1.4	Diversität in den Vegetationsaufnahmen	106
6.1.5	Effekt der Umweltvariablen auf das Vorkommen der Vegetationstypen.....	107
6.1.6	Vernetzung:	107
6.2	Ableitung möglicher Restaurationsstrategien von den Ergebnissen.....	108
6.2.1	Beweidung und Mahd.....	108
6.2.2	Wiedervernässung.....	109
6.2.3	Baumartenzusammensetzung	110
6.2.4	Nährstoffentzug	110
6.2.5	Biotopverbund.....	111
6.3	Anwendung restaurationsökologischer Konzepte auf den Hanság	113
6.3.1	Konzepte der Natur.....	113
6.3.2	Level der Ambition	113

6.3.3	Referenzsysteme	114
6.3.4	Restaurationsökologische Zieltypen	114
7	Anhang.....	115
7.1	Zusammenfassung	115
7.2	Abkürzungen der Vegetationstypen	117
7.3	Kartenmaterial.....	118
7.3.1	Vegetationskarten.....	118
7.4	Dokumentation der logistischen Regression.....	124
7.5	Literaturverzeichnis.....	140
7.6	Lebenslauf	144
7.7	Danksagung.....	146
7.8	Eindrücke aus dem Untersuchungsgebiet	147

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Ermittelte Flurabstände	31
Tab. 2: Braun-Blanquet-Skala	32
Tab. 3: Liste der Nutzungstypen	33
Tab. 4: Skala der Nutzungsintensität	33
Tab. 5: Skala der Vertikalstruktur	34
Tab. 6: Synoptische Tabelle I.....	44
Tab. 7: Synoptische Tabelle II.....	45
Tab. 8: Ergebnisse der logistischen Regression	95
Tab. 9: Abkürzungen der Vegetationstypen	117

Abbildungsverzeichnis

Ich habe mich bemüht, sämtliche Inhaber der Bildrechte ausfindig zu machen und ihre Zustimmung zur Verwendung der Bilder in dieser Arbeit eingeholt. Sollte dennoch eine Urheberrechtsverletzung bekannt werden, ersuche ich um Meldung bei mir.

Abb. 1: Räumliche Auswirkungen von vier verschiedenen Restaurationszielen	12
Abb. 2: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes	20
Abb. 3: Der Hanság als Teil des Neusiedler Sees im Jahr 1802	24
Abb. 4: Karte der Flurabstände im Hanság	30
Abb. 5: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 1	70
Abb. 6: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 2	70
Abb. 7: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 3	71
Abb. 8: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 4	72
Abb. 9: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 5	72
Abb. 10: CCA-Triplot der Gehölze.....	76
Abb. 11: Symbol-Plots der Gehölze	77
Abb. 12: CCA-Triplot der Wiesen und Brachen.....	79
Abb. 13: Symbol-Plots der Wiesen und Brachen	80
Abb. 14: CCA-Triplot der Röhrichte und Seggenrieder	82
Abb. 15: Symbol-Plots der Röhrichte und Seggenrieder I.....	83
Abb. 16: Symbol-Plot der Röhrichte und Seggenrieder II.	84
Abb. 17: Mittlere Feuchtezahlen und Einteilung der Vegetationstypen	86
Abb. 18: Mittlere Nährstoffzahlen und Einteilung der Vegetationstypen	88
Abb. 19: Abhängigkeit der Artenanzahl von den Biodiversitätsindices	89
Abb. 20: Abhängigkeit der Artenanzahl von der Stickstoffzahl.....	90
Abb. 21: Abhängigkeit der Artenanzahl von der Feuchtezahl	91
Abb. 22: MSPA-Klassifizierung der Gehölze	98
Abb. 23: Anteil der MSPA-Klassen Gehölze am Vordergrund und an der Gesamtfläche	99
Abb. 24: MSPA-Klassifizierung der gehölzfreien Feuchtbiotope	101
Abb. 25: : Anteil der MSPA-Klassen gehölzfreie Feuchtbiotope am Vordergrund und an der Gesamtfläche	102
Abb. 26: Sukzessionsschema des Feuchtgrünlandes betreffend Hydrologie und Trophie ..	105
Abb. 27: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 1 des Hanságs	119
Abb. 28: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 2 des Hanságs	120
Abb. 29: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 3 des Hanságs	121
Abb. 30: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 4 des Hanságs	122
Abb. 31: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 5 des Hanságs	123

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Der Hanság, im Burgenland auch Waasen genannt, ist der tiefstliegende Bereich des Seewinkels und war einst ein, durch die Verlandung eines Teiles des Neusiedlersees entstandenes Niedermoor enormen Ausmaßes. Diesen ausgedehnten, grundwasserbeeinflussten Feuchtlebensraum kann man sich als Mosaik aus Bruchwäldern, Moorwiesen und Lacken vorstellen. Das Gebiet war seit jeher nicht nur von kulturhistorischen Umwälzungen betroffen, sondern auch die Naturlandschaft vollzog durch die massiven Eingriffe des Menschen einen Wandel von einer offenen Waldlandschaft zu einer vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft (vgl. LÖFFLER 1982, S. 7). Aber noch heute finden sich, trotz der fast vollständigen Zerstörung der Moorwälder und Lacken, Reste dieser an die extrem nassen Bedingungen angepassten Pflanzen- und Tiergemeinschaften und die regelmäßig unter Wasser stehenden Äcker lassen an einer Eignung des Gebietes für die intensive landwirtschaftliche Nutzung zweifeln.

Auf Basis dieser Beobachtungen kann man auf das große Potenzial für die Wiederherstellung der Feuchtlebensräume im Hanság schließen und eine ökologische Restauration in Betracht ziehen. Dieser Begriff umfasst viele Definitionen, denen jedoch alle die Idee zugrunde liegt, jene Ökosystementwicklungen umzukehren, die durch aktive menschliche Intervention verursacht wurden, heute aber als negativ erachtet werden. Die *Society for Ecological Restoration International* (SER 2002) formuliert folgende Definition, die sie von der *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) übernommen hat: Ökologische Restauration ist der fördernde Prozess der Wiederherstellung von degradierten, beschädigten oder zerstörten Ökosystemen. Die dieser Praxis zugrunde liegende, fundamentale Wissenschaft wird als Restaurationsökologie bezeichnet. (vgl. ANDEL 2006, S. 4). Weiters gibt der Leitfaden der SER als zweiten Schritt in der Restaurationsplanung vor - nach der klaren Begründung, warum eine Restauration notwendig ist - eine ökologische Beschreibung des Gebietes durchzuführen, das für die Restauration vorgesehen ist (vgl. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004, S. 11).

Die Tatsache, dass für das Gelingen von Restaurationsmaßnahmen eingehende ökologische Untersuchungen essentiell sind, die die Komponenten des zu restaurierenden Ökosystems benennen und die Ursachen und Folgen der Degradation aufklären, ist die Motivation für die vorliegende Diplomarbeit. Sie soll, mit Fokus auf vegetationsökologischen Untersuchungen, einen Beitrag zur Bereitstellung der Grundlagen für die Entscheidung über notwendige Restaurationsmaßnahmen leisten.

Die zentrale Fragestellung dieser Arbeit lautet somit: Wie lässt sich das ökologische Restaurationspotenzial des Hanságs beschreiben?

Die davon abgeleiteten Aufgaben lassen sich wie folgt formulieren:

- Erhebung von operablen Vegetationstypen und deren Erhaltungszustand in fünf repräsentativen Landschaftsausschnitten des Untersuchungsgebietes
- Durchführung geeigneter Analysen, um den Zusammenhang der Vegetationstypen mit den auf sie einwirkenden Umweltvariablen zu beschreiben
- Analyse der Vernetztheit der kartierten Biotope
- Ableitung möglicher Restaurationsmaßnahmen von den Ergebnissen
- Diskussion der Anwendung restaurationsökologischer Konzepte auf den Hanság

Um nochmals die Notwendigkeit einer Restauration im Niedermoorgebiet Waasen/Hanság zu betonen, sei hier kurz auf die Motivation für die Restauration von Mooren im Allgemeinen hingewiesen.

Neben ästhetischen Aspekten sind ökonomische Gründe immer wichtiger geworden, da die meisten Moorlandschaften für moderne, landwirtschaftliche Produktion ungeeignet sind (PFADENHAUER & GROOTJANS 1999 zitiert nach ANDEL 2006, S. 117). Weiters spielen auch ökologische Überlegungen eine große Rolle. Die Entwässerung von Mooren hat deren Schrumpfen und den Torfverlust durch Deflation und Mineralisation zur Folge und daraus resultiert die Freisetzung enormer Mengen von treibhausaktivem Kohlendioxid in die Atmosphäre. Daraus ergibt sich auch ein gesellschaftlicher Bedarf, hohe Wasserstände in degradierten Moorflächen wiederherzustellen (vgl. ANDEL 2006, S. 117). Weiters sollte die Bereitstellung zweier wichtiger Funktionen für den Menschen - die als Ökosystem-Services bezeichnet werden – Grund genug dafür sein, intakte Moore zu erhalten bzw. wiederherzustellen: Durch ihre Fähigkeit, ihr Volumen an schwankende Wasserstände anzupassen und so den Oberflächenabfluss in einer Landschaft zu verringern, üben sie eine positive Wirkung auf den Wasserhaushalt einer Landschaft aus. Darüber hinaus akkumulieren sie Nähr- und Schadstoffe in dem aus toten Pflanzenmaterial bestehenden Torfschichten (vgl. LANDES-UMWELTAMT BRANDENBURG 2004, S. 19f).

2 Theoretische Grundlagen und Konzepte

2.1 Restaurationsökologische Konzepte

Im folgenden Abschnitt werden einige restaurationsökologische Konzepte vorgestellt bzw. kurz angeschnitten, die sich mit der Entwicklung von Restaurationszielen beschäftigen. Die mögliche Anwendung dieser Konzepte auf das Untersuchungsgebiet wird im Abschnitt 6.3 diskutiert.

2.1.1 Konzepte der Natur

Die Basis für die Determinierung von Restaurationszielen und somit für die notwendigen Maßnahmen und räumlichen Auswirkungen sind unterschiedliche Konzepte der Natur. Diese sind eng mit dem Grad der anthropogenen Beeinflussung auf die Landschaft assoziiert (vgl. ANDEL 2006, S. 6).

Swart et al. (2001, zitiert nach ANDEL 2006, S. 5f) identifizierten drei Archetypen der Natur:

1. Wildnis-Konzept ("Natürliche Landschaften", vgl. WESTHOFF 1952):

Grundlage dieses Konzeptes ist die Idee der Selbstregulation der Natur (FORMAN et al. 1995). Anthropogene Eingriffe beschränken sich auf praktische Belange, wie zB. dem gesetzlichen Schutz der Gebiete oder dem Schutz gegen Wilderer. Typische Fragen, die sich aus der Anwendung dieses Konzeptes ergeben, sind die Einführung von Spitzenprädatoren (FRITTS et al. 1997) oder die Anzahl an Großherbivoren, die notwendig ist, um das restaurierte Gebiet im gewünschten Zustand zu erhalten. Dies erklärt auch, warum das Wildnis-Konzept besonders für Gebiete mit einer geringen Bevölkerungsdichte geeignet ist, wie es sie in weiten Teilen der USA, Russland und Afrika gibt. Aber auch in dicht besiedelten Regionen Zentral- und Westeuropas gibt es Beispiele, besonders die Restauration natürlicher Überschwemmungsgebiete entlang der großen Flüsse. In Österreich findet sich das Wildnis-Konzept ansatzweise in dem Versuch wieder, in Nationalparks der Natur Raum für eine ungestörte Entwicklung zu geben.

2. Arkadien-Konzept ("Halbnatürliche Landschaften", vgl. WESTHOFF 1952):

Dieses Konzept basiert auf der langen Tradition der Beeinflussung der Natur durch den Menschen und dominiert besonders in Europa. Diese halbnatürliche Landschaft ist ein im Naturschutz häufig angestrebtes Ziel, da sich herausgestellt hat, dass in dieser die höchste Artenvielfalt – insbesondere die der Pflanzen - zu finden ist. Die gestalterische

Rolle des Menschen wird durch die Anwendung früherer Landbewirtschaftungstechniken, wie Mahd und das Zuschneiden von Hecken, von Naturschutzorganisationen realisiert.

3. Funktionelles Konzept ("Rurale Landschaften", vgl. WESTHOFF 1952):

Das funktionelle Konzept hat eine sehr anthropozentrische Sichtweise und nimmt die Natur als etwas wahr, das vom Menschen genutzt wird. Waren in der Vergangenheit Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei Hauptbestandteile der Ressourcennutzung, so beinhaltet die moderne Nutzung auch andere Ökosystemfunktionen, wie zB. saubere Luft und Schutz vor Überschwemmungen.

Die Anwendung dieser verschiedenen Konzepte hat unterschiedliche Auswirkungen auf die räumliche Anordnung der Landschaften. Abb. 1 veranschaulicht den von HARMS et al. (1993) durchgeführten Vergleich der räumlichen Auswirkungen von vier alternativen Restaurationszielen, die mit den verschiedenen Konzepten der Natur assoziiert sind.

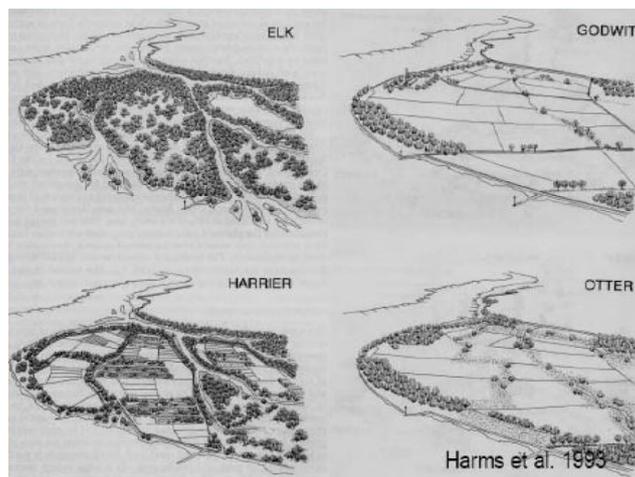


Abb. 1: Räumliche Auswirkungen von vier verschiedenen Restaurationszielen (aus ANDEL 2006, S. 7, nach HARMS et al. 1993)

Szenario Elk bezieht sich auf die Restauration einer Wildnis, wohingegen Szenario Harrier auf dem Arkadien-Konzept basiert. Szenario Godwit nimmt Bezug auf eine funktionelle Landschaft mit mehreren Landnutzern und Szenario Otter ist eine Mischung aus dem funktionellen Konzept mit Schwerpunkt einer besseren Vernetztheit zwischen den Landschaftselementen (vgl. ANDEL 2006, S. 7).

Bei Verwendung dieser Szenarien als Restaurationsziele ergibt sich das Problem des zeitlichen Maßstabes. Jene Szenarien, die näher am gegenwärtigen Zustand der Landschaft liegen, werden leichter und schneller zu verwirklichen sein, als solche, die eine extensive Entwicklung benötigen, wie beispielsweise jene von Wäldern. Deshalb lautet die zentrale Fragestellung: Welche Komponenten beinhaltet das Ökosystem, das restauriert wird und für welchen Zweck soll es restauriert werden (vgl. ebda., S. 6)?

2.1.2 Level der Ambition

Ein weiterer, wichtiger Punkt bei der Definition von klaren und messbaren Restaurationszielen ist der Level der Ambition, auf dem die Regenerationspläne entwickelt werden. VAN DIGGELLEN et al. (2001, zitiert nach ANDEL 2006, S. 9f) unterscheidet drei verschiedene Levels für Programme, die auf die Umkehrung der Degradation von Ökosystemen abzielen:

1. Restoration s. s.: Dieses erste und am ambitionierteste Level beruht auf der Rekonstruktion einer früheren Situation und inkludiert nicht nur die Re-Etablierung von ehemaligen Ökosystemfunktionen, sondern auch von charakteristischen Arten und Gemeinschaften. Wenn diese jedoch auf vergangene Umweltbedingungen und nicht auf den jetzigen oder zukünftigen basieren, ist der erreichte Zustand nicht nachhaltig stabil. Um Biodiversität und Ökosystemleistungen zu maximieren, ist diese Vorgehensweise aber nützlich.
2. Rehabilitation: Der zweite Level beinhaltet die Restauration bestimmter Ökosystemfunktionen, wie zB. Hochwasserschutz durch Retentionssysteme oder Neustarten von Torfwachstum zur CO₂-Fixierung in Torfschichten. Durch die Rehabilitationsmaßnahmen werden zwar Teile der Landschaft natürlicher, jedoch muss die Biodiversität in der ganzen Landschaft nicht signifikant ansteigen.
3. Rekultivierung (engl. reclamation): Durch Rekultivierungsmaßnahmen kann die Biodiversität in einer Landschaft an sich gesteigert werden. Die Landschaft als Ganzes profitiert auf großer Skala von diesen Maßnahmen, der Beitrag zum Schutz einzelner, gefährdeter Rote Liste-Arten ist aber nur gering.

Im Allgemeinen ergibt sich das Ambitionslevel aus dem räumlichen Maßstab, mit dem das Restaurationsziel assoziiert ist, insbesondere in dicht bevölkerten Gebieten. Obwohl die technischen Möglichkeiten eine Restauration s. s. auf lokalem Maßstab zu hohen Kosten erlauben würden, ist sie auf Landschaftsebene generell nicht möglich, aufgrund von Landnutzungskonflikten, nicht abschätzbaren Langzeiteffekten oder dem Fehlen der öffentlichen Unterstützung. Auf diesem großen Maßstab ist oft nur Rekultivierung eine realistische Option. Rehabilitation, das zweite Level der Ambition, erscheint auf mittlerem Maßstabniveau als praktischer Ansatz (vgl. ebda., S. 10).

Die Definitionen von Restauration s. s. und Rekultivierung können besser unterschieden werden, wenn man sie auf die Überwindung der beiden maßgeblichen Barrieren anwendet, die zwischen degradierten und restaurierten Ökosystem liegen. Die abiotische Barriere kann beispielsweise das Fehlen der geeigneten räumlichen Strukturen oder ein zu niedriger Grundwasserstand sein und erfordert für deren Überwindung technische Modifikationen, die

als Rekultivierungsmaßnahmen einzustufen sind. Die zweite Barriere ist von biotischer Natur und kann aus dem Fehlen der geeigneten Arten oder den Interaktionen zwischen den Arten und den abiotischen Komponenten resultieren. Diese Barriere kann durch aktive Restaurationsmaßnahmen überwunden werden (vgl. ebda., S. 10).

2.1.3 Referenzsysteme

Wie schon im vorigen Abschnitt erläutert, hängt die Wahl des Restaurationszieles vom Level der Ambition ab. Wenn die Wahl auf eine Restauration s. s. fällt, ist es wichtig, ein Referenzsystem zu haben, das als Vorlage für ein Restaurationsprojekt dient. Es liefert viele wichtige Informationen und ermöglicht die Untersuchung und das Verstehen von Schlüsselprozessen, die relevant für den Restaurationsverlauf sind. Neben der Abschätzung des Degradationsgrades eines gestörten Ökosystems, ist es durch Referenzsysteme auch möglich, die Distanz zwischen der aktuellen Situation und dem Endpunkt der Restauration zu "messen" (vgl. ebda., S. 10).

Die Informationen über ein Referenzsystem können aus historischen Quellen stammen, wie zB. historischen Fotografien, weniger gestörten Resten am Standort oder paläökologischen Belegen. Das Problem, das sich bei der Orientierung an historischen Referenzsystemen ergibt, kann als "*moving-target syndrome*" bezeichnet werden. Es beschreibt den Umstand, dass sich das ungestörte Zielsystem aufgrund geänderter Umweltbedingungen im Laufe der Zeit verändert. Daher drängt sich die Frage auf, ob sich das Restaurationsziel am Originalsystem oder am veränderten, jetzigen Zustand orientieren soll und weiters, ob Schlüsselarten ausgestorben sind. Die Variabilität von natürlichen Systemen in Raum und Zeit muss ebenfalls beachtet werden (vgl. WHITE & WALKER 1997, zitiert nach ANDEL 2006, S. 12).

Von unmittelbarerem Nutzen ist die Verwendung von Referenzsystemen, die auf rezenten Äquivalenten basieren: Was wäre hier in dieser definierten topografischen Einheit, wenn die Degradation nicht stattgefunden hätte? Die modernen Referenzsysteme beseitigen das Problem des "*moving-target syndrome*" in der Weise, dass alle biotischen Komponenten zu einem bestimmten Grad vorhanden und die Schlüsselattribute durch Messungen greifbar sind. Der entscheidende Vorteil gegenüber Referenzsystemen aus der Vergangenheit ist also, dass der aktuelle Zustand bekannt und erforschbar ist. Der Nachteil ist jedoch, dass man nicht weiß, ob das gegenwärtige Referenzsystem sein Optimum erreicht hat oder ob es ebenfalls unter suboptimalen Bedingungen auftritt (vgl. ANDEL 2006, S. 13).

2.1.4 Restaurationsökologische Zieltypen

Letztendlich sollte bei der Entwicklung eines Restaurationsplans die drei, von EHRENFELD (2000, zitiert nach ANDEL 2006, S. 11f) empfohlenen Zieltypen beachtet werden:

- Arten:
 - Schlüsselarten hängen mit bestimmten Ökosystemfunktionen zusammen.
 - Gefährdete Arten sind oft unbedeutend betreffend einer Funktion, können aber öffentlichkeitswirksam sein.
 - Lebensgemeinschaften sind höchstwahrscheinlich summativ betreffend des gesamten Ökosystemstatus.
- Ökosystemfunktionen: Diese umfassen u. a. Material- und Energieflüsse sowie biotische und abiotische Komponenten.
- Ökosystem-Services sind oft eine Kombination aus obigen Arten und Funktionen, von der die menschliche Gesellschaft abhängig ist.

2.2 Vernetzung

Der Landschaftswandel in der Vergangenheit und Gegenwart ist geprägt von Biotopschrumpfung und -zersplitterung, die zu einer Verinselung der Landschaft (MADER 1980a, zitiert nach JEDICKE 1994, S. 47) führen. Aufgrund der großen Bedeutung für das Biotopverbund-Konzept, wird im Folgenden kurz darauf eingegangen.

2.2.1 Inseltheorie in der Biogeographie

Die Theorie basiert auf Forschungen über Meeresinseln als isolierte Ökosysteme (MAC ARTHUS & WILSON 1963, 1967 bzw. 1971), die in weiterer Folge auf Habitatinseln übertragen wurde (vgl. JEDICKE 1994, S. 51). Die wichtigsten Kernaussagen dieser Theorie lauten (vgl. ebda., S. 51):

- Arten-Areal-Beziehung: Größere Inseln haben eine höhere Artenzahl.
- Turnover (Artenumsatz): Es besteht ein Gleichgewicht zwischen der Zahl der immigrierenden und der ausstrebenden Arten.
- Arten-Distanz-Beziehung: Bei der Erstbesiedlung einer Insel ist ihre Größe und Entfernung von der Besiedlungsquelle, also dem nächstliegenden ähnlichen Lebensraum, von entscheidender Bedeutung.

- Trittstein-Effekt: Auch kleinste Inseln verkürzen die Distanz zur nächsten größeren Insel und können so die Austauschprozesse erheblich verstärken. Sie dienen den Arten als vorübergehenden Aufenthaltsraum, ohne jedoch als Dauerlebensraum geeignet zu sein.

Die Inseltheorie kann aber nicht ohne Einschränkungen auf terrestrische Habitatinseln angewendet werden. Beispielsweise erfährt die Arten-Areal-Beziehung auf kleinen Habitatinseln, die stark von äußeren abiotischen und biotischen Einflüssen betroffen sind, eine Umkehrung. Durch Einwanderung biotopfremder Arten und Ubiquisten kann die Artenzahl möglicherweise höher sein als auf größeren Inseln. Die Grenzen von Habitatinseln wirken also nicht so scharf wie die der Meeresinseln (SCHNEIDER & SUKOPP 1978, zitiert nach JEDICKE 1994, S. 55f).

Die durch den Landschaftswandel verursachte Verinselung hat Konsequenzen, die von MADER (1990, zitiert nach JEDICKE 1994, S. 54) in drei Gruppen zusammengefasst werden:

- Flächeneffekte: Naturnahe Biotope sind von Schrumpfung und Ausdünnung betroffen und die Distanzen zwischen den verbleibenden Restflächen vergrößern sich bei zunehmender Lebensfeindlichkeit des Umfeldes.
- Barriereeffekte: Linearen Infrastruktur wie zB. Straßen stellen Mobilitätshindernisse für zahlreiche Arten dar. Die intensiv bewirtschafteten Produktionsflächen behindern ebenfalls viele Arten in ihren raumdynamischen Eigenschaften.
- Randzoneneffekte: Die schärfer werdenden Grenzen zwischen Nutz- und Schutzflächen haben das Verschwinden von Ökotonen und Saumzonen zur Folge. Außerdem verlagern sich die Randzonen der Biotopflächen von außen nach innen.

2.2.2 Biotopverbund-Konzept

Bevor an dieser Stelle ein kurzer Überblick über das Biotopverbund-Konzept gegeben wird, soll die begriffliche Trennung der beiden synonym verwendeten Ausdrücke "Biotopverbund" und "Biotopvernetzung" betont werden.

Als Verbund wird der räumliche Kontakt zwischen Lebensräumen bezeichnet und zwar so, dass die Organismen die Flächen zwischen gleichartigen Lebensräumen überwinden können. Das heißt, die Lebensräume müssen nicht zwingend nebeneinander liegen. Die funktionalen Beziehungssysteme zwischen Pflanzen und/oder Tieren werden durch den Begriff Vernetzung beschrieben. Dieser bezieht sich nicht nur auf die Vernetzung von naturnahen

Lebensräumen, sondern meint auch eine flächendeckende Extensivierung des anthropogenen Nutzungsregimes (vgl. JEDICKE 1994, S. 84).

Die Notwendigkeit eines Biotopverbundsystems ist durch die scharfe räumliche Trennung zwischen Nutzökosystemen und verbliebenen Habitatinseln begründet. Neben dessen Abschwächung ist auch die Verringerung der zu großen Distanzen zwischen Lebensräumen essentiell (vgl. ebda., S. 85). Ein solches Verbundsystem wird durch MADER (1988, zitiert nach JEDICKE 1994, S. 85f) definiert:

1. Großflächige Lebensräume: Sie stellen genetisch stabile Dauerlebensräume für Pflanzen und Tiere dar und sollten sich nach den Arealansprüchen der Spitzenarten richten. Da es sich in Europa meistens um Greifvögel oder andere Vogelarten handelt, beträgt das Minimalareal 80 ha (REICHHOLF 1987a).
2. Trittsteine zwischen den Inseln: Trittsteine haben nicht die Flächengröße, um einer vollständigen Populationen als Dauerlebensraum zu dienen, sondern sind durch zeitweise Besiedelung und Reproduktion Ausgangspunkt und Zwischenstation für den Individuenaustausch zwischen den großen Inseln. Beispielsweise hat ein 10 ha großes Naturschutzgebiet im überregionalen Maßstab nur Trittsteinfunktion, da es für viele größere Tierarten nicht als Dauerlebensraum geeignet ist.
3. Korridore als Wanderwege: Diese bandförmigen Lebensräume verbinden großflächige Schutzgebiete und Trittsteine miteinander.
4. Nutzungsextensivierung: Da die intensiv genutzten Agrarflächen stark isolierend auf die zu schützenden Biotope wirken, ist eine Nutzungsextensivierung unumgänglich. Diese würde auch die Störungsintensität in den Randzonen verringern. Die Nutzungsextensivierung bezieht auch mit ein, den Druck von der Landschaft zu nehmen, der v. a. durch Bautätigkeiten gegeben ist.

Ein Biotopverbundsystem, das alle oben genannten Bestandteile enthält, erfordert eine umfassende Renaturierung von Gebieten und die Bereitstellung größerer Flächen für den Naturschutz, da die Habitatinseln, Trittsteine und Korridore erweitert bzw. entwickelt werden müssen (vgl. JEDICKE 1994, S. 86).

2.2.3 Waldränder

Da die Analyse der Vernetztheit des Untersuchungsgebietes (siehe Abschnitt 5.7) konkrete Angaben zur Waldrandbreite erfordert, soll hier kurz auf die Struktur und Funktion dieser wichtigen Ökotope eingegangen werden.

Geht man vom Idealfall aus, so hat die Vegetation der Waldränder nach MÜLLER (1987, zitiert nach JEDICKE 1994, S. 222f) vom Offenland in das Waldinnere hinein, diese Abfolge:

- Saumgesellschaft: Krautige Vegetation, die sich nicht anlegen lässt, sondern für die es genügt, einen ein bis drei Meter breiten Streifen freizulassen
- Vormantelgesellschaft: Wird von niedrigen Sträuchern gebildet
- Mantel: Typische Heckensträucher mit einzelnen Bäumen
- Traufwald: Wird von Randbäumen gebildet, deren Äste tief herabreichen und ist die Übergangszone zur
- Waldgesellschaft

Solch ein mehrstufiger Waldrand sollte folgende Funktionen erfüllen (Hessische Landesverwaltung 1985, Landesanstalt für Ökologie 1988 zitiert nach JEDICKE 1994, S. 223):

- Schutz des Waldes vor äußeren Einflüssen, wie Sturm und Wind, Besonnung, Aushagerung, Waldbränden und lokalen Immissionen
- Lebensraum und Zufluchtsort für viele Tiere und Pflanzen
- Positiver Einfluss auf das Landschaftsbild
- Erhöhung des Erholungswertes der Landschaft

2.2.4 Pufferzonen

Die Analyse der Vernetztheit (siehe Abschnitt 5.7) berücksichtigt auch gehölzfreie Biotope, bei denen, im Falle der Erstellung eines Verbundsystems, Pufferzonen eingeplant werden sollten. Die Biotope bzw. Naturschutzgebiete sind oftmals durch scharfe Grenzen zu den intensiv genutzten Flächen außerhalb gekennzeichnet und sollten durch die Wiederherstellung von Ökotope vor negativen Umwelteinflüssen geschützt werden. Diese Funktion kann durch Pufferzonen übernommen werden, die die Kernzone umgibt, in der das eigentliche Schutzziel erfüllt werden soll (vgl. JEDICKE 1994, S. 200f).

Ein hilfreiches Werkzeug zur Ermittlung der optimalen Pufferzonenbreite ist der Pufferzonen-schlüssel für Moorbiotope des Schweizer Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (MARTI 1997). Dieser Schlüssel ist in einem dreistufigen Leitfaden integriert und stellt nach

Beurteilung der gesamten Gefährdungssituation die zweite Stufe dar, in der die ausreichende Pufferzonenbreite für die Abpufferung gegen Nährstoffeintrag mit Hilfe eines Protokollblattes berechnet wird. Das Ergebnis wird danach auf seine Plausibilität geprüft und den lokalen Gegebenheiten angepasst. Die dritte und letzte Stufe umfasst die Erfolgskontrolle (vgl. ebda., S. 13).

In dem Protokollblatt folgt man dem Schlüssel durch Beantwortung folgender Fragen (vgl. ebda., S. 47):

- Nährstoffempfindlichkeit des betreffenden Vegetationstyps
- Vorhandensein oder Fehlen von schützenden Strukturen (z. B. Hecken)
- Nutzungsregime auf den angrenzenden Flächen
- Neigung des Biotops und die der angrenzenden Flächen
- Boden-Durchlässigkeit in der an das Biotop angrenzende Fläche
- Boden-Wasserhaushalt in der an das Biotop angrenzende Fläche

Die bei jeder Frage auszuwählenden Angaben zur Breite des benötigten Kulturlandschaftstreifens in Metern werden letztendlich addiert und ergeben die minimale Breite der Nährstoff-Pufferzone.

Um zur ökologisch ausreichenden Pufferzone zu gelangen, muss die Nährstoff-Pufferzone noch um zusätzliche Pufferzonen erweitert werden, die sich aus der Gesamtbeurteilung ergeben. Sie betreffen u. a. hydrologische, faunistische und floristische Gegebenheiten (vgl. ebda., S. 14).

Obwohl dieses Vorgehen praktikabel und reproduzierbar ist, darf auf folgenden Umstand nicht vergessen werden:

„Auch der beste Pufferzonen-Schlüssel kann jedoch den gesunden Menschenverstand nicht ersetzen. Es ist demnach immer eine vertiefte Prüfung des Einzelfalles notwendig.“ (ebda., S. 13)

3 Gebietsbeschreibung

3.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über den südöstlichsten Teil des Seewinkels im Nordburgenland, der als Hanság (dt.: Waasen) bezeichnet wird.

Von den insgesamt 460 km² des Gebiets befinden sich nur 70 km² auf österreichischem Staatsgebiet, der Großteil liegt in Ungarn. Betrachtet man die Ausdehnung des Hanságs, so wird er auf österreichischer Seite vom Neusiedler See im Westen, vom Seewinkel im Nordwesten und auf ungarischer Seite von Rábaköz und Tóköz im Süden sowie von der Wieselburger Ebene im Osten und Nordosten begrenzt. Die österreichischen Gemeinden des Bezirks Neusiedl, die Anteil an diesem Gebiet haben, sind Taden, Andau, Pamhagen und Wallern. Mit einer Seehöhe von durchwegs weniger als 120 m ist dies der tiefstliegende Bereich im Becken der Kleinen Ungarischen Tiefebene (ungar. Kisalföld) (http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/downloads/Naturschutzbund_PK/hansag.pdf, S. 2, 6.02.2012).

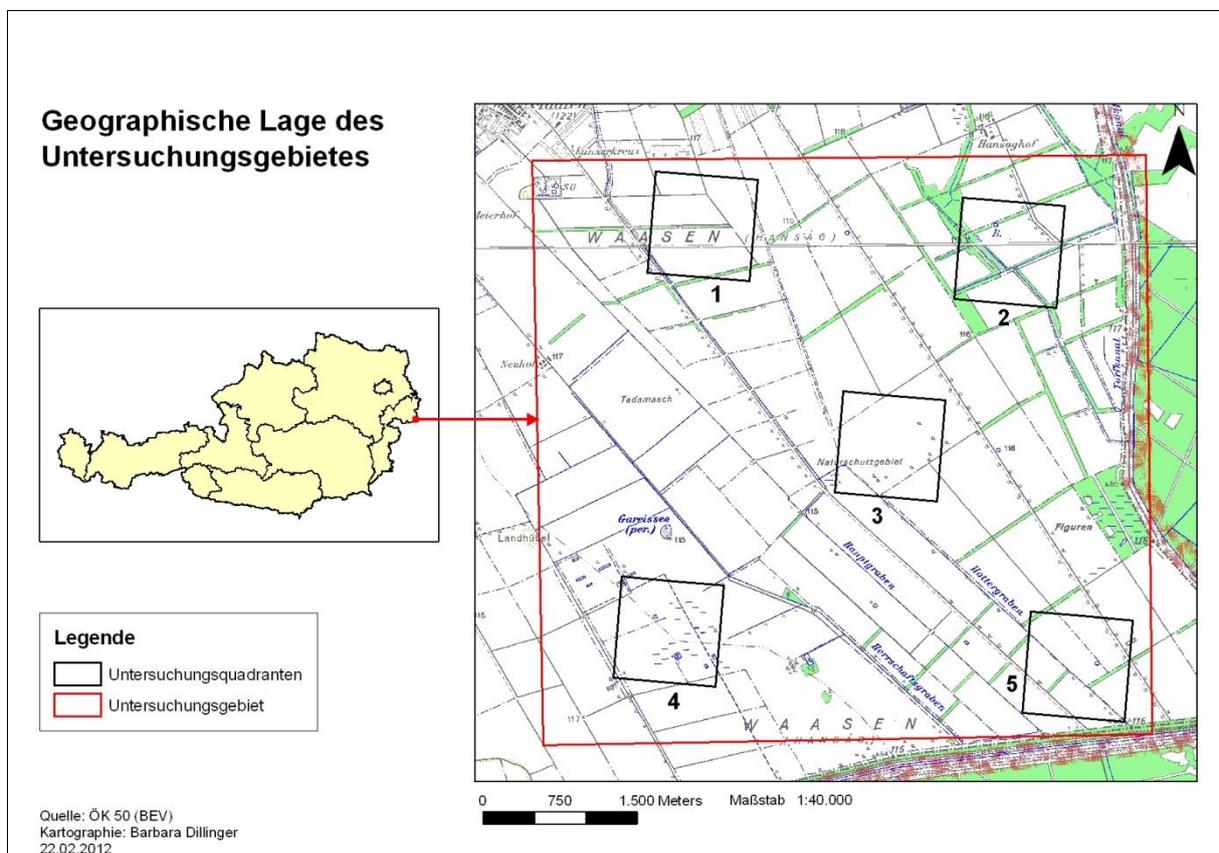


Abb. 2: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes

3.2 Geologie

Der Seewinkel und somit auch der Hanság werden von sogenannten „Seewinkelschottern“ aus dem Quartär bedeckt (vgl. HÄUSLER 2007, S. 7). Oberflächliche Schotter fehlen jedoch östlich des Sees und im Hanság. Der tiefere Untergrund dieser Schotter wird von mächtigen Sedimenten des Pannon und Pont aufgebaut, die extrem fossilarm sind. In diesen zwei Epochen des Obermiozäns, vor 11,5 bis 9,7 und 9,7 bis 5,2 Millionen Jahren, zerfiel das aussüßende Binnenmeer in Teilbecken (vgl. LÖFFLER 1982, S. 13).

Zur noch nicht geklärten Herkunft und Alter der tiefen Schotter des Hanságs finden sich zwei unterschiedliche Ansichten in der Literatur. Laut Häusler (2007) war im Pleistozän neben der Donau aus dem Wiener Becken auch das Ikva/Raab/Rabnitz-Flusssystem aus dem Soproner/Oststeirischen Hügelland, das in die Kleine Ungarische Tiefebene entwässert hat, an der Aufschotterung beteiligt. Dieser Bereich südlich des Seewinkels, in dem die beiden Flusssysteme mäandrierten, entzieht sich jedoch durch die holozänen Moorablagerungen des Hanságs jedlicher Kenntnis (vgl. HÄUSLER 2007, S. 28).

In Löffler (1982) wird hingegen die Meinung vertreten, dass die Aufschotterung ausschließlich durch die Donau bewerkstelligt wurde, da die Schleppkraft von Raab, Rabnitz und Ikva dafür nicht ausreichte. Es wird weiters vermutet, dass die Schotter auch älter als Würm sein könnten. Laut Pollenanalyse wird das Sediment unter dem Seggen- und Rohrkolbentorf im Hanság einem Alter im spätpleistozänen Abschnitt vor 13.000 bis 10.000 Jahren zugeordnet (vgl. LÖFFLER 1982, S. 13).

3.3 Bodentypen

Im Untersuchungsgebiet sind nur drei Bodentypen verbreitet: Niedermoore, die den größten Teil des Gebiets einnehmen, Anmoore und ein Spezialfall der Schwarzerden, die Feuchtschwarzerde. Die Lücken in der Karte sind dadurch begründet, dass die Bereiche, die keiner Nutzung unterliegen (zB. das Nationalparkgebiet), bei der Bodenkartierung ausgespart wurden (mündl. Mitt. S. WEISS). Die folgenden Beschreibungen sind der „Einführung in die bodenkundlichen Grundlagen“ des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW) entnommen.

3.3.1 Niedermoore

Bei der Verlandung von stehenden oder langsam fließenden Gewässern bildet sich aus Seggen, Schilf und Braunmoosen Torf. Dieser entwickelt sich vor allem nach Entwässerung und Einschwemmung von Mineralstoffen durch Zersetzung und Vererdung langsam zu Boden. Die relativ mineralstoffreichen Niedermoorböden sind zumeist mehr oder weniger kalk-

reich, können jedoch auch kalkfrei sein (vgl. http://bfw.ac.at/300/pdf/Einfuehrung_Bodenkartierung.pdf, S.20, 8.02.2012).

3.3.2 Anmoore

Diese Mineralböden sind reich an sogenannten "Anmoorhumus", der sich unter sehr feuchten Bedingungen gebildet hat. Zu erkennen ist diese Humusform an ihrer schmierigen Konsistenz im nassen Zustand und ihrem "tintigen" Geruch, der an Gerbstoffe erinnert. Die mittel- bis tiefgründigen Anmoorböden weisen besonders an nassen Standorten Gleyerscheidungen auf, haben eine ungünstige Stuktur und sind als mittelschwere oder schwere Bodenart anzusprechen. Wie bei den Niedermoorböden treten je nach Ausgangsmaterial kalkhaltige und kalkfreie Anmoore auf. Die Eignung für landwirtschaftliche Nutzung hängt einerseits von den herrschenden Wasserverhältnissen ab, andererseits vom Grad der Aggradation von Humus zu Mull (aggradiertes Anmoor) (vgl. ebda., S. 20).

3.3.3 Feuchtschwarzerde

Dieser Bodentyp entwickelte sich aus dem Tschernosem, der auch Steppenschwarzerde genannt wird. Bei den, zu den AC-Böden gehörenden Schwarzerden liegt der Humushorizont direkt über dem Ausgangsmaterial, das aus feinem Lockermaterial besteht. Unter dem Einfluss des kontinentalen Steppenklimas sammelte sich ein mächtiger Humushorizont aus nicht-mineralisierter Vegetation an, der anschließend von Bodentieren mit dem Bodenmaterial vermischt wurde. So entwickelte sich ein tiefgründiger, sehr günstiger A-Horizont. Herrschte bei diesen Bodenbildungsprozessen starker Grundwassereinfluss, entstanden zunächst anmoorige Böden. Durch Änderung der Grundwasserverhältnisse und/oder anthropogener Eingriffe fielen die Böden schließlich trocken, welches zur Entwicklung der Feuchtschwarzerden führte. Bei dieser Typenbezeichnung ist jedoch zu beachten, dass sich "Feucht-" nicht auf die aktuellen sondern auf jene Bedingungen bezieht, die bei der Bodenbildung herrschten. Aktuell können die Böden feucht bis trocken sein.

An ihrer Oberfläche ist die Feuchtschwarzerde an ihrem tiefschwarz, im trockenen Zustand grau gefärbten Humushorizont, der aus Anmoormull besteht, zu erkennen. In diesem sehr mächtigen A-Horizont befinden sich oft tiefliegende Vergleyungen, manchmal auch Saliter. Die "Puffigkeit" des Humus, also die aschig-staubige Konsistenz, das geringe Gewicht und der hohen Benetzungswiderstand, führt jedoch zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Winderosion besonders im Frühjahr. Der Wert für die landwirtschaftliche Nutzung hängt größtenteils mit dem Grundwasserstand zusammen. Wie bei den Anmoorböden erfolgt auch bei den Feuchtschwarzerden eine Aggradation von Humus zu Mull (aggradierte Feuchtschwarzerden) (vgl. ebda., S. 23).

3.4 Klima

Der Seewinkel, der dem pannonischen Klimagebiet angehört, zeichnet sich durch Österreichs höchste Jahresmitteltemperaturen von fast 10 ° C aus. Diese kommen durch die hohen Sommertemperaturen, die milden Winter sowie die Milderung der Übergangsjahreszeiten durch den Neusiedler See und den durch ihn verursachten Nebel zustande. Mit über 60 % der möglichen Sonnenscheinzeit zählt dieses Gebiet zu den am meisten begünstigten Regionen Österreichs. Mit einer Anzahl von Frosttagen von weniger als 30, einer Vegetationszeit von 250 Tagen und dem zeitigen Frühjahrsbeginn eignet sich der Seewinkel besonders für die Landwirtschaft, insbesondere für den Gemüseanbau.

Ein weiteres Charakteristikum des pannonischen Klimas ist Niederschlagsarmut. Im Seewinkel betragen die langjährigen Mittel, von Westen nach Osten geringfügig abnehmend, ungefähr 600 bis 550 mm, wobei der meiste Regen im Spätfrühjahr und Frühsommer fällt, der geringste im Jänner und Februar. Die Dauer der Schneebedeckung liegt durchschnittlich bei weniger als einem Monat. Des weiteren zeichnet sich das Gebiet durch seine hohe Windhäufigkeit aus (vgl. LÖFFLER 1982, S. 52f).

3.5 Naturräumliche Entwicklung

Der Hanság wird als zeitlicher Vorläufer des Neusiedler Sees angesehen und ist mindestens 13.000 Jahre alt. Dieses durch tektonische Absenkungen entstandene Gebiet füllte sich noch vor Entstehung des nördlichen Seeteils mit Wasser. Schließlich senkte sich auch der südliche Teil ab und verband so die beiden Teile zu einem L-förmigen Seebecken (siehe Abb. 3, vgl. ebda., S. 2). Somit stellt der Hanság eine breite Verbindung im Südosten des heutigen Seebeckens zur Donauniederung dar und war bei Hochständen des Sees auch Abflussgebiet gegen Raab und Donau (vgl. ebda., S. 10).

Während der Entstehung des südlichen und nördlichen Seeteils setzte im seichten Seeteil des Hanságs bereits die Verlandung und Entwicklung zu einem Niedermoor ein (http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/downloads/Naturschutzbund_PK/hansag.pdf, S. 2, 6.02.2012).

