universität wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Auswirkung der Beweidung auf die Vegetation und Bodennährstoffe im Nationalpark Neusiedler See -Seewinkel und Bedeutung für den Naturschutz am Beispiel Hutweide – Lange Lacke und Graurinderkoppel – Sandeck“

verfasst von

Dipl. Ing. (FH) Ralph Steingruber

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2013

Studienkennzahl lt. Studienblatt:	A438
Studienrichtung lt. Studienblatt:	Botanik
Betreut von:	ao. Univ.-Prof. i. R. Dr. Roland Albert

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG, ZIELSETZUNG UND FRAGESTELLUNG 6

2. GEBIETSBESCHREIBUNG 9

2.1 Das Gebiet Neusiedlersee – Seewinkel 9
2.1.1 Naturräumliche Gliederung 9
2.1.2 Klima, Geologie und Boden 11
2.1.3 Vegetation 12

2.2 Beweidung 14
2.2.1 Allgemeine Aspekte 14
2.2.2 Beweidung im Seewinkel 15
2.2.3 Hutweide Lange Lacke und Graurinderkoppel 17

3. METHODIK 19

3.1 Vegetationsanalyse 19
3.1.1 Sampling Design und GIS 19
3.1.2 Vegetationsaufnahmen 20
3.1.3 Stickstoffzeigerwert-Analyse 21

3.2 Bodenanalyse 22
3.2.1 Bodenentnahme und Aufbereitung 22
3.2.2 Chemische Analysen 23
3.2.3 Berechnung des Gesamtsalzgehaltes der Böden 25

3.3 Statistik 25

4. ERGEBNISSE 26

4.1 Ergebnisse Aufnahmepunkte 26

4.2 Bodenanalyse 28
4.2.1 Phosphat 28
4.2.2 Ammonium-N 29
4.2.3 Nitrat-N 31
4.2.4 $\delta^{15}N$ 32
4.2.5 Gesamt-Stickstoff 34
4.2.6 Organischer Kohlenstoff 35
4.2.7 C/N 36
4.2.8 Vergleich Hutweide mit Graurinderkoppel 38

4.3 Vegetationsanalysen 40
4.3.1 Stickstoffzeigerwert-Analyse 40
4.3.1.1 Hutweide Lange Lacke 41
4.3.1.2 Vergleich der N-Zeigerwert-Analyse von Hutweide und Graurinderkoppel 45

4.3.2 Rote Liste und Artenanalyse 47
4.3.2.1 Hutweide – Lange Lacke 47
4.3.2.2 Vergleich Hutweide mit Graurinderkoppel 51
4.3.4 Salz und Beweidung 53

4.4 Sonderstandort Pholiurus pannonicus und Plantago tenuiflora 56

5. DISKUSSION 59

5.1 Auswahl der Flächen 59

5.2 Gibt es Anzeichen einer Eutrophierung oder eines "Weide-Gradienten" innerhalb der Hutweide Lange Lacke? 61

5.3 Die Graurinderkoppel im Vergleich 71

5.4 Beweidung und Naturschutz 73

6. ZUSAMMENFASSUNG 76

7. LITERATURVERZEICHNIS 77

8. DANKSAGUNG 80

9. LEBENSLAUF 81

10. ANHANG 82

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Braun-Blanquet Skala..... 21
Abbildung 2: Umrechnungstabelle der Braun-Blanquet Skala in Deckungsprozent..... 22
Abbildung 3: Flussdiagramm der Bodenanalysen. 23
Abbildung 4: Aufnahmepunkte Hutweide Lange Lacke.. 26
Abbildung 5: Aufnahmepunkte Graurinderkoppel.. 27
Abbildung 6: Boxplot der Boden-Phospatgehalte Hutweide Lange Lacke.. 28
Abbildung 7: Phosphatgehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken. 29
Abbildung 8: Boxplot der Ammonium-N-Gehalte in Böden auf der Hutweide Lange Lacke. 29
Abbildung 9: Ammonium-N-Gehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken. 30
Abbildung 10: Boxplot der Boden Nitrat-N-Bestimmung innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 31
Abbildung 11: Nitrat-N-Gehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken. 32
Abbildung 12: Boxplot der Boden δ^{15}N-Bestimmung innerhalb derHutweide Lange Lacke. 32
Abbildung 13: δ^{15}N in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken. . 33
Abbildung 14: Boxplot der Gesamt-N-Gehalte in Böden innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 34
Abbildung 15 Gesamt-N-Gehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken. 34
Abbildung 16: : Boxplot der Gehalte an organischem Kohlenstoff in Böden innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 35
Abbildung 17: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken. 36
Abbildung 18: : Boxplot der C/N-Verhältnisse in Böden innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 36
Abbildung 19: C/N Verhältnisse in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken. 37
Abbildung 20: Vergleich der Boden-Nährstoffe im Habitat Trockenrasen zwischen Graurinderkoppel und Hutweide Lange Lacke. 38
Abbildung 21: Vergleich der Boden-Nährstoffe im Habitat Trockenrasen zwischen Graurinderkoppel und Hutweide Lange Lacke.. 39
Abbildung 22: Vergleich Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Trockenrasen innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 41
Abbildung 23: Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Feuchtwiese innerhalb der Hutweide Lange Lacke.42
Abbildung 24: Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Salzsteppe innerhalb der Hutweide Lange Lacke. . 43
Abbildung 25: Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Salzsumpf innerhalb der Hutweide Lange Lacke.... 44
Abbildung 26: Vergleich Stickstoffzeigerwerte für das Habitat Trockenrasen zwischen der Hutweide Lange Lacke und der Graurinderkoppel. 45
Abbildung 27: Vergleich Stickstoffzeigerwerte für das Habitat Salzsumpf zwischen der Hutweide Lange Lacke und der Graurinderkoppel. 46
Abbildung 28: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Trockenrasen innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 47
Abbildung 29: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Feuchtwiese innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 48
Abbildung 30: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Salzsteppe innerhalb der Hutweide Lange Lacke.. 49
Abbildung 31: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Salzsumpf innerhalb der Hutweide Lange Lacke. 50
Abbildung 32: Vergleich zwischen Hutweide Lange Lacke und Graurinderkoppel für das Habitat Trockenrasen. 51
Abbildung 33: Vergleich zwischen Hutweide Lange Lacke und Graurinderkoppel für das Habitat Salzsumpf. 52
Abbildung 34: Gesamtdeckung der halophilen Arten mit steigendem Bodensalzgehalt. 54
Abbildung 35: Summe halophiler Arten mit steigendem Bodensalzgehalt mit Trendlinie und Bestimmtheitsmaße. 54
Abbildung 36: Vegetationstabelle der Gesellschaft *Plantagini tenuiflorae – Pholiuretum pannonici*. 56
Abbildung 37: Foto von *Plantago tenuiflora* im fruchtenden Zustand mit *Pholiurus pannonicus* im Hintergrund. 57
Abbildung 38: Aufnahmepunke der Gesellschaft *Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonici.* 58
Abbildung 39: Detail Satellitenbild westlich des Stalles in der Hutweide Lange Lacke. 58
Abbildung 40: Historische Veränderung der Götschlacke. Links Orthosphoto des aktuellen Gebietes. 68
Abbildung 41: beweideter Uferbereich des Neusiedler See im Bereich der Graurinderkoppel. 72

1. Einleitung, Zielsetzung und Fragestellung

Das Neusiedlersee-Gebiet stellt in vielerlei Hinsicht eine Besonderheit in Österreich dar. Einerseits ist der Neusiedlersee, als einziger Steppensee in unserem Land, mit seinem ausgeprägten Schilfgürtel und den zahlreichen Lacken des Seewinkels in einzigartig in Europa zu finden. Andererseits kommt seiner geographischen und klimatischen Lage im Übergangsbereich der Ostalpen zur ungarischen Tiefebene eine bedeutende Rolle zu (Dick et al. 1994). Als Natur- und Kulturlandschaft bietet diese Region seit jeher zahlreichen Tier- und Pflanzenarten einen wichtigen Lebensraum. Doch sucht man in der Literatur nach der Geschichte dieser Region, so erkennt man die tiefgreifenden Veränderungen durch den Menschen im letzten Jahrhundert. Ein Blick auf ein Luftbild der gesamten Region macht dies deutlich. Fast kein Fleck auf der Karte ist zu finden, der nicht urbar gemacht wurde. Schon der Bau des Einserkanals um 1900 brachte große Veränderungen mit sich. Der Wasserstand des Sees war von nun an konstant gehalten und durch die gleichzeitige Entwässerung des Seewinkels begann die Zerstörung des Hansags, eines der größten Niedermoorgebiete Europas. Weitere Entwässerungs- und Meliorierungsmaßnahmen in den 1960er Jahren besiegelten das Schicksal dieses einst so großen Feuchtgebietes mit dem gleichzeitigen Verschwinden zahlreicher Lacken (Löffler 1982).

Bis in den Anfang des letzten Jahrhunderts war die Kulturlandschaft stark von der Weidewirtschaft geprägt, die für das offe Offenhalten der Landschaft sorgte. Durch die Beweidung mit unterschiedlichsten Nutztieren wie Rinder, Pferde, Schweine, Ziegen und Gänse von unterschiedlichsten Lebensräumen wie Trockenrasen, Feuchtwiesen oder Salzsümpfen sorgte der Mensch aus Naturschutzsicht für eine große Diversität sowohl aus botanischer als auch aus zoologischer Sicht. Doch auch diese Form der extensiven Nutzung drohte ab den 1960er Jahren komplett aus dem Landschaftsbild zu verschwinden. Die bis dato noch nicht zu Äckern oder Weinfeldern umgewandelten Flächen drohten nun durch die fehlende Beweidung zu verschilfen. Schon früh wiesen zahlreiche Naturschützer auf diese Problematik hin und belegten dies in zahlreichen wissenschaftlichen Arbeiten (Dick et al. 1994). Zwar began, die ersten Bemühungen schon in den 1930er Jahren durch Anpachtungen vom österreichischen Naturbund (Nationalpark Homepage), doch es dauerte einige Jahrzehnte bis man begann die noch übriggebliebenen Flächen sukkzessiv und dauerhaft unter Schutz zu stellen. Erst im Jahre 1992 gelang nach zahlreichen Fehlschlägen die Errichtung eines Nationalparkes (Dick et al. 1994). Eine der Naturschutzmaßnahmen, um die zusehende Verschilfung der Lackenränder und des Neusiedlersee-Ufers Einhalt zu bieten, war die Wiederaufnahme der Beweidung unter wissenschaftlicher Begleitung. Beispiele dafür