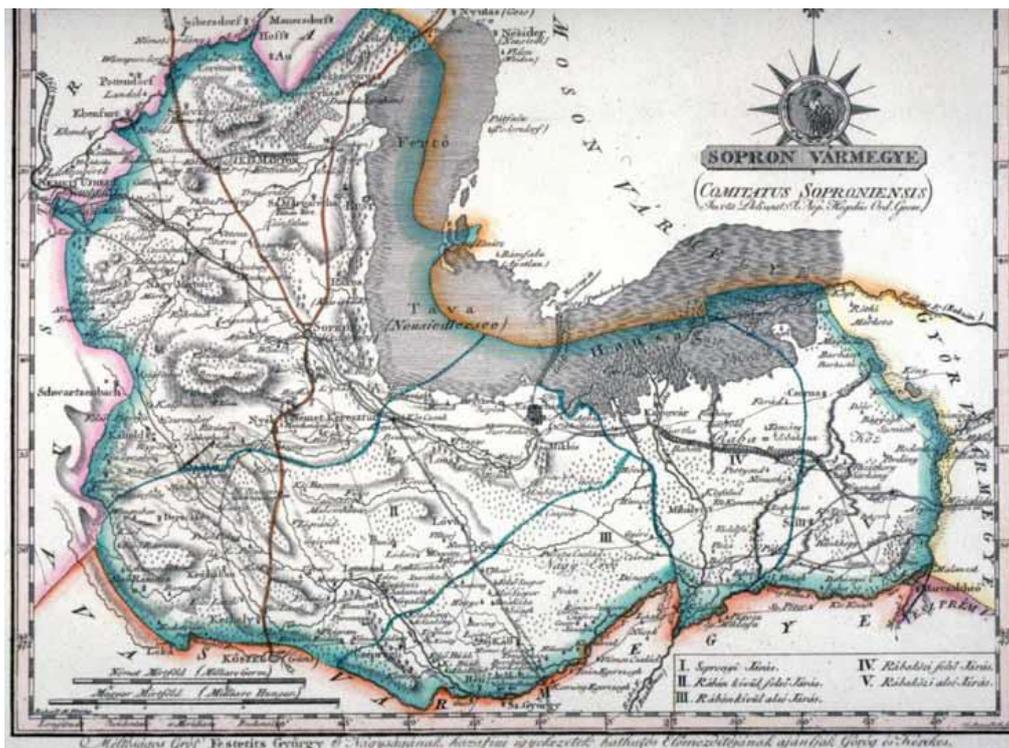


Abb. 3: Der Hanság als Teil des Neusiedler Sees im Jahr 1802 (Quelle: http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/downloads/Naturschutzbund_PK/hansag.pdf, S. 3, 6.02.2012)

Die Zerstörung dieses ausgedehnten, größtenteils in Ungarn liegenden Niedermoorgebietes durch den Menschen begann bereits im 16. Jh., in dem noch eine Verbindung zwischen dem See und dem Hanság bestand (vgl. HÄUSLER 2007, S. 6). Im 19. Jh. wurde ein Damm zwischen Pamhagen und dem heutigen Fertöd errichtet. Der einschneidendste Eingriff war jedoch der Bau des Einserkanals im 19. Jh., der als künstlicher Abfluss des Neusiedler Sees dient und dessen Errichtung kurz vor dem Ersten Weltkrieg beendet wurde (vgl. LÖFFLER 1982, S. 30). Heute wird der Hanság durch ein Netz aus Entwässerungskanälen und –gräben durchzogen, wobei hier noch der Torfkanal entlang der Staatsgrenze im Osten und der Hottergraben in der Mitte des österreichischen Teils genannt sei.

Die massiven Trockenlegungsmaßnahmen führten auch zur völligen Vernichtung der für den Seewinkel typischen Lacken im Hanság, über dessen Entstehungsgeschichte jedoch nichts genaueres bekannt ist. Relikte dieser einst vielfältigen Wasserflora und –fauna gibt es nur noch in den Entwässerungsgräben und –kanäle (vgl. ebda., S. 121). So sind in der Gemeinde Andau Lacken und Gewässer im Albrechtsfeld (vgl. ebda., S. 32) sowie die Lacken der Gemeinde Tadten (vgl. ebda., S. 51) gänzlich verschwunden

3.6 Kulturhistorische Entwicklung

Aus dem Bezirk Neusiedl gibt es Beweise für eine dichte Besiedlung erst aus dem Keramikum, 5.000 bis 1.800 v. Chr. Hierfür ausschlaggebend waren die guten Lebensbedingungen, die durch das günstige Klima, der offenen Waldlandschaft und dem Wasserreichtum herrschten. In diesen Zeitraum fällt die Entstehung der "Badener Kultur", einer Durchmischung der einst aus dem Balkan stammenden Lengyelkultur mit indogermanischen Zuwanderern. In der Bronzezeit, 1.800 bis 800 v. Chr., die durch die "Wieselburger Kultur" charakterisiert war, setzte die kontinentweite Völkerwanderung ein. Die häufigen Funde im Bezirk Neusiedl aus dieser Zeit deuten auf einen Zuwachs der Bevölkerung hin mit dem wahrscheinlich ein Anstieg der Waldrodung einherging. Eine dichtere Besiedlung erfolgte vom Hügelland westlich des Neusiedler Sees nach Osten hin abnehmend in der älteren Eisenzeit, 800 bis 400 v. Chr. Die Kulturträger dieser Epoche waren die nordischen Illyrer.

In der jüngeren Eisenzeit, die von 400 v. Chr. bis zur Zeitenwende andauerte und durch die Expansion der Kelten über Europa gekennzeichnet war, nahm der keltische Stamm der Bojer starken kulturellen Einfluss auf die ansässige illyrische Hallstatt- und Bauernkultur. Dies machte sich durch den Bevölkerungszuwachs, Verbesserungen im Bodenbau und der Zunahme von Handel und Verkehr bemerkbar.

In den folgenden Jahrhunderten gehörte der Seewinkel der römischen Provinz Pannonia mit Bürgerstadt Carnuntum an und war mit Resten der Bojer und illyrischen, germanischen sowie römischen Volksgruppen besiedelt. Durch seine Nähe zum wichtigen Handelsweg, der Bernsteinstraße entlang des Westufers des Sees, hatte das Gebiet eine große Bedeutung.

Die friedliche Entwicklung der Provinz endete mit dem Einfall der Markomannen und Quaden im 2. Jh. und mit dem Verfall Roms war der Weg offen für den Einbruch der germanischen Völker.

Nachdem der Seewinkel in den nachfolgenden Jahrhunderten von den Ostgoten, den Hunnen und von den Langobarden im 6. Jh. bevölkert wurde, übernahmen die Awaren und mit ihnen nord- und südslawische Völker bis zur Mitte des 9. Jhs. die Herrschaft. Schließlich kam es Ende des 9. Jhs. zur Eroberung des Gebietes durch das ungarische Volk der Magyaren. Die im 16. Jh. durch den Türkenzug verwüsteten und entvölkerten Landstriche wurden größtenteils durch österreichische Siedler und im Raum Parndorf von Kroaten wieder besiedelt. Der Aufstieg und Landgewinn der beiden, im Burgenland noch heute bedeutenden Gutsbesitzer, Familien Esterházy und Draskovich, ereignete sich in der Zeit des Dreißigjährigen Krieges (vgl. LÖFFLER 1982, S. 26ff).

Nach den Türkenkriegen, Reformation und Gegenreformation sowie dem ungarischen Unabhängigkeitskrieg erfuhr das Gebiet einen wirtschaftlichen Aufschwung, der zu einer Intensivierung der Bautätigkeit führte (vgl. <http://www.welterbe.org/welterbe/geschichte/de>, 6.02.2012).

Da die Streusiedlung in dieser offenen Landschaft bei kriegerischen Auseinandersetzungen eine leicht einzunehmende Flurform ist, wurden mit Ausnahme vereinzelter Gutshöfe, fast ausschließlich Angerdörfer errichtet, in denen die Streck- oder Hakenhöfe im rechten Winkel zu Straße liegen (vgl. LÖFFLER 1982, S. 31).

Im 20. Jh. war das Gebiet erneut von Umwälzungen enormen Ausmaßes betroffen. Nach der Niederlage Österreich-Ungarns im Ersten Weltkrieg und den darauffolgenden Friedensverhandlungen gehörte das Burgenland nunmehr zu Österreich. Mit dem Eisernen Vorhang, der nach dem Zweiten Weltkrieg und der Umwandlung von Ungarn und der Tschechoslowakei in kommunistische Republiken errichtet wurde, folgten die Zerstörung und Absiedelung ganzer Dörfer. Die heute wieder aufgebaute "Brücke von Andau" soll an den 1956 in Ungarn stattgefundenen Volksaufstand, der von sowjetischen Soldaten blutig niedergeschlagen wurde, erinnern. Von insgesamt 150.000 Menschen überquerten 70.000 diese Brücke, die von ungarischen Soldaten anschließend gesprengt wurde, den Eisener Kanal und flüchteten ins benachbarte Burgenland. 1989 erfolgte die Öffnung des Eisernen Vorhanges beim "Paneuropäischen Picknick" nahe des Neusiedler Sees. Ein weiterer Meilenstein war 2007 der Fall der Schengen-Grenze, der ein kontrollfreies Passieren der Grenze ermöglicht (vgl. GEPP 2010, S. 57ff).

3.7 Nutzungsgeschichte

Die Landschaft des Seewinkels machte im Laufe der Jahrhunderte eine Entwicklung vom offenen Wald- zu einem Weide- und Wiesenland und schließlich zu einem hauptsächlich durch Acker- und Weinbau genutzten Gebiet durch. Auch der Hanság wurde durch massive Entwässerungsmaßnahmen der landwirtschaftlichen Nutzung zugänglich gemacht und ließ das im 19. Jh. noch ausgedehnte Sumpfgebiet auf ein nur noch 18 km² großes, trockengelegtes Niedermoor schrumpfen. Hierzu wurde das Gebiet mit einem Netz aus Entwässerungsgräben und –kanäle durchzogen sowie mittels Pumpwerke in Tadten und Wallern in den Einserkanal entwässert.

Die Vieh- und Heuwirtschaft hatte im Hanság noch bis nach dem Zweiten Weltkrieg eine große Bedeutung und das abgemähte Heu wurde u. a. nach Wien geliefert. Doch schon im 19. Jh. erfuhr die Viehwirtschaft einen Rückgang und wurde durch den Gemüsebau, der vor dem Zweitem Weltkrieg seinen Aufschwung nahm, abgelöst. Wurden Getreide und Mais schon lange im Hanság angebaut, so wurde der Anbau von Rüben, insbesondere der Zu-

ckerrübe, in dieser Zeit besonders intensiviert. Aufgrund der schon erwähnten Klimagunst und Bodengüte bietet das Gebiet optimale Wuchsbedingungen für fast alle mitteleuropäischen Gemüsesorten. Tadtten und Wallern sind im Hanság die Gemeinden mit den größten Gemüseanbauflächen (vgl. LÖFFLER 1982, S.53f).

In den 20er Jahren des 20. Jhs. wurde damit begonnen, das bei der Verbrennung von Torf freiwerdende Gas für die Gewinnung von elektrischen Strom zu nutzen. Diese Nutzung, die die drei Gemeinden Andau, St. Johann und St. Peter versorgte, dauerte bis nach dem Zweiten Weltkrieg an (vgl. <http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/partner/kurzportraits/andau.pdf>, S. 1, 6.02.2012).

In den 50er und 80er Jahren des 20. Jhts. kam es durch die leichte Entzündlichkeit des ausgetrockneten Schilf- und Rohrkolbentorfes zu Moorflächenbränden im Raum von Wallern (vgl. LÖFFLER 1982, S.53).

Die Nutzungsgeschichte des Waldes nimmt ihren Beginn mit Funden aus der Jüngerer Stein- und Bronzezeit, die auf eine massive Entwaldung des Gebietes hindeuten. Die ehemaligen Bruchwälder des Hanságs aus Schwarz-Erle und Moor-Birke sind heute nur noch im ungarischen Teil vorhanden. Die Trockenlegung des Niedermooses sowie Torfbrände sind wiederum Ursachen für deren Zerstörung. Die heutigen, wenigen Waldbestände aus Robilien, Pappeln und Weiden bestehend, sind hauptsächlich kleine Aufforstungen und Windschutzgürtel die im 20. Jh. durchgeführt wurden (vgl. ebda., S.56).

3.8 Aktuelle Kulturlandschaft

Die Charakterisierung der aktuellen Kulturlandschaft des Untersuchungsgebietes ist den Ergebnissen der Kulturlandschaftstypisierung entnommen, die im Zuge des Projektes „Kulturlandschaftsgliederung Österreichs (KLG)“ (WRBKA et al. 2002) durchgeführt wurde. Hierbei wurden die Kulturlandschaftstypen, also die kleinsten räumlich abgrenzbaren Einheiten, die im Bezug auf ihre naturräumlichen Faktoren und ihrem Nutzungsregime homogen sind, auf Basis ihres Landnutzungsmusters zu Kulturlandschaftstypengruppen und weiter zu Kulturlandschaftstypenreihen zusammengefasst (vgl. <http://131.130.59.133/projekte/sinus/pdf/Kap04.pdf>, S. 89, 9.02.2012).

Der Hanság gehört der Typengruppe 306 – Grünlandgeprägte außeralpine Einbruchs- und Seebecken – an, die der Typenreihe G – Grünlandgeprägte Kulturlandschaften der außeralpinen Hügelländer, Becken und Täler – untergeordnet ist. Die folgenden, gekürzten Zitate entstammen dem Endbericht des Projektes „Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit (SINUS)“, durchgeführt vom Department Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie der Universität Wien.

Typenreihe G - Grünlandgeprägte Kulturlandschaften der außeralpinen Hügelländer, Becken und Täler:

„In den Vorländern Österreichs [...] dominiert die ackerbauliche Nutzung, also der Anbau von Getreide, Mais oder Feldfutterpflanzen das Landschaftsbild. Wiesen- und Weideland ist hier in der Regel auf spezielle, nicht ackerfähige Standorte zurückgedrängt. Dies ist beispielsweise auf den überschwemmungsgefährdeten Böden in den Talauen der Bäche und Flüsse, aber auch an grundwassernahen Böden der Einbruchsbecken im Osten Österreichs der Fall. [...] Wiesenlandschaften dieser Typenreihe sind österreichweit vom Verschwinden bedroht. Die Wiesen werden zusehends in Ackerflächen umgewandelt. Dies wurde durch Meliorationsmaßnahmen, wie Entwässerung und Hochwasserschutzdämme ermöglicht, andererseits durch die Aufgabe der Viehwirtschaft im Ackerbaugesbiet stark beschleunigt. [...] Bezüglich der Landschaftsstruktur lassen sich diese Regionen als meist fragmentierte, breite Bandkorridore beschreiben. [...] Insgesamt können viele dieser Landschaften als mesohemerob bis euhemerob, also mäßig bis stark anthropogen beeinflusst eingestuft werden.“ (<http://131.130.59.133/projekte/sinus/pdf/Kap04.pdf>, S. 125f, 9.02.2012)

Typengruppe 306 – Grünlandgeprägte außeralpine Einbruchs- und Seebecken

„In den Einbruchsbecken im Osten Österreichs sind grünlanddominierte Kulturlandschaften über grundwassernahen oder salzhaltigen Böden vorhanden. Als Beispielregionen wären etwa [...] das Neusiedlerseebecken mit dem Schilfgürtel und Bereiche des Seewinkels zu nennen. Wie auch in einigen anderen Kulturlandschaften dieser Typenreihe sind die Wiesen zum Teil von der Umwandlung in Äcker bedroht. [...] Im Bezug auf die Naturnähe dieser Kulturlandschaften muss festgehalten werden, dass es sich um größere Restflächen mit meso- bis oligohemerober Einstufung handelt, die jedoch in der Regel von sehr stark menschlich beeinflussten, also eu- bis polyhemeroben Nutzflächen umgeben sind.“ (ebda., S. 126f)

3.9 Schutz des Gebietes

Das sich im mittleren Bereich des Hanságs befindliche, ungefähr 140 ha große Gebiet der "Kommassantenwiesen" steht unter dem Schutz mehrerer Kategorien. Die „Vogelschutz-Richtlinie 79/409 EWG des Rates vom 2.4.1979 zur Erhaltung der wildlebenden Vogelarten“ und die "Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.5.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“ vom Rat der Europäischen Gemeinschaften sollen zur Schaffung des "Natura 2000"-Netzwerkes zum Erhalt der Biodiversität in den europäischen Mitgliedsstaaten beitragen.

Doch schon 1973 wurde das Gebiet von der Burgenländischen Landesregierung als Vollnaturschutzgebiet ausgewiesen, da hier das wohl bedeutendste Schutzobjekt des Hanságs, die

Großtrappe (*Otis tarda*), brütet. Aus diesem Grund wurde das Teilgebiet 1993 auch in den Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel aufgenommen. Die Bewahrungszone Waasen-Hanság ist in ein ungefähr doppelt so großes Gebiet eingebettet, das aus geförderten Grünlandbrachen besteht. Finanzielle Mittel aus dem "Österreichischen Programm für umweltgerechte Landwirtschaft" (ÖPUL) werden für die extensive Bewirtschaftung dieser Flächen in Form von Mahd und Beweidung aufgebracht, damit der Lebensraum nicht nur für die Großtrappe, sondern auch zahlreiche andere Vogelarten offen gehalten wird (vgl. <http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/partner/kurzportraits/andau.pdf>, S. 2, 6.02.2012). Weiters sollen die Feuchtwiesen mittels Rückstaumaßnahmen an den Entwässerungskanälen wieder vernässt werden (vgl. <http://www.burgenland.at/naturumwelt/geschuetzte-gebiete/natura-gebiete/hansag>, 23.02.2012).

Der südliche und nördliche Teil des Hanságs auf der ungarischen Seite steht unter dem Schutz des 1991 gegründeten Nationalparks Fertő-Hanság (vgl. http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/downloads/Naturschutzbund_PK/hansag.pdf, S. 3, 6.02.2012).

Neben dem gesetzlichen Schutz ist der Hanság auch Teil mehrerer Naturschutzprojekte und –initiativen, die von Nicht-Regierungsorganisationen und wissenschaftlichen Institutionen durchgeführt werden. Durch seine Nähe zur Staatsgrenze ist er u. a. Inhalt zweier transnationalen Projekte, auf die hier kurz eingegangen wird.

Das Gebiet gehört zum zentraleuropäischen Teil der europaweiten Initiative des "Grünen Band Europas", an dem Österreich mit über 1.200 km den längsten Anteil hat. Dieses Projekt wurde 2004 vom Bund für Umwelt und Naturschutz in Deutschland und der Welt-Naturschutzorganisation IUCN ins Leben gerufen und wird in Österreich vom Naturschutzbund Österreich koordiniert. Die Ziele hierbei sind die Erhaltung und nachhaltige Entwicklung der Grenzregionen in der Zone des ehemaligen Eisernen Vorhanges. Durch das Fehlen jeglicher Nutzung über einen langen Zeitraum hinweg, sind in diesen Gebieten wertvolle Lebensräume mit einer vielfältigen Tier- und Pflanzenwelt erhalten geblieben. Neben dem Erhalt des größten europäischen Biotopverbundnetzes sollen auch kulturelle und naturtouristische Attraktionen eine völkerverbindende Wirkung erzielen (vgl. GEPP 2010, S. 9ff).

Das Interreg IVB-Projekt „Transnational Ecological Networks In Central Europe“ (TransEcoNet) befasst sich mit dem Schutz und der Entwicklung von Landschaften und ihren degradierten Netzwerken in Zentraleuropa. Neben Schutzstrategien sollen auch Maßnahmen zur Wiederherstellung von Kulturlandschaften und naturnahen Ökosystemen, vor allem außerhalb von Schutzgebieten, erarbeitet werden. Die Projektpartner in Österreich sind das Department Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie der Universität Wien sowie der Österreichische Naturschutzbund Landesgruppe Burgenland.

4 Methodik

4.1 Datengrundlage:

Zur Erfassung der wesentlichen abiotischen und biotischen Faktoren, die die Feuchtbiotope bedingen und beeinflussen, wurden alle verfügbaren Daten zur Landschaftsstruktur aquiriert. Diese können der primären und sekundären Landschaftsstruktur zugeordnet werden.

4.1.1 Primäre Landschaftsstruktur:

Die Karten der Bodentypen und der Hydrologie des Gebietes liegen als ESRI Shapefile vor. Das Shapefile der Hydrologie, welches Angaben bezüglich des Grundwasserstandes und der Geländehöhe enthält, die zur Berechnung des Flurabstandes benötigt werden, ist aus sogenannten Thiessen-Polygonen aufgebaut. Solche Polygone können in einem GIS-Programm aus Punkt-Shapefiles - in diesem Fall die Grundwassermessstellen - automatisch generiert werden, sodass jede Position in einem Polygon näher zu seinem assoziierten Punkt ist, als zu jedem anderen. Die nachfolgende Karte der Flurabstände (siehe Abb. 4) veranschaulicht diese Vorgehensweise.

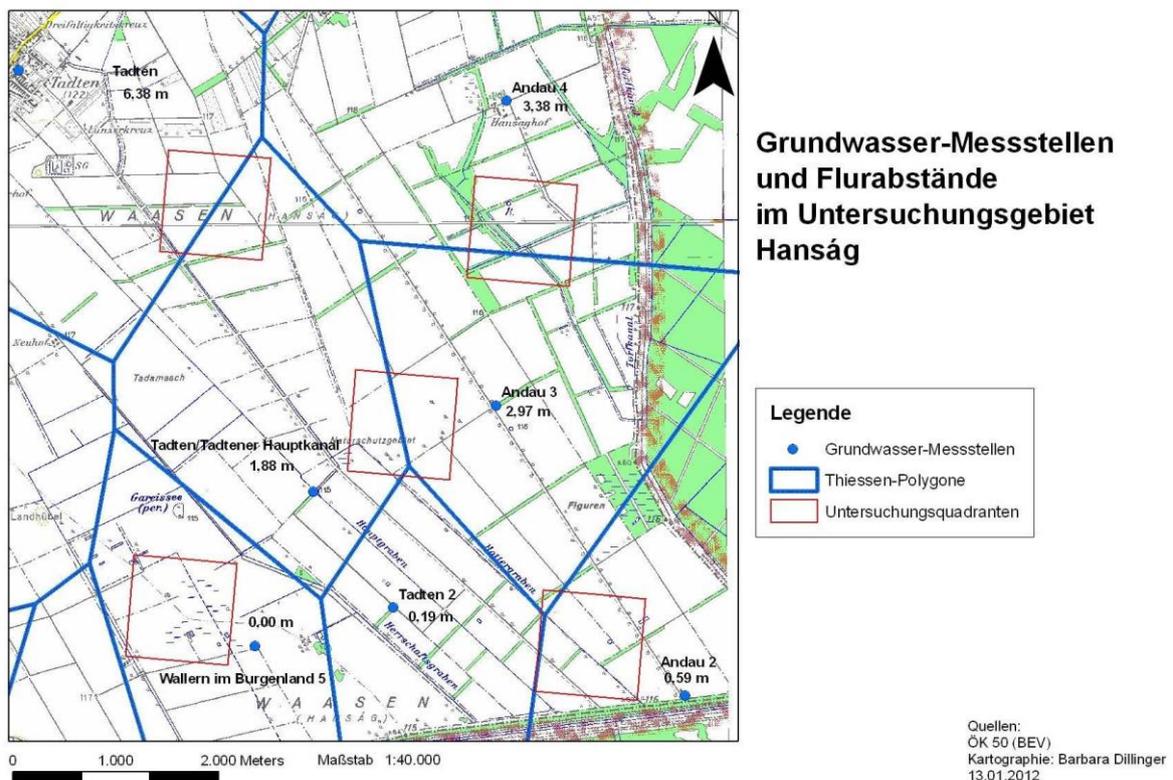


Abb. 4: Karte der Flurabstände im Hanság

Die Grundwasserstandsmessungen, die in der Attributtabelle des mir vorliegenden Hydrologie-Shapefiles angegeben sind, wurden zu verschiedenen Zeitpunkten durchgeführt. Mir erschien es sinnvoll, die jeweils zeitlich am nächsten zusammen liegenden Messungen zur Berechnung des Flurabstandes heranzuziehen.

Als Flurabstand wird der Abstand zwischen Geländeoberfläche und Grundwasserstand bezeichnet und ergibt sich aus der Subtraktion dieser beiden Größen.

Datum	Messstelle	Geländehöhe (m)	Wasserstand (m)	Flurabstand (m)
22.10.1990	Tadten	121,15	114,77	6,38
11.03.1996	Wallern im Burgenland 5	113,8	113,8	0,00
22.04.1996	Tadten/Tadtener Hauptkanal	114,35	112,47	1,88
15.04.1996	Tadten 2	114,08	113,89	0,19
19.04.1996	Andau 2	114,48	113,89	0,59
23.09.2003	Andau 4	116,44	113,06	3,38
3.09.2001	Andau 3	115,33	112,36	2,97

Tab. 1: Ermittelte Flurabstände

Ein weiterer wichtiger Aspekt der primären Landschaftsstruktur stellt die Geländeform dar, die aus einem digitalen Höhenmodell entnommen werden kann. Im Programm ArcGIS 9.2 kann auf Basis dieser Rasterdaten die genaue Seehöhe und Exposition ermittelt werden.

4.1.2 Sekundäre Landschaftsstruktur

Hier wurden Daten hinsichtlich der biotischen Elemente der Landschaft, also die Landbedeckung und das Nutzungsregime, durch eine selektive Biotopkartierung des Untersuchungsgebietes erhoben.

Sample design

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die Gemeindegebiete von Wallern, Tadten und Andau und reicht im Osten und Südosten bis an die Staatsgrenze zu Ungarn. Innerhalb von diesem ungefähr 30 km² großen Gebiet wurden fünf Quadranten ausgewählt. Jeder Quadrant deckt eine Fläche von 1 km² ab und entspricht einer Zelle des INSPIRE-Rasters der Europäischen Kommission.

Im Zuge der Erstbegehung im Juli 2009 konnte das Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Unterschiede der naturräumlichen Faktoren sowie der anthropogenen Nutzung grob unterteilt werden. Auf Basis dieser Einschätzung wurden die Quadranten schließlich zufällig ausgewählt.

Kartierungsgrundlage und -vorgehensweise

Gemäß der Definition der selektiven Biotopkartierung, bei der nur Flächen mit einer besonderen biologisch-ökologischen Bedeutung aufgenommen, bewertet und geografisch verortet werden (vgl. LIEBEL et al. 1987, S. 11), wurden alle in den Quadranten vorkommenden Mähwiesen, Weiden, Brachen, Fließ- und Stillgewässer sowie Gehölze kartiert.

Ziel dieser Kartierung, die in den Monaten August und September 2009 erfolgte, war es, naturräumlich und floristisch-ökologisch homogene Flächen abzugrenzen und deren Vegetationstyp durch Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet zu bestimmen. Bei Flächen, die hinsichtlich ihrer Standortfaktoren und der Nutzung homogen sind, jedoch ein Mosaik aus miteinander eng verzahnten Vegetationstypen darstellen, wurden die jeweils relativen Flächenanteile geschätzt.

Die Braun-Blanquet-Methode der subjektiven Auswahl der Aufnahmeflächen hat gegenüber rein objektiver Auswahlverfahren den Vorteil, dass kleinflächig eingestreute, seltene Vegetationstypen aufgrund der genauen Beobachtung im Gelände nicht außer Acht gelassen werden (vgl. DIERSCHKE 1994, S. 150).

Die Größe der Aufnahmefläche wurde mit Hilfe der Erfahrungswerte in der Literatur und direkt vor Ort festgelegt (vgl. ebda., S. 151), und zwar

- 12 m² für Wiesen, Weiden, Seggenriedern und Brachen,
- 50 m² für Feldgehölze
- 400 m² für Wälder
- 10 m Länge bei schmalen Uferstreifen

Die Vegetation kleinerer Strukturen, wie zum Beispiel Gebüschinseln in Wiesen oder Lagerstellen in Weiden, wurde vollständig erfasst.

Bei der quantitativen Erfassung der Pflanzenbestände kam die kombinierte Abundanz-Dominanz-Skala von BRAUN-BLANQUET (1921, 1928ff.) zur Anwendung, die durch die gleichzeitige Schätzung von Individuenzahl und Deckungsgrad eine hohe Anzahl von Aufnahmen in relativ kurzer Zeit erlaubt (vgl. ebda., S. 159f).

Skala	Bezeichnung
5	75-100 % deckend bei beliebiger Individuenzahl
4	50-75 % deckend bei beliebiger Individuenzahl
3	25-50 % deckend bei beliebiger Individuenzahl
2	5-25 % deckend oder sehr zahlreich bei geringem Deckungswert
1	1-5 % reichlich, aber mit geringem Deckungsgrad oder spärlich bei hohem Deckungsgrad
+	< 1 %, spärlich mit sehr geringem Deckungsgrad
r	vereinzelt, meist nur 1 Exemplar

Tab. 2: Braun-Blanquet-Skala

Am Ende jeder Vegetationsaufnahme wurden die Koordinaten des Flächenmittelpunktes in einem GPS-Gerät gespeichert.

Weiters wurden bei der Kartierung folgende Parameter erhoben:

- Nutzungstyp:

Der Nutzungstyp wurde anhand der Liste der Landnutzungstypen, die in dem Endbericht zum Projekt „SINUS – Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikator der Nachhaltigkeit“ (Wrbka et al. 1999) entnommen ist, bestimmt. Die folgende Tabelle ist ein Auszug aus dieser Liste und enthält die von mir verwendeten Nutzungstypen.

CODE	Nutzungstypen
Ackerland	
AHI	Acker Hackfrucht intensiv
Wiesen- und Weideland	
BWA	Baumwiese alt
WIE	Wiese extensiv
WEE	Weide extensiv
Wald	
WMN	Wald mäßig naturnah
Fließ- und Stillgewässer	
STK	Stillgewässer künstlich
PFK	periodisches Fließgewässer künstlich
Brachen	
BG	Brache mit Gehölzflur
BS	Brache mit Staudenflur
BJ	Brache jung
Kleinstrukturen der Agrarlandschaft	
ALLA	Allee alt
FG	Feldgehölz
Siedlung und siedlungsnah Elemente	
DEP	Materialdeponien

Tab. 3: Liste der Nutzungstypen

- Nutzungsintensität:

Zusätzlich zu der Intensität, die in der Liste der Nutzungstypen zum Ausdruck kommt (z. B. Wiese extensiv), habe ich noch eine dreiteilige Skala kreiert, um die Unterschiede bezüglich der Verbrachung und Sukzession in den Flächen genauer erfassen zu können.

Intensität	Skala
keine bzw. sporadische Nutzung erkennbar	1
unregelmäßige Nutzung, Verbrachung und/oder Sukzession stark	2
regelmäßige, mehrmals jährliche Nutzung, Verbrachung und/oder Sukzession schwach	3

Tab. 4: Skala der Nutzungsintensität

- Vertikalstruktur

Um die Unterschiede zwischen den Vegetationstypen bei der späteren Analyse noch besser herausarbeiten zu können, wurde auch die Vertikalstruktur der Flächen beurteilt.

Vertikalstruktur	Skala
<0,5 m	1
0,5-1 m	2
1-1,5 m	3
1,5-2 m	4
>2 m	5

Tab. 5: Skala der Vertikalstruktur

- Angaben zur Geomorphologie:

Da es sich im Hanság um ein durchwegs ebenes Gelände handelt und zur Analyse des Mikroreliefs ein digitales Höhenmodell zur Verfügung steht, habe ich mich auf eine Beschreibung der Geländeform beschränkt und auf eine genaue Messung der Inklination und Exposition verzichtet.

- Angaben zur Hydrologie:

Es wurde notiert, ob das Wasser in den Flächen zum Aufnahmezeitpunkt über Flur stand bzw. ob Gräben Wasser führten oder trocken lagen.

- Sukzession:

Bei der Flächenbegehung wurde auch auf den Gehölzaufwuchs, insbesondere den der Schwarz-Erle, geachtet.

Für die Verortung im GIS wurden die Flächen auf Ausdrucken der Luftbilder aus dem Jahr 2004 vom Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen im Maßstab 1:5000 abgegrenzt und mit einer eindeutigen Nummer versehen.

4.2 Dateneingabe und –auswertung

4.2.1 Daten der Vegetationsaufnahmen

TWINSPAN

Die im Zuge der Vegetationsaufnahmen erhobenen Daten wurden in das Programm VEGI (REITER 1998) eingegeben und für die Tabellenerstellung und weitere Auswertungen im Condensed Cornell (CC!)-Format exportiert. Dieses spezielle Format erlaubt die Importierung der Vegetationsdaten in das Freeware-Programm Juice 7.0 (TICHÝ 2002), erhältlich unter dem Link <http://www.sci.muni.cz/botany/juice/index.htm>), in dem die *two way indicator species analysis* (TWINSPAN, HILL 1979) durchgeführt wurde.

Der TWINSPAN-Algorithmus ist eine hierarchische, divisive Methode, die den Datensatz aufgrund der Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung in homogene Gruppen aufteilt. Hierzu werden die Variablen (Arten) und Objekte (Aufnahmen) in einem ersten Schritt mittels Korrespondenzanalyse in eine Reihenfolge entlang der ersten Achse gebracht. Im zweiten Ordinationsschritt wird der geordnete Datensatz durch Berechnung von sogenannten Indikator- und Pseudoarten an jener Stelle geteilt, an der sich die beiden Diagrammseiten bezüglich der Präsenz und Abundanz der Arten am stärksten voneinander unterscheiden. Dieses Klassifikationsverfahren wird so lange wiederholt, bis die Aufnahmen gemäß der anfangs definierten Hierarchieebenen in Gruppen mit jeweils charakteristischen Artenzusammensetzungen aufgeteilt sind. Das Ergebnis ist eine Tabelle, in der die Arten senkrecht und die Aufnahmen waagrecht in einer Form angeordnet sind, sodass eine diagonale Struktur erkennbar ist, die einen ökologischen Gradienten repräsentiert (vgl. LEYER 2007, S. 172ff).

Die so erhaltenen Gruppen können in Juice gegebenenfalls noch nachsortiert und anhand von Literaturvergleichen den entsprechenden Syntaxa zugeordnet werden. Als Darstellungsform habe ich die synoptische Tabelle gewählt, bei welcher der *Frequency-Index* und, als hochgestellte Zahl, der *Fidelity-Index* einer jeden Art im jeweiligen Syntaxon angeführt sind. Der *Frequency-Index* ist ein von Hill (1989) modifizierter Ähnlichkeitsindex, der die Frequenz der Arten in den entsprechenden Vegetationseinheiten, also in den Spalten der synoptischen Tabelle, prozentual angibt. Um jedoch den diagnostischen Wert einer Art nicht nur für eine Vegetationseinheit sondern für den gesamten Datensatz zu bestimmen und ein Maß für die Treue einer Art zu einer Pflanzengesellschaft zu erhalten, wird zusätzlich der *Positive Fidelity-Index* berechnet. Er basiert auf dem Fidelity Concept (CHYTRÝ et al. 2002), bei dem das Vorkommen einer Art in allen Vegetationseinheiten durch den phi-Koeffizient ausgedrückt wird. Der *Positive Fidelity-Index* ist, analog der Formel für den *Frequency-Index*, das Verhältnis der positiven phi-Koeffizienten der Arten einer Aufnahme zu den positiven phi-

Koeffizienten aller Arten in einer Spalte. Die Angabe des Wertes erfolgt wieder in Prozent (vgl. TICHY 2005, S. 68). Für die Formatierung wurde die synoptische Tabelle anschließend in das Programm MS Excel übertragen.

Ellenberg-Zeigerwerte

Als nächster Schritt wurden in Juice die durchschnittlichen Ellenberg-Zeigerwerte (ELLENBERG 1974ff) für jede Vegetationsaufnahme berechnet. Sie sind Indikator für die herrschenden Umweltbedingungen an einem Standort und entsprechen der Anordnung der Arten entlang eines klassifizierten Standortgradienten gemäß ihres ökologischen Optimums. Die Klassen sind nach den Ziffern 1 bis 9 bzw. x, wenn die Art gegenüber eines Standortfaktors indifferent ist, benannt und sind für die Faktoren Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktion, Stickstoff sowie Salz angegeben (vgl. DIERSCHKE 1994, S. 224ff). Jedoch muss man bedenken, dass die Zeigerwerte nur eine Einschätzung hinsichtlich des ökologischen Verhaltens der Pflanzen liefern, welches maßgeblich von der Konkurrenz anderer Arten beeinflusst wird und nur eingeschränkt Auskunft über ihre physiologische Potenz geben (vgl. ELLENBERG 2001, S. 48). Von den sieben verschiedenen Faktoren sind die Feuchte- und die Stickstoffzahl bei meiner Arbeit von besonderem Interesse.

Biodiversitätsindices

Des Weiteren besteht in Juice die Möglichkeit, die Vegetationsdaten in Hinblick auf ihre Artendiversität auszuwerten. Die Artendiversität umfasst das Vorkommen und die Häufigkeit von Arten in einem Lebensraum und kann durch eine Vielzahl von Indices berechnet werden. Der am häufigsten angewendete ist der Shannon-Weaver-Index:

$$H_S = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

H_S ist die Summe der Häufigkeiten von allen Arten (p_i), multipliziert mit dem Logarithmus ihrer Häufigkeit. Damit H_S einen positiven Wert annimmt, wird die Summe mit -1 multipliziert.

Der Index schwankt zwischen 0 und 1, wobei ein hoher Wert eine hohe Artenvielfalt bzw. eine gleichmäßige Verteilung der Individuen auf die Arten anzeigt. Damit man bestimmen kann, ob ein hoher Shannon-Weaver-Index auf der Artenvielfalt oder der Individuenverteilung basiert, wird zusätzlich die Evenness berechnet:

$$E = H_S / H_{max}$$

Die Evenness ist das Verhältnis der Diversität H_S zum maximalen H_S -Wert, H_{max} , der angibt, dass alle Arten gleich verteilt sind. Liegt der Wert nahe 0, so dominieren nur wenige Arten

den Lebensraum. Ein hoher Wert, nahe 1, sagt aus, dass die Individuen gleichmäßig auf die Arten verteilt sind. Da der Shannon-Weaver-Index besonders empfindlich auf Veränderungen bei im Lebensraum seltenen Arten reagiert, wird zusätzlich der Simpson-Index berechnet.

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s (p_i)^2$$

(p_i ...relative Häufigkeit eine bestimmten i -ten Art)

Er geht auf Veränderungen bei den häufigen Arten ein und schwankt ebenfalls zwischen 0, das eine niedrige Diversität (D) angibt, und 1, welches eine hohe Diversität anzeigt (vgl. NENTWIG 2004, S. 284).

Die in Juice errechneten Zeigerwerte und Biodiversitätsindices wurden für die vergleichenden Analysen in MS Excel importiert. Diese sollen die Abhängigkeit der Diversität, dh. die Anzahl der Arten pro Vegetationsaufnahme, von den genannten Maßzahlen erklären. Dazu wurden die lineare Regression sowie die multiple lineare Regression im Programm Statgraphics Plus 5.0 durchgeführt, das auch die graphische Darstellung der Regressionsgeraden liefert. Ergänzend veranschaulicht die Zeigerwertanalyse, bei der für jeden Vegetationstyp die durchschnittliche Feuchte- und Stickstoffzahl berechnet wurde, die Anordnung entlang der beiden Standortgradienten. Die Berechnung und Diagrammerstellung erfolgte in MS Excel.

(Einfache) Lineare Regression

Bei der linearen Regression handelt es sich um eine Methode, bei der die Abhängigkeit einer Variable, hier die Anzahl der Arten pro Aufnahme, von einer erklärenden Variable (die beiden Ellenberg-Zeigerwerte) beschrieben wird. Durch die durch Auftragung der Datenpunkte auf der X- und Y-Achse eines Diagrammes entstehende Punktwolke wird eine Gerade so gelegt, dass die Summe der Ausgleichsquadrate minimiert wird. Die bei dieser Berechnung angewendete lineare Gleichung erlaubt darüber hinaus auch eine Prognose der Werte der abhängigen Variable. Die Güte des Modells, dh. der Anteil an der Gesamtstreuung im Datensatz, den es erklärt, wird mit Hilfe eines Null-Modells, also einer horizontalen Gerade durch den Mittelwert der y-Werte, berechnet. Bei der anschließenden Varianzanalyse wird durch einen F-Test ermittelt, ob der lineare Zusammenhang der beiden Variablen signifikant ist. Dabei ist das Signifikanzniveau auf 5 % festgelegt. Liegt der p-Wert also unter 0,05, erklärt das Modell einen großen Anteil der Streuung im Datensatz. Ein weiteres Maß für die Güte des Regressionsmodells ist das Quadrat des Korrelationskoeffizienten, das Bestimmtheitsmaß r^2 , das die Stärke des Zusammenhangs in Prozent angibt (vgl. LEYER 2007, S. 13ff).

Multiple lineare Regression

Bei ökologischen Fragestellungen sind es meist mehrere erklärende Variablen, die die abhängige Variable bedingen. Bei der multiplen Regression wird diesem Umstand Rechnung getragen und im Gegensatz zur einfachen Regression keine Gerade gesucht, die die Punktwolke am besten beschreibt, sondern eine Ebene im mehrdimensionalen Raum. Dies wird durch Ergänzung der Gleichung um entsprechend viele Terme realisiert. Die Maßzahlen für die Güte des Modells sind wiederum der p-Wert aus dem F-Test und das Bestimmtheitsmaß r^2 .

Die Koordinaten der bei der Freilandarbeit mittels GPS-Gerät verorteten Vegetationsaufnahmen wurden in das Programm ArcGIS 9.2 importiert. Mit dem so erzeugten Punkt-Shapefile der Vegetationsaufnahmen konnten nun die Umweltvariablen Flurabstand, Bodentyp, Seehöhe und Exposition durch Verschneidung der Aufnahmepunkte mit den entsprechenden Shapefiles ermittelt werden. Nach dem Import in MS Excel stehen die Daten für die Kanonische Korrespondenzanalyse zur Verfügung.

Kanonische Korrespondenz Analyse (Constrained Correspondence Analysis, CCA)

Die CCA ist ein Verfahren der direkten Gradientenanalyse (kanonische Ordination) und wurde von TER BRAAK (1987) entwickelt. Es handelt sich hierbei um eine Erweiterung der Korrespondenzanalyse (Correspondence Analysis, CA), bei der durch wechselweiser, iterativer Berechnung der gewichteten Mittel der Aufnahmewerte (*sample scores*) und Artwerte (*species scores*) sowie anschließender Orthogonalisierung ein theoretischer Gradient abgeleitet wird, der die Variation im Datensatz am besten erklärt (HILL 1973). Bei der CCA wird zusätzlich eine multiple lineare Regression durchgeführt, bei der die erhobenen Umweltdaten als erklärende Variable einfließen. Neben den Aufnahmewerten, die als gewichtete Mittel der Artwerte berechnet werden (GM-Werte, *WA-scores*), gibt es also auch Aufnahmewerte, die Linearkombinationen der Umweltvariablen darstellen (LK-Werte, *SC-scores*). Es folgen nun, wie bei der CA, weitere Iterationen, bis sich die Werte stabilisiert haben. Der resultierende Gradient drückt also nicht nur den größten Anteil der Varianz der Arten aus, sondern ist auch eine Linearkombination der Umweltvariablen und somit ein Ausdruck für den Zusammenhang zwischen den beiden.

Die wichtigsten Kennzahlen für die Güte dieses Zusammenhangs sind die Eigenwerte (*eigenvalues*, λ) der Ordinationsachsen (Eigenvektoren). Sie sind gleichzeitig ein Maß für die Auftrennung der Artwerte entlang der Achse (Dispersion) und für den Anteil der Varianz an der Gesamtvarianz der Artenzusammensetzung, der auf der Achse abgebildet wird. Je größer der Eigenwert einer Achse, der zwischen 0 und 1 liegt, ist, desto stärker ist die Beziehung zwischen Artenzusammensetzung und Umweltvariablen (vgl. LEYER 2007 S. 96f).

Die CCA wurde im Programm CANOCO 4.5 durchgeführt, in das die Vegetationsdaten im CCI-Format und die Umweltvariablen, nach Konvertierung in WCanolmp, eingelesen wurden. Die graphische Darstellung und Bearbeitung des Ordinationsdiagrammes erfolgte mit dem Programm CanoDraw 4.0.

4.2.2 Daten der selektiven Biotopkartierung

Die erhobenen Daten zu den im Freiland abgegrenzten Flächen wurden ebenfalls im Programm MS Excel eingegeben und mit den Angaben betreffend Bodentyp und Flurabstand ergänzt. Diese konnten, nach Digitalisierung der Polygone im Programm ArcGIS 9.2, durch Verschneidung mit den Bodentyp- und Hydrologie-Shapefiles gewonnen werden. Als Grundlage für die statistischen Analysen steht also eine Excel-Tabelle mit folgenden Daten in den entsprechenden Skalenniveaus zur Verfügung:

- Relative Anteile der Vegetationstypen in Prozent
- Flurabstand in Meter (ordinalskaliert, 7 Klassen)
- Nutzungstyp (nominal skaliert)
- Nutzungsintensität (ordinalskaliert, 3 Klassen)
- Bodentyp (nominal skaliert)
- Vertikalstruktur (ordinalskaliert, 5 Klassen)

Die statistische Auswertung umfasst die Darstellung der absoluten Häufigkeiten der dominanten Vegetationstypen pro Untersuchungsquadrant in Diagrammen, die in MS Excel erstellt wurden, und die Messung der Effekte der Umweltvariablen auf das Vorkommen der Vegetationstypen mit Hilfe der logistischen Regression.

Durch Verknüpfung der Polygone mit der Datentabelle über die bei der Kartierung vergebene eindeutige Nummer in ArcGIS, ist die Erstellung von Vegetationskarten für die einzelnen Untersuchungsquadranten möglich (siehe Abschnitt 7.3.1).

Logistische Regression

Dieses Verfahren der verallgemeinerten linearen Modelle (*Generalised Linear Models*, GLM) ist für Daten geeignet, die von einer Normalverteilung abweichen. Während bei der linearen Regression ausschließlich quantitative Variablen analysiert werden können, erlauben GLM auch die Einbeziehung von qualitativen, also kategorialen, unabhängigen Variablen, die nominal- oder ordinalskaliert sein können. Die abhängige Variable ist im Fall der logistischen Regression dichotom (0 für Nichtvorkommen, 1 für Vorkommen) und folgt somit einer Binomialverteilung.

Bei der logistischen Regression wird die Zugehörigkeit zu einer Gruppe, die durch die abhängige Variable angegeben wird, indirekt geschätzt indem die Wahrscheinlichkeit einer der beiden Gruppen anzugehören bestimmt wird (vgl. FROMM 2005, S. 5).

Folglich erhält man als Ergebnis Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Vegetationstypen, die Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Da bei derartigen Daten eine lineare Regressionsgleichung ungeeignet ist, wird sie durch sogenannte *link functions*, also Transformationen der Gleichung, linearisiert. Dabei erfordert die jeweilige Verteilungsform die Anwendung der für sie geeigneten Funktion. Bei binominalverteilten Daten ist es die *logit-link function*.

Als Schätzverfahren für die Parameter, die das Modell für den Datensatz am wahrscheinlichsten macht, wird die *Maximum Likelihood Estimation* angewendet. Dieses Modell ist dann gegeben, wenn das Produkt der Wahrscheinlichkeiten der Werte für alle Datenpunkte ein Maximum erreicht (vgl. DORMANN, S. 2009, S. 21f).