sind etwa die Aberdeen Angus Herde um die Illmitzer Zicklacke oder das Zuchtprojekt der Przewalskipferde im Seevorgelände zwischen Illmitz und Podersdorf. Das vegetationsökologische Langzeitmonitoring seit 1990 der Arbeitsgruppe um Dr. Korner und Dr. Wrbka hat eindrucksvoll demonstriert, dass das Schilf durch gezielte Beweidung zurückgedrängt und die Artendiversität nachhaltig gesteigert werden konnte (Korner et al. 2008). Viele Publikationen rund um diese Thematik bestätigen diesen Trend (Milchunas et al. 1988, Olff und Richie 1998, Schley und Leytem 2004). Oft wird darauf hingewiesen, dass die extensive Nutzung einer der Schlüsselfaktoren hierbei ist. Im Unterschied dazu sind sich aber viele andere Autoren darüber einig, dass intensive Beweidung die Diversität der Pflanzenarten verringert (Dupré und Diekmann 2001). Ein Schwellenwert, um die Grenze zwischen intensiv und extensiv zu definieren, ist denkbar schwierig, da nicht jeder Lebensraum gleich auf Beweidung reagiert. So scheinen nährstoffreiche und feuchte Habitate generell mehr Beweidung unter Steigerung der Artenvielfalt zu ertragen als Standorte, die einem ökologischen limitierenden Faktor wie der Salzbelastung unterliegen (Olff und Richie 1998). Gerade aufgrund der letzteren Erkenntnis haben Naturschutzsachverständige Befürchtungen bezüglich der Beweidung geäußert, da Salzarten von Natur aus konkurrenzschwach sind und Störung durch Verbiss und Betritt schlechter verkraften (Korner et al. 2008). Während eine Vielzahl an Publikationen sich mit den Auswirkungen der Beweidung in Koppelhaltung beschäftigen, finden sich nur wenige Arbeiten über die Folgen der Hutweidwirtschaft (Kayser et al. 2008, Gander et al. 2003).

Fehlende Unterschungen über die Nährstoffverhältnisse im Boden der Seewinkler Weidesysteme veranlasste mich, meine Diplomarbeit über dieses Thema zu verfassen. Exemplarisch für eine extensive Beweidung wählte ich einerseits die Hutweide um die Lange Lacke, welche die einzige Hutweide ist, die die Wirren des letzten Jahrhunderts überstanden hatte, und andererseits die Koppel im Bereich Sandeck, welche seit 1997 mit Graurindern und Wasserbüffel beweidet wird.

Ziel dieser Arbeit ist eine erste Datengrundlage über die Nährstoffverhältnisse und deren Muster in den beiden Weidesystemen zu schaffen. Weiters sollen Vegetationsanalysen Muster in der Artenzusammensetzung und Aufschluss über etwaige Arten-Verschiebungen innerhalb des Weidesystems liefern.

Beispielhaft sollen vier verschiedene Lebensräume untersucht werden, die jeweils unterschiedliche ökologische Charakteristika aufweisen: Salzbeeinflusst (trocken und feucht) und nicht salzbeeinflusst (trocken und feucht).

Die Fragestellungen bzw. Hypothesen, die in dieser Arbeit versucht werden zu beantworten sind:

Hutweide Lange Lacke:

- Deutet die chemische Bodenanalyse in Hinblick auf wichtige Pflanzennährstoffe (Ammonium, Nitrat, Phosphat) auf eine räumliche Verschiebung innerhalb der Hutweide hin?
- Können Verschiebungen in der Artenzusammensetzung anhand von ökologischen Zeigerwerten entlang eines Weidegradienten nachgewiesen werden?
- Gibt es Auswirkungen auf die Artenvielfalt insbesondere in Hinblick auf Rote Liste-Arten?

Graurinderkoppel:

- Wie ist die Nährstoffsituation in der Koppel im Vergleich zur Hutweide?
- Gibt es Überweidungsphänomene in der Graurinderkoppel unter Berücksichtigung der Erfahrungswerte vom Bereich Lange Lacke?

Allgemeine Fragestellungen:

- Wie reagieren halophile Arten auf unterschiedlichen Beweidungsdruck?

2. Gebietsbeschreibung

2.1 Das Gebiet Neusiedlersee – Seewinkel

2.1.1 Naturräumliche Gliederung

Die Region Neusiedlersee-Seewinkel liegt geographisch gesehen im nördlichen Teil des Burgenlands und bildet die östlichste Grenze von Österreich zu Ungarn und zugleich die Westgrenze der kleinen ungarischen Tiefebene. Begrenzt wird dieses Gebiet im Norden durch die Parndorfer Platte, einer eiszeitlichen Schotterterrasse des Donau-Flusssystems, im Nordwesten durch das Leithagebirge und im Südwesten vom Ruster Hügelland (Fischer 2004).