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Wert unter bestimmten Parametern auftritt, wird durch die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion beschrieben, die für jede Verteilungsform unterschiedlich ist und daher als ersten Schritt eine Annahme über diese erfordert. Die Abhängigkeit der Funktion von den Parametern der den Datensatz zugrundeliegenden Verteilung wird durch die Likelihood-Funktion beschrieben. Der *Maximum-Likelihood-Estimate* für den relevanten Modellparameter ist also derjenige Wert, bei der die Likelihood-Funktion maximiert ist.

Die Güte des Modells wird nicht wie bei der linearen Regression durch einen F-Test ermittelt, sondern durch Vergleich der sogenannten Restdevianz – den Teil, der nicht durch das Modell erklärt werden kann – mit der Gesamtdevianz eines Null-Modells. Die Signifikanz der sich durch Subtraktion der beiden Größen ergebende, erklärende Devianz wird mittels Chi-Quadrat-Test auf einem Signifikanzniveau von 99 % getestet (vg. LEYER 2007, S. 28).

Zusätzlich ist, vergleichbar mit dem Bestimmtheitsmaß r^2 bei der linearen Regression, der Anteil der Devianz, der durch das Modell erklärt wird, in Prozent angegeben. Durch die Angabe der *adjusted percentage* eignet sich diese Größe auch zum Vergleich mehrerer Modelle, die eine unterschiedlich hohe Anzahl an unabhängigen Variablen besitzen. Weiters geben *Likelihood Ratio Tests* auf 95-prozentigen Signifikanzniveau Auskunft darüber, welche Variablen am stärksten in Zusammenhang mit der abhängigen Variablen stehen.

Die logistische Regression wird häufig bei ökologischen Fragestellungen angewendet, da sie Prognosen über die Vorkommenswahrscheinlichkeit der abhängigen Variable – eine Art oder Artengemeinschaft - bei geänderten unabhängigen Variablen - den Umweltbedingungen – erlaubt. Zwar wird durch die Verwendung von Präsenz-/Absenz-Daten ein wenig Information eingebüßt, jedoch verringert sich die mitunter erhebliche Streuung im Datensatz, die oft nicht interpretierbar ist (vgl. ebda., S. 27).

Die praktische Durchführung der logistischen Regression erfolgte im Programm Statgraphics Plus 5.0.

Vernetzung

Um die Vernetzung der Biotope in den einzelnen Untersuchungsquadranten darzustellen, wird in dem Freeware-Programm GUIDOS (*Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes*), erhältlich unter dem Link <http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos>, eine MSPA (*Morphological Spatial Pattern Analysis*) der Rasterbilder durchgeführt. Diese beinhaltet eine spezifische Abfolge von mathematisch morphologischen Operatoren, entwickelt von Pierre Soille, die darauf abzielen, die Geometrie und Konnektivität der Bildkomponenten zu beschreiben. Da diese Methodik ausschließlich auf geometrischen Konzepten basiert, kann sie in jedem Maßstab und bei jedem Typ von digitalem Bildmaterial in jedem Anwendungsbereich benutzt werden.

Vor der eigentlichen Analyse in GUIDOS muss in einem GIS-Programm festgelegt werden, welche Bildinhalte klassifiziert werden sollen und welche nicht. Möchte man zum Beispiel die räumlichen Muster von Wäldern analysieren, so ist „Wald“ die Vordergrund-Datenklasse, die im Zuge der MSPA segmentiert wird, und „Nicht-Wald“ die Hintergrund-Datenklasse, die komplementär zum Vordergrund ist. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, bestimmte Bildinhalte als *missings* zu definieren, die dann von der MSPA ausgeschlossen werden. Hier zeigt sich, dass die Entscheidung, welche Bildinhalte Vorder-, Hintergrund oder *missings* sind, von der jeweiligen Fragenstellung abhängig ist und nur von Experten getroffen werden kann. Das klassifizierte Bild kann nun als binärer Raster in der gewünschten Auflösung exportiert werden und steht für die MSPA zu Verfügung.

Bei dieser Analyse wird der Vordergrund des binären Rasters in die sieben MSPA-Klassen unterteilt:

- *Core*: die innere Vordergrundfläche exklusive ihrer Umgrenzung
- *Islet*: ein abgetrenntes Vordergrundobjekt, das zu klein ist, um eine *Core area* zu beinhalten
- *Perforation*: die äußere Grenze eines „Loches“ in einem Vordergrundobjekt
- *Edge*: die äußere Grenze eines Vordergrundobjektes
- *Loop*: Verbindung von mehreren Enden der gleichen *Core area*
- *Bridge*: Verbindung von mehreren Enden von verschiedenen *Core areas*
- *Branch*: Verzweigung von einem Ende der Vordergrundobjekte *Edge*, *Perforation*, *Bridge* oder *Loop*

Dieser Segmentationsprozess ergibt sich gegenseitig ausschließende Klassen, die, wenn man sie wieder zusammenfügt, exakt dem ursprünglichen Bildvordergrund entsprechen.

Durch die Darstellung der resultierenden Karte können nun verbindende Strukturen zwischen den Objekten oder Lücken innerhalb der Objekte auffindbar gemacht werden.

Neben der expertenbasierten Einteilung der Bildinhalte in Vorder- oder Hintergrundklassen haben auch veränderte Einstellungen bei den vier MSPA-Parametern einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis:

1. *Foreground Connectivity*: Hier kann festgelegt werden, ob das zentrale Pixel in einem Satz von 3x3 Pixel nur mit seinen Kanten in Verbindung zu den benachbarten Pixel steht (*4-connectivity*) oder mit seinen Kanten und Ecken (*8-connectivity*).
2. *EdgeWidth*: Dieser Parameter definiert die Breite der Nicht-Core-Klassen in Pixel. Dabei entspricht die Breite in Metern der Anzahl der Edge-Pixel multipliziert mit der Auflösung des eingegebenes Rasterbildes.
3. *Transition*: Als *Transition pixels* werden Pixel der Klassen *Edge* und *Perforation* bezeichnet, bei denen sich die *Core area* mit einem *Loop* oder *Bridge* überschneidet. Diese Überschneidungen können sichtbar gemacht (*transition on*) oder durch den Rand eines Objektes verdeckt werden (*transition off*).
4. *Intext*: Der Parameter erlaubt die Unterscheidung von internen und externen Bestandteilen, wobei interne Bestandteile per Definition solche sind, die von einer *Perforation* umschlossen sind.

Die vom Programm ausgegebene Karte muss vom Bearbeiter natürlich entsprechend interpretiert werden. Auch die Klassennamen bedürfen einer kritischen Betrachtung. So ist zum Beispiel eine *Perforation* in einer *Core area* "Wald" als Lichtung, in einer *Core area* "Wasser" jedoch als Insel zu bezeichnen (vgl. VOGT 2010, S. 1ff).

5 Ergebnisse

5.1 Syntaxonomische Klassifizierung der Vegetationsaufnahmen

Die 80 Vegetationsaufnahmen konnten anhand des zweibändigen Standardwerks „Die Pflanzengesellschaften Österreichs“ (MUCINA, GRABHERR & ELLMAUER 1993, GRABHERR & MUCINA 1993;) und „Die Wälder und Gebüsche Österreichs“ (WILLNER & GRABHERR 2007) insgesamt 34 Syntaxa zugeordnet werden. Dabei war es mir nicht möglich, alle Vegetationstypen auf Assoziationsniveau zu bestimmen, wie in der nachfolgenden, detaillierten Beschreibung näher erläutert wird. Diese ist, zur besseren Übersicht, in die Gruppen Gehölze, Wiesen und Brachen sowie Röhrichte und Seggenrieder unterteilt, wobei darauf hingewiesen sei, dass, vor allem bei den letzten beiden Gruppen, die Übergänge zwischen den Gesellschaften kontinuierlich sind und eine Zuordnung nicht immer eindeutig vorzunehmen ist.

Zu jedem beschriebenen Syntaxon ist die diagnostische Artenkombination aus den o. g. Werken angegeben und die, von mir in den Vegetationsaufnahmen gefundenen, Pflanzenarten in fetter Schrift markiert. Zusätzlich sind die Arten, außer bei den Gehölzen, in Kenn-(KA) und Trennarten (TA), sowie konstante Begleiter differenziert. Während die Kennarten ihr ökologisches Optimum mehr oder weniger deutlich nur in einer Gesellschaft haben und diese somit nach allen Seiten hin abgrenzt, trennen die Trennarten ein Syntaxon nur in eine bestimmte Richtung von anderen ab. Dies kann in Bezug auf geographische, ökologische und anthropogene Unterschiede oder dynamische Vorgänge innerhalb einer Vegetationseinheit sein. Zusammen ergeben sie die diagnostische Artenkombination, die die Identifizierung eines Vegetationstyps ermöglicht. Im Gegensatz dazu haben Begleitarten keinen syntaxonomisch-diagnostischen Wert (vgl. DIERSCHKE 1994, S. 273ff).

Die Abkürzungen B, S und K bei den Gehölzen geben an, ob die jeweilige Art in der Baum-, Strauch- oder Krautschicht vorkommt.

Die allgemeine Charakterisierung der Pflanzengesellschaften ist den o. g. Standardwerken entnommen, wörtliche Zitate sind in kursiver Schrift angeführt. Danach folgt jeweils eine genauere Betrachtung der Artenzusammensetzung, der syntaxonomischen Klassifizierung sowie der standörtlichen Begebenheiten der Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsgebiet.

Die folgenden synoptischen Tabellen (Tab. 6, Tab. 7) sind das Ergebnis der TWINSPAN-Analyse (siehe Abschnitt 4.2.1) und gibt die Stetigkeit und, als hochgestellte Zahl, die Treue einer jeden Art in den waagrecht aufgetragenen Syntaxa an. Diese wurden von mir nachträglich nach Klassen sortiert. Von den insgesamt 159 gefundenen und mit der zweiten Auflage der „Exkursionsflora“ (FISCHER, ADLER, OSWALD 2005) sowie der dritten Auflage von „Wiesen- und Alpenpflanzen“ (DIETL, JORQUERA 2007) bestimmten Arten sind 92 in der Tabelle abgebildet.

Anzahl der Aufnahmen	4	4	2	1	1	1	2	1	2	2	1	2	3	2	3	
	Scorzoner-co-lunnon gerardii	Ballota-Robinetum	Aegopodio-Sambuceum nigrae	Sambuco nigrae-Aceretum negundo	Pruno-Ligustrum	Pruno-Ligustrum subass. prunetosum padifl.	Pruno-Fraxinetum	Fraxino-Ulmelum subass. alnetosum glutinosae	Fraxino-Populetum	Salix rubens-Gesellschaft subass. cornetosum	Salicetum albae subass. cornetosum	Salicetum albae-phalaridetosum	Carici-eliongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum	Carici-eliongatae-Alnetum ripariae	Frangulo-Salicetum cinerea subass. urticetosum	Carici-eliongatae-Alnetum glutinosae subass. caricetosum
Amaranthus retroflexus																
Echinochloa crus-galli																50 ^{41,6}
Tripleurospermum inodorum						100 ^{93,9}										
Persicaria maculosa	25 ¹³								50 ^{38,7}							
Chenopodium album		25 ^{12,3}					100 ^{87,9}			50 ^{38,1}			33 ²²			33 ^{21,5}
Setaria pumila																
Solanum nigrum ssp. nigrum																
Conium maculatum																
Urtica dioica			50 ^{22,2}					50 ^{22,2}	100 ⁷⁶	50 ^{22,2}	100 ⁷⁶	50 ^{22,2}	100 ⁷⁶			67 ^{38,9}
Arctium lappa			50 ^{35,2}	100 ^{85,8}		100 ^{85,8}	50 ^{35,2}	50 ^{35,2}	50 ^{35,2}	50 ^{35,2}	50 ^{35,2}	50 ^{35,2}	50 ^{35,2}			33 ^{18,5}
Ballota nigra		25 ^{5,1}	100 ⁸³			100 ⁸³	100 ⁸³	100 ⁸³					33 ¹⁵			
Carduus acanthoides		25 ³	50 ^{29,5}			100 ^{81,5}	100 ^{81,5}	100 ^{81,5}								
Artemisia vulgaris		25 ^{8,9}	50 ^{35,1}	100 ^{85,6}		100 ^{85,6}	50 ^{35,1}									33 ^{18,3}
Tanacetum vulgare																
Cirsium arvense																33 ^{26,4}
Calamagrostis epigejos	50	50	50	100 ^{52,7}		100 ^{52,7}	50	100 ^{52,7}	100 ^{52,7}	50	100 ^{52,7}	100 ^{52,7}				67 ^{8,4}
Daucus carota				100 ^{91,1}												
Dactylis glomerata				100 ^{82,2}		100 ^{82,2}	50 ^{30,4}			50 ^{30,4}	100 ^{82,2}					
Elymus repens	25	50 ^{8,8}	50 ^{57,7}	100		100 ^{65,7}	100	100	50 ^{8,8}	100 ^{65,7}	100 ^{65,7}		33		50 ^{8,8}	33
Vicia angustifolia																
Pastinaca sativa	25	30,2				100 ^{98,5}										
Taraxacum officinale agg.	25	16,5				100 ^{90,5}										33 ^{25,6}
Erigeron annuus		25 ^{21,4}		100 ^{93,5}				100 ^{93,5}								
Atriplex patula																
Cirsium brachycephalum																
Sonchus arvensis ssp. uliginosus			25 ^{19,1}						50 ^{44,1}							33 ^{28,1}
Atriplex prostrata									50 ^{50,3}							33 ^{35,1}
Cirsium canum	50															67 ^{55,6}
Cirsium palustre																
Molinia caerulea																
Convolvulus arvensis																
Lotus corniculatus																
Plantago lanceolata								50 ^{47,5}								
Alopecurus pratensis						100 ^{92,5}	50 ^{44,5}									
Achillea millefolium							50 ^{42,5}	100 ^{91,1}								
Linaria vulgaris							50 ^{42,5}	100 ^{90,4}								33 ^{25,3}
Picris hieracioides				100 ^{90,4}												
Galium mollugo				100 ^{83,8}	100 ^{83,8}					50 ^{32,6}						
Festuca rupicola			25	100 ⁷⁸	100 ⁷⁸		100 ⁷⁸	100 ⁷⁸								
Plantago major ssp. intermedia														50 ^{37,4}		
Potentilla anserina	75	61,1														
Inula britannica	25	23,2														
Ranunculus repens																
Festuca arundinacea																
Pulicaria dysenterica	25	17,5														
Mentha aquatica	25	14,4		50 ⁴⁰								50 ⁴⁰				33 ^{23,6}
Potentilla reptans	25	12,7		100 ^{88,1}								50 ^{38,5}				33 ^{21,9}
Calystegia sepium				100 ^{76,8}						50 ^{23,3}					50 ^{23,3}	67 ⁴⁰
Phragmites australis	50	22,3								50 ^{22,3}					50 ^{22,3}	67 ³⁹
Solidago gigantea		75 ^{31,2}	50 ^{4,9}	100 ^{62,6}				100 ^{62,6}	50 ^{4,9}		100 ^{62,6}	100 ^{62,6}	67 ²²			100 ^{62,6}
Alisma plantago-aquatica																
Lycopus europaeus ssp. mollis	25	23,6										50 ^{47,9}				
Typha angustifolia															50 ^{47,5}	33 ^{31,9}
Iris pseudacorus							50 ^{47,5}								50 ^{47,5}	33 ^{31,9}
Lyrthum salicaria	50	18,2		50 ^{18,2}					50 ^{18,2}		100 ^{72,9}	33			50 ^{18,2}	33
Carex riparia	75	40,7	25			100 ^{70,4}			50 ¹⁵		100 ^{70,4}	33		100 ^{70,4}		100 ^{70,4}
Galium palustre																
Bolboschoenus maritimus	25	10,8														
Schoenoplectus tabernaemontani																
Agrostis stolonifera	75	55,4		50 ^{30,9}				50 ^{30,9}						50 ^{30,9}		
Carex otrubae	50	56,1														
Juncus gerardii	50	53,2														
Eleocharis uniglumis	25	35,6														
Robinia pseudacacia			100 ^{88,3}	50 ^{38,7}		100 ^{88,3}			50 ^{38,7}	50 ^{38,7}			33 ²²		50 ^{38,7}	
Sambucus nigra		75 ^{52,3}	100 ⁸⁰			100 ⁸⁰	50 ^{27,5}			100 ⁸⁰	100 ⁸⁰		100 ⁸⁰		50 ^{27,5}	67 ^{43,9}
Acer negundo		25 ^{21,2}		100 ^{93,4}					100 ^{93,4}		100 ^{93,4}					
Crataegus monogyna					100 ⁹⁷			100 ⁹⁷			100 ⁹⁷					
Prunus spinosa					100 ⁹⁷											
Cornus sanguinea					100 ⁹⁷											
Ligustrum vulgare					100 ^{95,6}	100 ^{95,6}	50 ^{48,9}									
Rosa canina		75 ^{58,5}		100 ^{85,2}		100 ^{85,2}	50 ^{34,5}	100 ^{85,2}			100 ^{85,2}				50 ^{34,5}	
Prunus padus					100 ⁹⁷		50 ⁵¹			50 ⁵¹						
Frangula alnus		25 ^{35,7}														33 ^{43,3}
Euonymus europaea					100 ^{95,6}			100 ^{95,6}		50 ^{48,9}						
Populus alba								100 ⁹⁶					33 ³⁴			
Prunus avium		25 ^{23,6}				100 ^{94,8}	50 ^{47,9}				100 ^{94,8}					
Acer campestre		50 ^{40,9}				100 ^{89,9}	100 ^{89,9}									
Fraxinus excelsior		25 ^{16,6}					100 ^{90,6}			100 ^{90,6}						
Symphytum officinale								100 ^{90,6}								
Rubus caesius		50 ^{17,6}	50 ^{17,6}	100 ^{72,4}				100 ^{72,4}	50 ^{17,6}		100 ^{72,4}	100 ^{72,4}	67 ³⁵		100 ^{72,4}	67 ^{34,5}
Salix purpurea												50 ^{57,7}				
Salix rubens												50 ^{50,3}				33 ^{35,1}
Salix alba											100 ^{93,6}		33 ³⁰			
Populus nigra								100 ^{88,5}			50 ³⁹	33 ²³		50 ³⁹		33 ^{22,6}
Clematis vitalba		25 ^{28,8}	50 ^{52,1}							100 ^{97,8}						
Alnus glutinosa		50 ^{44,8}						100 ^{92,7}								
Humulus lupulus		25 ^{18,8}	50 ^{43,8}								50 ^{43,8}		67 ⁵⁹		100 ⁹²	
Geum urbanum							50 ^{54,7}						67 ⁶⁹			
Salix cinerea																100 ^{98,4}
Brachypodium sylvaticum													67 ⁷¹			
Rhamnus cathartica		25 ^{28,8}		100 ^{97,8}						50 ^{52,1}						
Carpinus betulus		25 ^{31,6}														

Tab. 7: Synoptische Tabelle II.

5.1.1 Syntaxonomische Klassifizierung der Gehölze

Rhamno-Prunetea Rivas Goday & Borja Carbonell ex Tüxen 1962

Prunetalia spinosae Tüxen 1952

Arctio-Sambucion nigrae Doing 1969

Balloto-Robinetum Jurko 1963

Aegopodio-Sambucetum nigrae Doing 1969

Sambuco nigrae-Aceretum negundo Exner in Exner & Willner 2004

Berberidion Braun-Blanque ex Tüxen 1952

Pruno-Ligustretum Tüxen 1952

Pruno-Ligustretum subass. prunetosum padi prov.

Querce-Fagetea Braun-Blanquet & Vlieger in Vlieger 1937

Fagetalia sylvaticae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski et Wallisch 1928

Alnion incanae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski et Wallisch 1928

Alnenion glutinoso-incanae Oberdorfer 1953

Pruno-Fraxinetum Oberdorfer 1953

Fraxino-Ulmetum subass. alnetosum glutinosae Oberdorfer
1957

Fraxino-Populetum Jurko 1958

Alnetea glutinosae Braun-Blanquet & Tüxen 1943

Alnetalia glutinosae Tüxen 1937

Alnion glutinosae Malcuit 1929

Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. caricetosum ripariae
(Weisser 1970) Franz & Willner stat. nov.

Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum prov.

Salicetea purpureae Moor 1958

Salicetalia purpureae Moor 1958

Salicion albae Soó 1951

Salix rubens-Gesellschaft subass. cornetosum prov.

Salicetum albae subass. phalaridetosum Wendelberger-Zelinka 1952

Salicetum albae subass. cornetosum Wendelberger-Zelinka 1952

Franguletea Doing 1962

Salicetalia auritae Doing 1962

Salicion cinerae Müller & Görs ex Passarge 1961

Frangulo-Salicetum cinerae subass. urticetosum Weber 1998

Balloto-Robinetum (Schwarznessel-Robiniengehölz)

Diagnostische Artenkombination:

B.: ***Robinia pseudacacia***; K: *Galium aparine* agg., *Bromus sterilis*, ***Arrhenatherum elatius***

Als Balloto-Robinetum werden *monodominante, lichte Robiniengehölze* auf *mäßig trockenen bis mäßig frischen Standorten* bezeichnet. Die Gesellschaft umfasst *Aufforstungen oder spontanen Vorwald in Ackerbau Landschaften, auf Schlagflächen in Eichenwäldern oder auf Ödland*.

Die Vegetationsaufnahmen wurden in Feldgehölzen vorgenommen, die vorwiegend als Windschutzstreifen genutzt werden. Typisch für diese Standorte, die von den Knöllchenbakterien der Robinie mit Stickstoff angereichert sind, ist eine verarmte Krautschicht mit ruderalen Arten, wie *Elymus repens*, *Chenopodium album* und *Ballota nigra*. Dies erleichtert auch das Einwandern und die Ausbreitung des, im Untersuchungsgebiet sehr häufigen, Neophyten *Solidago gigantea*. Das Vorkommen dieses Vegetationstyps in nahezu jedem Quadranten sowie die Subdominanz von standortsgemäßen Baumarten, wie *Acer campestre*, *Fraxinus excelsior* und *Alnus glutinosa*, weist auf die große Standortsamplitude von *Robinia pseudacacia* hin.

Aegopodio-Sambucetum nigrae (Ruderales Holundergebüsch)

Diagnostische Artenkombination:

S: ***Sambucus nigra***, K: ***Urtica dioica***

Ein häufiger Besiedler *stickstoffreicher, ruderaler Standorte* der *collinen bis submontanen* Stufe ist das Aegopodio-Sambucetum nigrae. *Sambucus nigra* bildet hier auf (*mäßig*) *frischen, selten auf sehr frischen Böden, geschlossene Gebüsche*.

Die beiden Vegetationsaufnahmen unterscheiden sich zwar in ihrer Artenzusammensetzung stark voneinander, werden aber aufgrund ihres ruderalen Charakters diesem Syntaxon zugeordnet. Es handelt sich um Randgesellschaften zweier Feldgehölze. Das eine, ein Windschutzstreifen im ackerbaudominierten Quadrant 1, ist stark ruderalisiert. Das andere ist von der, im Seewinkel invasiven, Ölweide, *Elaeagnus angustifolia*, aufgebaut und enthält auch einige Feuchtwiesen-Arten von den angrenzenden Flächen im Quadrant 4.

Sambuco nigrae-Aceretum negundo (Eschen-Ahorngehölz)

Diagnostische Artenkombination:

B: ***Acer negundo*** (dom.), S: *Sambucus nigra*, K: *Urtica dioica*

Hierbei handelt es sich um *monodominante* Eschen-Ahorngehölze der *collinen* Stufe auf (*mäßig*) *frischen* Böden.

Im Gegensatz zu *Robinia pseudacacia* und *Elaeagnus angustifolia*, ist der Neophyt *Acer negundo* im Untersuchungsgebiet nicht sehr häufig. Nur eine einzige Aufnahme, ein schmaler Windschutzstreifen im Quadrant 5, entspricht dieser Assoziation. Aufgrund der starken Randeffekte entlang dieses linienförmigen Landschaftselementes ist die Artenanzahl relativ hoch, es dominieren jedoch *Calamagrostis epigejos*, *Solidago gigantea* und *Festuca rupicola*, die die Trockenheit des Standortes anzeigt.

Pruno-Ligustretum (Schlehen-Ligustergebüsch)

Diagnostische Artenkombination:

S: ***Rosa canina*, *Ligustrum vulgare*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa***

Das Pruno-Ligustretum ist ein *natürliches oder (meist) anthropogenes Pioniergebüsch wärmeliebender Laubwälder, das als Waldmantel, freistehendes Gebüsch oder Hecke* auftritt. Die *nieder- bis mittelwüchsigen, meist geschlossenen Gebüsche* sind *typisch reich an Straucharten, von denen oft eine vorherrscht*. Das Pruno-Ligustretum ist auf *mäßig trockenen bis sehr frischen* sowie *mageren bis nährstoffreichen Böden* in der *collinen bis submontanen Stufe* verbreitet.

Die einzige Aufnahme zu dieser Assoziation wurde am Rand eines stark gestörten Waldstückes vorgenommen. Sie setzt sich aus den verschiedenen Straucharten dieser Gesellschaft zusammen, wobei *Crataegus monogyna* dominiert, wird jedoch von den Baumarten *Betula pendula* und *Acer campestre* überschirmt.

Pruno-Ligustretum subass. prunetosum padi

Diagnostische Artenkombination:

S: ***Prunus padus*, *Viburnum opulus*, *Alnus incana***, K: *Filipendula ulmaria*

Die Subassoziation des Pruno-Ligustretums findet man *auf sehr frischen (bis feuchten), nährstoffreichen Standorten*. Es bildet die *Mantelgesellschaft von Auwäldern* und *oft auch freistehende Hecken*.

Diese Beschreibung stimmt mit dem Standort der Vegetationsaufnahme, die diesem Syntaxon zugeordnet wurde, überein. Es ist die Mantelgesellschaft eines Windschutzstreifens, der einem Auwaldtyp, dem Traubenkirschen-Schwarzerlen-Eschenwald (s. u.), entspricht. Da sich das Feldgehölz jedoch im ackerbaudominierten Quadrant 1 befindet, entspricht die Krautschicht nicht der diagnostischen Artenkombination, sondern ist durch den hohen Stickstoffeintrag stark von ruderalen Arten, wie *Elymus repens*, *Artemisia vulgaris* und *Arctium*

lappa, geprägt. Auch der mittlere Deckungswert von *Sambucus nigra* zeigt diesen ruderalen Charakter an.

Pruno-Fraxinetum (Traubenkirschen-Schwarzerlen-Eschenwald)

Diagnostische Artenkombination:

B: *Alnus glutinosa*, ***Fraxinus excelsior***, S: ***Prunus padus***, ***Sambucus nigra***, *Euonymus europaea*, K: ***Urtica dioica***, *Ranunculus ficaria*, ***Geum urbanum***, *Brachypodium sylvaticum*

Der Traubenkirschen-Schwarzerlen-Eschenwald ist *in feuchten Mulden und Senken mit langsam bewegtem, episodisch austretendem Grundwasser sowie in quellfernen Abschnitten von Bachauen der collinen und submontanen Stufe* verbreitet. Nur in wenigen Fällen ist er als *Auwald an Flüssen (nur bei silikatischen Gestein)* ausgebildet. Das Substrat ist *Gley, seltener Anmoor oder Auboden*.

Diesem Syntaxon wurden zwei sehr uneinheitliche Vegetationsaufnahmen in Windschutzstreifen des Quadranten 1 zugeordnet. Sie werden beide von *Fraxinus excelsior* dominiert, jedoch fällt *Alnus glutinosa* aus und *Prunus padus* ist nur in einer Aufnahme vorhanden. Die Krautschicht ist in einer Aufnahme nur sehr schwach ausgebildet, in der anderen von *Elymus repens* dominiert. Es finden sich hier hauptsächlich ruderale Arten, aber auch Wiesen- sowie wenige Waldarten. Vermutlich stellt dieser Vegetationstyp eine, durch die starke, anthropogene Überprägung und die massiven Eingriffe in den Wasserhaushalt, degenerierte Form des beschriebenen Syntaxons dar.

Fraxino-Populetum (Silberpappel-Auwald)

Diagnostische Artenkombination:

B: ***Populus alba***, *Alnus incana*, S: *Cornus sanguinea*, K: ***Rubus caesius***, *Ranunculus ficaria*, *Glechoma hederacea*, ***Urtica dioica***, *Galium aparine*, *Impatiens noli-tangere*, *Aegopodium podagraria*

Dieser, von *Silber-Pappel* oder *Grau-Erle* dominierter *Auwald* kommt *im pannonischen Teil der österreichischen Donauauen* vor. Er ist *auf kalkreichen Alluvionen mit abgeschwächtem Oberlaufcharakter* in der *planaren und collinen Stufe* zu finden und besiedelt dort *kalk- und basenreichen, grauen Auboden, der periodisch oder episodisch überflutet* wird.

Den Beständen ist *bisweilen Flatter-Ulme beigemischt, in feuchten Ausbildungen auch Silber-Weide* und *in frischen Ausbildungen Esche und Feld-Ahorn*.

Bei diesem und allen weiteren erläuterten Auwaldtypen sei darauf hingewiesen, dass es im Hanság natürlich keinen Fluss mit entsprechender Auwalddynamik gibt. Auch die Artenzusammensetzung der Vegetationsaufnahmen, vor allem die der Krautschicht, entspricht nur annähernd der diagnostischen Artenkombination in der Literatur. Das Vorkommen der ver-

schiedenen Gehölztypen ist vielmehr durch den Grundwasserstand und das Substrat zu erklären. So auch beim Fraxino-Populetum, das in einem Waldstück auf feuchtem Grund im Quadrant 4 vorkommt. Neben der dominanten *Populus alba* und der subdominanten *Fraxinus excelsior* sind die Neophyten *Robinia pseudacacia* und *Acer negundo* eingestreut. Die Strauchschicht wird von den sich verjüngenden Baumarten gebildet, in der Krautschicht herrschen *Calamagrostis epigejos* und *Solidago gigantea* vor.

Fraxino-Ulmetum subass. alnetosum glutinosae

Diagnostische Artenkombination:

B: ***Alnus glutinosa***, K: ***Symphytum officinale***, *Phalaris arundinacea*, *Carex acutiformis*, *Iris pseudacorus*

Dem Fraxino-Ulmetum werden, von *Stiel-Eiche* und *Gewöhnlicher Esche* dominierte Wälder auf regelmäßig überschwemmten Standorten zugeordnet. In der unteren Baumschicht ist regelmäßig *Traubenkirsche* beigemischt, je nach Überschwemmungsdauer und Lage innerhalb der Aue außerdem *Flatter- oder Feld-Ulme*, seltener *Schwarz-Erle*, *Grau-Pappel*, *Feld-Ahorn* oder *Winter-Linde*. Die Subassoziaton des Fraxino-Ulmetums ist auf feuchten bis nassen Standorten, also in Geländemulden und Rinnen, zu finden und stellt meist das Endglied der Verlandungsserie dar.

Die zugehörige Vegetationsaufnahme wurde in einem Waldstück auf niedriger Seehöhe vorgenommen, also steht hier das Grundwasser höher an. Die Baumschicht ist relativ vielfältig und enthält, neben den dominanten Charakterarten *Fraxinus excelsior* und *Alnus glutinosa*, auch *Acer campestre*, *Populus alba*, *Populus nigra* sowie *Tilia platyphyllos*. Die Krautschicht hingegen ist sehr untypisch und wird hauptsächlich vom Schlag- und Nährstoffzeiger *Rubus caesius* aufgebaut.

Salix rubens-Gesellschaft subass. cornetosum

Diagnostische Artenkombination:

S: ***Sambucus nigra***, *Cornus sanguinea*, ***Clematis vitalba***, K: *Lamium maculatum*, *Stachys sylvatica*, *Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata*, *Cirsium oleraceum*

Die *Salix rubens*-Gesellschaft ist ein, von der *Hohen Weide* und/oder *Bruch-Weide* dominierter Auwald, dem bisweilen *Silber-Weide* beigemischt ist. Sie ist an kleineren Flüssen der collinen bis submontanen Stufe auf grauem, nährstoffreichem Auboden zu finden. Die Subassoziaton cornetosum steht trockener, über Sand und Schotter und besitzt eine gut entwickelte Strauchschicht.

Diese trockeneren Bedingungen werden auch bei den Fundorten dieser Gesellschaft im Untersuchungsgebiet und der Artenzusammensetzung der Vegetationsaufnahmen deutlich.

Eine Aufnahme wurde in einem Windschutzstreifen vorgenommen, die andere in einem Ufergehölzstreifen entlang eines trockenliegenden Grabens. Die Baumschicht setzt sich aus *Salix rubens*, *Salix alba* und *Populus nigra* zusammen, in einer Aufnahme tritt auch *Robinia pseudacacia* subdominant auf. Die Strauchschicht enthält, neben den dominanten Arten *Sambucus nigra* und *Clematis vitalba*, die typischen Auwald-Straucharten *Euonymus europaea*, *Prunus spinosa*, *Rhamnus cathartica* sowie *Prunus padus*. Die Krautschicht ist wiederum stark verarmt und durch den Stickstoffeintrag der angrenzenden Ackerflächen ruderal geprägt.

Salicetum albae subass. phalaridetosum

Diagnostische Artenkombination:

K: *Iris pseudacorus*, *Lysimachia nummularia*, *Valium palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex acuta*, *Stachys palustris*, ***Lythrum salicaria***, *Carex acutiformis*, ***Carex riparia***, *Mentha aquatica*

Die Baumschicht des *Salicetum albae* wird von der Silber-Weide dominiert. Die Strauchschicht ist nur in trockeneren Ausbildungen gut entwickelt, die Krautschicht mit nährstoffliebenden Arten (*Urtica dioica*, *Rubus caesius*, *Phalaris arundinacea*), in höhergelegenen Bereichen auch mit Geophyten, ausgestattet. Dieser Auwaldtyp der collinen bis submontanen Stufe ist in Ufernähe der größeren Flüsse, aber auch an Verlandungen der Altwässer zu finden. Die Überflutungshäufigkeit variiert je nach Ausbildung stark. Das Substrat ist meist Sand, teilweise mit tonig-humosen Auflagerungen („Schlick“). Der graue Auboden schafft sehr nährstoffreiche Bedingungen für die Vegetation. Die Subassoziation phalaridetosum besiedelt Standorte, die feucht, dauernd nass oder längere Zeit überflutet sind, also Verlandungen stehender Augewässer und Anlandungen langsam fließender Altarme („Tiefe Weidenau“).

Dieser Vegetationstyp säumt einerseits einen wasserführenden Graben, andererseits bildet er ein Feldgehölz in einer Feuchtbrache. Die Baumschicht ist sehr untypisch für ein *Salicetum albae* und besteht aus einer Mischung von *Salix purpurea*, *Salix rubens*, *Elaeagnus angustifolia*, *Populus nigra* und *Betula pendula*. Die fehlende Strauchschicht weist, laut obiger Charakteristik, auf eine feuchtere Ausbildung dieser Gesellschaft hin. In der Krautschicht dominieren in beiden Aufnahmen *Carex riparia* und *Rubus caesius*, jedoch zeigen die weiteren Arten die Beziehung dieser Biotope mit ihrer Umgebung an. Während am Ufer des Grabens ausläuferbildende Arten, wie *Agrostis stolonifera* und *Potentilla reptans* vorherrschen, wandern *Calamagrostis epigejos* von der Feuchtbrache in das Feldgehölz ein.

Salicetum albae subass. cornetosum

Diagnostische Artenkombination:

S: *Cornus sanguinea*, ***Sambucus nigra***, *Clematis vitalba*, K: *Lamium maculatum*, *Aegopodium podagraria*, *Festuca gigantea*, *Cirsium oleraceum*, *Alliaria petiolata*, *Stachys sylvatica*

Im Gegensatz zur „Tiefen Weidenau“ stockt die „Hohe Weidenau“ auf Anlandungen in rascher fließenden Flussbereichen über Sand und Schotter und zeichnet sich durch eine gut entwickelte Strauchschicht aus.

Diese besteht bei der Vegetationsaufnahme auf der Uferböschung eines wasserführenden Grabens aus der einzigen Charakterart *Sambucus nigra* sowie *Prunus avium*, *Rosa canina* und den sich verjüngenden Baumarten *Acer negundo* und *Fraxinus excelsior*. Der dominanten *Salix alba* in der Baumschicht ist auch *Elaeagnus angustifolia* beigemischt. Wie bei den anderen Auwaldtypen fällt die diagnostische Artenkombination der Krautschicht wieder gänzlich aus und ist durch die ruderalen Arten *Solidago gigantea* und *Elymus repens* ersetzt.

Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. caricetosum ripariae (Walzenseggen-Schwarzerlen-Bruchwald i. w. S.)

Diagnostische Artenkombination:

B: *Salix fragilis*, S: *Cornus sanguinea*, ***Humulus lupulus***, K: *Symphytum officinale*, ***Carex riparia***, *Persicaria hydropiper*, *Glechoma hederacea*, *Filipendula vulgaris*, ***Calystegia sepium***, *Stachys palustris*

Das Carici-elongatae-Alnetum glutinosae umfasst die von Schwarz-Erle aufgebauten Bruchwälder nährstoffreicher Standorte. Die Subassoziation mit *Carex riparia* bildet oberflächlich austrocknende Bestände mit stärker schwankendem Grundwasserspiegel, die Überflutungen bei Hochwasser und Schneeschmelze ausgesetzt sind. Diese Bedingungen herrschen vor allem im pannonischen Gebiet, in dem die Niederschläge gering und die Sommertemperaturen hoch sind. Der Grundwasserspiegel sinkt deshalb im Sommer stärker ab.

Dieser Vegetationstyp ist im Untersuchungsgebiet entlang von Gräben im Quadrant 2 zu finden, wobei ein Graben teilweise trockenliegt. Der für Bruchwälder typische Torf konnte im Zuge der Aufnahmen zwar nicht gefunden werden, die Standorte liegen jedoch laut Bodenkarte auf Niedermoorgebiet, also liegt er vermutlich in tieferliegenden Bodenhorizonten bzw. wurde durch die Entwässerungsmaßnahmen hervorgerufene Mineralisation abgebaut. Die Baumschicht ist ausschließlich von *Alnus glutinosa* aufgebaut, in einer Aufnahme ist jedoch *Populus nigra* beigemischt. In der Krautschicht dominiert die rasige Großsegge *Carex riparia* bzw. *Phragmites australis* wiederum in einer Aufnahme.

Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum

Diagnostische Artenkombination:

K: ***Urtica dioica***, *Filipendula ulmaria*, ***Geum urbanum***, ***Rubus caesius***, ***Sambucus nigra***

Die Subassoziation urticetosum findet man in Bruchwäldern, die an der Oberfläche stärker austrocknen. Der Boden ist in diesen Beständen stärker mineralisiert und wegen des hohen Humusgehalts schwarz gefärbt. Folglich sind Nährstoffzeiger (*Urtica dioica*, *Geum urbanum*, *Impatiens noli-tangere*, *Humulus lupulus*, *Filipendula ulmaria*) häufig. Bruchwaldtorf (Fen) ist im Ah-Horizont nicht zu sehen.

Das Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum ist die im Untersuchungsgebiet häufigere der beiden Bruchwaldgesellschaften und ebenfalls fast ausschließlich im Quadrant 2 auf Niedermoorstandorten zu finden. Es handelt sich jedoch um degenerierte Reste ehemals ausgedehnter Bruchwälder, die durch forstliche Nutzung stark in ihrer Artenzusammensetzung verändert wurden. *Alnus glutinosa* kommt nur in einer der drei Vegetationsaufnahmen zur Dominanz, meist herrschen die Pioniergehölze *Betula pendula*, *Populus alba* und *Populus nigra* vor. Auch die Krautschicht, die in solchen nährstoffreichen Bruchwäldern normalerweise recht üppig ausgebildet ist, erreicht nur geringe Deckungswerte.

Frangulo-Salicetum cinereae subass. urticetosum

Diagnostische Artenkombination:

K: ***Carex riparia***, ***Symphytum officinale***, ***Calystegia sepium***, ***Urtica dioica***, *Humulus lupulus*, *Carex paniculata*, ***Rubus caesius***

Bei dieser Assoziation handelt es sich um von der Asch-Weide, selten vom Faulbaum, dominierte Gebüsche auf nährstoffreichen Nassböden. In der Verlandungsreihe eutropher Gewässer steht es zwischen Röhricht (bzw. Großseggenried) und Schwarzerlenbruch, ist aber oft auch inselartig in Röhrichten und Großseggenriedern eingestreut. Außerdem findet sich die Gesellschaft entlang von Bächen und Gräben oder auf nicht mehr bewirtschafteten Feuchtwiesen. Die Bestände stocken auf (Nass-) Gley, Anmoor oder Niedermoor und sind in der collinen und submontanen Stufe verbreitet. Oberflächlich ausgetrocknende Bestände, vor allem im pannonischen Gebiet, werden der Subassoziation urticetosum zugeordnet.

Zwei Aufnahmen im und am Ufer eines Grabens und eine in einer Feuchtwiese wurden diesem Syntaxon zugeordnet. Es dominiert *Salix cinera*, *Frangula alnus* hingegen konnte nur in einer Aufnahme gefunden werden. Weitere Arten, die sich am Bestandaufbau der Gebüsche beteiligen, sind *Sambucus nigra*, *Salix rubens* und *Populus nigra*. Die Krautschicht dieser linien- und inselförmigen Biotope ist mit den typischen "Problemarten" des Gebietes - *Solidago gigantea* und *Calamagrostis epigejos* - durchdrungen. Außerdem erreicht *Phragmites australis* in einer Aufnahme einen hohen Deckungswert.

5.1.2 Syntaxonomische Klassifizierung der Wiesen und Brachen

Stellarietea mediae

Chenopodietalia albi R. Tx. (1937) 1950

Panico-Setarion Sissingh in Westhoff et al. 1946

Echinochloo-Setarietum pumilae Felföldy 1942 corr. Mucina 1993

Bidentetea tripartiti

Bidentetalia tripartiti Br.-Bl. et R. Tx. ex Klika et Hadac 1944

Chenopodion glauci Hejný 1974

Artemisietea vulgaris

Onopordetalia acanthii Br.-B. et R. Tx. ex Klika et Hadac 1944

Arction lappae R. Tx. 1937

Carduus acanthoides-Gesellschaft

Calamagrostis epigejos-(Onopordetalia)-Gesellschaft

Agropyretalia repentis Oberd. et a. 1967

Calamagrostis epigejos-(Agropyretalia)-Gesellschaft

Elymus repens-(Agropyretalia)-Gesellschaft

Festuco-Brometea Br.-Bl. et R. Tx. ex Klika et Hadac 1944

Festucetalia valesiaca Br.-Bl. et R. Tx. ex Br.-Bl. 1949

Festucion valesiaca Klika 1931

Calamagrostis epigejos-Galium verum-Gesellschaft

Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 1937 em. R. Tx. 1970

Molinietalia Koch 1926

Arrhenatheretalia

Arrhenatherion Koch 1926

Tanaceto-Arrhenatheretum Fischer ex Ellmauer hoc loco

Potentillo-Polygonetalia R. Tx. 1947

Potentillion anserinae R. Tx. 1947

Galio-Urticetea Passarge ex Kopecky' 1969

Convolvuletalia sepium R. Tx. 1950 em. Mucina 1993

Senecionion fluviatilis R. Tx. 1950

Solidago gigantea-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft

Phragmites australis-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft

Echinochloo-Setarietum pumilae

Diagnostische Artenkombination:

Chenopodium album (dom.), **Echinochloa crus-galli** (dom.), *Mercurialis annua* (dom.), **Setaria pumila** (dom.), **Amaranthus retroflexus** (subdom.), *Galinsoga parviflora* (subdom.), *Cirsium arvense*, **Convolvulus arvensis**, *Persicaria lapathifolia*, *Polygonum aviculare*, *Setaria viridis*, *Sinapis arvensis*, **Solanum nigrum**, *Sonchus asper*, *Sonchus olearceus*

Das Echinochloo-Setarietum pumilae ist die mit Abstand verbreitetste Hackunkkrautgesellschaft in den klimatisch günstigen Gebieten Österreichs (Pannonicum, Voralpenland, inneralpine Becken). Es kommt auf lehm- bis sandreichen Böden (alluviale Bodentypen, Braunerden) vor und sein Hauptverbreitungsgebiet ist im Flachland in Hackfruchtkulturen (Mais, Rübe, Kartoffel). In diesem Syntaxon gibt es zwar keine Kennarten, es zeichnet sich jedoch durch eine bestimmte und ständige Artenkombination aus, wobei vor allem panikoide Gräser, wie die C4-Pflanzen *Setaria pumila* und *S. viridis*, eine große Rolle spielen. Aufgrund ihrer Herbizidresistenz bleibt die typische floristische Kombination auch in den Maisfeldern sehr gut erhalten.

Im Untersuchungsgebiet findet sich dieser Vegetationstyp nur auf zwei junge Ackerbrachen, die sich in ihrer Vegetationsstruktur stark voneinander unterscheiden. Auf der einen Brache dominieren *Echinochloa crus-galli*, *Setaria pumila* und *Amaranthus retroflexus*, die eine hohe Wuchshöhe erreichen, die andere wurde vermutlich vor kurzem umgebrochen und weist eine sehr lückige und niedrigwüchsige Vegetationsdecke auf. Auffallend bei letzteren Brache ist die hohe Deckung von *Festuca arundinacea*, die typischerweise feuchte Standorte besiedelt und auf einen, zumindest episodisch, hohen Grundwasserspiegel hindeutet.

Chenopodion glauci

Diagnostische Artenkombination:

KA: *Atriplex prostrata*, *Bidens frondosus* (transgr.), *Brassica nigra*, *Chenopodium ficifolium*, *C. glaucum*, *C. rubrum*, *Persicaria lapathifolia* subsp. *brittingeri*, *Xanthium italicum*, *X. ripicola*

KA (außerhalb Österreichs): *Corrigiola litoralis*

TA: *Amaranthus blitum*, **A. retroflexus**, *Artemisia vulgaris*, *Atriplex patula*, *A. tatarica*, *Calystegia sepium*, **Chenopodium album**, *C. polyspermum*, *Crypsis aculeata*, *Descurainia sophia*, *Erysimum cheiranthoides*, **Persicaria maculosa**, *Senecio vulgaris*, *Solanum nigrum*, *Sonchus asper*, *S. oleraceus*, *Stellaria media*, *Thlaspi arvense*, **Tripleurospermum inodorum**

Dieser Verband vereinigt Assoziationen, die auf ammoniakhaltigen Böden mit hohem Salzgehalt in der Umgebung von Misthaufen, Jauchenrinnen und Silagegruben sowie nitratreichen Standorten temporär ausgetrockneter und schlammiger Flussufer vorkommen. Das

Substrat ist von *einem hohen Anteil von Ca- und Mg-Ionen* geprägt, die von *Exkrementen oder Schlamm* stammen und eine *stark basische Bodenreaktion* sowie *physiologische Trockenheit* verursachen.

Solche extreme Bedingungen finden sich zwar nicht auf den Standorten der beiden, diesem Verband zugeordneten, Aufnahmen, jedoch zeigen die aufgenommenen Trennarten eine hohe Stickstoffanreicherung im Boden an. Es handelt sich einerseits um eine Lagerstelle auf einer Weide, deren Vegetation durch Ausscheidungen und Betritt des Weideviehs gestört ist, und andererseits um eine Wiesenbrache, die stark von den angrenzenden Äckern beeinflusst ist. Der mittlere Deckungswert von *Bolboschoenus maritimus* in der Brache lässt auf einen geringen Salzgehalt des Bodens schließen. Die syntaxonomische Zuordnung dieser Aufnahmen beschränkt sich auf Verbandsniveau, da diese floristisch sehr heterogen sind und Vertreter der Klassen *Molinio-Arrhenatheretea* und *Artemisieta vulgaris* in geringer Abundanz beinhalten.

Arction lappae (Kletten-Fluren)

Diagnostische Artenkombination:

KA: **Arctium lappae**, *A. pubens*, *Armoracia rusticana*, *Ballota nigra* ssp. *foetida*, **Conium maculatum**, *Leonurus cardiaca*, *Phytolacca americana*, *Rumex patientia*

KA (reg.; außerhalb der Alpen): *Chenopodium bonus-henricus*, *Nepeta cataria*, *Rumex obtusifolius*

TA: *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Galeopsis pubescens*, *Lamium album*, *Lamium maculatum*, **Urtica dioica**

Das *Arction lappae* beinhaltet Pflanzengesellschaften, die *nitratreiche Standorte auf typisch ruderalen Standorten*, wie z. B. *Müllhaufen, Ödland, ältere Erdaufschüttungen und Trümmerhaufen* besiedeln. Außerdem *bilden sie Säume entlang von Gartenzäunen und Mauern, besonders auf Bauernhöfen*, wo sie eng mit den Beständen des *Malvion neglectae* verzahnt sind. Die diagnostische Artenkombination zeigt *auch Übergänge zu wärmeliebenden Gesellschaften nitrophiler Säume (Klasse Galio-Urticetea) bzw. der Ordnung Onopordetalia*.

Aufnahmen, die diesem Verband zugeordnet werden können, wurden auf einer Brache im Nationalparkgebiet und entlang eines Windschutzstreifens im, von Äckern geprägten, Quadranten 1, gemacht. Der, in der obigen Charakteristik beschriebene Übergang zur Klasse *Galio-Urticetea* wird, vor allem in der Brachenaufnahme, durch die hohe Abundanz von *Urtica dioica* und *Solidago gigantea* ersichtlich.

Carduus acanthoides- (Onopordetalia)-Gesellschaft (Weg-Distel-Gestrüpp)

Diagnostische Artenkombination:

Carduus acanthoides (dom.), **Achillea millefolium agg.**, *Arrhenatherum elatius*, **Artemisia vulgaris**, **Ballota nigra subsp. nigra**, *Berteroa*, **Convolvulus arvensis**, **Dactylis glomerata**, **Daucus carota**, *Echium vulgare*, **Elymus repens**, **Lolium perenne**, *Melilotus officinalis*, *Pastinaca sativa*, *Plantago lanceolata*, *Reseda lutea*, **Silene latifolia subsp. alba**, *Verbas-cum phlomoides*

Diese thermophilen *Weg-Distel-Fluren* vereinigen *Ruderal- und Wiesenarten mit verschiedenem Gesellschaftsanschluss* (z. B. *Artimisetea*, *Molinio-Arrhenatheretea* und *Festuco-Brometea*) und besiedeln, ausschließlich *im Pannonicum* (FORSTNER 1984, RAABE & BRANDES 1988), *trockene, gut besonnte Böschungen, Wegränder, Ödland, Dorfränder*, wo sie *großflächig entwickelt* sind.

Dementsprechend wurden Aufnahmen mit dieser diagnostischen Artenkombination, die an den Südrändern von Windschutzstreifen im Quadrant 1 vorgenommen wurden, dieser Gesellschaft zugeordnet, obwohl *Carduus acanthoides* keine dominante Rolle einnimmt und mit seinen Deckungswerten anderen bestandesbildenden Arten, wie zB. *Elymus repens* und *Artemisia vulgaris*, gleicht.

Calamagrostis epigejos-(Onopordetalia)-Gesellschaft (Reitgras-Bahnrassen)

Diagnostische Artenkombination:

Dominante und konstante Begleiter: **Calamagrostis epigejos** (dom.), **Achillea millefolium**, *Arrhenatherum elatius*, *Artemisia vulgaris*, **Cirsium arvense**, **Daucus carota**, *Galium album*, *Picris hieracioides*

Es handelt sich hierbei um *ruderales Reitgrasfluren*, die sich, neben der Dominanz von *Calamagrostis epigejos*, *aus ruderalen Ubiquisten und zahlreichen Onopordetalia- und Molinio-Arrhenatheretea-Arten* zusammensetzen. REISINGER (l. c.) hat neben dem aggressiven Apophyten *Calamagrostis epigejos* auch *Solidago gigantea* und *Solidago canadensis* gefunden. Die Gesellschaft besiedelt *Ödland, Schottergruben, Fabrikhöfe, Bauschutt* (HÜBL & HOLZNER 1974: Wien, FORSTNER 1983: 84-86, Ostösterreich) und *Bahnanlagen* (REISINGER 1988: Salzburg).

Im Gegensatz zu diesen Standortsangaben wurden Aufnahmen, in denen *Calamagrostis epigejos* dominant, *Solidago gigantea* und *Cirsium arvense* subdominant auftreten, in *Wiesenbrachen* durchgeführt und dieser Gesellschaft zugeordnet. Sie weisen noch zahlreiche Vertreter der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* auf, wie zB. *Holcus lanatus*, *Taraxacum officinale* und *Trifolium hybridum*, sind jedoch, auch auf feuchteren Standorten, stark mit *Calamagrostis epigejos* vergrast.

Calamagrostis epigejos-(Agropyretalia)-Gesellschaft (Reitgras-Feldraine)

Diagnostische Artenkombination:

Dominante und konstante Begleiter: **Calamagrostis epigejos** (dom.), **Elymus repens** (subdom.), *Convolvulus arvensis*

Unter dieser Gesellschaft sind jene Bestände eingeordnet, die hauptsächlich von *Calamagrostis epigejos* und *Elymus repens* aufgebaut sind und *Solidago gigantea* nur im geringen Ausmaß vorkommt. Die weiteren, vereinzelt vorkommenden, Arten dieser Aufnahmen stammen aus den verschiedensten Syntaxa und weisen auf die jeweils standortörtliche Heterogenität hin. So beinhaltet eine Aufnahme in einer Brache Feuchtezeiger wie *Carex riparia* und *Calystegia sepium*, aber auch *Festuca rupicola*, die eher trockene Standorte bevorzugt. Die zweite Aufnahme dieser Gesellschaft wurde auf einer gemähten Uferböschung neben einem Güterweg gemacht, die Ruderalarten, wie *Urtica dioica* und *Echinops sphaerocephalus*, enthält.

Elymus repens-(Agropyretalia)-Gesellschaft (Kriech-Quecken-Ruderalrasen)

Diagnostische Artenkombination:

Elymus repens (dom.), *Convolvulus arvensis* (subdom.), *Cirsium arvense*

Eine der verbreitetsten Ruderalgesellschaft überhaupt ist die *Elymus repens*-(Agropyretalia)-Gesellschaft, die auf zumeist kalkhaltigen, mäßig trockenen Lehmböden an Rainen, Böschungen, Bahndämmen, Weg- und Strassenrändern und auf Ödland zu finden ist. Als sehr heterogene Gesellschaft gibt es nur wenige Arten, die als konstante Begleiter zu bezeichnen sind.

Die beschriebene Gesellschaft ist im Untersuchungsgebiet auf zwei Brachen verbreitet, die möglicherweise aus der Verbrachung und Vergrasung von ehemaligen Wiesen hervorgegangen sind. Die auf diesen Flächen vorkommenden Arten, wie *Festuca rupicola*, *Picris hieracioides* und *Carduus acanthoides* bestätigen obige Angabe über die mäßige Trockenheit dieser Standorte.

Calamagrostis epigejos-Galium verum-Gesellschaft

Diagnostische Artenkombination:

Dominante und konstante Begleiter: **Calamagrostis epigejos** (dom.), *Galium verum* (dom.), *Poa angustifolia* (dom.), *Phleum phleoides* (subdom.), *Achillea collina*, **Carduus acanthoides**, *Convolvulus arvensis*, **Dactylis glomerata**, **Elymus repens**, *Eryngium campestre*, *Falcaria vulgaris*, *Hesperis tristis*, *Hieracium echinoides*, *Hypericum perforatum*, **Lathyrus tuberosus**, *Melica transsilvanica*, **Scabiosa ochroleuca**, *Securigera varia*, **Vicia angustifolia**

Diese Gesellschaft vereinigt Arten aus dem *Festucion valesiacae* (*Festuco-Brometea*) und den Verbänden *Dauco-Melilotion* und *Convolvulo-Agropyron* (beide Klasse *Artemisietea vulgaris*). Daher handelt es sich um Bestände mit einer hohen Artendiversität, die jedoch von den *Rhizomgeophyten* und ausläuferbildenden *Hemikryptophyten* *Calamagrostis epigejos* und *Galium verum* dominiert werden.

Die *Calamagrostis epigejos*-*Galium verum*-Gesellschaft ist der dritte, von *Calamagrostis epigejos* dominierte, Vegetationstyp. Da *Galium verum* als dominierendes Element nicht gefunden werden konnte und die Artenzusammensetzung insgesamt sehr heterogen ist, ist die Abgrenzung von der *Calamagrostis epigejos*-(*Agropyretalia*)-Gesellschaft und der *Calamagrostis epigejos*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft zwar nicht sehr deutlich, aber durch die standörtlichen Unterschiede durchaus begründet. Handelt es sich bei diesen beiden Gesellschaften um Bestände mit ausgeprägtem ruderalen Charakter auf brachliegenden Flächen, so findet sich die *Calamagrostis epigejos*-*Galium verum*-Gesellschaft im Untersuchungsgebiet auf regelmäßig genutzten Wiesen und Weiden. Das Gelände ist leicht erhöht und das Vorkommen von *Festuca rupicola* in fast allen Aufnahmen zeigt die, im Vergleich zu den anderen Flächen, höhere Trockenheit und Magerkeit der Böden an. Damit steht auch das fast völlige Fehlen von *Solidago gigantea* und *Phragmites australis* in Zusammenhang, die feuchtere Standorte bevorzugen.

Molinietalia (Nasse Wiesen und Hochstaudenfluren)

Diagnostische Artenkombination:

KA: *Achillea ptarmica*, *Angelica sylvestris*, *Betonica officinalis*, *Cardamine pratensis*, ***Cirsium canum*** (reg.; Pannonicum), *C. oleraceum*, ***C. palustre***, *Deschampsia cespitosa* (transgr.), *Equisetum palustre*, *Filipendula ulmaria*, *Galium uliginosum*, *Juncus acutiflorus*, *J. conglomeratus*, *J. effusus*, *Lathyrus palustris*, *Lychnis flos-cuculi* (transgr.), ***Lythrum salicaria***, ***Molinia caerulea***, *Ophioglossum vulgatum*, *Sanguisorba officinalis*, *Scorzonera humilis*, *Senecio erraticus*, *Succisa pratensis*, *Valeriana officinalis* agg.

Kennarten (reg.; planar-montan): *Persicaria bistorta*, *Trollius europaeus*

TA: *Carex nigra*, *C. paniculata*, *Galium palustre*, *Valeriana dioica*

Die Gesellschaften der Ordnung *Molinietalia* besiedeln schwere, nasse, feuchte oder wechselfeuchte Böden, wie Torf- und Lehm Böden. An Flüssen oder Seen und in Gräben steht das Grundwasser oft hoch an und führt zu einer Vergleyung. Neben der Entstehung von primären Wiesen (besonders *Cnidion*-Gesellschaften) im Überflutungsbereich von Flüssen und Seen, treten diese Bestände hauptsächlich als gemähte Ersatzgesellschaften feuchter Bruch- und Auenwälder bzw. als verbrachende Staudenfluren (*Filipendulenion*) auf. Die Nährstoffbedingungen und Bodenreaktion können sehr unterschiedlich sein und schwanken zwischen schlecht bis sehr gut bzw. sauer bis schwach alkalisch. Da, vor allem im Frühjahr,

ein Wasserüberschuss herrscht, werden diese Standorte von Pflanzen besiedelt, die Luft in die unterirdischen Organe leiten können. Da sie nur wenig Wasser aufnehmen, wirken sie mittelbar sogar vernässend und nicht austrocknend. Aufgrund des geringen Futterwertes dieser Arten (KLAPP 1971) und der geringen Eignung der Feuchtlebensräume für eine intensive Bewirtschaftung mit schweren Maschinen wurde mit der Trockenlegung der nassen Standorte begonnen, die zu einem starkem Rückgang der Molinietalia-Gesellschaften führte.

Hier wurden jene Aufnahmen eingeordnet, die auf feuchten, extensiven Mähwiesen vorgenommen wurden. Wieder konnten nur wenige Kenn taxa nachgewiesen werden und der stark streuende Datensatz macht eine Klassifizierung auf Assoziations- oder Verbandsniveau unmöglich. Jedoch ist die Zuordnung zur Ordnung der Molinietalia durch die hohe Frequenz von *Cirsium canum*, das in allen Aufnahmen vorhanden ist, gefolgt von *Cirsium palustre* und *Lythrum salicaria*, begründet. Es handelt sich bei diesen Flächen vermutlich um Reste ehemals ausgedehnter Nasswiesen auf Niedermoorböden, die stark entwässert wurden. Die, für diese Wiesen typische und im Pannonicum gefährdete, *Molinia caerulea* wurde nur in einer Aufnahme gefunden. Die mit unterschiedlicher Häufigkeit eingestreuten *Festuca rupicola*-Bestände sind ebenfalls eine Folge der Trockenlegungsmaßnahmen. Die Streuung des Datensatzes erklärt sich, neben der hohen Abundanz von *Festuca rupicola*, auch durch die schwache Ruderalisierung der Flächen, angezeigt von Arten wie *Conyza canadensis* und *Linaria vulgaris*, sowie die Vergrasung mit *Calamagrostis epigejos* und die Ausbreitung des Neophyten *Solidago gigantea*. Außerdem können sich Arten des Verbandes Potentillion anserinae, nämlich *Potentilla reptans* und *Pulicaria dysenterica*, rasch durch klonale Vermehrung bzw. Bildung von Ausläufern in solchen gestörten Nasswiesen ausbreiten.

Tanaceto-Arrhenatheretum (Ruderale Glatthafer-Wiese)

Diagnostische Artenkombination:

TA: *Artemisia vulgaris*, *Cichorium intybus*, ***Cirsium arvense***, ***Convolvulus arvensis***, *Elymus repens*, ***Linaria vulgaris***, *Melilotus albus*, *M. officinalis*, *Salvia nemorosa* (Pannonicum), *Silene latifolia* subsp. *alba*, *Tanacetum vulgare*

Dominante und konstante Begleiter: *Arrhenatherum elatius* (dom.), ***Achillea millefolium***, *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Pastinaca sativa*, ***Plantago lanceolata***, *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale* agg., *Trifolium pratense*

Beim Tanaceto-Arrhenatheretum handelt es sich um ruderale Wiesen mit Trennarten aus der Klasse *Artemisietea vulgaris* und *Galio-Urticetea* auf gestörten Standorten, die in Siedlungsbereichen, an Straßenanlagen und auf Industriegeländen vorhanden sind. Da sich die entsprechenden Standorte vor allem entlang von Straßen in den letzten Dekaden stark vermehrt haben, hat sich auch das Vorkommen dieser Gesellschaft erhöht. Die, durch das Störungsregime entstehenden, Lücken in der Vegetationsdecke werden von den für die Gesellschaf-

ten charakteristischen Artemisietea-Arten eingenommen (vgl. KLEIN 1980). Auch die meist geschütteteten und nicht gewachsenen Böden auf Straßenböschungen begünstigen die Artenvielfalt dieser Pflanzenbestände. Die Gesellschaft entsteht entweder als Sukzessionsstadium aus brachfallenden Wiesen, welche also nicht mehr gemäht werden, oder aber an gestörten Standorten, welche 1 bis 2 mal gemäht bzw. gemulcht werden.

Diese Gesellschaft wurde nur auf einer einzigen Fläche gefunden, nämlich auf einer stark gestörten Wiesenbrache. Die Zuordnung auf Basis der diagnostischen Artenkombination ist nicht sehr deutlich und die namensgebende Art, *Arrhenatherum elatius*, konnte aufgrund des späten Aufnahmezeitpunktes der bereits gemähten Fläche nicht gefunden werden. Auch die hohen Deckungswerte von *Solidago gigantea* und *Rubus caesius* erschweren die Klassifikation, sind aber jedoch für die "Offenheit" dieser Gesellschaft für Arten anderer Klassenzugehörigkeit aufgrund ihrer lückigen Vegetationsdecke bezeichnend. Das Vorkommen von *Cynodon dactylon* und *Lolium perenne* lässt außerdem eine anthropogen bedingte Veränderung des Substrates und eine Störung durch Betritt oder Befahren vermuten. Trotzdem weisen typische Arten der Klasse Molinio-Arrhenatheretea, wie *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata* und *Lotus corniculatus* auf eine ursprüngliche Wiesennutzung hin.

Potentillion anserinae (Verband der Flutrasen)

Diagnostische Artenkombination (entspricht der Ordnung Potentillo-Polygonetalia):

KA: *Althaea officinalis*, *Carex hirta* (schwach), *C. hordeistichos*, *Epilobium tetragonum*, ***Festuca arundinacea***, *Glyceria declinata*, *G. striata*, ***Inula britannica***, *Juncus inflexus*, ***Mentha aquatica***, *M. pulegium*, ***Plantago major subsp. intermedia***, *Potentilla anglica*, ***P. anserina***, *P. intermedia*, ***P. reptans***, *P. supina* (schwach), ***Pulicaria dysenterica***, *P. vulgaris*, *Ranunculus sardous*, *Rorippa sylvestris* (schwach), *Rumex crispus* (schwach), *R. stenophyllus*, *Verbena officinalis*

KA (transgr.): ***Agrostis stolonifera***, *Lysimachia nummularia*, ***Ranunculus repens***

KA (in Österreich mit anderem Gesellschaftsanschluss): *Apium repens*, *Melilotus dentatus*, *Myosurus minimus*, *Scirpoides holoschoenus*

KA (außerhalb Österreichs): *Beckmannia eruciformis*, *Deschampsia media*, *Cotula coronopifolia*, *Galega officinalis*, *Glycyrrhiza glabra*, *Mentha suaveolens*, *Polypogon viridis*, *Rorippa kernerii*, ***Teucrium scordium***, *Trifolium micranthum*, *T. resupinatum*

TA: *Carex distans*, *C. divisa*, *Coronopus didymus*, *Eleocharis palustris*, *Euphorbia platyphyllos*, *Lotus glaber*, *Persicaria amphibia*, *P. lapathifolia*, *Trifolium fragiferum*, ***Tussilago farfara***

Der Ordnung Potentillo-Polygonetalia und somit auch dem Verband Potentillion anserinae werden Rasengesellschaften feuchter und teilweise periodisch überschwemmter Standorte in der Umgebung von Wasserläufen und Wasserbecken im temperaten Teil Europas zugeordnet. Primär sind sie in feuchten, gewässernahen Habitaten zu finden, die zum Teil pe-

riodisch überschwemmt und durch eine sommerliche Austrocknungsphase gekennzeichnet sind (KRIPPELOVÁ 1967). Sekundär werden auch Standorte in ausgetrockneten Flussläufen, in künstlichen Senken und in Schottergruben mit geringen Grundwassersschwankungen besiedelt. Die Grundwasserschwankungen an diesen Standorten werden also vom Durchflussregime des nahen Wasserlaufes oder Wasserbeckens bestimmt. Synökologisch sind die Flutrasen, aufgrund des ständigen Übergangs zwischen nass und trocken, als Ökotone zu verstehen. Verschiedene Typen der natürlichen Auböden bilden das Substrat solcher Bestände. Die Artenkombination dieser Gesellschaften ist einerseits durch die Einwirkungen der Bodenfeuchtigkeit und der Dynamik des Grundwasserspiegels, andererseits durch die Beweidung und in klimatrockenen Gebieten auch durch die Bodenversalzung bedingt. Bei intensiver Beweidung kommt es zur Anreicherung von Stickstoff im Boden. Es dominieren Pflanzenarten mit C-R-Syndrom (kompetitiv-ruderal sensu Grime 1979). Die das Gesellschaftsbild prägenden Arten, z. B. *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera*, *Carex hirta*, *Potentilla anserina* und *P. reptans*, sind niedrigwüchsig und bilden als klonale Pflanzen häufig Rasenteppiche aus.

Die beschriebene Übergangssituation zwischen nassen und trockenen Perioden, die klonale Ausbreitung von diagnostischen Arten, wie *Agrostis stolonifera*, *Potentilla anserina* und *Potentilla reptans* sowie das scheinbar allgegenwärtige Vorkommen von *Calamagrostis epigjos* erschweren eine syntaxonomische Klassifikation vieler Flächen im Untersuchungsgebiet. Jedoch erscheint die Zuordnung der drei Vegetationsaufnahmen, die einen häufigen Vegetationstyp im Quadrant 4 repräsentieren, zum Verband der Flutrasen insofern sinnvoll, da sie im Kontakt zum Grundwasser stehen¹ und in ihrer Artenzusammensetzung einen Schwerpunkt in diesem Syntaxon haben. Weitere Arten in diesen heterogenen Beständen, wie *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis* und *Calystegia sepium*, weisen auf eine Beziehung zur Ordnung der Molinietalia und Convolvuletalia hin. Das Vorkommen von *Bolboschoenus maritimus* und *Juncus gerardii* in geringer Abundanz lassen einen gewissen Salzeinfluss vermuten. Die drei Vegetationsaufnahmen wurden in zwei Mähwiesen und in einem schmalen, sehr flachen Entwässerungsgraben vorgenommen. *Persicaria maculosa*, ein Ruderalstratege, zeigt den erhöhten Stickstoffeintrag in diesem linienförmigen Landschaftselement an.

¹ : Das Grundwasser steht, laut den Angaben in der hydrologischen Karte, im Frühjahr bis zur Geländeoberfläche an.

Solidago gigantea-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft (Gesellschaft der Späten Goldrute)

Diagnostische Artenkombination:

Solidago gigantea (dom.) *Aegopodium podagraria*, **Calystegia sepium**, *Dactylis glomerata*, **Elymus repens**, *Galium album*, *Galium aparine*, *Heracleum sphondylium*, *Symphytum officinale*, **Urtica dioica**

Die *Solidago gigantea*-Gesellschaft ist dem Verband *Senecionion fluviatilis* untergeordnet, der *Saumgesellschaften der Ufer und Böschungen von Fließgewässern mit Verbreitungsschwerpunkt in der planaren und collinen Stufe* vereinigt. Die Bestände setzen sich einerseits aus *verschiedenen Stauden und Gräsern (meistens aus Frisch- und Feuchtwiesen der Ordnung Molinietalia)*, andererseits aus *krautigen und holzigen Lianen* (z.B. *Calystegia sepium*, *Humulus lupulus*, *Fallopia aubertii*, *F. dumetorum* u.a.) zusammen. Zu den Kontaktgesellschaften dieser *bach- und flussbegleitenden nitrophilen Hochstaudenfluren* zählen die *Feuchtwiesen (Calthion)*, *Uferröhrichte (Phalaridion)*, *annuelle nitrophile Uferfluren der Bidentetea*, aber auch *Ufer-Saumgehölze (Salicetea purpureae)*. Die Gesellschaft der Späten Goldrute gehört zu den „*Verdrängungsgesellschaften*“ des Verbandes, bei denen *expansive Neophyten und teilweise schon eingebürgerte Neoindegenophyten (sensu HOLUB & JIRÁSEK 1967)* die autochthonen Arten verdrängen und so *die Struktur und Textur der ursprünglichen wasserbegleitenden Gesellschaften* abwandeln. *Solidago gigantea* stammt aus Nordamerika und *ist wahrscheinlich der erfolgreichste mitteleuropäische Neophyt*. Er besiedelt *ruderalisierte Uferböschungen, Ödland, Auwaldschläge und Strassenränder* und bildet dort *monodominante Bestände* aus.

Auch im Zuge der Kartierung des Untersuchungsgebietes fiel die massive Ausbreitung der Späten Goldrute auf. Die Gesellschaft tritt als Subtyp in Vegetationsmosaiken an Ufern von Fließ- und Stillgewässern, aber auch in Brachen und Feuchtwiesen auf. Die Vegetationsaufnahme in einer Wiese enthält deshalb auch die Feuchtwiesenarten *Cirsium canum* und *Lythrum salicaria* der Klasse Molinietalia. Die zweite Aufnahme, die am Ufer eines lang gestreckten, künstlich angelegten Teiches vorgenommen wurde, leitet durch den hohen Deckungswert von *Phragmites australis* floristisch zur *Phragmites australis-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft* über.

Phragmites australis-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft (Graben-Schilf-Röhricht)

Diagnostische Artenkombination:

Dominante und konstante Begleiter: **Phragmites australis** (dom.), **Urtica dioica** (dom.), **Calystegia sepium** (subdom.), *Galium aparine*, *Poa trivialis*

Die zweite Gesellschaft des Verbandes *Senecionion fluviatilis* ist *in Gräben, auf deren Böschungen* oder *auch an Bahnstandorten* verbreitet und *erinnert an ein trockengelegtes Röhricht*. Durch sein *mächtiges Rhizomsystem* ist *Phragmites australis* in der Lage, *nahegelegene Feuchtstandorte* zu erreichen und besiedelt daher nicht nur Böden, die *anhaltend ver-nässt und oft voller Faulschlamm* sind (FORSTNER 1983: 40-41), sondern auch trockene Standorte.

Diese Angaben stimmen mit den Fundorten der *Phragmites australis*-Gesellschaft im Untersuchungsgebiet überein. Sie findet sich nicht nur auf Uferböschungen und brachliegenden Flächen in der Nähe von Gräben, sondern auch auf gewässerfernen Brachen. Weiters wurde auch ein kleinflächiger Bereich in einem Waldstück auf feuchtem Grund dieser Gesellschaft zugeordnet.

5.1.3 Syntaxonomische Klassifizierung der Röhrichte und Seggenrieder

Phragmiti-Magnocaricetea Klika in Klinka et Novák 1941

Phragmitetalia Koch 1926

Phragmition communis Koch 1926

Phragmitetum vulgaris von Sóo 1927

Typhetum angustifoliae Pignatti 1953

Magnocaricion elatae Koch 1926

Caricion gracilis (Neuhäusl 1959) Oberd. et al. 1967

Galio-palustris-Caricetum ripariae Bal.-Tul. et al. 1993

Galio-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritimae subass. nova
hoc loco (Weisser 1970a, b)

Bolboschoenetalia maritimi Hejny' in Holub et al. 1967

Cirsio brachycephali-Bolboschoenion (Passarge 1978) Mucina in Balátová-
Tulácková et al. 1993

Bolboschoenetum maritimi Egger 1933

Schoenoplectetum tabernaemontani Soó 1947

Puccinellio-Salicornietea Topa 1939

Scorzonero-Juncetalia gerardii Vicherek 1973

Scorzonero-Juncion gerardii (Wendelberger 1943) Vicherek 1973

Phragmitetum vulgaris (Schilf-Röhricht)

Diagnostische Artenkombination:

Dominante und konstante Begleiter: ***Phragmites australis*** (dom.), *Carex elata*, *Equisetum fluviatile*, *Galium palustre*, *Schoenoplectus lacustris*, ***Typha angustifolia***

Das Phragmitetum vulgaris ist *hauptsächlich in wärmeren Gebieten über nährstoffreichem Untergrund* verbreitet und bildet dort, *sowohl über Ausläufer als auch generativ, artenarme, manchmal nur von Phragmites australis aufgebaute Bestände* aus. Die Gesellschaft erreicht *seine Optimalentwicklung im ständig überschwemmten Bereich mit einer mittleren Wassertiefe von, je nach Autor, 2 bis 4 m* (LANG 1973, TOMASZEWICZ 1979, PHILIPPI 1977). *Schlammbedeckte, mineralische Böden sowie Torfböden (besser durchlüftete Schilftorfe; TOMASZEWICZ l. c., POTT 1980, MIERWALD l. c.)* sind die bevorzugten Substrate des Phragmitetums, das oft *an der Verlandung eutropher bis mesotropher Stillgewässer (Teiche, Seen, Altwässer, Gräben, Flussmündungen)* beteiligt ist. Bei *sekundärer Eutrophierung* wandert *Phragmites australis mit seinen Ausläufern auch landeinwärts in die Kontaktgesellschaften (meist Magnocaricion-Bestände auf mesotrophen Standorten)* ein und kann dort als *Sukzessionsrelikt überdauern. In diesem Fall und bei weiteren Gesellschaften innerhalb der Sukzessionsreihe* kann man natürlich nicht von einem Phragmitetum sprechen.

Von den drei Vegetationsaufnahmen, die dieser Assoziation zugeordnet wurden, handelt es sich bei zweien um ein Schilf-Röhricht in und am Uferbereich von Gräben. Neben der Dominanz von *Phragmites australis* kommen in diesen linienförmigen Biotopen zwar relativ viele verschiedene Arten vor, aber diese nur in sehr geringer Abundanz. Es sind die, im Untersuchungsgebiet häufigen Arten *Calamagrostis epigejos* und *Solidago gigantea*, Ruderalarten, wie zB. *Amaranthus retroflexus* und *Chenopodium album*, aber auch die Magnocaricion-Charakterart *Lythrum salicaria*. Bei der dritten Aufnahme könnte es sich, wie oben beschrieben, nicht um ein Phragmitetum vulgaris, sondern um eine Gesellschaft in der Sukzessionsreihe handeln. *Phragmites australis* erreicht auf dieser Wiesenbrache, die wahrscheinlich nur sporadisch gemäht wird, eine Wuchshöhe von 2 m und einen Deckungswert auf der Braun-Blanquet-Skale von 5. Die zweite bestandesbildende Art, *Carex riparia*, kommt mit einem Wert von 2 vor und könnte, zusammen mit den anderen Arten, als Rest des ehemaligen Seggenriedes angesehen werden. Da es sich aber um einen extrem artenarmen Bestand handelt, fiel die Entscheidung über die Zuordnung dieser Aufnahme auf das Phragmitetum vulgaris.

Typhetum angustifoliae (Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolbens)

Diagnostische Art:

KA: ***Typha angustifolia*** (dom.)

Diese Assoziation besiedelt *das Sublitoral schwach eutropher bis mesotropher Gewässer der planaren bis kollinen Stufe*. In *Seen, Weiher, Teiche und tiefere Gräben* bildet es *artenarme, dichte und hochwüchsige, meist über 2,5 m hohe Bestände* und tritt häufig als *Erstverlandungs-Gesellschaft* auf. *Die Wassertiefe erreicht nach WESTHOFF & DEN HELD (1969) 0,5 bis 1,5 m, selten bis 3 m*. Das bevorzugte Substrat *wird großteils von tiefgründigem, kalkhaltigem und organomineralem Schlamm (Gyttja) gebildet, in kühleren Regionen jedoch von mineralische Böden* (HEJNY' 1960).

Die beiden Aufnahmen wurden in einem wasserführenden und in einem, zum Aufnahmezeitpunkt, trockenliegenden Grabenabschnitt vorgenommen. Der Bestand im wasserführenden Teil ist artenarm und hauptsächlich von *Typha angustifolia* aufgebaut. Daneben erreicht auch *Lemnor minor* hohe Deckungswerte auf der Wasseroberfläche. Im trockenliegenden Grabenabschnitt tritt *Typha angustifolia* zurück und gibt somit anderen typischen Besiedlern von Gräben mit schlammigem Substrat, wie *Alisma plantago-aquatica*, *Lythrum salicaria* und *Mentha aquatica*, Raum zur Entwicklung.

Galio palustris-Caricetum ripariae (Uferseggen-Sumpf)

Diagnostische Artenkombination:

KA: ***Carex riparia*** (dom.)

TA: ***Agrostis stolonifera***, *Carex elata* (KE-diff.)

Konstante Begleiter: ***Galium palustre***, ***Lythrum salicaria***

Das Galio palustris-Caricetum ripariae hat seinen *Verbreitungsschwerpunkt im temperaten und submeridionalen Europa (DIERSSEN 1982)* und kommt *meist in der planaren und kollinen Stufe wärmerer Gebiete* vor. Es handelt sich einerseits um *sekundäre Ersatzgesellschaften von Auenwäldern in den Alluviallagen*, in denen das Galio palustris-Caricetum ripariae *langzeitig überschwemmte, flache Senken, Altwässer und Kanäle* besiedelt, andererseits um eine Verlandungsgesellschaft *eutropher Seen und Teiche*. Die Gesellschaft kann sich gut *auf schwach sauren bis schwach basischen, schlammigen Böden (selten auf Flachmooren)* entwickeln. *Carex riparia* benötigt *am Anfang der Vegetationsperiode sowie während des Höhenwachstums einen hohen Überflutungswasserstand*, ansonsten bleibt sie *niedrig und steril*. *Eine ausgeprägte Senkung des Grundwasserstandes erträgt sie erst im Spätsommer und Herbst (BALÁTOVÁ-TULÁCKOVÁ 1976)*. Neben der guten Versorgung mit austauschbaren Ionen haben die Böden *durch Sulfate eine schwach halophilen Charakter*. Bestände des

Uferseggen-Sumpfes kombiniert mit *Bolboschoenus maritimus* (WEISSER 1970a, b) werden der Subassoziation Galio-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritimae zugeordnet.

Die Assoziation und Subassoziation mit *Bolboschoenus maritimus* wurden im Zuge der Kartierung hauptsächlich auf extensiv genutzten Mähwiesenflächen auf geringer Seehöhe gefunden. Diese werden, laut mündlicher Mitteilung eines Bauers, meistens zweimal, bei guten Wachstumsbedingungen dreimal, jährlich gemäht. Die Bestände werden von *Carex riparia* dominiert und sind zumeist mehr oder weniger verschilft. *Calamagrostis epigejos* tritt nur in einer Fläche bestandesbildend auf. Ein weiterer Fundort dieser Gesellschaft befindet sich in einem wasserführenden Graben im Quadrant 2.

Bolboschoenetum maritimi (Kontinentales Meersimsen-Röhricht)

Diagnostische Artenkombination:

KA: ***Bolboschoenus maritimus*** (transgr., dom.)

TA (gegen das Schoenoplectetum tabernaemontani): *Aster tripolium* subsp. *pannonicus*, *Cirsium brachycephalum*, *Melilotus dentatus*, *Puccinellia limosa*

Konstanter Begleiter: ***Potentilla anserina***

Das typische Brackwasser-Röhricht mit pannonischer Verbreitung ist im Wellenraum (Sublitoral und Epilitoral) der Salzlacken zu finden und stellt ein wichtiges Verlandungsstadium an den Ufern von salzhaltigen Tieflandgewässern dar (vgl. SOÓ 1947, WENDELBERGER 1950, HEJNY & HUSÁK 1978, KÖLLNER 1983 u. a.). Es handelt sich um artenarme und einfach strukturierte Bestände auf schwerem versalztem Gley.

Die, diesem Syntaxon zugeordneten, Vegetationsaufnahmen entsprechen natürlich nicht dem Bild eines typischen Brackwasser-Röhrichtes, da sie durchwegs mit *Calamagrostis epigejos* und *Agrostis stolonifera* vergrast sind. Jedoch gibt es mehr oder weniger dichte *Bolboschoenus maritimus*-Bestände auf Extensivwiesen und in Gräben vor allem im Quadrant 5. Offenbar ist dies durch eine gewisse Salzhaltigkeit des Bodens begründet.

Schoenoplectetum tabernaemontani

Diagnostische Artenkombination:

KA: ***Schoenoplectus tabernaemontani*** (transgr., dom.)

TA: *Persicaria amphibia*

Konstante Begleiter: ***Agrostis stolonifera*, *Bolboschoenus maritimus*, *Juncus gerardii***

Diese Gesellschaft besiedelt die Sublitoralzone und die untere Stufe der Eulitoralzone (VI-CHEREK 1973) und steht somit länger unter Wasser als die reinen *Bolboschoenus maritimus*-Bestände.

Auch diese Vegetationsaufnahmen lassen sich nicht eindeutig zuordnen, zumal *Schoenoplectus tabernaemontani* nur höchstens subdominant auftritt. Es handelt sich um sehr kleinflächig ausgebildete Bestände aus *Bolboschoenus maritimus*, *Agrostis stolonifera*, *Phragmites australis* und *Schoenoplectus tabernaemontani* in Mulden und Nassgallen von Mähwiesen und Brachen sowie in Gräben. Um diese feinen, standörtlichen Unterschiede hervor zu heben, erachte ich eine Zuordnung zu diesem Syntaxon für sinnvoll.

Scorzonero-Juncion gerardii

Diagnostische Artenkombination (entspricht der Ordnung Scorzonero-Juncetalia gerardii - Binnenländische Salzsumpfwiesen):

KA: *Carex distans*, *C. divisa*, *C. hordeistichos*, ***C. otrubae***, *C. secalina*, *Cirsium brachycephalum*, *Glaux maritima* (part.; Pulkautal), *Juncus ambiguus*, ***J. gerardii***, *Lotus maritimus*, *Melilotus dentatus*, *Taraxacum bessarabicum*, *Trifolium fragiferum* (schwach), *Triglochin maritimum*, *Samolus valerandi*, *Veronica scardica* (reg.; Weinviertel)

TA: ***Agrostis stolonifera***, ***Bolboschoenus maritimus***, ***Eleocharis uniglumis***, *Mentha pulegium*, ***Phragmites australis***, *Scorzonera laciniata* (in Österreich wahrscheinlich ausgestorben), ***Potentilla anserina***, *P. supina*, *Pulicaria vulgaris*, *Ranunculus sardous*

Die Salzsumpfwiesen der Ordnung Scorzonero-Juncetalia gerardii umfassen *natürliche oder halbnatürliche, obligat halophile Gesellschaften auf versalzten Tschernitsa- oder vernässten Wiesen-Solonetz-Typen im pontisch-pannonischen Raum*. Sie besiedeln *Nassgallen-Niederungen in Solonetz-Steppen oder Verlandungszonen von Lacken und stehen oft in Kontakt mit Salzried-Gesellschaften (Phragmites australis, Schoenoplectus tabernaemontani und Bolboschoenus maritimus)*.

Bei diesem Vegetationstyp handelt es sich nicht um typische primär entstandene Salzsumpfwiesen, sondern um sehr heterogene Bestände vor allem auf extensiv genutzten Wiesenflächen, aber auch in Gräben und Brachen. Drei der vier Vegetationsaufnahmen vermitteln stark zum Galio palustris-Caricetum ripariae und sind teilweise mit *Calamagrostis epigejos* und *Elymus repens* vergrast. Bei der vierten Aufnahme dominiert zwar *Calamagrostis epigejos*, aber Salzindikatoren, wie *Carex otrubae*, *Juncus gerardii* und *Atriplex prostrata* erreichen zusammen eine hohe Deckung. Wie beim Bolboschoenetum maritimi fällt eine Häufung dieses salzbeeinflussten Vegetationstyps im Quadranten 5 auf.

5.2 Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen pro Quadrant

In diesem Abschnitt wird die absolute Häufigkeit der Vegetationstypen in Diagrammen dargestellt, welche Rückschlüsse auf die Landschaftsstruktur der einzelnen Untersuchungsquadranten zulassen. Die vollständigen wissenschaftlichen Bezeichnungen für die in den Abbildungen verwendeten Abkürzungen der Vegetationstypen sind im Anhang (siehe Abschnitt 7.2) aufgelistet.

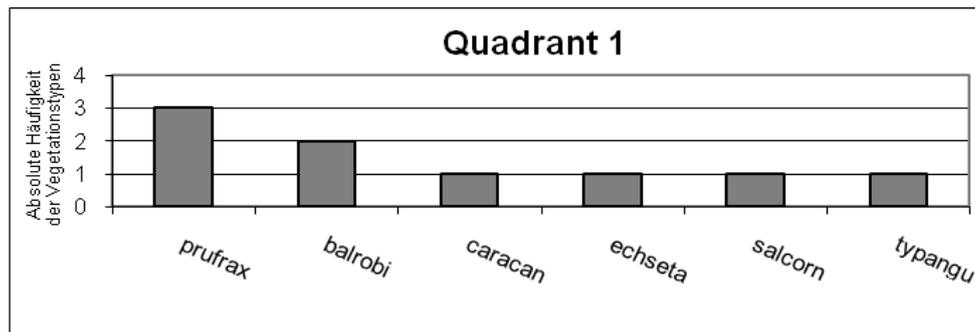


Abb. 5: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 1

Quadrant 1 stellt eine ausgeräumte, strukturarme Ackerlandschaft da. Die beiden Windschutzstreifen gehören den Vegetationstypen Pruno-Fraxinetum und Balloto-Fraxinetum an. Die *Carduus acanthoides*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft findet sich am Rand von Wegen bzw. von den Feldgehölzen. Die einzige Ackerbrache lässt sich dem Typ *Echinochloo-Setarietum pumilae* zuordnen. Im Südosten des Quadranten verläuft ein Graben, dessen Uferböschung vom Vegetationstyp der Subassoziation *Salicetum albae subass. cornetosum* dominiert wird. Im, mehr oder weniger zum Aufnahmezeitpunkt ausgetrockneten, Graben findet sich das *Typhetum angustifoliae*.

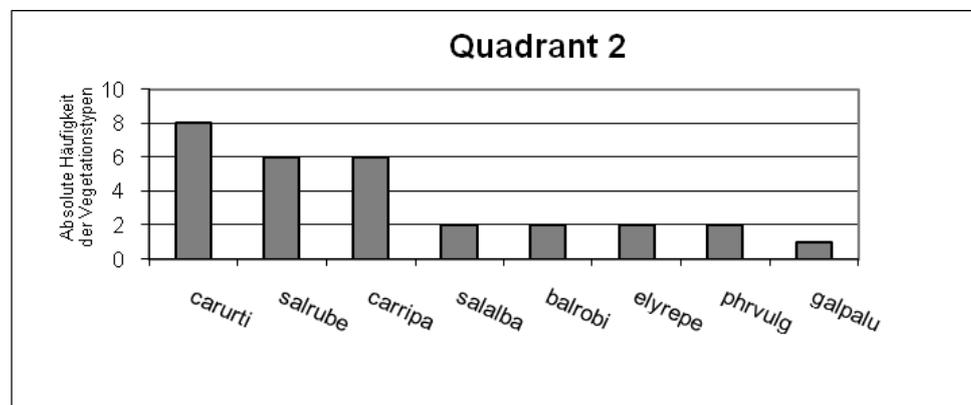


Abb. 6: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 2

Quadrant 2 wird nicht nur von Ackerflächen dominiert, sondern auch von einem Waldstück, das dem Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum angehört. Die beiden zweithäufigsten Vegetationstypen, die Salix rubens-Gesellschaft subass. cornetosum sowie Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. caricetosum ripariae begleiten die zahlreichen Entwässerungsgräben. An nur zwei kartierten Grabenabschnitten findet sich das Salicetum albae-phalaridetosum. Die Vegetation in bzw. am Ufer der Gräben wird vom Phragmitetum vulgare und Galio palustris-Caricetum ripariae dominiert.

Gehölze, die sich nicht in Gewässernähe befinden, gehören dem Balloto-Robinetum an. Die Elymus repens-(Agropyretalia)-Gesellschaft stellt den Unterwuchs der beiden, schmalen Al-leestreifen im Nordosten des Quadranten da.

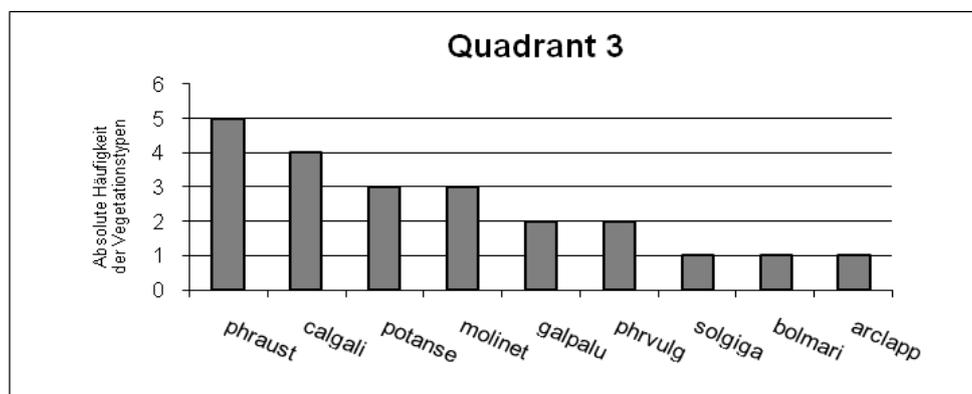


Abb. 7: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 3

Der häufigste Vegetationstyp im Quadrant 3 ist die Phragmites australis-(Senecion fluviatilis)-Gesellschaft auf ungemähten Flächen nahe des Hottergrabens und auf Wiesenbrachen. Die extensiv bewirtschafteten Wiesen, die flächenmäßig den größten Anteil des Quadranten ausmachen, werden von der Calamagrostis epigejos-Galium verum-Gesellschaft, sowie von den Vegetationstypen Potentillion anserinae, Molinetalia und Galio palustris-Caricetum ripariae dominiert. Das Phragmitetum vulgare herrscht auf den beiden größten, kartierten Flächen, eine Brache und eine extensive Wiese, vor. Nur jeweils einmal kommen die Typen Solidago gigantea-(Senecion fluviatilis)-Gesellschaft, Bolboschoenetum maritimi sowie Arction lappae vor.