Als echter Steppensee wird der **Neusiedlersee** hauptsächlich durch Niederschlagswasser und nur zu einem kleinen Teil durch den Zufluss der Wulka gespeist. Von Natur aus hatte der See keinen Abfluss, wodurch sich die hohen Schwankungen der Wasserstände in den geschichtlichen Aufzeichnungen gut begründen lassen. Er trocknete im 19. Jahrhundert sogar viermal völlig aus (Dick et al. 1994). Seine Größe beläuft sich heute auf 321 km^2, von denen 232 km^2 auf österreichischem Staatsgebiet liegen. Sein trübes Erscheinungsbild kommt durch ein ständiges Aufwirbeln der Feinsedimente des Seebodens aufgrund seiner geringen Tiefe (durchschnittlich 1,5 m) und der oft starken Winde aus Nordwest zustande. Bezüglich seiner Entstehung gibt es etliche Theorien, von denen die letztgültige erklärt, dass der See aufgrund von tektonischen Einbrüchen und Senkvorgängen vor etwa 20.000 Jahren entstand (Dick et al. 1994). Mit einem durchschnittlichen Salzgehalt von 1 g/l kann man den See schon als Salzsee bezeichnen, auch wenn die Salzgehalte der meisten Meere um ca. das Dreißigfache höher liegen. Ein typisches Charakteristikum des Neusiedlersees ist sein ausgeprägter Schilfgürtel. Löffler (1982) demonstrierte eindrucksvoll die enorme Ausbreitung des Schilfgürtels seit Ende des 19 Jahrhunderts, der mit seiner heutigen Ausdehnung von 180 km^2 zugleich die größte geschlossene Schilffläche Mitteleuropas darstellt. Wie schon eingangs erwähnt, liegen die Gründe für diesen Zuwachs vor allem in den Maßnahmen zur Regulierung des Wasserstandes im letzten Jahrhunderts, da das Schilf unter konstanten Wasserständen eine konkurrenzstarke Art ist. Erst durch die Pegelanhebung in den 1960er Jahren konnte der Zuwachs des Schilfes gebremst werden.

Unter dem Gebiet **Seewinkel** versteht man heute das Gebiet östlich des Neusiedlersees bis zur ungarischen Grenze. Biogeographisch ist der Seewinkel keinesfalls ein „Winkel“, sondern eher der Beginn einer großen Steppenlandschaft in Richtung Osten. Der Begriff „Seewinkel“ kommt eher aus einer im „Winkel“ eines ehemaligen L-förmigen viel größeren

Neusiedlersees befindlichen Region. Von besonderer Bedeutung sind die vielen Salzlacken dieser Region, die wie der See, nur von Niederschlag gespeist werden. Von den einst rund 140 Lacken, die um 1900 eine Fläche von 3600 ha einnahmen, sind heute nur noch rund 63 Lacken mit einer Gesamtfläche von 800 ha übrig (Dick et al. 1994). Durch sukzessive Entwässerung und Grundwasserabsenkungen des gesamten Gebietes haben die Lacken dramatische Einbußen hinnehmen müssen. Nicht nur die Gesamtfläche der Lacken hat sich stark verändert, sondern auch der für die Lacken so typische Salzgehalt ist durch Auswaschungen zurückgegangen. Auch wenn einige Renaturierungsmaßnahmen ergriffen wurden, wie zum Beispiel der Bau von Sperrmauern in einigen Entwässerungsgräben, läuft diese Entwicklung weiter, sodass die Befürchtung existiert, dass die Salzlacken auf kurz oder lang für immer aussüßen könnten. Auch die heutige Landwirtschaft trägt zum „Lackensterben“ bei, indem durch Bewässerung der Äcker eine Absenkung des Grundwasserspiegels verursacht wird, sodass der Kontakt des Grundwasserpegels mit den Lackenböden abreissen kann. Über die Entstehung der Lacken ist man sich heute insoferne einig, dass es zwei unterschiedliche Entstehungsgeschichten gibt. Zum einen dürften die Neusiedlersee-nahen Salzlacken, wie etwa die Stinkerseen, erst das Ergebnis der letzten 2000 Jahre sein (Dick et al. 1994). Durch die Entstehung des Seedamms dürften die Bereiche hinter dem See abgeschnitten worden sein. Durch entstandene „Lücken“ im Seedamm konnte Wasser vom See durchdringen und dahinter in Senken verteilen, die sich zu Lacken entwickelten. Die Lacken im zentralen Seewinkel, wie die Lange Lacke, dürften wesentlich älter sein. Heute geht man davon aus, dass pleistozäne Eislinsen lokal eine Sedimentablagerung der einstigen Donau verhinderten und nach dem endgültigen Abschmelzen als Senken übrig blieben. Unabhängig von der Enstehungsgeschichte können zwei Typen von Lacken unterschieden werden. „Schwarzwasserlacken“ sind durch einen höheren Anteil an Huminstoffen, niedrigeren Salzgehalt und klareres Wasser von „Weißwasserlacken“ mit hohen Anteil an anorganischen Schwebstoffen und höheren Salzgehalt zu unterscheiden (Dick et al. 1994). Erstere können dabei als Degenerationsstadien der Weißwasserlacken angesehen werden.

2.1.2 Klima, Geologie und Boden

Mit einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge von unter 600 mm und einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von 8-10 C° zählt das **Klima** des Seewinkels zu den trockensten und wärmsten Österreichs. Typisch für dieses Klima sind die trockenen und heißen Sommer mit kalten Wintern als Folge des kontinentalen Einflusses. So schwanken die Temperaturen zwischen 40C° im Sommer und bis zu -20C° im Winter, weshalb man nicht zuletzt auch vom kontinentalen oder pannonischen Klima spricht. Der ozeanische Einfluss ist in dieser Region stark abgeschwächt, aber dennoch vorhanden (Fischer 2004). Die meisten Niederschläge fallen zwar im Sommer, doch sind wochenlange Dürreperioden in dieser Region nicht selten. Hinzu kommen die oft stark auftretenden Winde, die eine Verdunstung begünstigen.

Zu der jüngsten Entstehungsgeschichte des Seewinkels zählt die nacheiszeitliche **Schotterablagerung** der Donau, die zu dieser Zeit durch die Brucker Pforte weiter südlich als heute floss. Donauschotter bilden somit den Untergrund des gesamten Gebietes (Löffler 1982).als ergebnis

Die im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Bodentypen sollen hier kurz vorgestellt werden:

Typisch für das kontinentale Steppenklima ist das Vorkommen des **Tschernosem,** auch Steppenschwarzerde genannt. Bezeichnend für diesen Bodentyp sind der hohe Humusgehalt und ein mächtiger A-Horizont Ergebnis von Trocken- und Kältezeiten, in denen Mineralisierungsprozesse nur sehr langsam ablaufen und somit organisches Material akkumuliert wird. Das Ausgangsmaterial, wie es im Seewinkel der Fall ist, sind oft feine Flugsande (Nelhiebel 1980). Unter ähnlichen klimatischen Verhältnissen, jedoch unter Einfluss von Grundwasser, enstehen anmoorige Böden, die nach Rückgang des Grundwassers **Feuchtschwarzerden** bilden (Nelhiebel 1980). Auch hier kann der A-Horizont beträchtliche Ausmaße annehmen. Im Unterschied zum Tschernosem können in tieferen Schichten noch Vergleyungserscheinungen auftreten. Im Seewinkel können diese Böden oft schwache Versalzungen aufweisen. Der **Solontschack**, oder auch Weißalkaliboden genannt, ist nach der Definition von Wendelberger (1950) ein „leichter, grobdisperser, sandiger Boden mit häufigen Salzausblühungen und hohem Gehalt an Natriumsalzen, ohne Horizonte und karbonatreich“. Voraussetzung für die Bildung dieses Bodentyps ist der Kontakt zum salzhältigen Grundwasser in Kombination mit trockenem Klima. Ein typisches Erscheinungsbild dieses Bodens sind die Salzausblühungen, die in trockenen Phasen als Folge von aufwärtsgerichteten Wasserströmen und der damit einhergehenden Verdunstung auftreten. Die weißen Salzausblühungen an der Bodenoberfläche werden auch als

„Sodaschnee“ bezeichnet. Das Fehlen von Schwundrissen in trockenen Phasen ist ein weiteres Charakteristikum dieses Bodentyps. Der zweite Salzbodentyp, der für den Seewinkel so typisch ist, ist der **Solonetz**, oder auch Schwarzalkaliboden genannt. Wendelberger (1950) definiert den Solonetz als „gebundener, schwerer, hochdisperser, toniger Alkaliboden mit dreischichtiger Struktur. Kalkarm, arm an Karbonat, reich an Natrium-Zeolith-artigen Kolloiden“. Das Grundwasser erreicht die Oberfläche nicht, weshalb auch keine Salzausblühungen entstehen. In trockenen Phasen ist der Solonetz durch Schwundrisse charakterisiert. Ist der Boden feucht, quillt dieser stark auf und ist weitgehend wasserundurchlässig.

2.1.3 Vegetation

Florengeografisch gehört der Seewinkel zur pannonischen Florenprovinz. Diese reicht vom östlichen Österreich (Weinviertel, Wachau, Marchfeld, Wiener Becken und nördliches Burgenland) bis nach Ungarn und Teile seiner Nachbarstaaten (Fischer 2004). Als typische Florenelemente des Pannonikums zählen Arten wie *Puccinellia peisonis, Tripolium pannonicum, Dianthus pontedere* und *Cirsium brachycephalum*, die allesamt im Seewinkel zu finden sind. Arten aus dem aralokaspisch-südsibirisch-pontischen Raum (also aus der südrussischen Steppe) sind zum Beispiel *Camphorosma annua* oder *Lepidium cartilagineum*. Aus dem submediterranen Raum kommen Arten wie *Teucrium chamaedrys, Lotus maritimus* oder *Asperula cynanchica* vor. Die Halophyten lassen sich in Bezug auf ihr Verbreitungsareal grob in drei Typen einordnen (Fischer 2006): Arten, die auch an den europäischen Meeresküsten auftreten wie zum Beispiel *Plantago maritima, Triglochin maritimum* und *Lotus tenuis*, Arten aus den binnenländischen Halophytenfluren aus Mittel- und Vorderasien wie *Artemisia santonicum* und *Lepidium crassifolium* sowie diejenigen, die nur im Pannonikum vorkommen, wie die bereits erwähnten Arten *Puccinellia peisonis* und *Tripolium pannonicum* subsp. *pannonicum.*

Im folgenden Abschnitt sollen die für diese Arbeit relevanten Pflanzengesellschaften des Seewinkels beschrieben werden:

Auf höhergelegenen Kuppen, auf denen Sande aufgelagert sind, ist die Gesellschaft ***Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*** Soó 1940 (Seewinkler Schwingel-Sandpuszta) zu finden. Sie ist sehr häufig mosaikartig verteilt und prägt das pusztaähnliche Landschaftsbild des Seewinkels maßgeblich. Diese Gesellschaft ist nicht mit den salzführenden Bodenhorizonten in Verbindung. *Centaurea jacea subsp. angustifolia* ist die Kennart dieser Assoziation. Als Trennarten gelten *Cynodon dactylon*, *Festuca pseudovina*, *Carex stenophylla, Cerastium semidecandrum, Leontodon autumnalis, Lotus tenuis, Myosotis*

ramosissima, Plantago maritima und als konstante Begleiter sind *Potentilla arenaria* , *Sedum sexangulare*, *Eryngium campestre, Euphorbia seguieriana, Galium verum, Ononis spinosa subsp. spinosa, Plantago lanceolata, Poa bulbosa, Sanguisorba minor, Saxifraga tridactylites, Taraxacum laevigatum agg.* typisch für diese Pflanzengesellschaft (Mucina et al. 1993).