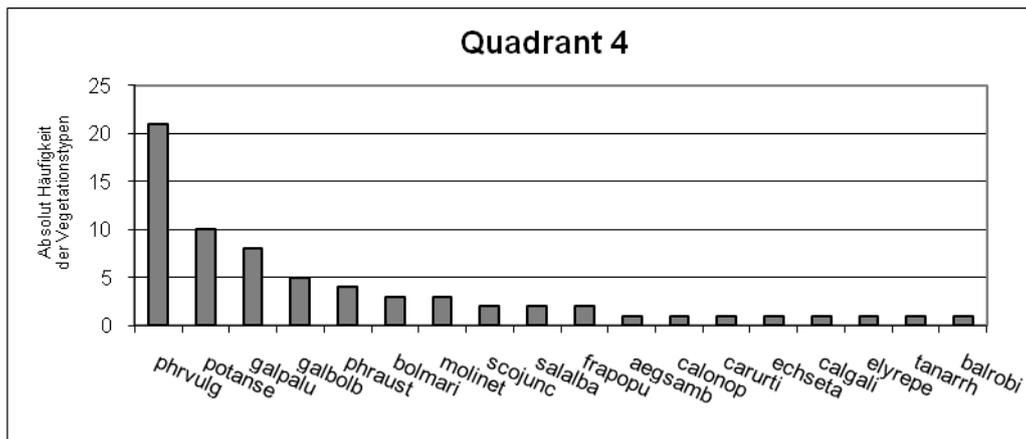


Abb. 8: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 4

Mit 18 verschiedenen Vegetationstypen ist Quadrant 4 der vielfältigste unter allen fünf Untersuchungsquadranten. Dieser Umstand hängt wohl mit der größeren Strukturvielfalt und der hohen Anzahl an unterschiedlich genutzten, flächenmäßig relativ kleinen Parzellen zusammen.

Der mit Abstand häufigste Vegetationstyp, das Phragmitetum vulgare, beherrscht große, brachliegende Wiesen und säumt Fischteiche und Gräben. Auf den gemähten Wiesen finden sich hauptsächlich die Typen Potentillion anserinae, Galio palustris-Caricetum ripariae sowie die Subassoziation Galio-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritima. Die Phragmites australis-(Senecion fluviatilis)-Gesellschaft besiedelt, wie das Phragmitetum vulgare, die Ufer der Gräben, aber auch die Lagerstellen des Mähguts.

Bei den Gehölzen dominieren das Fraxino-Populetum und Salicetum albae-phalaridetosum. Daneben gibt es eine große Anzahl an seltenen Vegetationstypen, wie z. B. das Aegopodio-Sambucetum nigrae, die Calamagrostis epigejos-(Onopordetalia)-Gesellschaft oder das Echinochloa-Setarietum pumilae.

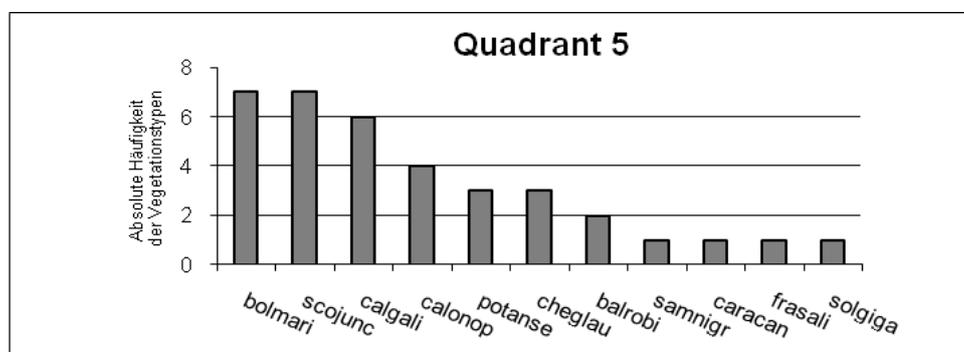


Abb. 9: Absolute Häufigkeit der dominanten Vegetationstypen im Quadrant 5

Bei Quadrant 5 fällt die große Häufigkeit der beiden salzbeeinflussten Vegetationstypen *Bolboschoenetum maritimi* und *Scorzonero-Juncion geradii* auf extensiv genutzten Wiesen auf. Außerdem findet sich auf solchen Flächen auch die *Calamagrostis epigejos*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft. Die großen Weiden werden von der *Calamagrostis epigejos*-*Galium verum*-Gesellschaft dominiert. Die Vegetationstypen *Potentillion anserinae* und *Chenopodion glauci* herrschen hauptsächlich auf feuchten, nährstoffreichen Brachen vor, wobei letzterer Typ wieder auf eine schwache Salzhaltigkeit des Bodens hinweist.

Die drei Windschutzstreifen im Quadranten werden von dem neophytendominierten *Balloto-Robinetum* und *Sambuco nigrae-Aceretum negundo* gebildet. Ferner sind die Typen *Frangulo-Salicetum cinereae subass. urticetosum* am Ufer des Hottergrabens, die *Carduus acanthoides*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft und die *Solidago gigantea*-(*Senecionion fluviatilis*)-Gesellschaft auf Brachen, mit jeweils nur einer kartierten Fläche vertreten.

5.3 Kanonische Korrespondenzanalyse der Vegetationsaufnahmen

Die folgenden Ordinationsdiagramme veranschaulichen die Anordnung der Vegetationsaufnahmen im multidimensionalen, ökologischen Raum. Die CCA wurde jeweils für die drei Gruppen (Gehölze - Wiesen und Brachen - Röhrichte und Seggenrieder) durchgeführt. Als erklärende Umweltvariablen, die als rote Vektoren dargestellt sind, wurden Flurabstand, Nutzungsintensität, Exposition, Seehöhe, sowie die, für die Aufnahmen berechneten, Ellenberger-Zeigerwerte für Stickstoff und Feuchte gewählt. Außerdem ist die Klassifizierung der Aufnahmen in Nutzungs- und Bodentyp, also die nominalen Umweltvariablen, als rote Kreuze im Diagramm abgebildet. Da die Bodenkarte lückenhaft ist und zu einigen, wenigen Aufnahmen keine Information bezüglich des Bodentyps vorliegt, konnten nicht alle Aufnahmen in die CCA einfließen.

Die schwarze Kreise stellen die Vegetationsaufnahmen dar, die blauen Dreiecke ausgewählte Pflanzenarten. Da das Ordinationsdiagramm Arten, Aufnahmen und Umweltvariablen enthält, wird es als *tripplot* bezeichnet.

Die Stärke und Richtung der Umweltgradienten, also die Änderung der Variablen in den Aufnahmen, wird durch die Länge und die Orientierung der Vektorpfeile dargestellt. Die relative Distanz der Pfeile zu den Achsen gibt Auskunft über die Beziehung zwischen den Umweltvariablen und der Varianz der Artenzusammensetzungen in den Aufnahmen.

Bei Betrachtung des Diagrammes stellt man sich die Vektoren über den Koordinatenursprung, der den mittleren Werten der Umweltvariablen entspricht, verlängert vor. Liegen die Aufnahmepunkte auf der Seite mit der Pfeilspitze eines Vektors, haben sie höhere gewichtete Mittel im Bezug auf die betreffende Umweltvariable als auf der anderen Seite. Auch die Nähe der Arten und Aufnahmen zum Koordinatenursprung kann zur Interpretation herangezogen werden. Solche, die nahe dem Ursprung liegen, sind meist Arten bzw. Aufnahmen mit einer großen, ökologischen Amplitude, dh. sie kommen auf nahezu allen Standorten vor. Es kann aber auch sein, dass sie in keiner Beziehung zu den gegebenen Umweltvariablen bzw. Achsen stehen. Umgekehrt werden Aufnahmepunkte, die sich vom Koordinatenursprung in Richtung bestimmter Vektorpfeile bewegen, durch diese Umweltvariablen erklärt. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist der relative Distanz zwischen den Aufnahmepunkten. Sie ist ein Maß für die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung in den Aufnahmen (vgl. LEYER 2007, S. 96f).

Bei allen drei Ordinationsdiagrammen ist ein häufiges Problem bei Korrespondenzanalysen erkennbar. Bei dem sogenannten *Arch*-Effekt tritt eine Verzerrung auf und die Aufnahmen beschreiben einen Bogen. Das könnte einerseits an einem mathematischen Artefakt liegen, andererseits daran, dass die CCA die Bedeutung der zweiten Achse überbewertet. Ein weiterer Grund könnte die Verwendung zu vieler und redundanter Umweltvariablen sein. Letztendlich ist nicht auszuschließen, dass dem Muster tatsächlich eine ökologische Bedeutung zugrunde liegt. Um diese vielen Unsicherheiten zu reduzieren, wurde die Analyse probeweise mit weniger Variablen in unterschiedlicher Kombination wiederholt und auch eine DCCA (Detrended Constrained Correspondence Analysis) durchgeführt. Bei dieser Erweiterung der CCA, auf die hier nicht näher eingegangen wird, kommt es durch Erniedrigung des Eigenwertes der zweiten Achse zu einer Stauchung derselben und der Bogen wird zerstört (vgl. ebda., S. 102). Da aber weder die DCCA, noch die Reduktion der Umweltvariablen etwas an den Kernaussagen der Diagramme ändert, habe ich auf deren Darstellung verzichtet und mich bemüht, die Muster der Aufnahmen anhand der CCA sinnvoll zu interpretieren.

Zur Interpretationshilfe wurden jedem Diagramm Symbol-Plots angefügt, die die Werte der wichtigsten Umweltvariablen zu jedem Aufnahmepunkt zeigen. Die den Zahlencodes entsprechenden Werte bei der Vertikalstruktur und Nutzungsintensität sind im Methodikteil (siehe Abschnitt 4.1.2) zu finden. Die kleinen Kreuze beim Symbol-Plot des Flurabstandes entsprechen dem Wert 0 Meter, dh. das Grundwasser steht bei diesen Standorten bis zur Geländeoberfläche. Offenbar fasst das Programm Canoco 4.5 diesen Wert als fehlende Umweltvariable auf.

5.3.1 Kanonische Korrespondenzanalyse der Gehölze

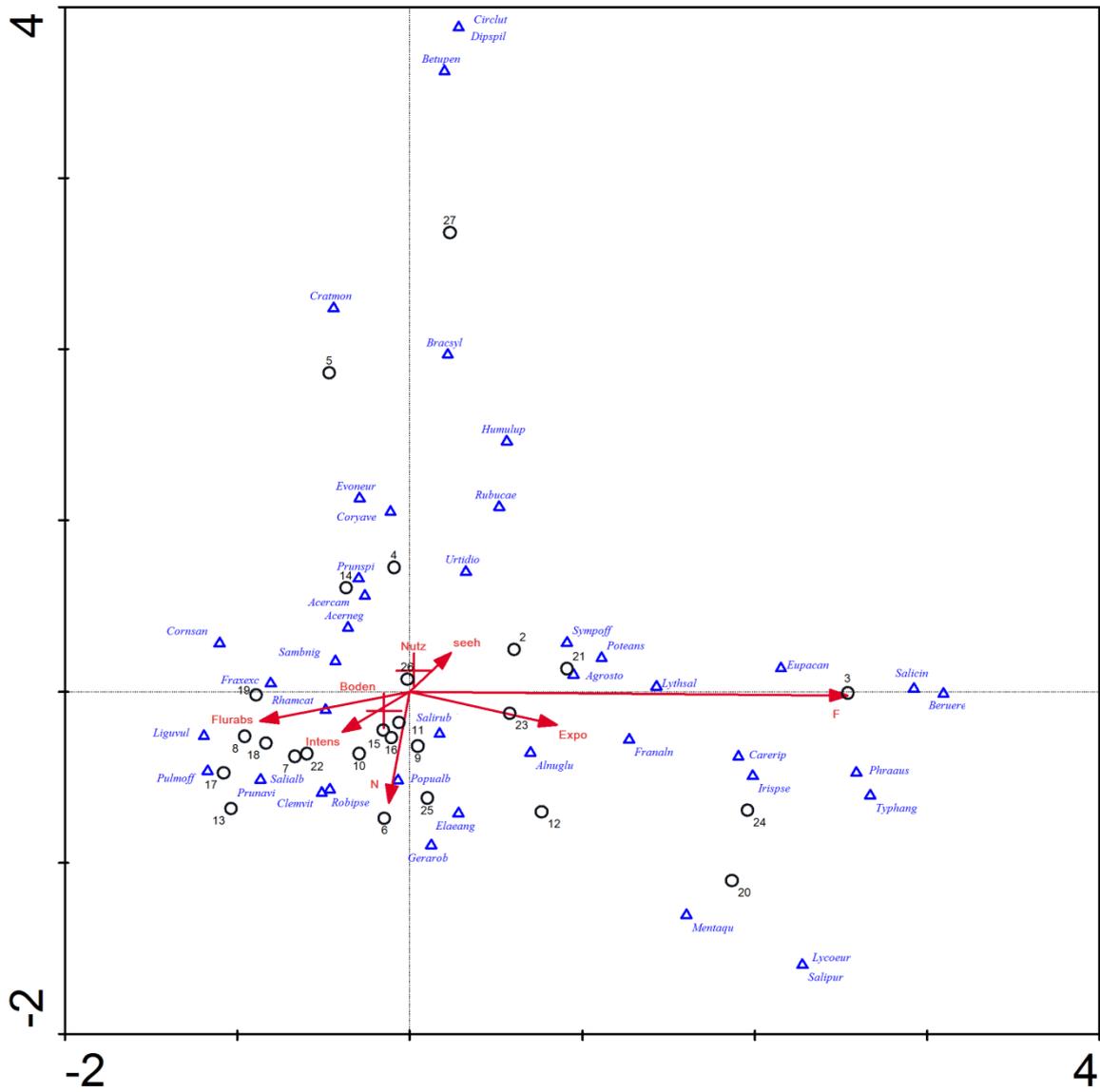


Abb. 10: CCA-Triplot der Gehölze

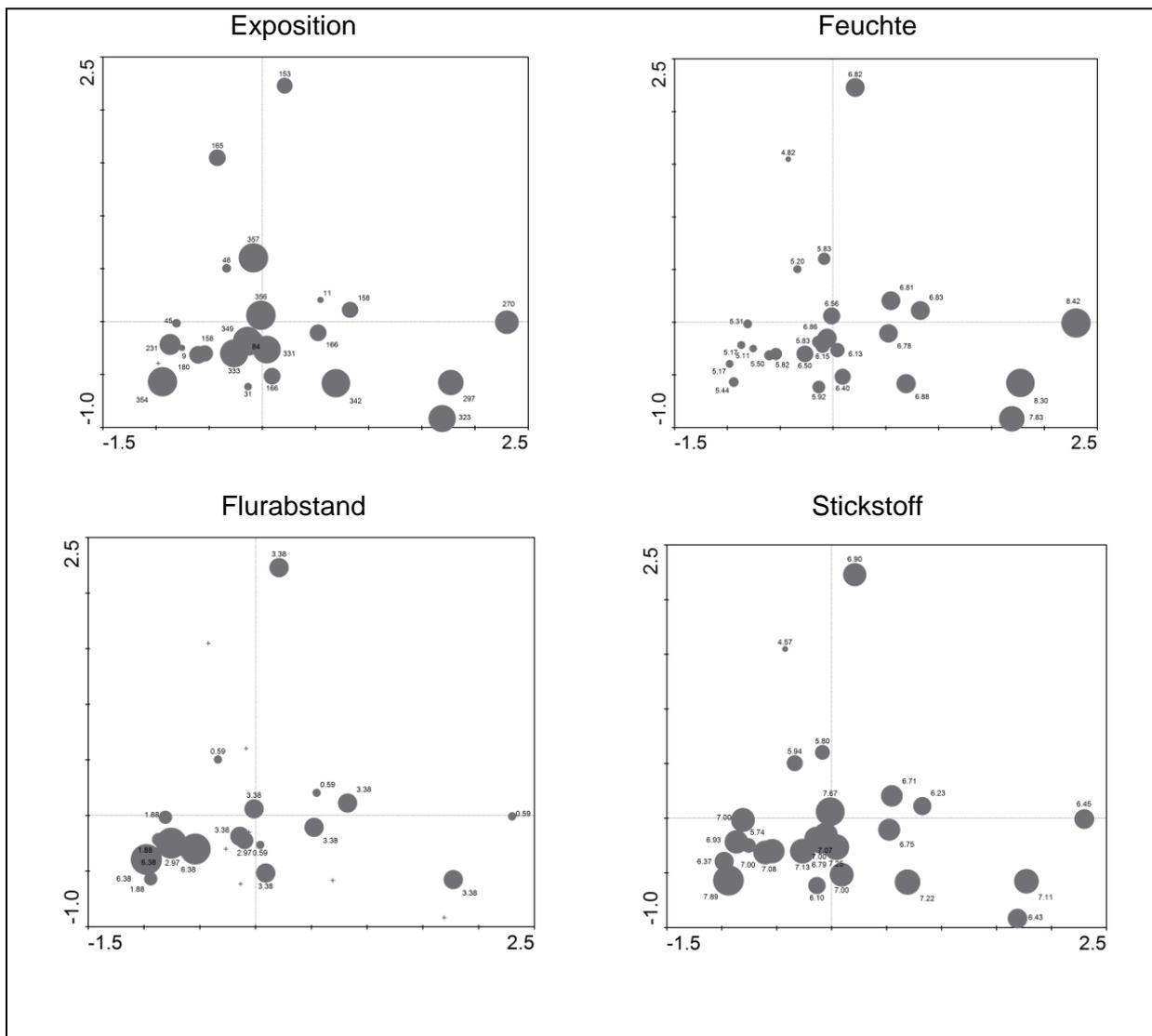


Abb. 11: Symbol-Plots der Gehölze

Bei dem CCA-Diagramm der Gehölze fällt auf den ersten Blick die enge Korrelation der Ellenberg-Feuchtezahl mit der ersten Achse auf. Sie trennt die Arten entlang dieser Achse in solche auf, die feuchte oder nasse Standorte bevorzugen und jene, die Staunässe nicht ertragen. So befinden sich auf der rechten Seite die Aufnahmen von Ufergehölzen entlang von Fließ- und Stillgewässern, sowie Vegetationstypen, die ihren Schwerpunkt auf Nassböden haben, wie zum Beispiel das *Carici-elongatae-Alnetum glutinosae* subass. *caricetosum ripariae* bzw. subass. *urticetosum* und das *Frangulo-Salicetum cinereae* subass. *urticetosum*. Obwohl die Werte für den Flurabstand stark streuen, da die Datengrundlage nicht optimal ist (siehe Abschnitt 4.1.1), ist doch zu erkennen, dass dieser Feuchtgradient mit dem Flurabstand korrespondiert. Er steht der ersten Achse ebenfalls sehr nahe und nimmt von links nach rechts ab. Dieser Trend wird auch durch die Auftragung typischer Nassboden-Arten, wie *Alnus glutinosa*, *Salix cinera* und *Carex riparia*, auf der rechten Diagrammseite, bestätigt.

Da es sich bei den Gehölzaufnahmen durchwegs um Gesellschaften meso- bis eutropher Standorte handelt, ist die Auftrennung entlang der zweiten Achse nicht sehr ausgeprägt und die Länge des Stickstoff-Vektors, der der Achse am nächsten steht, eher gering. Dennoch ist, neben der Tatsache, dass sich die meisten Aufnahmepunkte in der unteren Diagrammhälfte befinden, ein Cluster im linken unteren Segment erkennbar, der vorwiegend Feldgehölze und deren Mantelgesellschaften beinhaltet, die von Äckern umgeben sind. Durch den Düngereintrag sind diese Biotope in hohem Maß mit Stickstoff belastet. Es handelt sich um Gesellschaften auf mäßig frischen bis wechsellässen, nährstoffreichen Standorten, also zum Beispiel das Balloto-Robinetum, das Aegopodio-Sambucetum nigrae sowie das Pruno-Fraxinetum. Typische Arten dieser Aufnahmen sind *Robinia pseudacacia*, *Populus alba* und *Geranium robertianum*.

Der, in diesem ebenen Gelände eher unerwartete, mäßig starke Effekt der Exposition lässt sich dadurch erklären, dass die Aufnahmen, die mit diesem Vektor in Zusammenhang stehen, mehrheitlich auf Uferböschungen von Gräben gemacht wurden und diese als Punkt auf einer Grabenseite mit dem GPS-Gerät verortet wurden. Da sich der entsprechende Vegetationstyp natürlich auf beiden Seiten der Gräben befindet, darf man der Exposition nicht die Bedeutung beimessen, die die CCA ihr zuschreibt.

Weiters sind die beiden "Ausreißer" in der oberen Hälfte des triplots auffallend. Aufnahme 27 konnte zwar dem Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum zugeordnet werden, jedoch handelt es sich um ein stark beeinträchtigtes Waldstück, in dem *Betula pendula* vorherrscht. Da dies eine, in allen anderen Aufnahmen eher selten vorkommende Art ist, liegt sie, und damit auch diese Aufnahme, weit vom Koordinatenursprung entfernt. Auf diese Art und Weise kann man den zweiten "Ausreißer", Aufnahme 5, erklären. Hier kommt es ebenfalls zu höheren Deckungswerten der seltenen Arten *Betula pendula* und *Crataegus monogyna* und damit zu einer größeren Entfernung zum Koordinatenursprung.

5.3.2 Kanonische Korrespondenzanalyse der Wiesen und Brachen

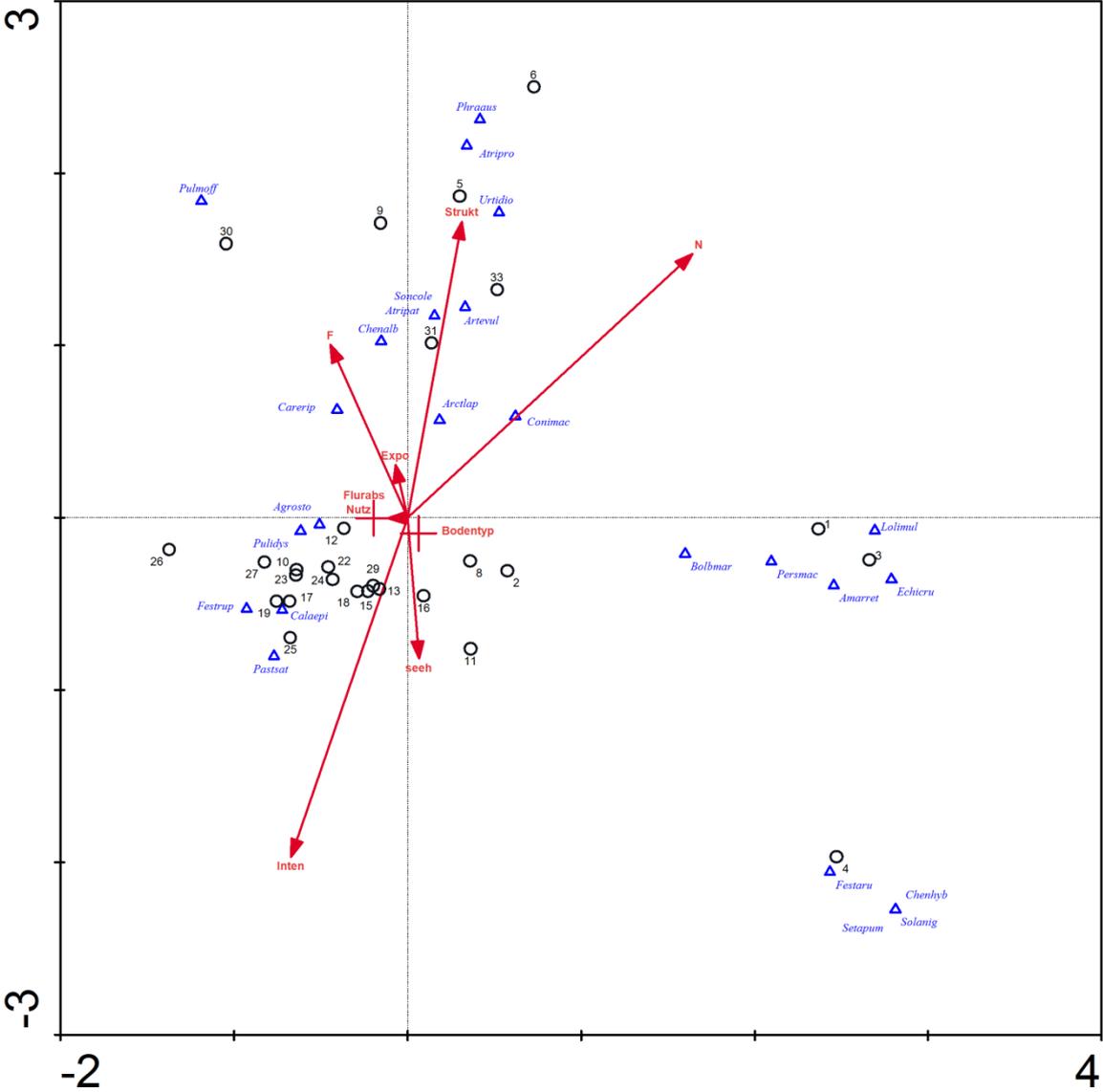


Abb. 12: CCA-Triplot der Wiesen und Brachen

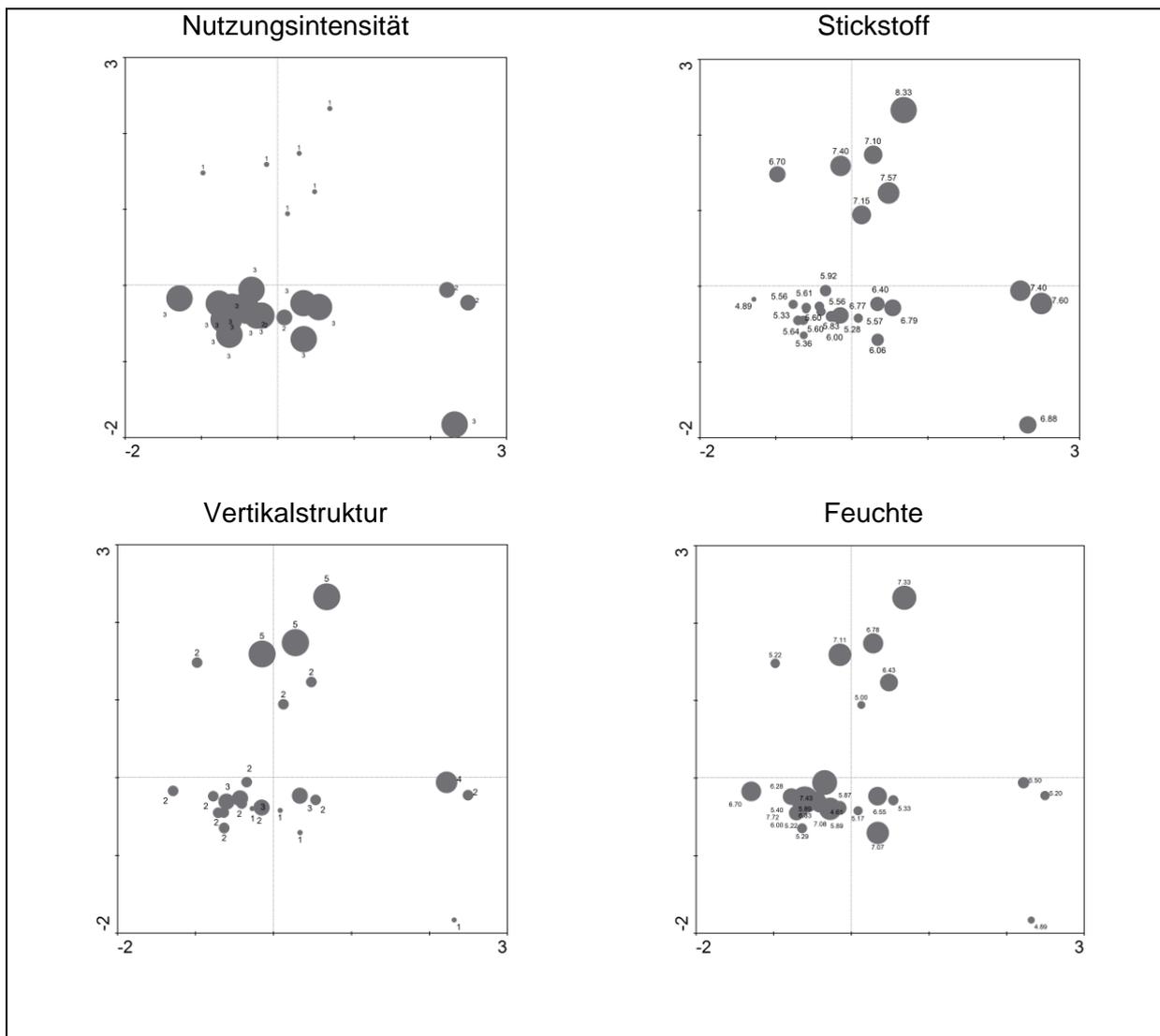


Abb. 13: Symbol-Plots der Wiesen und Brachen

Im Ordinationsdiagramm ist die Auftrennung der Aufnahmen in Wiesen und Brachen anhand der Nutzungsintensität klar ersichtlich. Im linken unteren Diagrammsegment sind die regelmäßig gemähten Wiesentypen, wie Gesellschaften der Klasse Molinio-Arrhenatheretea und die *Calamagrostis epigejos*-*Galium verum*-Gesellschaft, vereinigt. Die Aufnahmepunkte der Brachen liegen dagegen auf der rechten Seite und liefern ein sehr uneinheitliches Bild. Sie liegen alle weit vom Koordinationsursprung entfernt und auf gleicher Höhe mit dem längsten Vektor, den für Stickstoff. Es handelt sich also um Ruderalgesellschaften, die auf eutrophierten Standorten vorkommen, wie zum Beispiel das *Echinochloo-Setarietum pumilae* und *Chenopodium glauci*. Außerdem unterscheiden sich die Brachen in ihrer Nutzungsintensität, Vertikalstruktur und ihren Zeigerwerten für Feuchte. Aufnahmen 5 und 6 entsprechen der *Phragmites australis*-(*Senecionion fluviatilis*)-Gesellschaft und repräsentieren nicht genutzte Flächen auf feuchten Standorten mit hochwüchsigen Arten wie *Phragmites australis* und *Urtica dioica*.

Die beiden Ackerbrachen 1 und 3 nehmen bezüglich der oben genannten Umweltvariablen eine Mittelstellung ein. Weit abgerückt, in der unteren rechten Ecke, steht Aufnahme 4, die eine junge Ackerbrache mit sehr lückiger Vegetationsdecke darstellt, die von häufigem Bodenbruch und der hohen Deckung von seltenen Arten, wie *Festuca arundinacea* und *Solanum nigrum*, geprägt ist.

Die Aufnahmen 31 und 33 gehören dem *Arction lappae* und der *Carduus acanthoides*-Gesellschaft an, die Feldgehölze säumen und ebenfalls einem hohen Stickstoffeintrag ausgesetzt sind. Typische Ruderalarten, wie *Artemisia vulgaris* und *Arction lappa*, kennzeichnen diese Vegetationstypen.

Auf der linken Diagrammhälfte liegen ebenfalls zwei Aufnahmen von Ruderalgesellschaften, die zwar beide auf der Uferböschung von Stillgewässern vorkommen, sich jedoch floristisch stark unterscheiden. Aufnahme 9 entspricht der *Solidago gigantea*-Gesellschaft und ist in Bezug auf die Feuchtezahl und Vertikalstruktur den Aufnahmen der *Phragmites australis*-(*Senecionion fluviatilis*)-Gesellschaft sehr ähnlich. Aufnahme 30, eine *Carduus acanthoides*-Gesellschaft, säumt einen, mit Plastikfolie künstlich angelegten, Teich am Rand eines Windschutzstreifens.

Im Cluster der regelmäßig genutzten Wiesen liegen die Aufnahmepunkte eng zusammen, da sie sich in ihrer Artenzusammensetzung stark gleichen und das ausläuferbildende Land-Reitgras, *Calamagrostis epigejos*, in den meisten Aufnahmen hohe Deckungswerte erreicht. Eine Differenzierung entsprechend den verschiedenen Umweltgradienten ist nur schwer erkennbar. Links außen, sich dem Feuchtegradienten annähernd, liegen die Aufnahmen mit Taxa aus der Ordnung Molinietalia und dem Verband *Potentillion anserinae*, wie zum Beispiel *Agrostis stolonifera* und *Pulicaria dysenterica*. Von links nach rechts erhöhen sich wieder die Stickstoffwerte. Das spiegelt sich in den Aufnahmen 8 und 2 wieder, eine ruderalisierte Wiese und eine Lagerstätte in einer Weide. Auch die Seehöhe führt zu einer schwachen Auftrennung. Aufnahme 11 entspricht zwar einem *Potentillion anserinae* und sollte im Bezug auf die Feuchtwerte eher weiter links stehen, da es sich aber um einen kleinen Entwässerungsgraben handelt, ist der Effekt der Seehöhe stärker.

5.3.3 Kanonische Korrespondenzanalyse der Röhrichte und Seggenrieder

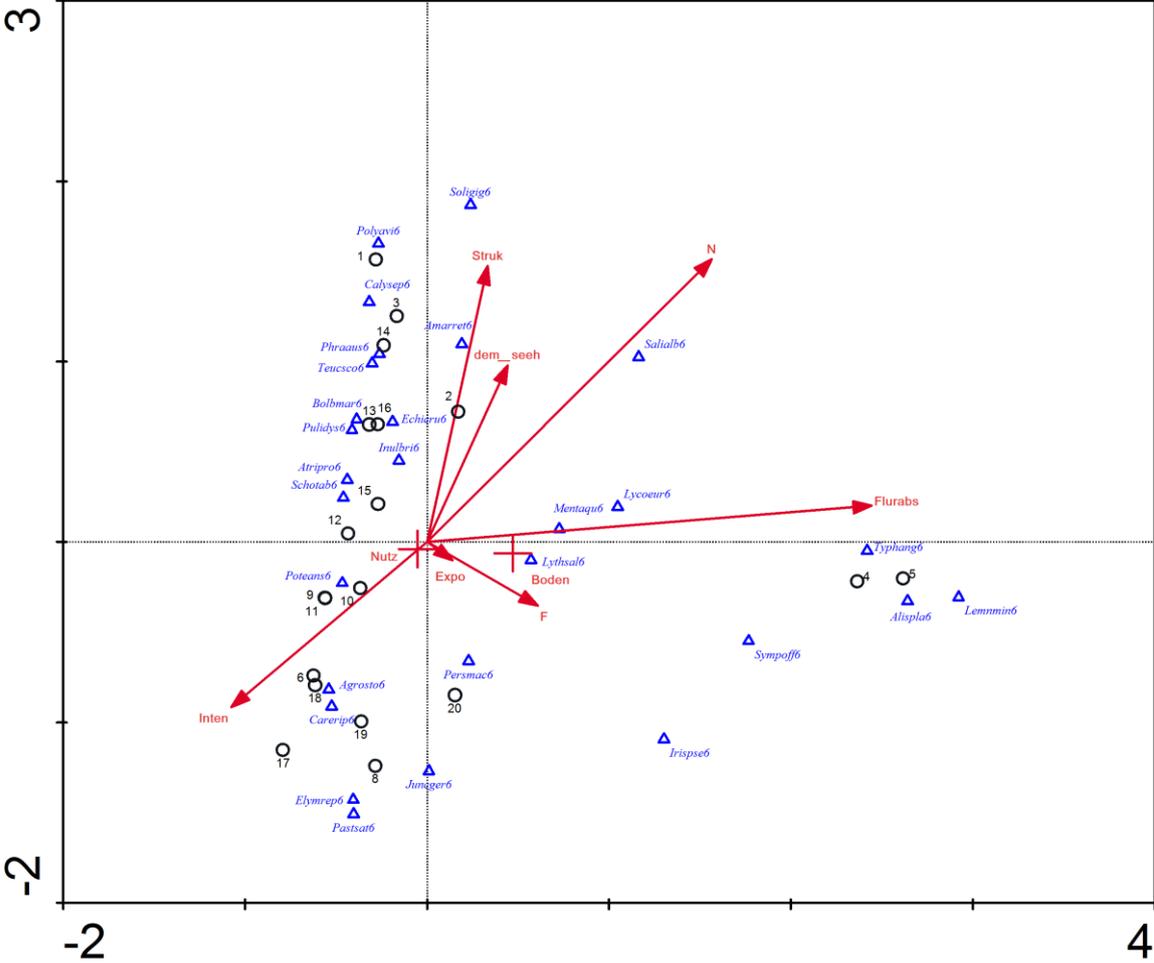


Abb. 14: CCA-Triplot der Röhrichte und Seggenrieder

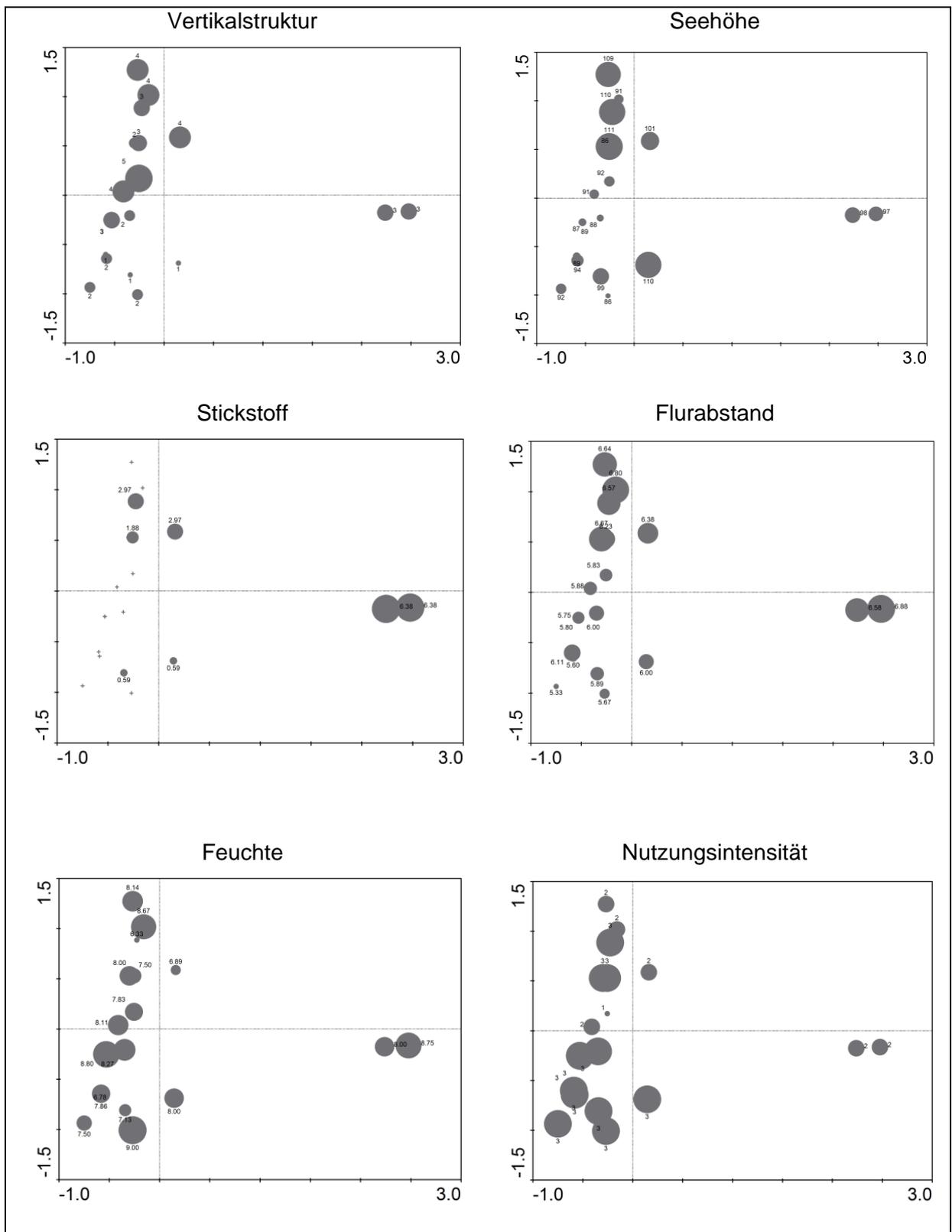


Abb. 15: Symbol-Plots der Röhrichte und Seggenrieder I.

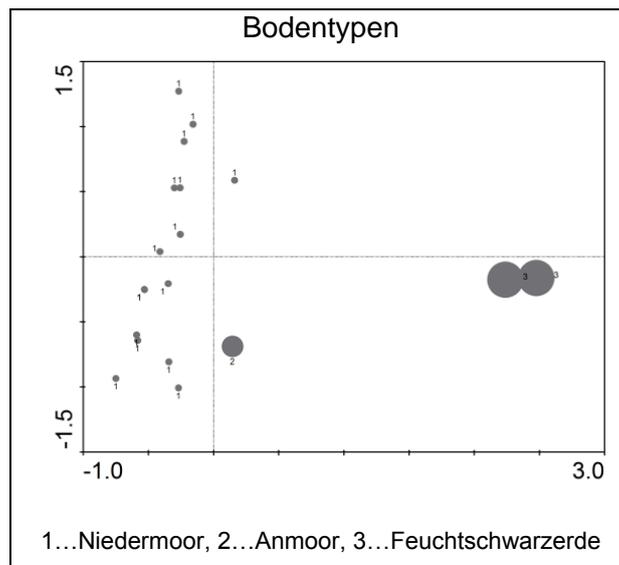


Abb. 16: Symbol-Plot der Röhrichte und Seggenrieder II.

Die CCA der Röhrichte und Seggenrieder zeigt eine Häufung der Aufnahmen entlang der ersten Achse im linken und mittleren Bereich des Ordinationsdiagrammes. Diese Achse korreliert zwar stark mit dem Flurabstand, jedoch trägt dieser nichts zur Erklärung der Verteilung der Aufnahmen im ökologischen Raum bei, was anhand der Aufnahmen 4 und 5 auf der rechten Diagrammseite deutlich wird. Sie entsprechen beide dem *Typhetum angustifoliae*, welches das dauernd überflutete Sublitoral von Gewässern besiedelt und im Untersuchungsgebiet in einem tiefen Entwässerungsgraben vorkommt. Daher wäre hier mit geringeren Flurabstandswerten zu rechnen. Aufgrund der, schon im Methodikteil (siehe Abschnitt 4.1.1) erläuterten, problematischen und daher sehr ungenauen Datengrundlage zur Berechnung des Flurabstandes, kommt es zu dem falschen Eindruck, dass das *Typhetum angustifoliae* auf Standorten mit geringem Grundwasserstand verbreitet ist. Die Sonderstellung dieser beiden Aufnahmen bezüglich des Bodentyps kann ebenfalls durch die undifferenzierte Datengrundlage erklärt werden. So kann man anhand der eher grob unterteilten Bodenkarte natürlich nicht darauf schließen, dass sich das *Typhetum angustifoliae* ausschließlich auf Feuchtschwarzerde findet.

Die Orientierung der Vektorpfeile für Vertikalstruktur, Nutzungsintensität und Ellenberg-Stickstoffzeigerwerte erinnert stark an das Ordinationsdiagramm der Wiesen und Brachen. So befinden sich auch hier die regelmäßig genutzten Flächen mit geringerer Vegetationshöhe im linken, unteren Segment. Sie gehören den Vegetationstypen *Galio palustris-Caricetum ripariae* und *Scorzonero-Juncion gerardii* an. Die bestandesbildenden Arten dieser Syntaxa, *Carex riparia* und *Agrostis stolonifera*, liegen demnach in der Mitte des Blocks.

Die Aufnahmen 9, 10 und 11 entsprechen dem Galio-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritimae und leiten floristisch zu den, im linken, oberen Segment stehenden Aufnahmen des Bolboschoenetum maritimi und Schoenoplectetum tabernaemontani, über. Wie der Symbolplot der Seehöhe anzeigt, handelt es sich um kleinflächige Vegetationssubtypen in etwas tiefer liegenden Nassgallen in Seggenriedern und Brachen. Die Vertikalstruktur nimmt entlang der zweiten Achse von unten nach oben zu und hat ihre Maximalwerte in den Aufnahmen 1 bis 3, die dem Phragmitetum vulgaris angehören. Auch die Stickstoffzeigerwerte zeigen ein ähnliches Muster, das durch die Position der Ruderalarten *Polygonum aviculare* und *Solidago gigantea* angezeigt wird.

Da sich alle Vegetationstypen aus feuchteliebenden Pflanzenarten zusammensetzen, zeigt der Vektor für die Ellenberg-Feuchtzahl nur einen geringen Effekt entlang der ersten Achse an.

5.4 Zeigerwertanalyse der Vegetationsaufnahmen

Die folgenden beiden Diagramme veranschaulichen die Anordnung der Vegetationstypen nach ihren mittleren Zeigerwerten in ansteigender Reihenfolge und vermitteln so ein Bild der im Untersuchungsgebiet herrschenden Feuchtigkeits- und Stickstoffgradienten. Zusätzlich geben die eingezeichneten Klammern einen Überblick über die Einteilung der Vegetationstypen in ihre Zeigerfunktion.

5.4.1 Mittlere Feuchtezahl

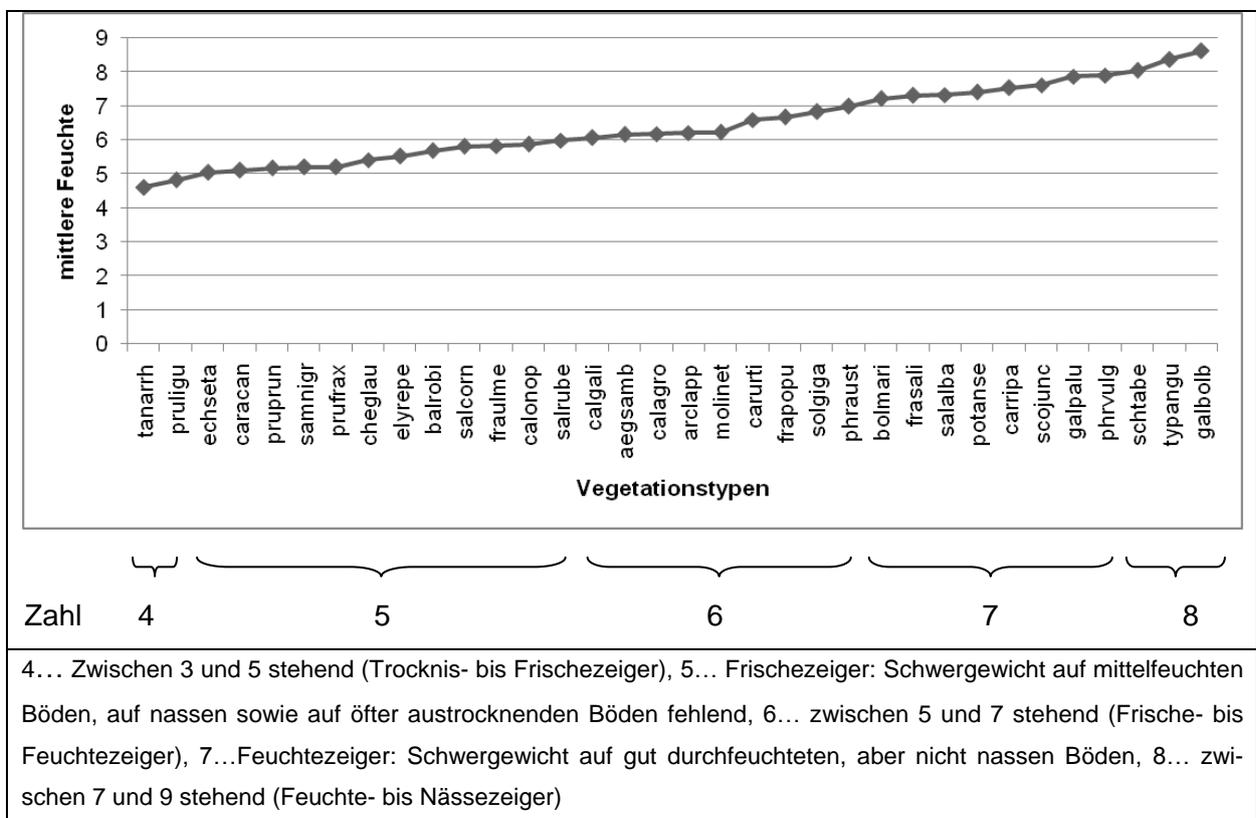


Abb. 17: Mittlere Feuchtezahlen und Einteilung der Vegetationstypen in ihre Zeigerfunktion nach ELLENBERG (2001)

Wie man anhand von Abb. 17 erkennen kann, decken die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes den Bereich zwischen Frische (5)- und Nässezeiger (9) ab². Bei näherer Betrachtung fällt auf, dass die meisten ruderalen und sträucherdominierten Vegetationstypen Frischezeiger sind. Bei den relativ niedrigen Feuchtwerten der Auwaldtypen, wie dem *Salicetum albae subass. phalaridetosum* und *Pruno-Fraxinetum*, wird klar, dass es sich hier nicht um typische, von Überflutungen geprägte Bestände, sondern um degenerierte Formen handelt.

Die mittlere Stellung der *Molinetalia*-Bestände in der Skala, die üblicherweise nasse bis feuchte Böden besiedeln, kommt durch die Entwässerungsmaßnahmen und die damit verbundene Ausbreitung des Trockniszeigers *Festuca rupicola* zustande. Die Röhrichte, Seggenrieder und der Bruchwaldtyp *Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. caricetosum ripariae* befinden sich zwar am oberen, feuchtesten Ende der Skala, jedoch wären hier höhere Werte, die deutlich im Bereich der Nässezeiger liegen, zu erwarten gewesen. Als Gründe hierfür können die untypische Artenzusammensetzung (siehe Abschnitt 5.1) und die qualitative Berechnung der mittleren Feuchte, die bei diesen artenarmen Beständen problematisch ist (siehe Abschnitt 6.1.3), genannt werden.

² Die von ELLENBERG (2001) für Wasserpflanzen erweiterte Skala (10-12) wurde hier nicht berücksichtigt.

5.4.2 Mittlere Nährstoffzahl

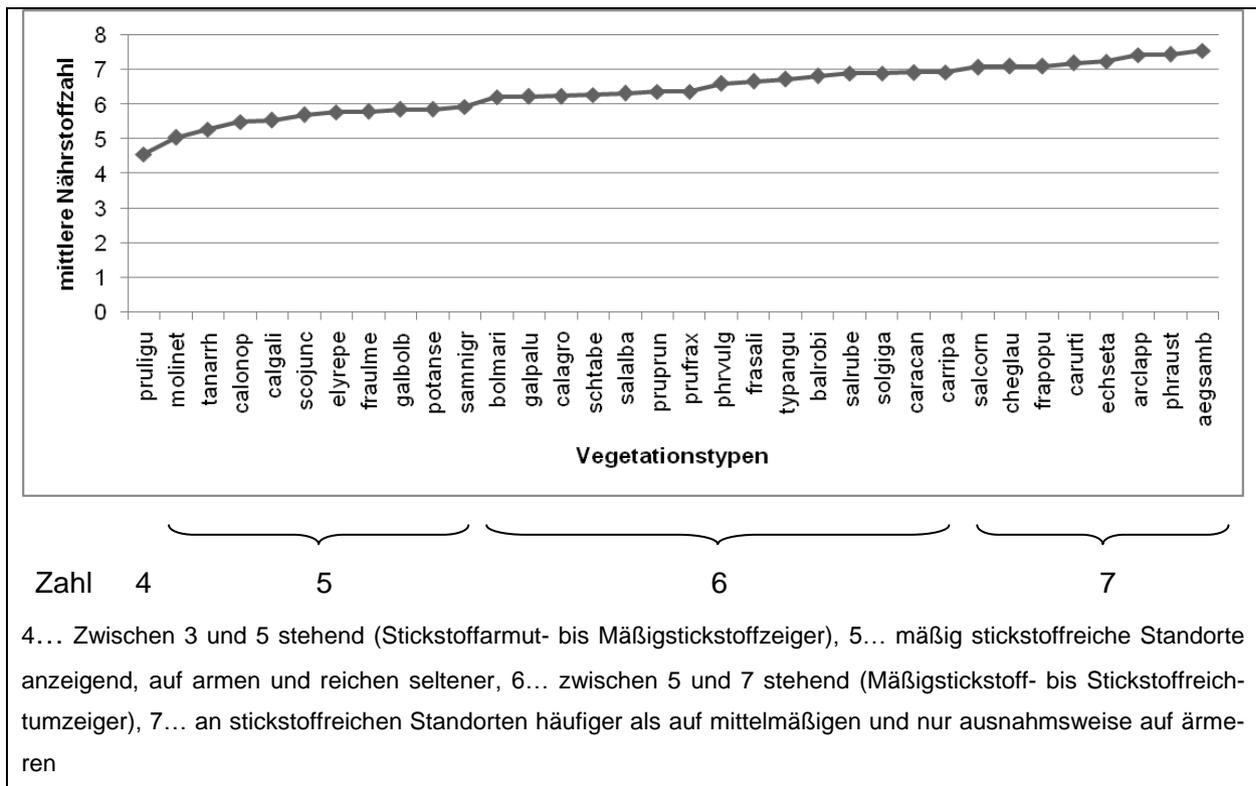


Abb. 18: Mittlere Nährstoffzahlen und Einteilung der Vegetationstypen in ihre Zeigerfunktion nach ELLENBERG (2001)

Die Nährstoff- bzw. Stickstoffzahl gibt Auskunft darüber, wie gut die Pflanzen mit den für sie am wichtigsten Mineralnährstoffen Nitrat und/oder Ammonium versorgt sind (vgl. ELLENBERG 2001, S. 17). Ähnlich wie bei der Anordnung der Vegetationstypen entlang des Feuchtegradientens, weisen die mittleren Stickstoffzahlen keine großen Extreme auf. So sind die meisten Syntaxa im Bereich der mäßig stickstoffreichen bis stickstoffreichen Standorte angesiedelt. Die durch extensive Mahd mit anschließender Entfernung des Mähguts bewirtschafteten Vegetationstypen sind eher im unteren, mäßig stickstoffreichen Bereich angesiedelt. Durch den Biomasseentzug und die vermutlich mäßige oder fehlende Düngung kommt es zu keiner hohen Stickstoffanreicherung im Boden. Im Gegensatz dazu stehen die ruderalen Gesellschaften als Stickstoffzeiger am oberen Ende der Skala. Bei den Gehölzen ist keine Häufung in einem bestimmten Bereich zu erkennen, außer bei den beiden Bruchwaldtypen, die auf stickstoffreichen Standorten häufiger sind. Die Röhrichte und Seggenrieder haben ihren Schwerpunkt im mittleren Bereich.

5.5 Vergleichende Analysen bezüglich der Diversität in den Vegetationsaufnahmen

In diesem Abschnitt wird anhand von linearen Regressionsmodellen überprüft, in wie weit sich die im Programm Juice ermittelten Biodiversitätsindices und Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchtigkeit und Stickstoff zur Erklärung der Artenvielfalt in den Vegetationsaufnahmen eignen.

5.5.1 Effekt der Biodiversitätsindices auf die Artenanzahl (Multiple Regression)

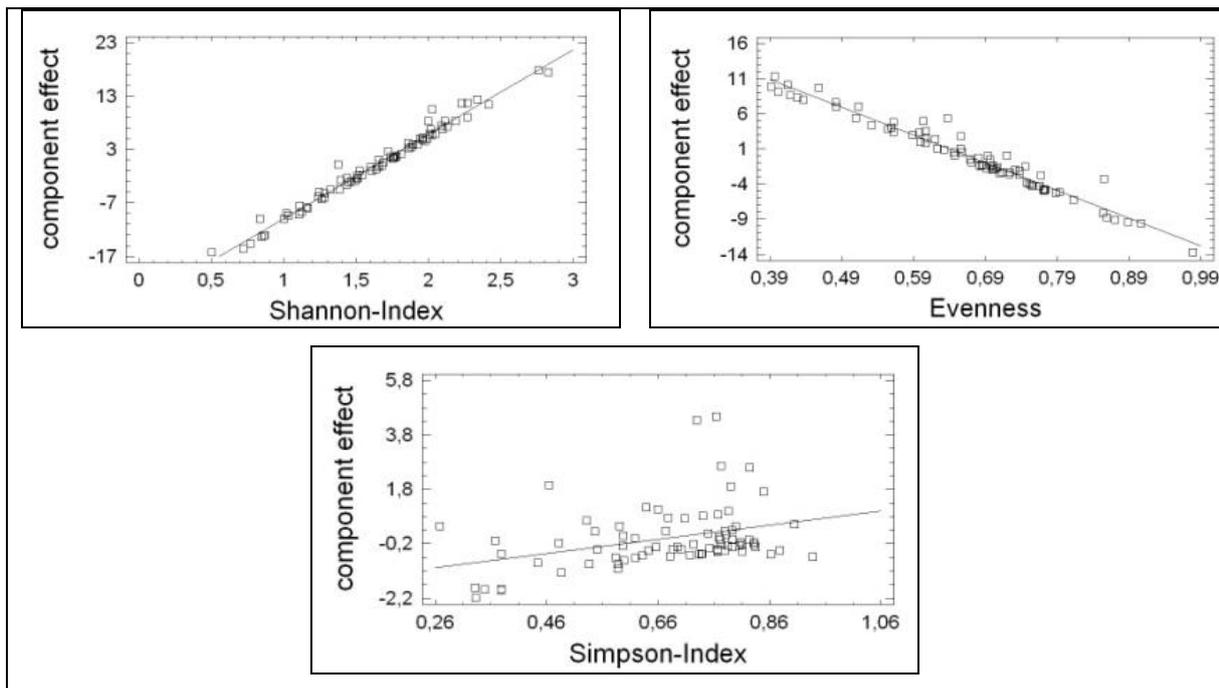


Abb. 19: Abhängigkeit der Artenanzahl von den Biodiversitätsindices

Parameter	Estimate	Standard Error	T Statistic	P-Value
CONSTANT	10,9321	0,699554	15,6272	0,0000
Shannon	15,8109	0,694525	22,7651	0,0000
Simpson	2,59266	3,09881	0,836663	0,4054
Evenness	-39,5309	2,6576	-14,8746	0,0000

Analysis of variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	1522,48	3	507,494	419,66	0,0000
Residual	91,9063	76	1,20929		
Total (Corr.)	1614,39	79			

n=80

R-squared = 94,307 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 94,0823 percent

Standard Error of Est. = 1,09968

Mean absolute error = 0,781044

Durbin-watson statistic = 1,74859 (P=0,1317)

Lag 1 residual autocorrelation = 0,117674

Erwartungsgemäß besteht ein enger Zusammenhang zwischen den Biodiversitätsindices und der Artenanzahl in den Vegetationsaufnahmen. Das Ergebnis der multiplen Regression ist hoch signifikant und erklärt 94,3 % der Varianz im Datensatz. Kein signifikanter Zusammenhang besteht allerdings beim Simpson-Index, dh. die Wahrscheinlichkeit, in einer Aufnahme dieselbe Art an mehreren Punkten anzutreffen, ist gering.

5.5.2 Effekt der Ellenberg-Stickstoffzeigerwerte auf die Anzahl der Arten (lineare Regression)

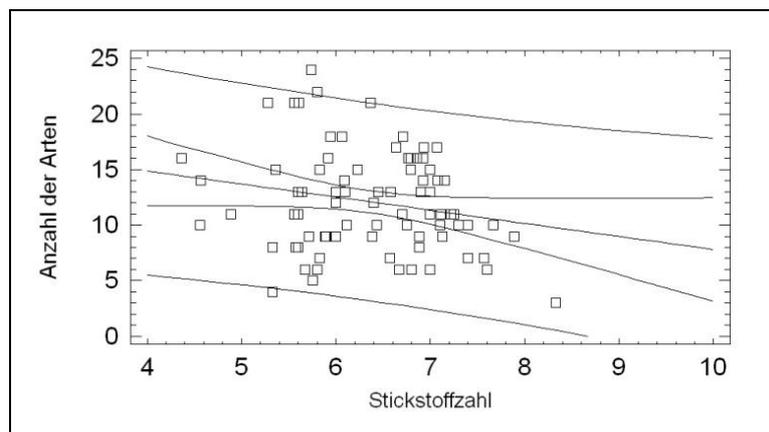


Abb. 20: Abhängigkeit der Artenanzahl von der Stickstoffzahl

Regression Analysis - Linear model: $Y = a + b \cdot X$

Dependent variable: Anzahl
Independent variable: N

Parameter	Estimate	Standard Error	T Statistic	P-Value
Intercept	19,5953	4,04085	4,8493	0,0000
Slope	-1,17917	0,629825	-1,87222	0,0649

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	69,4285	1	69,4285	3,51	0,0649
Residual	1544,96	78	19,8072		
Total (Corr.)	1614,39	79			

n=80

Correlation Coefficient = -0,207379

R-squared = 4,30061 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 3,07369 percent

Standard Error of Est. = 4,45052

Mean absolute error = 3,55982

Durbin-watson statistic = 1,71206 (P=0,0916)

Lag 1 residual autocorrelation = 0,132137

Es besteht in diesem Datensatz kein linearer Zusammenhang zwischen dem Stickstoffgehalt im Boden und der Artenanzahl in den Vegetationsaufnahmen. Das kann dadurch erklärt werden, dass die Böden im Untersuchungsgebiet gleichmäßig mit Stickstoff angereichert sind und so die meisten Aufnahmen den Mäßigstickstoff- und Stickstoffreichtumzeigern zugeordnet sind (siehe auch Abschnitt 5.4.2). Die Regressionsgerade deutet nur im geringen Ausmaß an, dass mit steigendem Stickstoffgehalt im Boden die Artenvielfalt in den Pflanzenbeständen abnimmt.

5.5.3 Effekt der Ellenberg-Feuchtezeigerwerte auf die Anzahl der Arten (lineare Regression)

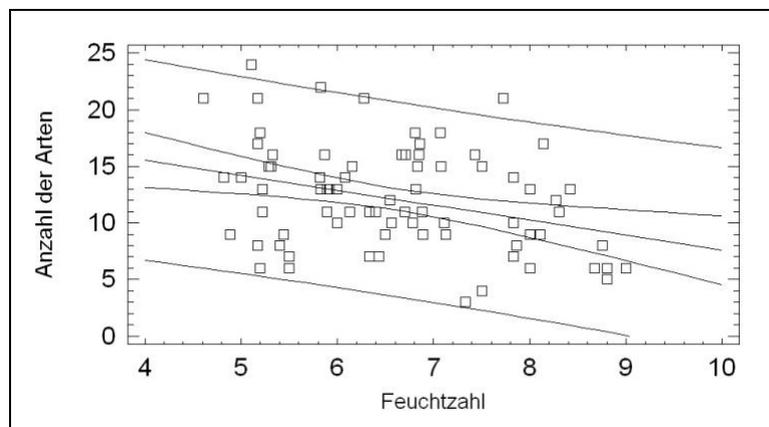


Abb. 21: Abhängigkeit der Artenanzahl von der Feuchtzahl

Regression Analysis - Linear model: $Y = a + b \cdot X$

Dependent variable: Anzahl
Independent variable: F

Parameter	Estimate	Standard Error	T Statistic	P-Value
Intercept	20,8927	2,86961	7,28068	0,0000
Slope	-1,33241	0,42812	-3,11223	0,0026

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	178,329	1	178,329	9,69	0,0026
Residual	1436,06	78	18,411		
Total (Corr.)	1614,39	79			

n=80
Correlation Coefficient = -0,332359
R-squared = 11,0462 percent
R-squared (adjusted for d.f.) = 9,9058 percent
Standard Error of Est. = 4,2908
Mean absolute error = 3,42616
Durbin-watson statistic = 1,88456 (P=0,2838)
Lag 1 residual autocorrelation = 0,0377791

Abb. 21 zeigt, dass mit steigender Feuchtigkeit die Artenanzahl in den Vegetationsaufnahmen tendenziell sinkt. Der Effekt ist schwach signifikant und das Modell erklärt nur 11,05 % der Varianz in den Daten. Betrachtet man jedoch die Diversität der verschiedenen Vegetationstypen und bringt sie in Zusammenhang mit den Standortfaktoren (siehe Abschnitt 5.1), so fällt sofort auf, dass es sich bei Gesellschaften auf feuchten bis nassen Standorten um durchgehend artenarme Bestände handelt.

5.6 Effekt der Umweltvariablen auf das Vorkommen der Vegetationstypen

Um die Abhängigkeit der Vorkommen der Vegetationstypen von den erhobenen Umweltvariablen Flurabstand, Bodentyp, Nutzungstyp, Nutzungsintensität und Vertikalstruktur zu untersuchen, wurde eine logistische Regression durchgeführt. Die Vorteile dieser statistischen Analyse wurden bereits, besonders im Bezug auf die Skalierung der Variablen, in Abschnitt 4.2.2 erläutert.

Eine wichtige Voraussetzung ist jedoch, dass zwischen den Umweltvariablen keine Multikollinearität vorliegt, dh. sie dürfen nicht miteinander korrelieren. In diesem Fall kann es nämlich zu verzerrten Schätzungen und höheren Standardfehlern kommen (vgl. FROMM 2005, S. 5). Die in meinem Datensatz vermutete Korrelation zwischen den beiden ordinalskalierten Variablen Nutzungsintensität und Vertikalstruktur konnte anhand der Berechnung der Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman bestätigt werden. Somit dürfte nur jeweils eine der beiden Variablen in das Modell integriert werden. Da jedoch im Programm Statgraphics Plus 5.0 die Möglichkeit besteht, solche Variablen mittels Rückwärts- oder Vorwärtsselektion automatisch herauszufiltern, können alle Variablen in das Modell einfließen. Deshalb wird auf eine detaillierte Erläuterung der Rangkorrelationskoeffizienten verzichtet.

Bei der Vorwärtsselektion werden, ausgehend von einem Null-Modell, sukzessive Variablen eingefügt und nur dann im Modell belassen, wenn sie einen signifikanten Anteil erklären. Handelt es sich um redundante Variablen, also solche die in keinem Zusammenhang mit der abhängigen Variablen stehen oder stark mit den anderen korrelieren, werden sie wieder aus dem Modell entfernt. Natürlich steigt bei jeder Entfernung einer Variablen auch der Anteil der unerklärten Varianz. Bei der Rückwärtsselektion wird hingegen von einem vollständigen Modell ausgegangen und schrittweise die redundanten Variablen entfernt, bis das Modell mit dem höchsten Erklärungsanteil erreicht ist. Die Reihenfolge, in der die Variablen in das Modell eingefügt werden, kann ebenfalls Einfluss auf das Ergebnis haben, auch wenn dies in keinem Zusammenhang mit der biologischen Bedeutung der Variablen stehen muss (vgl. JAMES U. MCCULLOCH 1990, zitiert nach LEYER 2007, S. 23f). Die vorliegende logistische Regression wurde mittels der Vorwärtsselektion durchgeführt, da diese geringfügig bessere Ergebnisse liefert.

Bevor die Daten analysiert werden können, bedarf es einer entsprechenden Transformation. Die abhängige Variable, also der relative Flächenanteil des Vegetationstyps, muss für die logistische Regression in eine binärskalierte Dummy-Variable umcodiert werden. Für jede abgegrenzte Fläche steht somit die Information zu Verfügung, ob der jeweilige Vegetationstyp vorkommt (1) oder nicht vorkommt (0). Auch die unabhängigen Variablen, die ordinal- und nominalskaliert sind, können nicht als solche in die Analyse einfließen, da sie als kategoriale Variablen mit mehr als zwei Ausprägungen keine Aussagen bezüglich der Rangfolge oder der Abstände der Ausprägungen liefern. Um diese Daten also rechnerisch verarbeiten zu können, werden sie mit 0 und 1 codiert und können so wie metrische Merkmale behandelt werden. Für jede kategoriale Variable mit k Ausprägungen werden k-1 neue, dichotome Indikatorvariablen gebildet. Die Ausprägung der ursprünglichen Variable, für die keine Indikatorvariablen gebildet wird, da sie sich aus den anderen Ausprägungen ergibt, wird als Referenzkategorie bezeichnet (vgl. FROMM 2005, S. 13f).

Die Indikatorcodierung wird in Statgraphics Plus 5.0 automatisch durchgeführt, wobei die erste Ausprägung als Referenzkategorie behandelt wird.

Wie in Abschnitt 4.1.1 beschrieben, weist die Bodenkarte Lücken auf. Da es sich jedoch nur um 13 Flächen von insgesamt 164 mit diesen sogenannten *missing values* handelt, wurden sie aus den Datensatz entfernt. Somit verringert sich der Stichprobenumfang auf n=151.

Die folgende Tabelle ist eine Zusammenfassung der signifikanten Ergebnisse der logistischen Regression. Nicht enthalten sind jene Vegetationstypen, dessen Vorkommen in keinem Zusammenhang zu den erhobenen Umweltvariablen stehen und solche, bei denen aufgrund ihrer geringen Vorkommen kein Modell zustande kommt. Zu jedem Vegetationstyp ist die Signifikanz des Modelles (p-Wert), dessen prozentualer Anteil an der Gesamtdevianz (% bzw. adjusted %) und die p-Werte für die einzelnen Umweltvariablen angegeben. Zur Erläuterung der verschiedenen Gütemaße sei auf Abschnitt 4.2.2 verwiesen. Die vollständige Dokumentation der Ergebnisse der logistischen Regression ist im Anhang (XXX) zu finden.

	Vegetations- typ	Devianzanalyse des Modelles			Likelihood Ratio Tests: p-Werte der Faktoren				
		p-Wert	%	adjusted %	Flurab- stand	Nutzungs- typ	Boden- typ	Nutzungs- intensität	Vertikal- struktur
Röhrichte u. Seggenrieder	phrvulg	0,0000	49,30	34,17	0,0009				0,0000
	phraust	0,0007	73,55	10,02	0,0034	0,0022			
	galpalu	0,0000	29,79	19,06			0,0016	0,0006	
	galbolb	0,0008	36,17	10,79	0,0334				0,0423
	bolmari	0,0007	39,93	7,76		0,0140		0,0103	
	scojunc	0,0027	19,55	6,68	0,0027				
	schtabe	0,0018	27,36	11,37					0,0018
Wiesen u. Brachen	calgali	0,0000	57,96	30,80	0,0026		0,0028	0,0000	
	calonop	0,0054	20,70	8,81				0,0054	
	potanse	0,0008	18,47	8,67					0,0008
	molinet	0,0071	24,82	7,18					0,0071
	elyrepe	0,0102	24,84	8,60			0,0102		
	caracan	0,0183	27,16	6,78			0,0183		
	solgiga	0,0121	31,71	3,48	0,0131			0,0450	
Gehölze	balrobi	0,0004	31,13	19,24				0,0004	
	carripa	0,0020	37,36	13,58	0,0020				
	salrube	0,0001	58,90	27,19	0,0006		0,0036		
	carurti	0,0000	79,51	38,76		0,0000	0,0281		
	salalba	0,0447	26,42	0,00					0,0447

Tab. 8: Ergebnisse der logistischen Regression

Bei Betrachtung der Tabelle fällt sofort auf, dass das Vorkommen der Vegetationstypen durch sehr unterschiedliche Kombinationen von Umweltvariablen erklärt wird. So überrascht es zum Beispiel, dass für Gehölztypen keine zumindest ähnlichen Variablenkombinationen resultieren.

Bei den Wiesen und Brachen hat erwartungsgemäß die Nutzungsintensität und Vertikalstruktur einen großen Effekt auf die Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Jedoch ist das bei den beiden Brachentypen, die *Elymus repens*- und *Carduus acanthoides*-Gesellschaft, nicht der Fall oder es könnte sein, dass der Effekt des Bodentyps die Effekte der anderen Variablen überdeckt. Die Röhrichte und Seggenrieder zeigen ebenfalls ein vielfältiges Bild, aber bei vier von sieben Vegetationstypen hat der Flurabstand einen gewissen erklärenden Anteil. Die hohe Signifikanz der Vertikalstruktur beim Modell des *Phragmitetum vulgaris* ist möglicherweise dadurch zu erklären, dass es sich hierbei um einen sehr hochwüchsigen Vegetationstyp handelt, der andere Arten durch die hohe Beschattung verdrängt.

Auffallend ist auch, dass durch die Kombination von nur einer oder zwei Variablen bei den meisten Regressionsmodellen ein relativer hoher Anteil der Devianz erklärt werden kann.

Obwohl dies auf den ersten Blick ein eher enttäuschendes Ergebnis ist, kann eine zu starke Bindung des Modells an die Merkmale, die für das Untersuchungsgebiet typisch sind, auch von Nachteil sein.

Dieses Phänomen des *Overfitting*, also die Überanpassung des Modells durch viele Variablen, kann bei Anwendung des Modells auf ein anderes Gebiet zu schlechteren Prognoseergebnissen führen, da die charakteristischen Merkmale dort möglicherweise fehlen. Deshalb ist die Anwendung von vereinfachten Modellen mit einer geringeren Anzahl an unabhängigen Variablen empfehlenswert (vgl. HEUNER 2006, S. 22).

5.7 Vernetzung ausgewählter Biotoptypen

Die Analyse der räumlichen Muster erfolgte einerseits für Gehölze und andererseits für gehölzfreie Feuchtbiopte. Unter Gehölze fallen die im Gebiet vorkommenden größeren und kleineren Waldreste, geschlossene Uferbegleitgehölze und Windschutzstreifen. Vereinzelte Gebüsche und locker stehende Gehölze, zB. auf einer Baumwiese, wurden nicht mit einbezogen. Die gehölzfreien Feuchtbiopte umfassen Röhrichte und Seggenrieder der Klasse Phragmiti-Magnocaricetea sowie Feuchtwiesen und –brachen, die den Ordnungen Molinieta- lia, Potentillo-Polygonetalia und dem Verband Senecionion fluviatilis angehören. Die Datenaufbereitung für die Analyse im Programm GUIDOS (siehe Abschnitt 4.2.2) erfolgte in Arc GIS 9.2, in dem für jeden Untersuchungsquadranten aus dem Shapefile der kartierten Flächen jeweils zwei Shapefiles “Gehölze” und “Feuchtbiopte” erzeugt wurden. In der Attribut- tabelle der beiden Shapefiles wurden die für die Bildklassifizierung in GUIDOS notwendigen Werte für jedes einzelne Polygon vergeben:

- 1 für “Nicht-Gehölz” bzw. “Nicht-Feuchtbioptop”
- 2 für “Gehölz” bzw. “Feuchtbioptop”
- 0 für “No Data”

Anschließend erfolgte die Konvertierung in ein Rasterbild im TIFF-Format mit einer Raster- gröÙe von einem Meter.

Das so aufbereitete Bildmaterial wurde in GUIDOS importiert und analysiert. Dabei wurden bei den drei MSPA-Parametern *Foreground Connectivity*, *Transition* und *Intext* die Vorein- stellungen beibehalten. Nur Änderungen der *EdgeWidth*, also der Randbreite der Biopte, haben maßgeblichen Einfluss auf die Ergebnisse. Bei den Gehölzen wurde hierfür die opti- male Waldaußenrandbreite im Offenland (siehe Abschnitt 2.2) verwendet, für die, je nach Exposition des Waldbiotops 15 bis 40 Meter empfohlen werden (vgl. BAUER 1987, Hessi- sche Landesverwaltung 1985, MÜLLER 1988 zitiert nach JEDICKE 1994, S. 223). Für die *EdgeWidth* der gehölzfreien Feuchtbiopte kam hingegen die Pufferzonenbreite zur Anwen- dung. PFADENHAUER (1988, zitiert nach JEDICKE 1994, S. 202) empfiehlt für Röhrichte und Seggenrieder eine Mindestbreite von fünf Metern. Die Berechnung der Breite für einige repräsentative Biopte anhand des Nährstoff-Pufferzonenschlüssels des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (siehe Abschnitt 2.2) ergab Werte von 0 bis 35 Meter. Da im Rahmen dieses Abschnittes nicht auf jedes einzelne Polygon eingegangen werden kann, wurde der Wert auf 20 Meter für beide Biotoptypen festgelegt. Natürlich entsprechen diese Angaben nicht den tatsächlichen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet, da es sich durch- wegs um scharfe Grenzen zwischen den Biotopen und dem Umland handelt. Die Ergebnisse der *Morphological Spatial Pattern Analysis* mit Einbeziehung der optimalen Randbreite ge-

ben jedoch einen guten Überblick über die sekundäre Landschaftsstruktur und die Vernetzung bzw. Fragmentierung ihrer Elemente.

5.7.1 Vernetzung der Gehölze

Die folgende Abbildung zeigt das räumliche Muster der Gehölze in den Untersuchungsquadranten und deren Einteilung in die sechs MSPA-Klassen. Die siebte Klassen, *Perforation*, ist in diesem Fall nicht vorhanden. Die Analyse für Quadrant 3 entfällt, da in diesem keine Gehölze vorkommen.

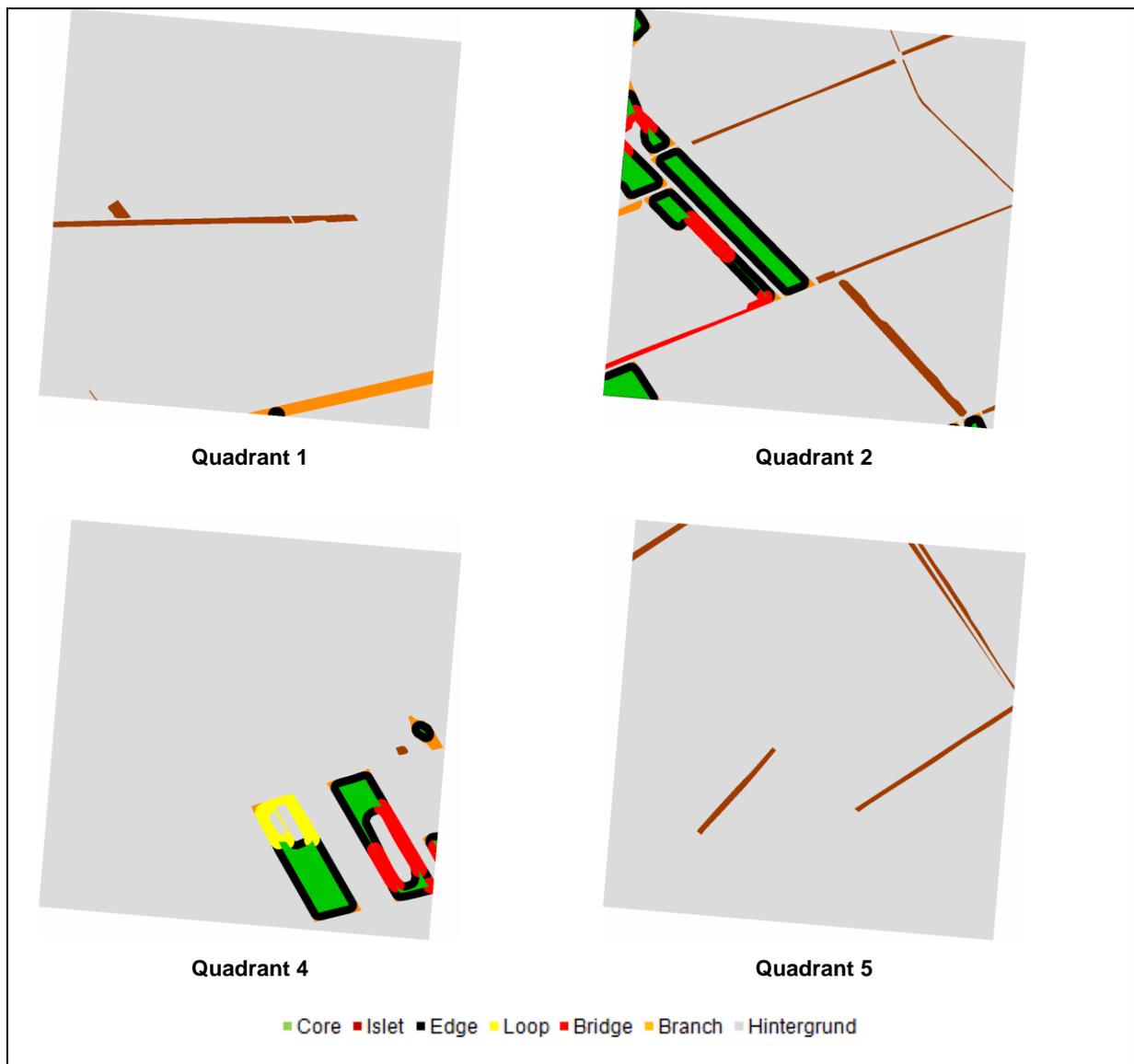


Abb. 22: MSPA-Klassifizierung der Gehölze in den einzelnen Quadranten

Zusätzlich gibt GUIDOS die relativen Anteile der Klassen am Vordergrund und an der Gesamtfläche sowie deren Frequenz aus. Zur besseren Übersicht wurden aus diesen Werten folgende Diagramme erstellt:

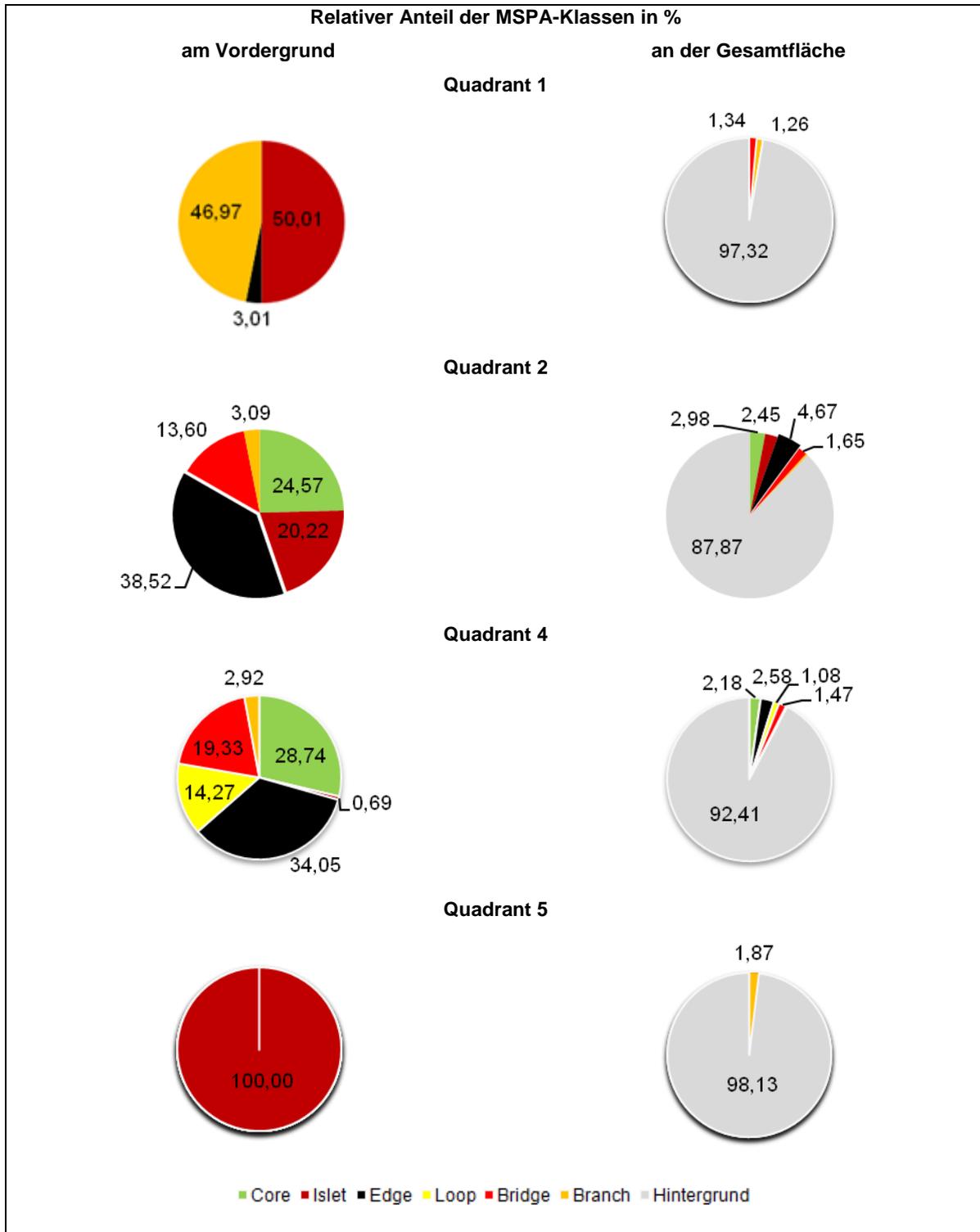


Abb. 23: Anteil der MSPA-Klassen Gehölze am Vordergrund und an der Gesamtfläche

In Abb. 22 fällt sofort die geringe Ausdehnung der Gehölze im Untersuchungsgebiet auf. So dominiert die Hintergrundklasse (Nicht-Gehölz) mit rund 90 % der Gesamtfläche der Quadranten. Es handelt sich fast ausschließlich um bandförmige Waldkorridore, die besonders in den Quadranten 1 und 5 weit auseinander liegen. Diese Windschutzstreifen sind so schmal, dass keine *Core areas* und somit auch keine *Bridges* als verbindende Elemente zustande kommen. Das äußert sich auch in den hohen *Islet*-Werten der beiden Quadranten von 50 % und 100 % der Vordergrundfläche. Darüber hinaus lässt der *Branch*-Wert von 46,97 % in Quadrant 1 auf hohe Randeffekte schließen, also eine Krautschicht bestehend aus Arten der angrenzenden Flächen sowie ein hoher Anteil an Ruderalarten.

Die Waldreste im Westen von Quadrant 2 und Südosten von Quadrant 4 sind für *Core areas* zwar groß genug, jedoch überschreiten deren *Edge*-Werte ihre Flächen mit 38,52 % und 34,05 % deutlich. Die beiden Fischteiche in den Waldstücken von Quadrant 4 haben eine Flächenausdehnung, die über das Maß einer *Perforation* hinausgehen. Die dadurch getrennten Flächen stehen jedoch durch *Bridges* und *Loops* in Verbindung. Auch Quadrant 2 weist mit 13,06 % *Bridges* eine bessere Konnektivität auf als die Quadranten 1 und 5. Trotz dieser strukturellen Verbesserung sind diese Gehölzbiotope räumlich voneinander getrennt, wenn auch nicht in dem extremen Maße der schmalen Windschutzstreifen.

5.7.2 Vernetzung der gehölzfreien Feuchtbiotope

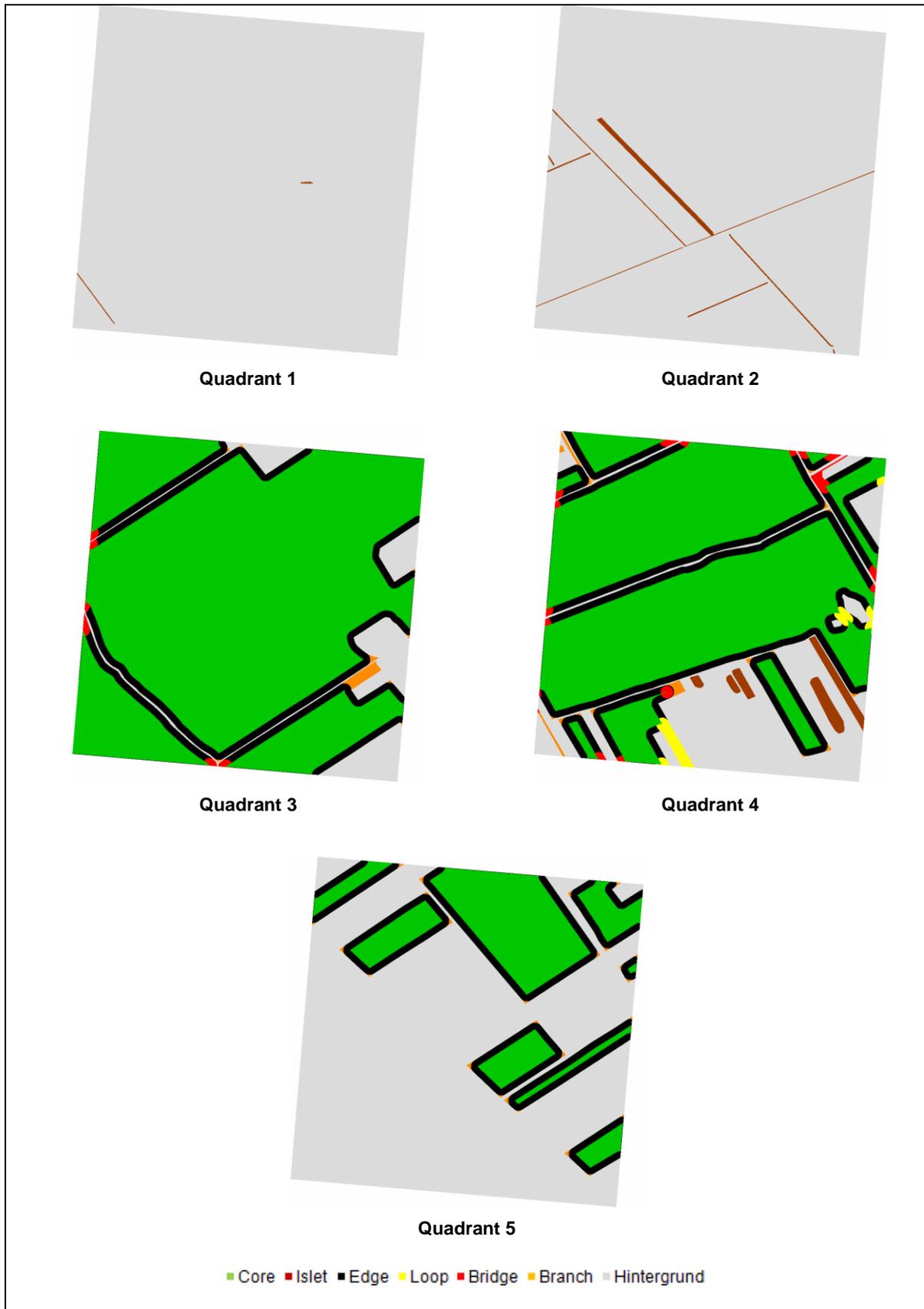


Abb. 24: MSPA-Klassifizierung der gehölzfreien Feuchtbiotope in den einzelnen Quadranten

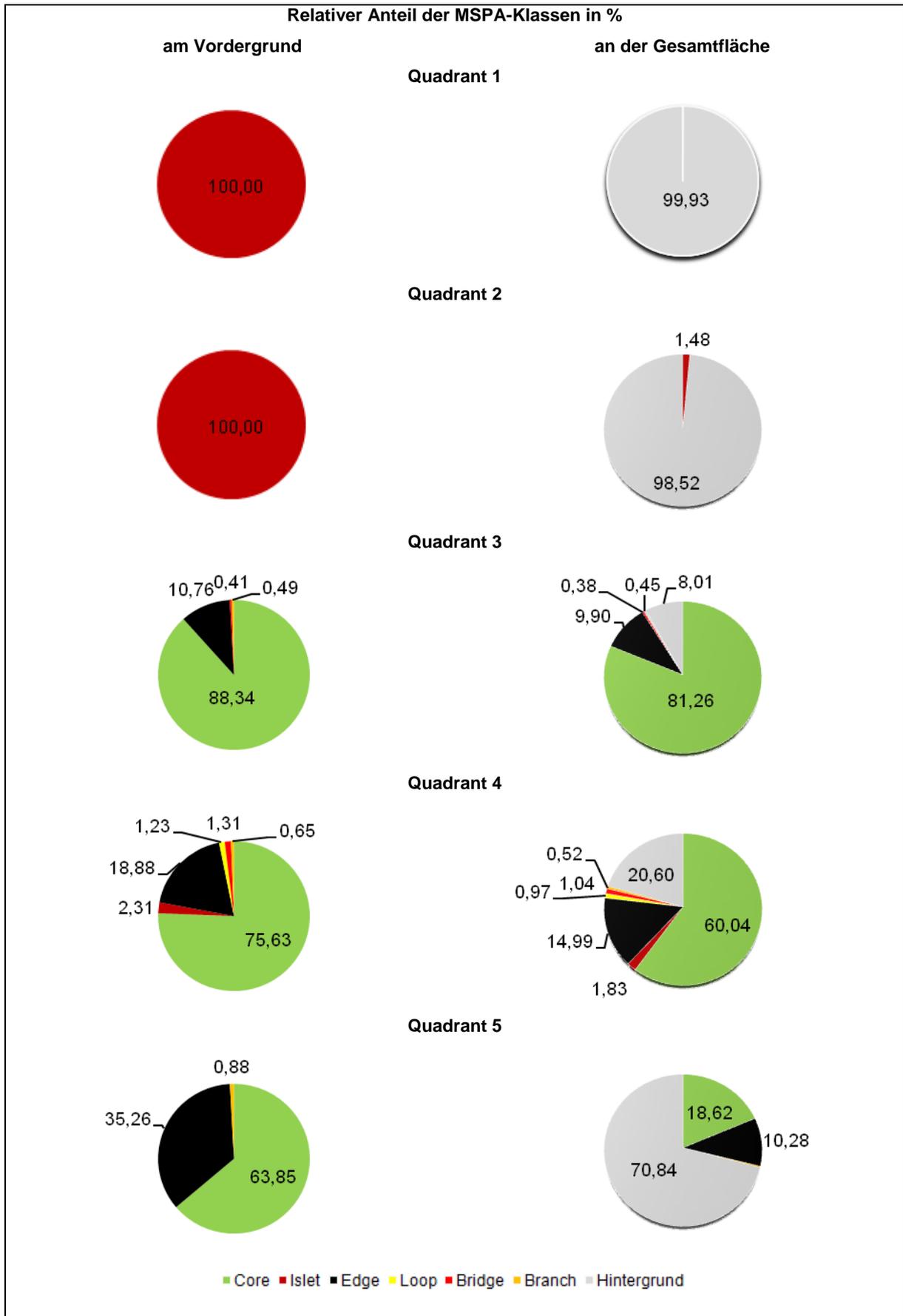


Abb. 25: Anteil der MSPA-Klassen gehölzfreie Feuchtbiotope am Vordergrund und an der Gesamtfläche

Die räumlichen Muster der gehölzfreien Feuchtbiotope zeigen die großen Unterschiede zwischen den Quadranten bezüglich ihrer Landschaftsstruktur. In den von Ackerbau dominierten Quadrant 1 und 2 treten sie nur als linienförmige Inseln auf. Hingegen stellen sie in den Quadranten 3 und 4 die Matrix dar und weisen mit einem Anteil von 88,34 und 75,63 % der Vordergrundfläche ausgedehnte *Core Areas* auf. Die Hintergrundfläche zwischen den *Edges* ist sehr gering und die Flächen stehen teilweise mit *Bridges* und *Loops* in Verbindung. Der Süden und Südosten des Quadrants 4 weist zwar einen höheren Anteil an Nicht-Feuchtbiotopen auf, jedoch gibt es einige *Islets*, die zumindest als Trittsteine zwischen den *Core areas* fungieren können.