Als Beispiel eines feuchten Lebensraumes ohne Salzeinfluss kann im Seewinkel die Assoziation ***Succiso-Molinietum caeruleae*** (Kovács 1962) Soó 1969 (Pannonische Blaugras-Pfeifengraswiese) angeführt werden. Diese Gesellschaft gehört dem Verband von Molinion Koch 1926, den Pfeifengras-Streuwiesen an. Diese syntaxonomische Einheit ist typischerweise auf feuchten bis wechselfeuchten, stark humosen bis torfigen Standorten zu finden. Die charakteristische Ausprägung dieser Gesellschaft ist gebunden an die traditionell durchgeführte späte Mahd im Spätsommer. Im Untersuchungsgebiet ist das Artenspektrum des Succisio–Molinietums aber nur mehr lückenhaft zu finden, da die Flächen einerseits beweidet werden und stets unter einem gewissen Salzeinfluss stehen. Die einzigen Standorte im Seewinkel, an denen diese Gesellschaft in ihrer nahezu vollständigen Form noch zu finden ist, sind die Zitzmannsdorfer Wiesen. Neben den Arten des Succisio–Molinietums sind auch Arten des ***Loto–Potentiletum anserinae*** zu finden. Als Kennarten der Pannonischen Blaugras-Pfeifengraswiese werden *Lathyrus pannonicus* und *Adenophora liliifolia* angegeben. Als Trennarten sind *Carex distans, Centaurea jacea subsp. angustifolia, Juncus subnodulosus, Lotus maritimus, Sesleria uliginosa, Cirsium canum* und *Inula britannica* häufig zu finden. Dominante und konstante Begleiter sind *Molinia caerulea*, *Achillea aspleniifolia, Briza media, Carex flacca, Carex hostiana, Deschampsia cespitosa, Festuca rubra agg., Galium boreale, Galium verum, Inula salicina, Lotus corniculatus, Prunella vulgaris, Ranunculus acris, Sanguisorba officinalis, Serratula tinctoria, Silaum silaus, Succisa pratensis, Trifolium pratense. (*Mucina et al. 1993*).*

Als Beispiel eines trockenen und salzbeeinflussten Standortes ist die Gesellschaft ***Artemisietum monogynae*** (Wenzl 1934 ad interim), die Wermut-Salzsteppe zu nennen, ein typisches Landschaftselement des Seewinkels. Der Boden ist ein schwerer, toniger Solonetz mit hohem Gehalt an wasserlöslichen Salzen und gleichzeitig niedrigem Humusanteil. Als Kennart gilt *Artemisia santonicum,* und konstante Begleiter sind *Festuca pseudovina*, *Plantago maritima* und *Scorzonera cana (*Mucina et al. 1993).

Das ***Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii*** (Wenzl 1934) - Wendelberger 1943, ist eine typische Salzsumpf-Gesellschaft ganzjährig feuchter Niederungen oder Lackenränder. Als Kennarten werden *Juncus gerardii*, *Scorzonera parviflora*, *Triglochin maritimum* und *Orchis palustris* angegeben. Dominante und konstante Begleiter sind *Agrostis stolonifera*, *Eleocharis uniglumis*, *Bolboschoenus maritimus* und *Plantago maritima (*Mucina et al. 1993).

2.2 Beweidung

2.2.1 Allgemeine Aspekte

Die Auswirkungen von Beweidung auf Ökosysteme sind sehr vielfältig und hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab. Ganz allgemein betrachtet stellen weidende Tiere einen Störfaktor dar. Um welche Tierart es sich dabei handelt, spielt eine bedeutende Rolle. Kleine Säugetiere, wie Mäuse, Hamster, Ziesel, Kaninchen oder Hasen beeinflussen Habitate kaum durch Biomasseentzug, d.h. durch Fraß, halten aber den Boden punktuell aufgrund ihrer Höhlenbautätigkeit offen und bieten somit Pflanzenarten neue Besiedelungsmöglichkeiten (Olff und Ritchie 1998). Große Weidetiere, wie Rinder oder Pferde, haben sicherlich den größten Einfluss auf die Vegetation. Direkten Einfluss haben weidende Tiere durch **Verbiss** und **Betritt,** indem die Pflanzendecke gestört wird. Diese beiden Effekte haben zahlreiche Konsequenzen. Verbiss verringert die Vegetationshöhe und erhöht dabei das Lichtangebot in Bodennähe. Weiters wird durch den Biomasseentzug die Streuauflage reduziert, sodass bedürftige Arten bessere Überlebenschancen haben. Durch Betritt wird dieser Effekt noch verstärkt, da offene Lücken geschaffen werden, was die Besiedelung von neuen Pflanzen ermöglicht, insbesondere von annuellen Arten, die andernfalls oft nicht aufkommen könnten. Tiere sind ganz allgemein ein wichtiger Diasporenvektor, sei es durch den Transport von Samen durch Hufe und Fell oder durch Ausscheidungsprozesse (Korner et al. 2008). Dieser positive Effekt wird häufig bei Renaturierungsmaßnahmen genutzt, wie es zum Beispiel bei der Rückführung von Weinbrachen in Trockenrasen im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel erfolgreich durchgeführt wird. Weidetiere gehen bei ihrer Futterauswahl durchaus differenziert vor und bevorzugen je nach Verfügbarkeit gewisse Pflanzenarten. So bevorzugen Rinder eher weichlaubige Gräser, wie zum Beispiel *Phragmites australis* (Gander et al. 2003). Dieser Effekt konnte im Nationalpark Neusiedlersee–Seewinkel genutzt werden. Denn durch Aufgabe der Beweidung ab den 1960er Jahren nahm das konkurrenzstarke Schilf stark zu und drohte große Teile der Landschaft einzunehmen (siehe auch 2.2.2). Schon zwei Jahre nach der Wiederaufnahme der Beweidung konnte ein Zurückdrängen des Schilfes nachgewiesen werden (Korner et al. 1999). Dieser Effekt kann je nach Betrachtungsweise auch negative Konsequenzen auf die Artenzusammensetzung haben, da „schmackhafte“ Arten selektiv über- und andere unterbeweidet werden. Zu den letzteren gehören Arten mit Dornen (z.B.: *Ononis spinosa, Eryngium campestre*) oder mit Giftstoffen, die dann zur Dominanz gelangen können.