Quadrant 5 nimmt eine mittlere Stellung in Hinsicht auf den Anteil und die Verteilung der Feuchtflächen ein. Den Großteil der Fläche nehmen mit 70,84 % Nicht-Feuchtbiotope ein. Weiters sind zwar relativ ausgedehnte *Core areas* vorhanden, die aber durchwegs getrennt voneinander ohne verbindende Strukturen vorliegen. Die Distanzen zwischen den Feuchtflächen sind teilweise recht groß.

6 Diskussion

6.1 Methodenkritik

6.1.1 Vegetationsklassifizierung

Die syntaxonomische Klassifizierung der Gehölze wurde durch den Umstand erschwert, dass die Zusammensetzung der Krautschicht bei fast keiner Aufnahme oder nur fragmentarisch der diagnostischen Artenkombination in der Literatur entsprach. Dies ist durch die Form und Größe der Landschaftselemente begründet, welche meist bandförmige schmale Windschutzstreifen sind. Die Krautschicht setzt sich aus Arten der umliegenden Flächen zusammen oder ist durch den Nährstoffeintrag aus der Umgebung ruderalisiert. Die Klassifikation wurde deshalb hauptsächlich auf Basis der Artenzusammensetzung der Baumschicht und der Übereinstimmung der Standortbedingungen mit den Angaben in der Literatur vorgenommen. Bei manchen Vegetationstypen war auch die Miteinbeziehung der stattgefundenen Degradationsprozesse notwendig. Dieses Vorgehen ermöglichte eine Klassifikation durchgehend auf Assoziationsniveau.

Bei den Brachen und Wiesen hingegen beschränkte sich die syntaxonomische Zuordnung teilweise nur auf Ordnungs- oder Verbandsniveau, da sie sich oft in unterschiedlichen Sukzessionsstadien befanden. So unterscheiden sich beispielsweise die beiden Brachen, die dem *Echinochloo-Setarietum pumilae* zugeordnet wurden, stark in ihrer Vertikalstruktur und dem Anteil an offenem Boden. Dies ist offensichtlich auf ihr unterschiedliches Alter und dem unterschiedlichen Zeitpunkt der letzten Bodenbearbeitung zurückzuführen. Ein weiterer Grund für die Heterogenität des Datensatzes ist die Durchdringung der Flächen mit ausläuferbildenden Arten, wie zB. die der Flutrasen auf feuchten bis nassen Standorten.

Laut Sukzessionsschema des Feuchtgrünlandes betreffend Hydrologie und Trophie (siehe Abb. 26) entstehen Flutrasen bei Übernutzung von artenreichen Feuchtgrünlandgesellschaften und Kleinseggenriedern an feuchten bis nassen Standorten. Bei Nutzungsaufgabe hingegen entwickeln sie sich zu Großseggenriedern und Röhrichten und letztendlich zu Bruchwaldgesellschaften (vgl. HÖTKER 2007, S. 55).

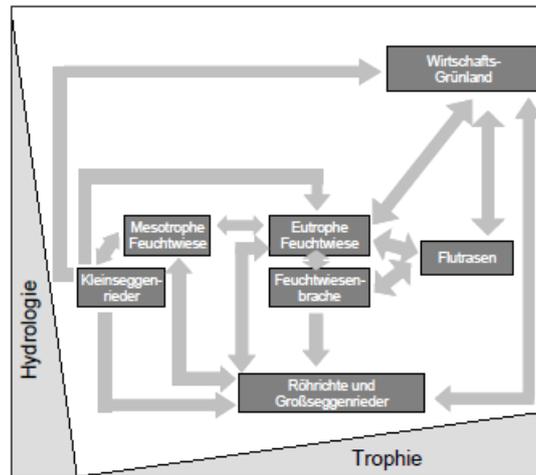


Abb. 26: Sukzessionsschema des Feuchtgrünlandes betreffend Hydrologie und Trophie (aus HÖTKER 2007, S. 55)

Besonders bei Beständen, in denen *Phragmites australis* fast monodominant auftritt, ist es schwer festzustellen, ob es sich um ein echtes Phragmitetum *vulgaris* handelt oder um ein Sukzessionsstadium einer Feuchtwiesenbrache. Da es sich laut Literaturangaben um eine typische Verlandungsgesellschaft handelt, ist wohl eher zweiteres zutreffend.

Weiters ergab die Anordnung der Aufnahmen entlang des Standortgradientens mittels TWINSPAN-Analyse infolge der hohen Deckungswerte von Störungszeigern, Neophyten und ausläuferbildenden Flutrasen-Arten kein zufriedenstellendes Ergebnis und erforderte eine nachträgliche Umsortierung des Datensatzes.

6.1.2 Datengrundlage

Da die Ergebnisse einer statischen Analyse nur so gut sein können, wie die dafür herangezogenen Daten, wird an dieser Stelle kurz auf zwei wesentliche Probleme eingegangen. Die, gerade für die Untersuchung grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen, essentiellen Flurabstandsdaten sind aus meiner Sicht unzureichend (siehe Abschnitt 4.1.1). Die Generierung von Thiessen-Polygone aus den Punktdaten der Grundwassermessstellen gibt zwar einen guten Überblick über die hydrologischen Bedingungen auf großer Maßstabsebene, liefert aber keine ausreichend genaue Datengrundlage für die Untersuchungen auf Biotopenebene. Noch gravierender ist die Tatsache, dass die Grundwasserstandsmessung aus verschiedenen Jahren und Jahreszeiten stammen und somit eigentlich nicht vergleichbar sind. Daher erscheinen mir Messungen der Grundwasserstände direkt im abgegrenzten Biotop, die auch die saisonalen Schwankungen berücksichtigen, unumgänglich. Besonders für die Durchführung der logistischen Regression wären diese metrischen Daten optimal. Solche hydrologischen Messungen sind jedoch vermutlich zeit- und kostenintensiv, wären jedoch für die Res-

taurationsmaßnahme Wiedervernässung notwendig, um abschätzen zu können, wie hoch der Grundwasserstand angehoben werden muss.

Die schon erwähnte Lücke in der Bodenkarte hat zur Folge, dass nicht alle Datensätze in die logistische Regression und Kanonische Korrespondenzanalyse einfließen können und sich der Stichprobenumfang geringfügig verringert.

6.1.3 Zeigerwertanalyse

Die Berechnung der mittleren Zeigerwerte erfolgte nach der qualitativen Vorgangsweise, dh. es wurde nur berücksichtigt, ob eine Art in der Aufnahme vorkommt oder nicht. Dies hat den Vorteil, dass auch vereinzelt vorkommende Arten, die möglicherweise eine wichtige Indikatorfunktion besitzen, gegenüber Arten mit starker vegetativer Ausbreitung nicht "untergehen". Bei artenarmen Beständen, wie zB. Großseggenrieder, erweist sich die quantitative Berechnung als sinnvoller. Die Berechnung der mittleren Zeigerwerte erfolgt gewichtet nach der geschätzten Menge der Arten. Der Vorteil bei dieser Berechnungsart ist, dass zufällig aus den benachbarten Flächen eingewanderte Arten nicht überschätzt werden (vgl. ELLENBERG 2001, S. 27). Demgemäß hätte eine Berechnung der mittleren Zeigerwerte bei den artenarmen Vegetationstypen *Galio palustris-Caricetum ripariae*, *Typhetum angustifoliae* u. a. nach der quantitativen Methode genauere Ergebnisse geliefert. Da bei dieser Analyse jedoch alle Vegetationstypen miteinander verglichen und entlang der Standortsgradienten angeordnet wurden, hielt ich eine einheitliche Berechnung für erforderlich.

6.1.4 Diversität in den Vegetationsaufnahmen

Die Artenanzahl ist allgemein gering aufgrund der natürlichen Artenarmut vieler Vegetationstypen, die auf feuchten bis nassen Standorten vorkommen (Röhrichte und Großseggenrieder, siehe Abschnitt 5.1.3), dem späten Aufnahmezeitpunkt im August und September sowie der Tatsache, dass die Wiesen im Aufnahmejahr schon einmal im Juli gemäht wurden. Für genauere Analysen betreffend der Alpha-Diversität ist ein Erhebungszeitraum vom Beginn der Vegetationsperiode an erforderlich, um alle Arten zu erfassen. Der Anspruch auf Vollständigkeit einer Artenliste konnte im Rahmen dieser Arbeit aus Zeitgründen nicht erfüllt werden. Das Ziel war jedoch lediglich die Erhebung von operablen Vegetationseinheiten und die Analyse der Diversität sollte nur ergänzend Informationen zum Untersuchungsgebiet liefern. So hat die lineare Regression gezeigt, dass sich die Zeigerwerte für Stickstoff und Feuchtigkeit nicht eignen, die Artenvielfalt in den Bestände zu erklären, da diese beiden Faktoren im Gebiet anscheinend relativ gleich verteilt sind. Anzunehmen ist auch, dass für aussagekräftigere Ergebnisse eine Vegetationserhebung auf größerer Maßstabsebene erforder-

lich ist. Eine solche Erhebung wäre als Fortführung dieser Untersuchungen möglich, da die operablen Vegetationstypen bereits zur Verfügung stehen.

6.1.5 Effekt der Umweltvariablen auf das Vorkommen der Vegetationstypen

Wie schon bei der Diskussion der Datengrundlage erwähnt, würden metrische unabhängige Variablen bessere Ergebnisse liefern und anschauliche grafische Darstellungen ermöglichen. Auch die schon erläuterten problematischen Flurabstandsangaben machen die mittels logistischer Regression erstellten Modelle aus meiner Sicht sehr fragwürdig. Ein weiteres Problem ist, dass die Regression für Vegetationstypen mit weniger als drei Vorkommen, wie zB. dem Typhetum angustifoliae, zu keinen Ergebnissen führt. Es ist daher essentiell, am besten schon bei Erstellung des *sample design* bzw. im Zuge der Kartierungsarbeiten auf eine ausreichende Stichprobengröße der seltenen Vegetationstypen zu achten.

Trotz all dieser Unzulänglichkeiten wollte ich auf eine Darstellung der logistischen Regression in dieser Diplomarbeit nicht verzichten, um auf ihre große Bedeutung in Bezug auf die Erstellung von Habitataignungsmodellen hinzuweisen. Beispielsweise könnte man bei der Planung von Restaurationsmaßnahmen das Vorkommen von Vegetationstypen oder einzelnen Zielarten prognostizieren, indem man die unabhängige Variable "Flurabstand" oder "Nutzungsintensität" verändert. Da die Modellerstellung im Rahmen dieser Arbeit nur angeschnitten werden konnte, möchte ich auf HEUNER (2006) und SCHRÖDER (2000) verweisen, die sich eingehend mit dieser Thematik beschäftigten.

6.1.6 Vernetzung

Die bei der *Morphological Spatial Pattern Analysis* in GUIDOS (siehe Abschnitt 5.7) verwendete Waldrandbreite und Pufferzonenbreite bei gehölzfreien Biotopen wurden verallgemeinert, wären jedoch im Falle eines Biotopverbundsystems für jedes Biotop bzw. sogar für jede einzelne Fläche extra zu bestimmen (siehe Abschnitt 2.2).

Trotz dieses verallgemeinerten Ansatzes läßt die MSPA Rückschlüsse auf das Vernetzungs- und Restaurationspotenzial der Biotope zu. So zeigt die Analyse der Vernetztheit der Gehölze deren starke Verinselung und räumliche Trennung. Außerdem wies ein hoher Anteil an Randwerten auf die allgemein zu geringe Flächengröße hin. Folglich kommt durch diese zu geringen *Core areas* wohl keine flächige Restauration der Bruchwaldreste in Frage.

Weiters weisen die Ergebnisse der gehölzfreien Feuchtbiotope auf die Unterschiede zwischen den Quadranten bezüglich ihrer Landschaftsstruktur hin. Traten sie in den Quadranten 1 und 2 nur als Inseln bzw. Korridore auf, so bilden sie in den Quadranten 3 und 4 die Landschaftsmatrix. Der hohe Anteil an Nicht-Feuchtbiotop in Quadrant 5 läßt den Handlungsbedarf an Restaurationsmaßnahmen wie zB. Wiedervernässung (siehe Abschnitt 6.2.2) erkennen.

6.2 Ableitung möglicher Restaurationsstrategien von den Ergebnissen

6.2.1 Beweidung und Mahd

In diesem Abschnitt wird der Versuch unternommen, Restaurationsmaßnahmen auf Basis der wichtigsten Ergebnisse dieser Arbeit zu formulieren und diskutieren. In der dafür durchgeführten Literaturrecherche hat sich schnell gezeigt, dass dies ein weites und komplexes Feld darstellt und die Übertragbarkeit und Anwendung der Maßnahmen auf das Untersuchungsgebiet den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde. Nichtsdestotrotz werden hier die - aus meiner Sicht - bedeutendsten Maßnahmen vorgestellt und mit den Ergebnissen sowie den Eindrücken und Gesprächen vor Ort in Verbindung gebracht.

Aus der Erhebung der Vegetationstypen geht eindeutig hervor, dass viele Wiesen und Brachen mit *Calamagrostis epigejos* vergrast und mit invasiven Neophyten, wie v. a. *Solidago gigantea* durchdrungen sowie teilweise massiv verschilft sind. Besonders dichte Schilfbestände auf Brachen feuchter Standorte wirken sich durch die Abnahme der Artenzahl extrem negativ auf deren Diversität aus (vgl. KORNER 2008, S. 15). Als probates Mittel zur Zurückdrängung dieser "Problemarten" hat sich in vielen Projekten die Beweidung in Kombination mit Mahd erwiesen. Durch die Trittwirkung des Weideviehs kommt es zu einer Schädigung der Rhizome, mit welchen sich *Phragmites australis* so erfolgreich vegetativ ausbreiten kann. Auch Brachen trockenerer Standorte, auf denen sich die artenarme *Elymus repens*-(*Agropyretalia*)-Gesellschaft ausgebreitet hat, könnten so in Richtung artenreicherer Gesellschaften gelenkt werden.

Auch für die Zurückdrängung von *Calamagrostis epigejos* ist die Kombination von Beweidung und Mahd erforderlich. Nach einer intensiven Beweidung im Frühjahr werden die Bestände gemäht und anschließend folgt wiederum eine Beweidungsphase. Mit einer Reduktion der Deckungswerte von *Phragmites australis* kann erst nach einigen Jahren gerechnet werden. Um diesen Vorgang zu beschleunigen, ist eine vorbereitende Mahd empfehlenswert (vgl. ebda., S. 1). Durch die Mahd, die am besten im Sommer oder Winter durchgeführt werden sollte, werden den Flächen das Altschilf und somit ein hoher Anteil an Biomasse entzogen. Das im Frühjahr austreibende Jungschilf wird dann vom Weidevieh gerne gefressen (vgl. ebda., S. 21). Die Beweidung von feuchten oder nassen Standorten, wie sie im Untersuchungsgebiet vorherrschen, muss jedoch sehr behutsam durchgeführt werden. AHRENDT (2002, zitiert nach SCHLEY & LEYTEM 2004, S. 69) weist darauf hin, dass positive Beweidungseffekte nur auf ausreichend großen Flächen zu erzielen sind, da auf zu kleinen Flächen sehr nasse Standorte massiv vom Vieh frequentiert werden.

Essentiell sind daher ein räumlich und zeitlich abgestufter Beweidungsplan sowie regelmäßige Erfolgskontrollen. Denn aufgrund der überwiegenden Vorteile einer extensiven Beweidung können die möglichen negativen Auswirkungen einer Überbeweidung in Kauf genommen werden (vgl. ebda., S. 15).

6.2.2 Wiedervernässung

Eine weitere Auffälligkeit in den Vegetationsaufnahmen ist das regelmäßige Auftreten von *Festuca rupicola*-Herden in den Wiesen, die als Konsequenz der langandauernden Entwässerungsmaßnahmen gewertet werden können. Dieser Umstand begründet auch die nur mittleren Feuchte-Zeigerwerte der Molinetalia-Bestände (siehe Abschnitt 5.4.1). Die daraus folgende Restaurationsmaßnahme Wiedervernässung erscheint mir nach der Literaturrecherche als sehr komplexes und in der Öffentlichkeit kritisch betrachtetes Thema, das zuvor einen breiten Konsens aller Beteiligten über das angestrebte Restaurationsziel erfordert (siehe Abschnitt 6.3).

Diese Komplexität ergibt sich auch aus der Tatsache, dass es zur Wiederherstellung des hydrologischen Regimes von Mooren nicht ausreicht, den Wasserspiegel vor Ort zu erhöhen, sondern im gesamten Einzugsgebiet. VAN WIRDUM et al. (1992, zitiert nach ANDEL 2006, S. 119) zeigte, dass eine Erhöhung des Wasserspiegels zu einer Versauerung des Bodens führen kann, wenn der Austausch mit basenreichem Grundwasser nicht wiederhergestellt werden kann. Der hohe Raumwiderstand, also die Einbeziehung aller Nutzungsansprüche (vgl. LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2004, S. 35), macht ein solches Vorhaben in einem dermaßen ausgedehnten Gebiet in den meisten Fällen nicht möglich.

Lokal begrenzte Maßnahmen in Bezug auf die Entwässerungsgräben sind dagegen ein realistisches und in der Praxis oft angewendetes Mittel zur Wiedervernässung.

Diese künstlichen Gewässer haben oftmals eine geringe Fließgeschwindigkeit und tendieren zum Standgewässer und häufig auch zum Trockenfallen (vgl. ebda., S. 41). Diese Tendenz kann ich durch die im Zuge der Freilandarbeit gewonnenen Eindrücke bestätigen. Durch die Substratauflagerung mit Sohlaufhöhung und das Zuwachsen durch Röhrichte bzw. die Bildung von Wasserlinsen-Matten auf offener Wasserfläche, neigen solche Gräben zur Verlandung und könnten deshalb ihrer natürlichen Dynamik überlassen werden (vgl. ebda., S. 41).

Ein anderer Ansatz ist die großflächige Überstauung von horizontalen Mooren mit geeigneten Stauverfahren, die bei einem geringen Gefälle der Oberfläche und ausreichenden Wasserdargebot möglich wäre. Ersters ist im Hanság sicher gegeben, aber ob die dafür notwendigen sommerlichen Flurabstände, die auch maßgeblich von der Verdunstung und den Nie-

derschlägen abhängig sind (vgl. ebda., S. 44), bei pannonischen Klimabedingungen erzielt werden können, halte ich für sehr unwahrscheinlich. Nichtsdestotrotz sei diese Maßnahme erwähnt, da der Überstau die effektivste Vernässungsmethode von horizontalen Mooren ist (vgl. ebda., S. 44). Der Einbau von Staubauwerken in die Entwässerungsgräben ist eine weitere wirkungsvolle Maßnahme und erhöht nicht nur den Wasserstand im Graben bzw. vor der Staustufe sondern führt auch zur Vernässung der angrenzenden Flächen und zu einem ausgeglichenen Grundwasserstand (vgl. ebda, S. 66). Je nach den örtlichen Gegebenheiten, der Beschaffenheit des Grabens und der erwünschten Stauwirkung gibt es eine Vielzahl an technischen Lösungen und damit verbundene Vor- und Nachteile, auf die hier nicht näher eingegangen werden kann.

6.2.3 Baumartenzusammensetzung

Betrachtet man die Artenzusammensetzung der Gehölze, so fällt die starke Einmischung bzw. teilweise Dominanz der Neophyten *Robinia pseudacacia*, *Acer negundo* und *Elaeagnus angustifolia* auf, die auf die Krautschicht eine ruderalisierende und somit eine diversitätsmindernde Wirkung haben. Hier wären die Entnahme dieser Arten und die Anpflanzung standortgemäßer Baumarten erstrebenswert. Weiters ist die untypische Artenzusammensetzung der beiden Bruchwaldgesellschaften die Folge der massiven Entwässerungsmaßnahmen im Gebiet. Diesen negativen Effekten sollte ebenfalls mit den oben diskutierten Wiedervernässungsmaßnahmen Einhalt geboten werden.

6.2.4 Nährstoffentzug

Die Zeigerwertanalyse im Bezug auf Stickstoff (siehe Abschnitt 5.4.2) zeigte deutlich, dass es sich bei den Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet durchwegs um Mäßigstickstoff- und Stickstoffreichtumzeigern handelt. Dieses Ergebnis korrespondiert auch mit der Regressionsanalyse, die den Zusammenhang zwischen Stickstoff-Zeigerwerten und Artenanzahl pro Vegetationsaufnahme untersuchte (siehe Abschnitt 5.5.2). Hier konnte kein Zusammenhang gefunden und deshalb auf eine gleichmäßige Stickstoffverteilung im Untersuchungsgebiet geschlossen werden.

Die hohe Stickstoffkonzentration im Boden und der durch Entwässerungsmaßnahmen verringerte Grundwasserspiegel erklärt, warum im Zuge der Kartierungsarbeiten die für Niedermoorstandorte typischen Pfeifengraswiesen nicht gefunden werden konnten. Nur noch wenige Exemplare von *Molinia caerulea* können als Reste dieser einst häufigen Gesellschaft aufgefasst werden. Der massive Rückgang bzw. das völlige Verschwinden wurde mir auch vom Gebietsbetreuer des Nationalparkgebiets bestätigt (mündl. Mitt. E. PATAK).

Eine geeignete Maßnahme, um die Pfeifengraswiesen zu fördern, wäre die Streuwiesennutzung, also eine sehr späte Mahd im Spätsommer bzw. Herbst. Durch diesen regelmäßigen Biomasseentzug kommt es langfristig zu einer Aushagerung der Böden. Der späte Zeitpunkt der Mahd ist besonders für die Charakterart *Molinia caerulea* wichtig, da sie dann die Reservestoffe für die nächste Vegetationsperiode bereits in ihre bodennahen Halmknoten und Wurzeln verlagert hat. Natürlich sollte auch von einer Düngung der Flächen abgesehen werden (vgl. KORNER 2008, S.17). Betrachtet man wiederum das Sukzessionsschema von Feuchtgrünlandgesellschaften (siehe Abb. 26, vgl. HÖTKER 2007, S. 55), so kann festgestellt werden, dass eine Nährstoffverringerung die Entwicklung in Richtung artenreichere Pflanzengesellschaften in hohem Maße begünstigt. In diesem Zusammenhang darf jedoch nicht auf die natürliche Artenarmut von Gesellschaften sehr nasser Standorte, wie zB. dem Galio palustris-Caricetum ripariae oder Schoenoplectetum tabernaemontani vergessen werden.

Als sehr wirkungsvoll für die Entzug von Nährstoffen aus Moorwiesen und die Re-Etablierung gefährdeter Arten hat sich die Entfernung der Grasnarbe und/oder des Oberbodens erwiesen. Diese Maßnahme ist dann angebracht, wenn der Oberboden massiv durch Drainage versauert ist oder wenn die Vegetation nach einer lang andauernden Belastung durch Stickstoffdeposition aus der Luft in ein von Gräsern dominiertes Stadium verschoben wird. Mit Entfernung der Grasnarbe werden gefährdete Arten, die über eine lang persistente Samenbank im Boden verfügen, wieder aktiviert (vgl. ANDEL 2006, S. 119). Laut OOMES et al. (1996, zitiert nach ANDEL 2006, S. 119) reicht die Wiederaufnahme der traditionellen Bewirtschaftung bei Moorwiesen, die intensiv gedüngt wurden, nicht aus. Vielmehr ist es eine Kombination aus Mahd, Wiedervernässung und Entfernung der Grasnarbe, die zum Erfolg führt.

6.2.5 Biotopverbund

Die *Morphological Spatial Pattern Analysis* (siehe Abschnitt 5.7) ergab hohe *Branch*-, *Islet*- und *Edge*-Werte vor allem bei den Gehölzen. Die daraus resultierenden hohen Randeffekte wurden bereits in diesem Abschnitt erläutert. Das völlige Fehlen von Gehölzen in Quadrant 3 liegt sicherlich in dem Schutzziel des Nationalparkgebietes begründet, der Großtrappe (*Otis tarda*) einen adäquaten Lebensraum zu bieten, welche weite Flächen mit freier Sicht auf ihre Umgebung benötigt. Dieses Beispiel ist repräsentativ für die Wichtigkeit der Festlegung auf ein Restaurations- bzw. Schutzziel (siehe Abschnitt 2.1.4), welches nämlich auch in einem recht überschaubaren Gebiet wie dem Hanság auf österreichischer Seite standörtlich stark variieren kann.

Beispielsweise wäre im Quadrant 1, einer ausgeräumten Ackerlandschaft, die Einbringung von Strukturelementen, wie zB. Hecken, im Sinne eines Biotopverbundsystems denkbar. Besonders die Nutzungsextensivierung der Ackerränder, also die Anlage ausreichend breiter Ackerrandstreifen, auf denen die Ausbringung von Dünger und Pestiziden unterlassen wird, fördert bzw. sichert das Überleben gefährdeter Ackerwildkräuter und der typischen Fauna (vgl. JEDICKE 1994, S. 216). Eine solche Nutzungsextensivierung wäre auch auf den Ackerflächen in den Quadranten 3-5 sinnvoll, um die scharfen Übergängen zu den Feuchtwiesen abzumildern bzw. um für diese Pufferzonen einzurichten. Ein wirksames und bewährtes Instrument ist hier natürlich die Flächenstilllegung im Rahmen der ÖPUL-Programme (Österreichisches Programm für umweltgerechte Landwirtschaft), bei denen der Landwirt Ausgleichszahlungen für die Nutzungsaufgabe erhält.

Im Zusammenhang mit scharfen Biotopgrenzen sein auch nochmals auf die Gehölze hingewiesen. Hier würde sich in den Quadranten 2 und 4, in denen größere Waldreste zu finden waren, die Entwicklung von Waldmänteln anbieten. Besonders in Quadrant 4, in dem große Ackerflächen an die Biotope angrenzen, würde ein Waldmantel, wie in Abschnitt 2.2 beschrieben, den massiven Nährstoffeintrag abpuffern. Weiters könnte die auf Flächen nahe von Gehölzen aufkommende *Alnus glutinosa*, also die Sukzession in Richtung Wald, zugelassen oder gefördert werden.

6.3 Anwendung restaurationsökologischer Konzepte auf den Hanság

Wie schon mehrfach erwähnt, sollte die Wahl der im vorigen Abschnitt erläuterten Maßnahmen und Überlegungen bezüglich eines Biotopverbundsystems im besten Fall einem ganzheitlichen Restaurationsziel untergeordnet sein. In den folgenden Ausführungen wird die mögliche Anwendung einiger restaurationsökologischer Konzepte, die im Abschnitt 2.1 vorgestellt wurden, auf das Untersuchungsgebiet diskutiert.

6.3.1 Konzepte der Natur

Aus heutiger Sicht kann man den Hanság auf österreichischer Seite mit Sicherheit dem funktionellen Konzept bzw. Szenario Godwit (vgl. HARMS et al. 1993, zitiert nach ANDEL 2006, S. 7) zuordnen. Das heißt, dass die Landschaft ausschließlich durch die anthropogene Nutzung, hauptsächlich der Landwirtschaft, geprägt ist. Eine Ausnahme bildet hier vielleicht das kleine Nationalparkgebiet zum Schutz der Großtrappe, die hier jedoch ebenfalls auf das Offenhalten der Landschaft durch menschliche Eingriffe angewiesen ist. Denkt man in Richtung Wildnis-Konzept, so würde das die komplette Wiedervernässung des Gebietes bedeuten, damit sich die einst ausgedehnten Bruchwälder wieder entwickeln können. Abgesehen von der Tatsache, dass ein solches Vorhaben wohl auf keine gesellschaftliche Zustimmung stoßen würde, steht es im Gegensatz zum erklärten Ziel der Biodiversitätssteigerung seitens des Naturschutzes. Diese kann jedoch durch das Arkadien-Konzept, auf dem Szenario Harrier basiert, verwirklicht werden. Die Wiederaufnahme traditioneller Bewirtschaftungstechniken wie Mahd und Beweidung waren schon Gegenstand einiger Naturschutzprojekte im Seewinkel und die so geformte Landschaft und Artenvielfalt, besonders die der Vögel, erfreuen sich bei Touristen großer Beliebtheit. Der südliche Teil des österreichischen Hanságs, in dem noch einige Flächen mit Feuchtwiesen durch Mahd und teilweise durch Beweidung erhalten und gepflegt werden, tendiert in Richtung Arkadien-Konzept. Da die Wahl des Restaurationsziels auch immer davon abhängt, wie nah es am gegenwärtigen Zustand liegt (vgl. ANDEL 2006, S. 6), ist das Szenario Otter sicher am schnellsten und leichtesten zu realisieren.

6.3.2 Level der Ambition

Wie in Abschnitt 2.1 beschrieben, müssen abiotische und biotische Barrieren überwunden werden, damit das degradierte Ökosystem in ein restauriertes überführt werden kann (vgl. ebda., S. 10). Als abiotische Barrieren können im Fall des Hanságs der zu niedrige Grundwasserspiegel, die zu hohe Nährstoffkonzentration im Boden und fehlende vernetzende

Landschaftsstrukturelemente bezeichnet werden. Die zum Überwinden dieser Barriere notwendigen Rekultivierungsmaßnahmen sind Wiedervernässung, Nährstoffentzug durch Mahd und/oder Entfernung des Oberbodens sowie die Einrichtung eines Biotopverbundsystems. Die biotische Barriere ist beispielsweise die Ausbreitung von "Problemarten" oder das Fehlen erwünschter Zielarten oder –gesellschaften. Hier braucht es Restaurationsmaßnahmen, wie die Beweidung zur Eindämmung der Schilfausbreitung oder ein zeitlich angepasster Mähtermin zur Förderung der Pfeifengraswiesen.

Neben begleitenden Monitoringprogrammen erfordert es ein Erhaltungsmanagement, dass im Prinzip die Weiterführung der Restaurationsmaßnahmen bedeutet, um den erreichten Zustand halten zu können (vgl. ebda., S. 17).

6.3.3 Referenzsysteme

Die Bedeutung eines Referenzsystems für die Planung und Abschätzung des Verlaufs von Restaurationsprojekten wurde bereits in Abschnitt 2.1 erläutert. Ein rezentes Referenzsystem liegt im Fall des Hanságs quasi "vor der Haustüre" – nämlich der größere Teil des Hanságs auf ungarischem Staatsgebiet. Zwar liegen die Vorteile dieses rezenten Referenzsystems auf der Hand, da es in der gleichen topografischen Einheit liegt. Jedoch muss man bedenken, dass auch der ungarische Hanság massiv von den Folgen der Entwässerungsmaßnahmen betroffen ist. Dennoch könnten jene Bereiche, in denen das Wasser meist über Flur steht, zumindest als "Teil-Referenzsysteme" dienen, wie zB. die beiden naturnahen Erlenwälder im Süden und ausgedehnte Moorwiesen im Norden des Hanságs (vgl. http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/downloads/Naturschutzbund_PK/hansag.pdf, S. 5f, 6.02.2012).

6.3.4 Restaurationsökologische Zieltypen

Die Festlegung auf Zieltypen bestimmt die Wahl geeigneter Restaurationsmaßnahmen, wie am Beispiel der Großtrappe, einer wichtigen *flagship species* des Schutzgebietes, deutlich wird. Fällt die Wahl auf die Rekultivierungsmaßnahme Wiedervernässung, so steht dies im Gegensatz zum Schutzziel, der Großtrappe geeignete Lebensbedingungen zu bieten. Der höhere Wasserstand hätte einen kühleren und feuchteren Boden zur Folge, der sich nachteilig auf den Bruterfolg auswirken würde (mündl. Mitt. A. GRÜLL). Für die Entwicklung der Artengemeinschaft Pfeifengraswiese wäre dies aber eine wesentliche Maßnahme.

Hier zeigt sich wieder die schon erwähnte Komplexität des Themas und die Schwierigkeit, ein Restaurationsziel zu formulieren, dass von den Naturschutz-Organisationen, den Landnutzern, der Bevölkerung und der öffentlichen Hand mitgetragen wird.

7 Anhang

7.1 Zusammenfassung

Die schweren Eingriffe des Menschen, hauptsächlich durch Entwässerung und Landnutzungswandel, die bereits ihren Beginn im 16. Jh. nahmen, führten zu einer massiven Degradation der einst ausgedehnten Niedermoore im Hanság. Nicht nur die Zerstörung zahlreicher Feuchtlebensräume für gefährdete Tier- und Pflanzenarten, sondern auch ökonomische Überlegungen sind ausschlaggebend für die Notwendigkeit einer ökologischen Restauration des Gebietes. Da für deren Planung und erfolgreichen Verlauf wissenschaftlich fundiertes Grundlagenwissen essentiell ist, versucht die vorliegende Arbeit, auf Basis vegetationsökologischer Untersuchungen, die Komponenten dieses Ökosystems zu benennen und die Ursachen und Folgen der Degradation aufzuklären.

Daraus ergeben sich die zentrale Fragestellung, nämlich die Beschreibung des ökologischen Restaurationspotenzials des Hanságs und die davon abgeleiteten Aufgabenstellungen. Als Komponenten des Ökosystems wurden operable Vegetationstypen und deren Erhaltungszustand in fünf repräsentativen Landschaftsausschnitten des Untersuchungsgebietes erhoben. Diese wurden mit den auf sie einwirkenden Umweltvariablen in Beziehung gesetzt und auch bezüglich ihrer Vernetztheit analysiert. Schließlich konnte aus den Ergebnissen mögliche Restaurationsmaßnahmen abgeleitet werden. Ergänzend dazu wurde die Anwendung restaurationsökologischer Konzepte auf den Hanság diskutiert.

Die Vegetationstypen wurden durch Vegetationsaufnahmen nach der Braun-Blanquet-Methode im Rahmen einer selektiven Biotopkartierung in den fünf Untersuchungsquadranten erhoben. Informationen bezüglich der Faktoren, die auf die Vegetationstypen einwirken, konnten einerseits aus den Ergebnissen der Biotopkartierung und andererseits aus den akquirierten Geodaten gewonnen werden. Die statistische Auswertung umfasste Analysen, die den Zusammenhang zwischen den Vegetationstypen und den, auf sie einwirkenden Umweltvariablen messen. Ergänzend wurden vergleichende Analysen bezüglich der Diversität in den Vegetationsaufnahmen durchgeführt.

Des Weiteren wurde eine *Morphological Spatial Pattern Analysis* der kartierten Biotope vorgenommen, um deren Vernetztheit bzw. Verinselung und Fragmentierung darzustellen.

Die Klassifikation der Vegetationsaufnahmen auf Basis der TWINSPAN-Analyse ergab 34 Syntaxa, deren Artenzusammensetzung in Hinblick auf ihre standörtliche Heterogenität und die eventuell stattgefundenen Degradationsprozessen diskutiert wurde. Die so ermittelten Vegetationstypen wurden anhand ihrer Ellenberg-Zeigerwerte entlang ihres Feuchte- und Stickstoffgradientens angeordnet und vermittelten ein Bild einer gleichmäßigen Verteilung in

den mittleren Bereichen der Ellenberg-Skala. Dieses Ergebnis korrespondiert mit den Resultaten der Diversitätsanalysen, bei denen kein Effekt der Stickstoff-Zeigerwerte auf die Artenanzahl nachgewiesen werden konnte, woraus geschlossen wurde, dass die Stickstoffverteilung im Untersuchungsgebiet relativ homogen ist. Weiters konnte ein nur schwacher Zusammenhang zwischen Artenanzahl und Feuchte-Zeigerwerte gefunden werden.

Mittels der kanonischen Korrespondenzanalyse wurden die Vegetationsaufnahmen im multidimensionalen, ökologischen Raum angeordnet und so veranschaulicht, in welchem Maß sie im Zusammenhang mit den erklärenden Umweltvariablen stehen.

Der Versuch, logistische Regressionsmodelle zu generieren, ergab eine sehr unterschiedliche Kombination von Umweltvariablen für den jeweiligen Vegetationstyp. Die Interpretation der Ergebnisse wurde v. a. durch die teilweise unzureichende Datengrundlage erschwert.

Die Analyse der Vernetztheit der Gehölze zeigte deren starke Verinselung und räumliche Trennung. Außerdem wies ein hoher Anteil an Randwerten auf die allgemein zu geringe Flächengröße hin. Die Ergebnisse der gehölzfreien Feuchtbiotope ließen Rückschlüsse auf die unterschiedliche Landschaftsstruktur der Quadranten zu. So traten sie in zwei Quadranten nur als Inseln bzw. Korridore auf, in zwei anderen Quadranten jedoch als Landschaftsmatrix.

Als mögliche Restaurationsmaßnahmen haben sich die Zurückdrängung von Problemarten, wie zB. dem Schilf, und der Nährstoffentzug aus den eutrophierten Böden durch zeitlich und räumlich abgestufte Beweidung und Mahd in Kombination mit der Entfernung des Oberbodens herausgestellt. Die Degradation einiger Vegetationstypen durch die Entwässerung könnte durch Wiedervernässungsmaßnahmen umgekehrt werden. Weiters wurden Maßnahmen im Sinne eines Biotopverbundsystems diskutiert.

Die Diskussion der restaurationsökologischen Konzepte in Bezug auf den Hanság zeigte schnell die Komplexität des Themas und die Notwendigkeit, ein klares Restaurationsziel zu definieren, welches auf einem breiten Konsens aller Beteiligten basiert.

7.2 Abkürzungen der Vegetationstypen

aegsamb	Aegopodio-Sambucetum nigrae
arclapp	Arction lappae
balrobi	Balloto-Robinetum
bolmari	Bolboschoenetum maritimi
calagro	Calamagrostis epigejos-(Agropyretalia)-Gesellschaft
calgali	Calamagrostis epigejos-Galium verum-Gesellschaft
calonop	Calamagrostis epigejos-(Onopordetalia)-Gesellschaft
caracan	Carduus acanthoides-(Onopordetalia)-Gesellschaft
carripa	Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. caricetosum ripariae
carurti	Carici-elongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum
cheglau	Chenopodion glauci
echseta	Echinochloo-Setarietum pumilae
elyrepe	Elymus repens-(Agropyretalia)-Gesellschaft
frapopu	Fraxino-Populetum
frasali	Frangulo-Salicetum cinereae subass. urticetosum
fraulme	Fraxino-Ulmetum subass. alnetosum glutinosae
galbolb	Galio-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritimae
galpalu	Galio palustris-Caricetum ripariae
molinet	Molinetalia
phraust	Phragmites australis-(Senecion fluviatilis)-Gesellschaft
phrvulg	Phragmitetum vulgaris
potanse	Potentillion anserinae
prufrax	Pruno-Fraxinetum
pruligu	Pruno-Ligustretum
pruprun	Pruno-Ligustretum subass. prunetosum padi
salalba	Salicetum albae-phalaridetosum
salcorn	Salicetum albae subass. cornetosum
salrube	Salix rubens-Gesellschaft subass. cornetosum
samnigr	Sambuco nigrae-Aceretum negundo
schtabe	Schoenoplectetum tabernaemontani
scojunc	Scorzonero-Juncion geradii
solgiga	Solidago gigantea-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft
tanarrh	Tanaceto-Arrhenatheretum
typangu	Typhetum angustifoliae

Tab. 9: Abkürzungen der Vegetationstypen

7.3 Kartenmaterial

7.3.1 Vegetationskarten

Dominante Vegetationstypen im Quadrant 1 des Hansägs



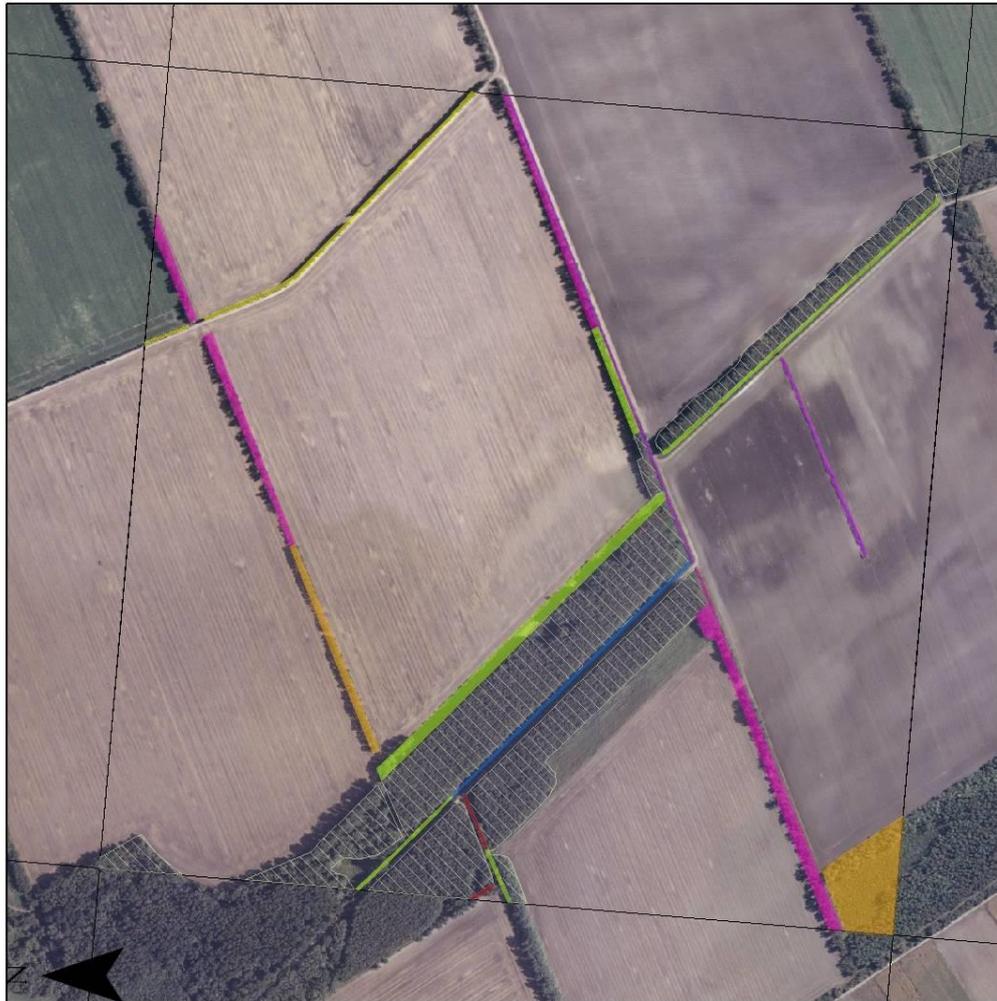
Legende

- Echinochloa-Setarietum pumilae*
- Carduus acanthoides*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft
- Balloto-Robiniyetum*
- Pruno-Fraxinetum*
- Salicetum albae subass. cometosum*
- Typhetum angustifoliae*
- INSPIRE-Raster