Als weiterer wichtiger Effekt ist die **Nährstoffverlagerung** im Zuge von Beweidung zu nennen. Lellman et al. (2005) geben an, dass 91-96 % des aufgenommen Stickstoffes durch Auscheidungen wieder abgegeben werden. Weiters konnten Edwards et al. 1982 nachweisen, dass Rinder gewisse Bereiche der Koppel eher zur Futteraufnahme nutzen, andere Bereiche dagegen häufiger zur Ausscheidung aufgesucht werden. Sie weisen aber darauf hin, dass durch intensivere Bestockung dieser Effekt verringert wird. Haynes und Williams (1997) konnten dies auch durch unterschiedliche Gehalte von Kohlenstoff und Phosphat nachweisen.

Eine erhöhte mikrobielle Aktivität an Orten mit erhöhtem Urin- und Dungeintrag konnten die Autoren (haynes und williams,ebenfalls nachweisen. Diese Nährstoffverlagerung führt also zu einer Erhöhung der Standortvielfalt, indem manche Bereiche eine Nährstoffanreicherung, andere hingegen einen Nährstoffentzug erfahren.
Alle in diesem Kapitel genannten Faktoren fördern sowohl die Arten- als auch die Habitatsvielfalt. Einige Autoren weisen darauf hin, dass der positive Effekt nur im Rahmen einer extensiven Weidewirtschaft möglich ist (Olff und Ritchie 1998, de Mazancourt et al. 1998, Schley und Leytem 2004) und dass nicht jedes Habitat gleich „tolerant“ auf die Besatzungsdichte reagiert. Gut nährstoff- und wasserversorgte Habitate vertragen intensivere Beweidung, hingegen reagieren Habitate, die einem Stressfaktor wie Salzbelastung ausgesetzt sind, sensibler und möglicherweise mit einem Rückgang der Biodiversität. Bei geringer Beweidung nimmt die Artenvielfalt aber auch in diesen Habitaten zu (Olff und Ritchie 1998).

2.2.2 Beweidung im Seewinkel

Wie eingangs erwähnt, stellt die Beweidung die historisch wichtigste Form der Landwirtschaft im Seewinkel dar. Beweidet wurde hauptsächlich in Form der Hutweide, indem die Herden täglich von Hirten von den Dörfern auf die ortsnahen Weideflächen und abends wieder zurück in die Ställe getrieben wurden (Dick et al. 1994). Beweidet wurde traditionell von Gregori (12. März) bis Michaeli (29. September) (Nationalpark Homepage). Zahlreiche Ziehbrunnen, die zum Teil auch noch heute in der Region zu finden sind, dienten zur Tränke der Herden. Das Rind war das bedeutendste Nutztier, jedoch waren auch zahlreiche Pferde- (auch für die damalige kaiserliche Kriegsarmee, Böck 2006), Schaf-, Ziegen- und Schweineherden in der Region von Bedeutung. Rinder wurden in eher hochwüchsigen Flächen eingesetzt, wogegen Pferde und Schafe eher auf niederwüchsige Standorte getrieben wurden. Schweine wurden oftmals an Lackenrändern und auf sumpfigen

Stellen gehalten. All dies kam in den 1960er zum Erliegen. Die tiefgreifende Veränderung der Region zu dieser Zeit – hauptsächlich durch Intensivierung des Weinbaus - wurde schon in der Einleitung aufgezeigt. Um dies zu unterstreichen, hier noch ein paar Zahlen: Waren um 1855 noch 6300 ha Hutweiden für das Gebiet angeführt, blieben 1993 nur noch 815 ha (Dick et al. 1994). Diese drastische Entwicklung konnte ab den 1990er gestoppt werden, und zahlreiche Bemühungen konnten diesen Trend sogar umkehren. Unterstützt durch die Gründung des Nationalparks Neusiedlersee–Seewinkel wurden zahlreiche Beweidungsprojekte wieder ins Leben gerufen. Derzeit existieren 8 Weidesysteme, die unter wissenschaftlicher Begleitung betreut werden (Korner et al. 2008):

- Reitpferdekoppel südlich von Podersdorf
- Przewalski-Koppel im Seevorgelände
- Hutweide mit Angusherde um den Illmitzer Zicksee und ein Teil des Seedamms
- Hutweide mit Fleckvieh am Kirchsee
- Reitpferdekoppel im Seevorgelände bei Illmitz
- Koppel der „weißen Esel“ im Sandeck
- Graurinderkoppel mit Wasserbüffel im Seevorgelände (Neudegg und Sandeck)
- Hutweide mit Fleckvieh um die Lange Lacke

Die genannten Weidesysteme unterscheiden sich z.T. stark voneinander. So kann die Reitpferdekoppel im Seevorgelände als intensiv angesprochen werden, die Przewalski-Koppel dagegen als sehr extensiv. Ein Beispiel für eine Beweidung mit Schafen (Zackelschafe) findet sich auf der ungarischen Seite des Nationalparks in der Meksziko-Puszta.