Quellen:
Orthofoto 2004 (BEV)
Kartographie: Barbara Dillinger
13.01.2012

Abb. 27: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 1 des Hansägs

Dominante Vegetationstypen im Quadrant 2 des Hansägs



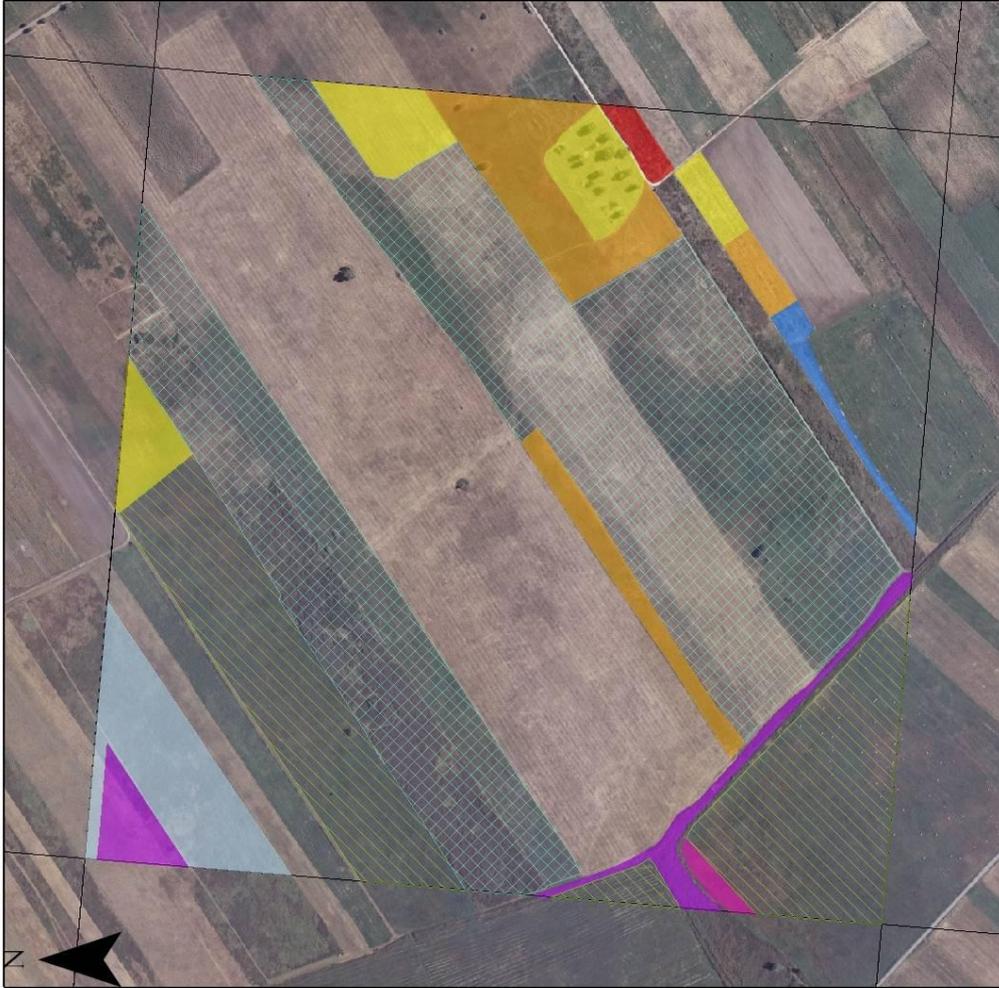
Legende

- Elymus repens*-(*Agropyretalia*)-Gesellschaft
- Ballota-Robinetum*
- Salicetum albae-phalaridetosum*
- Salix rubens*-Gesellschaft subass. *cometosum*
- Carici-longatae-Alnetum glutinosae subass. caricetosum ripariae*
- Carici-longatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum*
- Gallo palustris*-*Caricetum ripariae*
- Phragmitetum vulgaris*
- INSPIRE-Raster

Quellen:
 Orthofoto 2004 (BEV)
 Kartographie: Barbara Dillinger
 13.01.2012

Abb. 28: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 2 des Hansägs

Dominante Vegetationstypen im Quadrant 3 des Hanságs



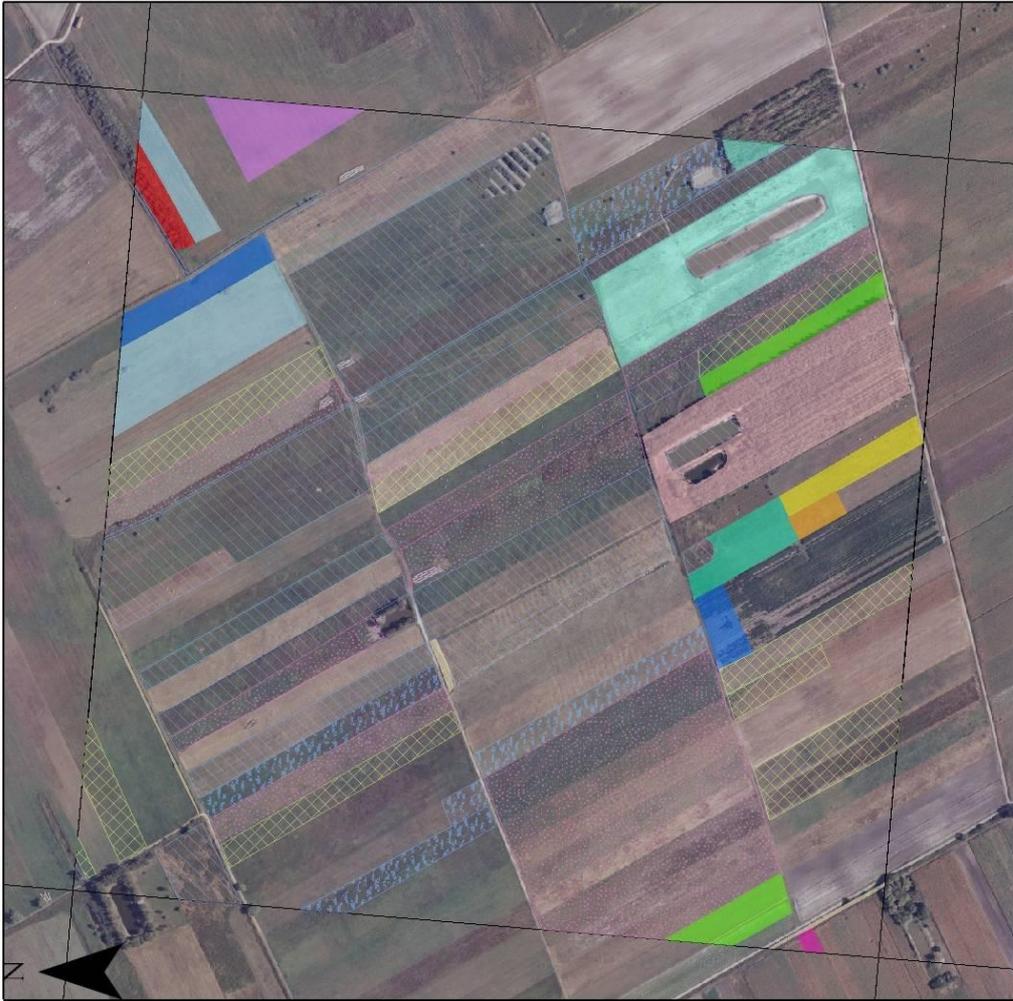
Legende

- Arction lappae
- Calamagrostis epigejos-Galium verum-Gesellschaft
- Molinetalia
- Potentillon anserinae
- Solidago gigantea-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft
- Phragmites australis-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft
- Phragmitetum vulgare
- Galio palustris-Caricetum ripariae
- Bolboschoenetum maritimi
- INSPIRE-Raster

Quellen:
Orthofoto 2004 (BEV)
Kartographie: Barbara Dillinger
13.01.2012

Abb. 29: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 3 des Hanságs

Dominante Vegetationstypen im Quadrant 4 des Hanságs



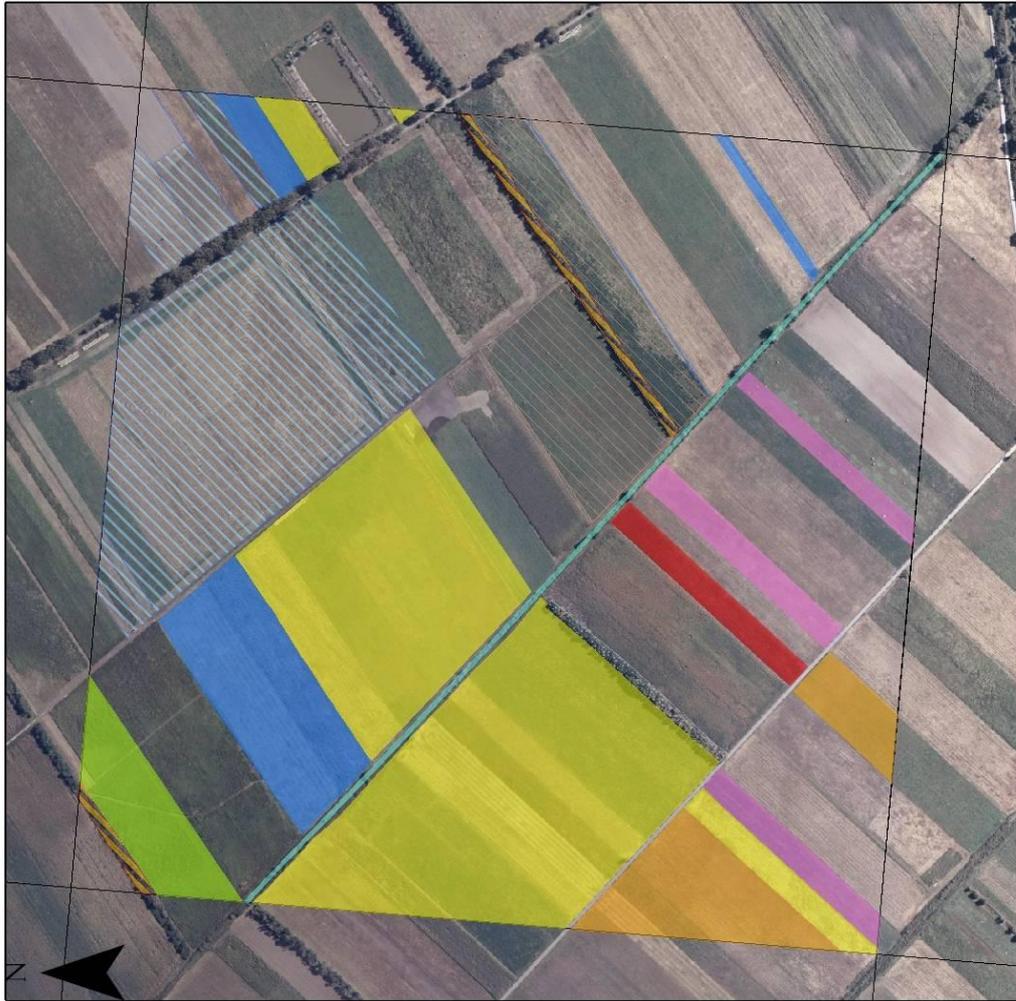
Legende

	<i>Echinochloa-Setarietum pumilae</i>
	<i>Calamagrostis epigejos-(Onopordetalia)-Gesellschaft</i>
	<i>Calamagrostis epigejos-Galium verum-Gesellschaft</i>
	<i>Elymus repens-(Agropyretalia)-Gesellschaft</i>
	<i>Molinetalia</i>
	<i>Tanacetum-Arrhenatheretum</i>
	<i>Potentillion anserinae</i>
	<i>Phragmites australis-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft</i>
	<i>Ballota-Robinetum</i>
	<i>Aegopodium-Sambucetum nigrae</i>
	<i>Fraxino-Populetum</i>
	<i>Salicetum albae-phalaridetosum</i>
	<i>Carex-elongatae-Alnetum glutinosae subass. urticetosum</i>
	<i>Phragmitetum vulgaris</i>
	<i>Galio palustris-Caricetum ripariae</i>
	<i>Galio-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritima</i>
	<i>Bolboschoenetum maritimi</i>
	<i>Scorzonero-Juncion geracii</i>
	INSPIRE-Raster

Quellen:
Orthofoto 2004 (BEV)
Kartographie: Barbara Dillinger
13.01.2012

Abb. 30: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 4 des Hanságs

Dominante Vegetationstypen im Quadrant 5 des Hansägs



Legende

- Chenopodium glauci*
- Carduus acanthoides*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft
- Calamagrostis epigejos*-*Galium verum*-Gesellschaft
- Calamagrostis epigejos*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft
- Potentillion anserinae*
- Solidago gigantea*-(*Senecionion fluviatilis*)-Gesellschaft
- Balloto-Robiniatum*
- Sambuco nigrae*-*Aceretum negundo*
- Frangulo-Salicetum cinereae subass. urticetosum*
- Bolboschoenetum maritimi*
- Scorzonero-Juncion gerardii*
- INSPIRE-Raster

Quellen:
Orthofoto 2004 (BEV)
Kartographie: Barbara Dillinger
13.01.2012

Abb. 31: Dominante Vegetationstypen im Quadrant 5 des Hansägs

7.4 Dokumentation der logistischen Regression

Dependent variable: bolmari

Factors:

FA
 Nutztyp
 Bodentyp
 Struktur
 Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-0,620018	3194,93	
Nutztyp=AHI	19,1861	5610,7	2,14987E8
Nutztyp=ALLA	-17,9461	5610,7	1,60742E-8
Nutztyp=BG	37,1321	7045,26	1,33746E16
Nutztyp=BJ	-15,9504	3728,34	1,18256E-7
Nutztyp=BS	-14,9501	3686,41	3,21553E-7
Nutztyp=DEP	-4,93168E-7	7045,25	1,0
Nutztyp=FG	-5,06163E-7	3019,4	0,999999
Nutztyp=PFK	0,667858	3194,93	1,95006
Nutztyp=STK	-14,06	4141,4	7,83099E-7
Nutztyp=W	-4,94349E-7	5325,71	1,0
Nutztyp=WEE	-17,9461	4326,26	1,60742E-8
Nutztyp=WIE	-1,18375	3194,93	0,306128
Intensit=1	-17,946	1765,43	1,60742E-8
Intensit=2	-2,76646	1,26896	0,0628843

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	37,2388	14	0,0007
Residual	56,0114	136	1,0000
Total (corr.)	93,2501	150	

Percentage of deviance explained by model = 39,9343

Adjusted percentage = 7,76274

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Nutztyp	25,1682	12	0,0140
Intensit	9,1534	2	0,0103

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,00926104	
MAE	0,274822	
MAPE		
ME	-0,000688817	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection

P-to-enter: 0,05

P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{bolmari} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\begin{aligned} \eta = & -0,620018 + 19,1861 * \text{Nutztyp=AHI} - 17,9461 * \text{Nutztyp=ALLA} + \\ & 37,1321 * \text{Nutztyp=BG} - 15,9504 * \text{Nutztyp=BJ} - 14,9501 * \text{Nutztyp=BS} - \\ & 4,93168E-7 * \text{Nutztyp=DEP} - 5,06163E-7 * \text{Nutztyp=FG} + 0,667858 * \text{Nutztyp=PFK} \\ & - 14,06 * \text{Nutztyp=STK} \end{aligned}$$

Dependent variable: calgali

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-4,67502	14744,1	
FA=0	-14,9974	14829,4	3,06703E-7
FA=0,59	2,59558	14744,1	13,4044
FA=1,88	-49,888	16391,1	2,15729E-22
FA=2,97	4,67502	14744,1	107,235
FA=3,38	-48,9716	15556,6	5,39412E-22
Bodentyp=ANMO	1,79176	1,19024	6,0
Bodentyp=FESW	35,9537	2617,84	4,11626E15
Intensit=1	-52,7966	3792,25	1,17684E-23
Intensit=2	-52,8931	3890,5	1,06864E-23

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	42,6709	9	0,0000
Residual	30,9456	141	1,0000
Total (corr.)	73,6165	150	

Percentage of deviance explained by model = 57,9638
Adjusted percentage = 30,796

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	18,3336	5	0,0026
Bodentyp	11,7666	2	0,0028
Intensit	23,7008	2	0,0000

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,00941953	
MAE	0,442859	
MAPE		
ME	1,4503E-14	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{calgali} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -4,67502 - 14,9974 * \text{FA}=0 + 2,59558 * \text{FA}=0,59 - 49,888 * \text{FA}=1,88 + 4,67502 * \text{FA}=2,97 - 48,9716 * \text{FA}=3,38$$

Dependent variable: galpalu

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-0,949081	0,339987	
Bodentyp=ANMO	-16,9115	1016,4	4,52287E-8
Bodentyp=FESW	-16,0543	1433,39	1,0659E-7
Intensit=1	-16,9644	923,08	4,28977E-8
Intensit=2	-1,65361	0,807854	0,191358

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	27,7765	4	0,0000
Residual	65,4736	146	1,0000
Total (corr.)	93,2501	150	

Percentage of deviance explained by model = 29,7871
Adjusted percentage = 19,0633

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Bodentyp	12,8857	2	0,0016
Intensit	14,9092	2	0,0006

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,0148807	
MAE	0,353856	
MAPE		
ME	-2,06365E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{galpalu} = \exp(\text{eta}) / (1 + \exp(\text{eta}))$$

where

$$\text{eta} = -0,949081 - 16,9115 * \text{Bodentyp} = \text{ANMO}$$

Dependent variable: molinet

Factors:

- FA
- Nutztyp
- Bodentyp
- Struktur
- Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-18,5661	961,711	
Struktur=1	16,2147	961,711	1,10142E7
Struktur=2	16,7415	961,711	1,8653E7
Struktur=3	-1,01508E-7	1747,03	1,0
Struktur=4	-9,28488E-8	1600,38	1,0

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	14,0676	4	0,0071
Residual	42,602	146	1,0000
Total (corr.)	56,6695	150	

Percentage of deviance explained by model = 24,8238
Adjusted percentage = 7,17768

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Struktur	14,0676	4	0,0071

Residual Analysis

	Estimation	validation
n	151	
MSE	0,00527937	
MAE	0,215251	
MAPE		
ME	-2,33347E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{molinet} = \exp(\text{eta}) / (1 + \exp(\text{eta}))$$

where

$$\text{eta} = -18,5661 + 16,2147 * \text{Struktur}=1$$

Dependent variable: phrvulg

Factors:
FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-1,18911	1,18594	
FA=0	-0,197848	1,28245	0,820495
FA=0,59	-17,4213	993,387	2,71651E-8
FA=1,88	-18,5183	1866,8	9,0698E-9
FA=2,97	-2,62906	1,709	0,0721465
FA=3,38	-1,72199	1,55987	0,17871
Struktur=1	-15,9902	1194,07	1,13639E-7
Struktur=2	-1,51868	1,23781	0,219
Struktur=3	0,34059	0,922471	1,40578
Struktur=4	2,77862	0,870785	16,0967

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	65,1926	9	0,0000
Residual	67,0558	141	1,0000
Total (corr.)	132,248	150	

Percentage of deviance explained by model = 49,2956
Adjusted percentage = 34,1725

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	20,8184	5	0,0009
Struktur	36,8287	4	0,0000

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,0124655	
MAE	0,300299	
MAPE		
ME	0,00225369	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{phrvulg} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -1,18911 - 0,197848 * \text{FA}=0 - 17,4213 * \text{FA}=0,59 - 18,5183 * \text{FA}=1,88 - 2,62906 * \text{FA}=2,97$$

Dependent variable: potanse

Factors:

- FA
- Nutztyp
- Bodentyp
- Struktur
- Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-17,5661	583,307	
Struktur=1	16,0079	583,307	8,9568E6
Struktur=2	16,4675	583,307	1,41816E7
Struktur=3	15,3688	583,307	4,7272E6
Struktur=4	14,3472	583,308	1,70179E6

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	18,8491	4	0,0008
Residual	83,2224	146	1,0000
Total (corr.)	102,071	150	

Percentage of deviance explained by model = 18,4666
Adjusted percentage = 8,66952

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Struktur	18,8491	4	0,0008

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,0155033	
MAE	0,302423	
MAPE		
ME	-1,37875E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{potanse} = \exp(\eta)/(1+\exp(\eta))$$

where

$$\eta = -17,5661 + 16,0079*\text{Struktur}=1$$

Dependent variable: schtabe

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-18,5661	961,711	
Struktur=1	15,475	961,711	5,25676E6
Struktur=2	15,0107	961,711	3,30425E6
Struktur=3	-9,81804E-8	1747,03	1,0
Struktur=4	17,3621	961,711	3,46946E7

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	17,1174	4	0,0018
Residual	45,4565	146	1,0000
Total (corr.)	62,5739	150	

Percentage of deviance explained by model = 27,3555
Adjusted percentage = 11,3744

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Struktur	17,1174	4	0,0018

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,00708268	
MAE	0,270574	
MAPE		
ME	6,82886E-16	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection

P-to-enter: 0,05

P-to-remove: 0,05

Step 0:

0 factors in the model. 150 d.f. for error.
Percentage of deviance explained = 0,00% Adjusted percentage = 0,00%

Step 1:

Adding factor Struktur with P-to-enter = 0,00183401
1 factors in the model. 146 d.f. for error.
Percentage of deviance explained = 27,36% Adjusted percentage = 11,37%

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{schtabe} = \exp(\eta)/(1+\exp(\eta))$$

where

$$\eta = -18,5661 + 15,475*\text{Struktur}=1$$

Dependent variable: scojunc

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-17,5661	1978,09	
FA=0	15,0324	1978,09	3,37657E6
FA=0,59	16,5444	1978,09	1,53161E7
FA=1,88	9,81336E-8	2340,51	1,0
FA=2,97	1,20892E-7	2211,57	1,0
FA=3,38	1,10701E-7	2176,37	1,0

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	18,2278	5	0,0027
Residual	75,0224	145	1,0000
Total (corr.)	93,2501	150	

Percentage of deviance explained by model = 19,5472
Adjusted percentage = 6,67855

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	18,2278	5	0,0027

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,0128288	
MAE	0,285085	
MAPE		
ME	-5,33703E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{scojunc} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -17,5661 + 15,0324 * \text{FA}=0$$

Dependent variable: calonop

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-2,28578	0,428504	
Intensit=1	-16,2803	994,693	8,50275E-8
Intensit=2	-16,2803	994,693	8,50275E-8

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	10,4448	2	0,0054
Residual	40,0198	148	1,0000
Total (corr.)	50,4646	150	

Percentage of deviance explained by model = 20,6973
Adjusted percentage = 8,80775

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Intensit	10,4448	2	0,0054

Residual Analysis

	Estimation	validation
n	151	
MSE	0,00365053	
MAE	0,167574	
MAPE		
ME	-5,08128E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{calonop} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -2,28578$$

Dependent variable: caracan

Factors:

- FA
- Nutztyp
- Bodentyp
- Struktur
- Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-19,5661	1086,32	
Bodentyp=ANMO	16,0107	1086,32	8,98189E6
Bodentyp=FESW	17,5512	1086,32	4,19155E7

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	7,99785	2	0,0183
Residual	21,4542	148	1,0000
Total (corr.)	29,452	150	

Percentage of deviance explained by model = 27,1555
Adjusted percentage = 6,78339

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Bodentyp	7,99785	2	0,0183

Residual Analysis

```
-----
      Estimation      Validation
n      151
MSE    0,00167555
MAE    0,15305
MAPE
ME      3,91701E-16
MPE
```

Stepwise factor selection

```
-----
Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05
```

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{caracan} = \exp(\text{eta}) / (1 + \exp(\text{eta}))$$

where

$$\text{eta} = -19,5661$$

Dependent variable: carripa

Factors:

- FA
- Nutztyp
- Bodentyp
- Struktur
- Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-19,5661	5377,01	
FA=0	-4,50021E-7	5532,89	1,0
FA=0,59	-4,50021E-7	5684,51	1,0
FA=1,88	-4,61089E-7	6362,16	1,0
FA=2,97	17,6202	5377,01	4,49094E7
FA=3,38	18,2443	5377,01	8,38309E7

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	18,8511	5	0,0020
Residual	31,6135	145	1,0000
Total (corr.)	50,4646	150	

Percentage of deviance explained by model = 37,3552
Adjusted percentage = 13,5761

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	18,8511	5	0,0020

Residual Analysis

```
-----
      Estimation      Validation
n      151
MSE    0,00573011
MAE    0,291882
MAPE
ME      -5,35216E-17
MPE
```

Stepwise factor selection

```
-----
Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05
```

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{carripa} = \exp(\text{eta}) / (1 + \exp(\text{eta}))$$

where

$$\eta = -19,5661 - 4,50021E-7*FA=0$$

Dependent variable: elyrepe

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-19,5661	1086,32	
Bodentyp=ANMO	16,7329	1086,32	1,84921E7
Bodentyp=FESW	17,5512	1086,32	4,19155E7

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	9,17756	2	0,0102
Residual	27,7634	148	1,0000
Total (corr.)	36,941	150	

Percentage of deviance explained by model = 24,8438
Adjusted percentage = 8,60171

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Bodentyp	9,17756	2	0,0102

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,00225837	
MAE	0,15453	
MAPE		
ME	-2,39773E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection

P-to-enter: 0,05

P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{elyrepe} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -19,5661$$

Dependent variable: phraust

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-22,0591	17921,7	
FA=0	19,7203	12547,1	3,66806E8
FA=0,59	0,893659	13260,2	2,44406
FA=1,88	55,2815	12955,5	1,01964E24
FA=2,97	0,682344	13959,5	1,97851
FA=3,38	0,386031	14054,1	1,47113
Nutztyp=AH1	-18,3358	22674,9	1,08854E-8

Nutztyp=ALLA	0,106969	24106,9	1,1129
Nutztyp=BG	-19,2273	31910,7	4,46345E-9
Nutztyp=BJ	-51,8745	14850,5	2,95939E-23
Nutztyp=BS	-15,973	12979,6	1,15617E-7
Nutztyp=DEP	23,9048	31910,7	2,40835E10
Nutztyp=FG	-52,2275	14006,1	2,0792E-23
Nutztyp=PFK	1,49143	12796,8	4,44343
Nutztyp=STK	-52,7329	16839,5	1,25428E-23
Nutztyp=W	2,33873	12796,8	10,368
Nutztyp=WEE	-0,400659	18790,1	0,669878
Nutztyp=WIE	-51,166	13482,7	6,00999E-23

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	41,6797	17	0,0007
Residual	14,9899	133	1,0000
Total (corr.)	56,6695	150	

Percentage of deviance explained by model = 73,5486
Adjusted percentage = 10,0224

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	17,6642	5	0,0034
Nutztyp	30,7419	12	0,0022

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,004528	
MAE	0,435384	
MAPE		
ME	2,09426E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{phraust} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -22,0591 + 19,7203 * \text{FA}=0 + 0,893659 * \text{FA}=0,59 + 55,2815 * \text{FA}=1,88 + 0,682344 * \text{FA}=2,97 + 0,386031 * \text{FA}=3,38 - 18,3358 * \text{Nutztyp}=\text{AHI} + 0,106969 * \text{Nutztyp}=\text{ALLA} - 19,2273 * \text{Nutztyp}=\text{BG}$$

Dependent variable: solgiga

Factors:

- FA
- Nutztyp
- Bodentyp
- Struktur
- Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-20,6214	3177,56	
FA=0	0,407037	3263,41	1,50236
FA=0,59	17,4022	3177,56	3,61148E7
FA=1,88	0,697802	3732,72	2,00933
FA=2,97	16,3328	3177,56	1,23948E7
FA=3,38	17,1713	3177,56	2,86683E7
Intensit=1	1,13082	1,48663	3,0982
Intensit=2	2,59193	1,20607	13,3555

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	17,9716	7	0,0121
Residual	38,6979	143	1,0000
Total (corr.)	56,6695	150	

Percentage of deviance explained by model = 31,713
Adjusted percentage = 3,47917

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	14,4282	5	0,0131
Intensit	6,20058	2	0,0450

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,00620137	
MAE	0,273456	
MAPE		
ME	-0,0030843	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{solgiga} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -20,6214 + 0,407037 \cdot \text{FA}=0 + 17,4022 \cdot \text{FA}=0,59$$

Dependent variable: salrube

Factors:

- FA
- Nutztyp
- Bodentyp
- Struktur
- Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-23,5428	5377,01	
FA=0	2,39063	5500,31	10,9204
FA=0,59	1,08477	5655,52	2,95876
FA=1,88	0,715786	6242,8	2,04579
FA=2,97	20,8099	5377,01	1,09054E9
FA=3,38	19,4961	5377,01	2,93114E8
Bodentyp=ANMO	3,3681	1,59344	29,0233
Bodentyp=FESW	3,97668	1,53253	53,3399

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	29,7212	7	0,0001
Residual	20,7434	143	1,0000
Total (corr.)	50,4646	150	

Percentage of deviance explained by model = 58,8951
Adjusted percentage = 27,1898

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	21,7085	5	0,0006
Bodentyp	11,2732	2	0,0036

Residual Analysis

```
-----
      Estimation      Validation
n      151
MSE    0,00478063
MAE    0,360873
MAPE
ME     -0,00875188
MPE
```

Stepwise factor selection

```
-----
Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05
```

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{salrube} = \exp(\text{eta}) / (1 + \exp(\text{eta}))$$

where

$$\text{eta} = -23,5428 + 2,39063 * \text{FA}=0 + 1,08477 * \text{FA}=0,59 + 0,715786 * \text{FA}=1,88$$

Dependent variable: salalba

Factors:

```
FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit
```

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

```
-----
Parameter      Estimate      Standard      Estimated
                  Error      Odds Ratio
-----
CONSTANT      -2,35138      0,523291
Struktur=1    -17,2147      2242,37      3,34006E-8
Struktur=2    -17,2147      1792,34      3,34006E-8
Struktur=3    -17,2147      2404,67      3,34006E-8
Struktur=4    -17,2147      2109,04      3,34006E-8
-----
```

Analysis of Deviance

```
-----
Source      Deviance      Df      P-Value
-----
Model      9,76057      4      0,0447
Residual   27,1804      146     1,0000
-----
Total (corr.) 36,941      150
```

Percentage of deviance explained by model = 26,4221
Adjusted percentage = 0,0

Likelihood Ratio Tests

```
-----
Factor      Chi-Square      Df      P-Value
-----
Struktur    9,76057      4      0,0447
-----
```

Residual Analysis

```
-----
      Estimation      Validation
n      151
MSE    0,00231972
MAE    0,15879
MAPE
ME     -9,36869E-16
MPE
```

Stepwise factor selection

```
-----
Method: forward selection
P-to-enter: 0,05
P-to-remove: 0,05
```

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{salalba} = \exp(\text{eta}) / (1 + \exp(\text{eta}))$$

where

eta = -2,35138 - 17,2147*Struktur=1

Dependent variable: carurtti

Factors:

FA
 Nutztyp
 Bodentyp
 Struktur
 Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	36,4899	6473,53	
Nutztyp=AHI	-57,0559	14109,9	1,66313E-25
Nutztyp=ALLA	-38,6223	13873,1	1,68475E-17
Nutztyp=BG	-57,0559	18875,2	1,66313E-25
Nutztyp=BJ	-55,8723	8122,09	5,43218E-25
Nutztyp=BS	-56,8085	8151,91	2,12992E-25
Nutztyp=DEP	-57,0559	18875,2	1,66313E-25
Nutztyp=FG	-37,0007	6473,53	8,52722E-17
Nutztyp=PFK	-56,4681	7183,96	2,99361E-25
Nutztyp=STK	-37,5885	6473,53	4,73734E-17
Nutztyp=W	-56,1564	13030,1	4,08859E-25
Nutztyp=WEE	-38,9537	9922,92	1,20958E-17
Nutztyp=WIE	-56,7329	6861,42	2,29727E-25
Bodentyp=ANMO	-18,1023	2513,08	1,37496E-8
Bodentyp=FESW	-18,8839	3816,38	6,29262E-9

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	58,5328	14	0,0000
Residual	15,0837	136	1,0000
Total (corr.)	73,6165	150	

Percentage of deviance explained by model = 79,5105
 Adjusted percentage = 38,7587

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Nutztyp	54,1816	12	0,0000
Bodentyp	7,14522	2	0,0281

Residual Analysis

	Estimation	validation
n	151	
MSE	0,00464062	
MAE	0,441964	
MAPE		
ME	-7,45298E-16	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
 P-to-enter: 0,05
 P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{carurtti} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = 36,4899 - 57,0559 * \text{Nutztyp=AHI} - 38,6223 * \text{Nutztyp=ALLA} - 57,0559 * \text{Nutztyp=BG} - 55,8723 * \text{Nutztyp=BJ} - 56,8085 * \text{Nutztyp=BS} - 57,0559 * \text{Nutztyp=DEP} - 37,0007 * \text{Nutztyp=FG}$$

Dependent variable: galbolb

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-33,5781	4868,57	
FA=0	15,6981	4664,27	6,57081E6
FA=0,59	-1,95578	4964,43	0,141454
FA=1,88	-1,62804	5592,29	0,196314
FA=2,97	-1,69829	5255,09	0,182997
FA=3,38	1,67953	5080,55	5,36305
Struktur=1	-0,505531	2427,74	0,603185
Struktur=2	16,8504	1395,56	2,07982E7
Struktur=3	15,6828	1395,56	6,47054E6
Struktur=4	16,8504	1395,56	2,07982E7

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	28,5019	9	0,0008
Residual	50,3031	141	1,0000
Total (corr.)	78,8049	150	

Percentage of deviance explained by model = 36,1676
Adjusted percentage = 10,7885

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
FA	12,106	5	0,0334
Struktur	9,88845	4	0,0423

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	151	
MSE	0,0120782	
MAE	0,365192	
MAPE		
ME	1,45031E-14	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection

P-to-enter: 0,05

P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{galbolb} = \exp(\eta) / (1 + \exp(\eta))$$

where

$$\eta = -33,5781 + 15,6981 \cdot \text{FA}=0 - 1,95578 \cdot \text{FA}=0,59 - 1,62804 \cdot \text{FA}=1,88 - 1,69829 \cdot \text{FA}=2,97$$

Dependent variable: balrobi

Factors:

FA
Nutztyp
Bodentyp
Struktur
Intensit

Estimated Regression Model (Maximum Likelihood)

Parameter	Estimate	Standard Error	Estimated Odds Ratio
CONSTANT	-18,5661	809,034	
Intensit=1	16,7469	809,034	1,87539E7
Intensit=2	-1,55696E-7	1282,17	1,0

Analysis of Deviance

Source	Deviance	Df	P-Value
Model	15,7104	2	0,0004
Residual	34,7542	148	1,0000
Total (corr.)	50,4646	150	

Percentage of deviance explained by model = 31,1316
 Adjusted percentage = 19,2421

Likelihood Ratio Tests

Factor	Chi-Square	Df	P-Value
Intensit	15,7104	2	0,0004

Residual Analysis

	Estimation	validation
n	151	
MSE	0,00495896	
MAE	0,24013	
MAPE		
ME	-1,55592E-15	
MPE		

Stepwise factor selection

Method: forward selection
 P-to-enter: 0,05
 P-to-remove: 0,05

Final model selected.

The equation of the fitted model is

$$\text{balrobi} = \exp(\text{eta}) / (1 + \exp(\text{eta}))$$

where

$$\text{eta} = -18,5661$$

7.5 Literaturverzeichnis

ANDEL, J. v. (Hrsg.) (2006): Restoration ecology: the new frontier. Blackwell, Oxford (u. a.)

CHYTRÝ, M., TICHY, L., HOLT, J. & BOTTA-DUKÁT, Z. (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. In: Journal of Vegetation Science 13: 79-90

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. Eugen Ulmer, Stuttgart

DIETL, W. & JORQUERA M. (2007): Wiesen- und Alpenpflanzen. 3. Auflage. Österreichischer Agrarverlag, Wien

ELLENBERG, H. et al. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Auflage. Scripta Geobotanica XVIII. Verlag Erich Goltze GmbH & Co KG, Göttingen

FISCHER, M., ADLER, W. & OSWALD, K. (2005): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 2. Auflage. Land Oberösterreich, Biologiezentrum der OÖ Landesmuseen (Hrsg.), Linz, 1392 pp

FROMM, S. (2005): Binäre logistische Regressionsanalyse. Eine Einführung für Sozialwissenschaftler mit SPSS für Windows. In: Schulze, G. & Akremi, L. (Hrsg.): Bamberger Beiträge zur empirischen Sozialforschung, Bamberg, ISSN 1611-58311

online unter: [http://www.uni-](http://www.uni-bam-berg.de/fileadmin/uni/fakultaeten/sowi_lehrstuehle/empirische_sozialforschung/pdf/bamberg_erbeitraege/Log-Reg-BBES.pdf)

[bam-](http://www.uni-bam-berg.de/fileadmin/uni/fakultaeten/sowi_lehrstuehle/empirische_sozialforschung/pdf/bamberg_erbeitraege/Log-Reg-BBES.pdf)

[berg.de/fileadmin/uni/fakultaeten/sowi_lehrstuehle/empirische_sozialforschung/pdf/bamberg_erbeitraege/Log-Reg-BBES.pdf](http://www.uni-bam-berg.de/fileadmin/uni/fakultaeten/sowi_lehrstuehle/empirische_sozialforschung/pdf/bamberg_erbeitraege/Log-Reg-BBES.pdf)

GEPP, J. (Hrsg.) (2010): Österreichs Perlen am Grünen Band Europas. Verlag Bibliothek der Provinz, Weitra

GRABHERR, G. & MUCINA, L., (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürlich waldfreie Vegetation. Verlag Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, New York

HÄUSLER, H. (2007): Geologische Karte der Republik Österreich 1:50 000. Erläuterungen zu den Blättern 79 Neusiedl am See, 80 Ungarisch-Altenburg, 109 Pamhagen. Geologische Bundesanstalt (Hrsg.), Wien

online unter: http://www.geologie.ac.at/filestore/download/EK0079_000_A.pdf

HEUNER, M. (2006): Erarbeitung von Habitateignungsmodellen für die Vegetation im gezeitenbeeinflussten Deichvorland mit Schwerpunkt auf Tideröhrichten. Diplomarbeit. Universität Karlsruhe, Koblenz

online unter: <http://www.wsv.de/wsa->

[bhv/medienarchiv/Downloads/Wissenschaftliche_Untersuchungen_zur_Weser/da_tideroeehrt.pdf](http://www.wsv.de/wsa-bhv/medienarchiv/Downloads/Wissenschaftliche_Untersuchungen_zur_Weser/da_tideroeehrt.pdf)

HÖTKER, H., JEROMIN, H., THOMSEN, K. (2007): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen – Endbericht. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Michael-Otto-Institut im NABU Burgenland

online unter: http://www.burgenland.nabu.de/download/Aktionsplan_Feuchtwiesen.pdf

http://bfw.ac.at/300/pdf/Einfuehrung_Bodenkartierung.pdf: Einführung in die bodenkundlichen Grundlagen, BFW

http://cran.r-project.org/doc/contrib/Dormann+Kuehn_AngewandteStatistik.pdf: Dormann, C. & Kühn, I. (2009): Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften. 2. Auflage

<http://131.130.59.133/projekte/sinus/>: SINUS – Endbericht zum Forschungsprojekt „Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit“; ein Produkt des nationalen Forschungsprogrammes "Kulturlandschaft", beauftragt vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur, Wien

<http://www.burgenland.at/natur-umwelt/geschuetzte-gebiete/natura-gebiete/hansag>

<http://www.nationalpark-neusiedlersee->

[seewinkel.at/images/downloads/Naturschutzbund_PK/hansag.pdf](http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/downloads/Naturschutzbund_PK/hansag.pdf): Waasen-Hanság-ungarischer Teil. Dokumentation bedeutender Kulturlandschaften in der grenzüberschreitenden Region Neusiedler See. Naturschutzbund Burgenland, Wien

<http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/images/partner/kurzportraits/andau.pdf>: Andau

<http://www.welterbe.org/welterbe/geschichte/de>

JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. 2. Auflage. Zugl. Dissertation an der Univ. Giessen, 1990. Ulmer, Stuttgart

KORNER, I., WRBKA, T., STAUDINGER, M., BÖCK, M. (2008): Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel. Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmonitoring-Studien 1990 bis 2007. In: WAITZBAUER, W., KORNER, I., WRBKA, T. (Hrsg.) (2008): Vegetationsökologisches und faunistisches Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel 2000-2006. Abhandlungen der Zoologischen-Botanischen Gesellschaft in Österreich Bd. 37. Verlag der Zoologischen-Botanischen Gesellschaft in Österreich, Wien. S. 1-84

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2004): Leitfaden zur Renaturierung von Feuchtgebieten in Brandenburg. Band 50 von Studien und Tagungsberichte, LUA
online unter: http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/2320/lua_bd50.pdf

LEYER, I. & WESCHE, K. 2007: Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer, Berlin

LIEBEL, G., FARASIN, K., SCHRAMAYR, G., SCHANDA, F. & STÖHR, B. (1987): Biotopkartierung - Stand und Empfehlungen. Umweltbundesamt (Hrsg.), Wien
online unter: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M003.pdf>

LÖFFLER, H. (1982): Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. Verlag Niederösterreichisches Pressehaus St. Pölten-Wien, St. Pölten

MARTI, K., KRÜSI, B.O., HEEB, J. & THEIS, E. (1997): Pufferzonenschlüssel - Leitfaden zur Ermittlung von ökologisch ausreichenden Pufferzonen für Moorbiotope. BUWAL-Reihe Vollzug Umwelt. 2. Auflage. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern
online unter: www.umwelt-schweiz.ch/publikationen

MUCINA, L., GRABHERR, G., ELLMAUER, T. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil I. Anthropogene Vegetation. Verlag Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, New York

NENTWIG, W., BACHER, S., BEIERKUHNLEIN, C., BRANDL, R., GRABHERR, G. (2004): Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Berlin

SCHLEY, L., LEYTEM, M. (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturlauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. Bull. Soc. Nat. Luxemb. 105, S. 65-85

online unter: http://www.snl.lu/publications/bulletin/SNL_2004_105_65_86.pdf

SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitategnung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Dissertation. Technische Universität Braunschweig

online unter: [http://brandenburg.geoecology.uni-](http://brandenburg.geoecology.uni-potsdam.de/users/schroeder/download/publications/dissertation_schroeder_2000.pdf)

[potsdam.de/users/schroeder/download/publications/dissertation_schroeder_2000.pdf](http://brandenburg.geoecology.uni-potsdam.de/users/schroeder/download/publications/dissertation_schroeder_2000.pdf)

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004): The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International

TICHY, L. (2005): New similarity indices for the assignment of relevés to the vegetation units of an existing phytosociological classification. In: Plant Ecology 179:67–72

VOGT, P., Institute for Environment and Sustainability (IES), European Commission, Joint Research Centre (JRC) (2010): MSPA-Guide. Italien

online unter: http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos/MSPA_Guide.pdf

WILLNER, W. & GRABHERR, G. (Hrsg.) 2007: Die Wälder und Gebüsch Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. Textband. Elsevier – Spektrum Akademischer Verlag, München

7.6 Lebenslauf

Persönliche Daten:

Name: Barbara Dillinger
Adresse: Kreindlgasse 7/3/2
1190 Wien
Geboren am: 22. Juni 1982
Staatsbürgerschaft : Österreichisch
Familienstand: ledig

Bildungsgang:

1988 - 1992 Volksschule in Unterwaltersdorf
1992 - 1996 Unterstufe des Bundesgymnasiums in Baden
1996 - 2001 Bundeshandelsakademie in Baden
ab 2001 Biologie-/Ökologiestudium an der Universität Wien, voraussichtlich 2012 abgeschlossen
2009 – 2012 Diplomarbeit: „Strategien der Feuchtgebietsrestauration im Waasen“ am Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie

Ferialpraxis / berufliche Tätigkeiten:

1998 Regalbetreuung bei "ADEG"; Unterwaltersdorf
1999 "Referat für Personalangelegenheiten" der Erzdiözese Wien
2000 Dateneingabe für eine Studie; SMZ-Ost Wien
2001 Zentralmagazin; Austrian Research Centers Seibersdorf
2002 - 2005 Finanzkammer / Abteilung Buchhaltung der Erzdiözese Wien
ab 2006 Naturschutzbund Burgenland: Datenverwaltung und –verarbeitung, GIS-Analyse, Kartierungstätigkeit bei diversen Projekten
2010 Biotopkartierung und Dateneingabe „BIKK-10 Biotopkartierung Klagenfurt Land und Klagenfurt“
2011 – 2012 Kartierung und Dateneingabe der FFH-Lebensraumtypen des Natura2000-Gebietes „Bernstein-Lockenhaus-Rechnitz“

Besondere Kenntnisse:

Sprachkenntnisse: Deutsch: Muttersprache
Englisch in Wort und Schrift
Französisch: Maturaniveau

EDV-Kenntnisse: MS-Office (Word, Excel, Access, PowerPoint)
Datenbankerstellung: FileMaker Pro
GIS: ArcView, ArcMap, QuantumGIS
Statistik: R, Statgraphics Plus
Vegetationsanalyse: VEGI, Juice, Canoco, CanoDraw

Führerschein A und B

7.7 Danksagung

An dieser Stelle sei all jenen Personen gedankt, die maßgeblich an der Entstehung dieser Arbeit mitgewirkt haben.

Ohne die Erlaubnis der Betretung des Nationalparkgebietes Hanság seitens der Nationalparkverwaltung Neusiedlersee-Seewinkel wäre eine Kartierung dieser Flächen nicht möglich gewesen. Auch die Möglichkeit, während der Kartierungstätigkeit in der Biologischen Station Illmitz Quartier zu beziehen, war Voraussetzung für den wichtigsten Teil dieser Arbeit. Mein Dank gilt daher Prof. Dr. Alois Herzig, der dies ermöglichte.

Zu großem Dank bin ich auch Mag. Dr. Thomas Zechmeister verpflichtet, der mich durch die Vermittlung von Kontakten und durch viele gute Ratschläge unterstützt hat.

Mag. Anton Koo danke ich für die Erlaubnis, in das Feuchtgebietsinventar Burgenland einsehen zu dürfen, um relevante Informationen zu akquirieren.

Im Zuge der Freilandarbeit durfte ich auch Bekanntschaft mit Dr. Bernd Jürgen Olbricht machen. Ihm möchte ich, stellvertretend für alle Grundbesitzer und Landnutzer, für die Erlaubnis danken, auf seinem Grund zu kartieren und auch für sein reges Interesse an meiner Arbeit.

Dr. Werner Lazowski sei für die wichtigen Literaturtipps gedankt, Dr. Alfred Grüll für die informativen, abendlichen Gespräche in der Biologischen Station.

Herzlichen Dank auch an Mag. Michael Kuttner, der sich die Zeit genommen hat, mich in das Programm GUIDOS einzuweisen, an Dr. Karl Reiter für die Hilfe bei der Vegetationsklassifizierung sowie an Mag. Martin Prinz für die Bereitstellung der GIS-Daten.

Natürlich wäre diese Arbeit nicht ohne die gute Betreuung von Ass. Prof. Dr. Thomas Wrбка möglich gewesen, der mich auch in vielen Vorlesungen und v. a. auf den Exkursionen für das Thema Restaurationsökologie begeistert hat.

Letztendlich ist die Bewältigung des Studiums und der Diplomarbeit wohl nicht ohne die Unterstützung und dem Verständnis der Familie und vieler Freunde möglich. Meine Eltern, Erich und Elisabeth Dillinger, haben nicht nur das Studium ermöglicht, sondern sind auch in den manchmal schwierigen Lebenssituationen während dieser Zeit bedingungslos hinter mir gestanden. Herzlichen Dank an meinen Vater, der so viel Zeit für das Korrekturlesen dieser Arbeit geopfert hat. Ohne meine Schwester, Dr. Susanne Pitnik, wäre ich wohl nicht in der Lage gewesen, die Hürden am Anfang des Studiums zu überwinden. Besonderer Dank gilt auch meinem Bruder, Dipl.-Ing. Andreas Dillinger, der mich zum Studium der Ökologie inspiriert hat und dessen praktische Ratschläge bei der Entstehung der Diplomarbeit essentiell waren.

7.8 Eindrücke aus dem Untersuchungsgebiet