2.2.3 Hutweide Lange Lacke und Graurinderkoppel

Die beiden in dieser Arbeit untersuchten Weidesysteme unterscheiden sich grundlegend voneinander. Das Weidesystem Lange Lacke ist eine Hutweide, das heißt die Rinder werden durch Hirten in Begleitung von Hirtenhunden täglich vom Stall, der sich westlich der westlichen Wörthenlacke befindet, auf die Flächen rund um die Lange Lacke getrieben und alltäglich am Nachmittag wieder zurückgebracht, wo die Herde über Nacht eingestellt wird. Im Gegensatz dazu entspricht das Weidesystem der Graurinder einer Koppelhaltung. Hier können die Rinder bzw. die Wasserbüffel frei innerhalb eines mit Elektrozäunen abgegrenzten Gebietes umherziehen. Beide Herden werden zwischen dem 1. Mai und Ende Oktober auf den Weideflächen gehalten. Im Winter werden die Tiere in Laufställen untergebracht. Der dabei anfallende „Mist“ wird an regionale Biobauern geliefert (mündlich Mitteilung von Viktor Reinprecht). Andererseits unterscheidet sich die Besatzdichte der beiden Weidesysteme. Auf der Hutweide Lange Lacke wurden im Jahr 2011 etwa 400 Rinder auf einer Gesamtfläche von 860 ha gehalten, wobei die tatsächlich beweidete Fläche niedrieger sein dürfte, da in dieser Angabe auch die Lacken einberechtet wurden (mündliche Mitteilung von Erwin Kögl). Dies entspricht einer Großvieheinheit (GV) von 0,46. Die Besatzdichte der Graurinderkoppel ist deutlich höher. Mit ca. 350 Graurindern und 50 Wasserbüffel auf einer Fläche von ca 300 ha (mündliche Mitteilung von Alfred Grüll) ergibt dies eine GV von 1,3. Auch hier dürfte die Angabe der Weidefläche nicht den tatsächlichen Gegebenheiten entsprechen, da dieser Wert nicht die verschilfte Uferzone des Neusiedlersees miteinbezieht.

Die Graurinderkoppel wurde erst 1995 in der heutigen Form eingerichtet, wogegen die Hutweide Lange Lacke schon seit Jahrhunderten existieren dürfte. Genaue Angaben über die Geschichte konnten nicht in Erfahrung gebracht werden. Das Graurind, oder auch Ungarisches Steppenrind, kam wahrscheinlich schon im 9. Jahrhundert durch die Einwanderung der Magyaren aus dem Osten nach Ungarn und hatte sich dort etablieren können. Wie so viele alte Haustierrassen droht auch das Steppenrind zu verschwinden, und so ist es dem ungarischen Umweltschutzprogramm für bedrohte Haustiere zu verdanken, dass das Graurind wieder als typisches Landschaftselement im Seewinkel zu finden ist (Sievers 2007).

Wie die Graurinderkoppel gehört auch die Hutweide Lange Lacke zu einer der Bewahrungszonen des Nationalparks Neusiedlersee - Seewinkel. Innerhalb der Hutweide befinden sich zahlreiche Lacken, wie die Lange Lacke selbst, im nördlichen Bereich die Wörthenlacken, der Xixsee im Westen, die Neubruchlacke, die Fuchslochlacke und die Überreste der Götschlacke im Süden. Alles in Allem ist die Hutweide Lange Lacke ein sehr

heterogener Lebensraum mit einer Vielzahl mosaikartiger Vegetationseinheiten, die über das Jahr unterschiedlich intensiv beweidet werden. So wird die Herde im Frühjahr eher um den Bereich des Stalles getrieben, und erst im Laufe des Jahres werden auch die entfernter gelegenen Bereiche, wie etwa die Götschlacke beweidet (mündliche Mitteilung Thomas Wrbka). Die Graurinderkoppel erstreckt sich zwischen dem Neusiedlersee-Ufer und dem Seedamm zwischen Neudegg und dem Sandeck und zeigt folgende Vegetationsabfolge: Im Bereich des Seedammes findet sich ein schmaler Sandrücken mit typischen Sandtrockenrasen der Gesellschaft *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*, während in Richtung See die Verhältnisse immer feuchter und salziger werden. So findet man großflächig die wechselfeuchten bis feuchten Gesellschaften *Taraxaco bessarabici–Caricetum distantis*, die allmählich in den Salzsumpf *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii* übergehen. Im See selbst beginnt der Schilfgürtel mit riesigen Flächen von *Cladium mariscus*, welche schon zur Kernzone des Nationalparks gehören.

3. Methodik

3.1 Vegetationsanalyse

3.1.1 Sampling Design und GIS

Für das Sampling Design und zur Erstellung von Karten wurde das Programm ArcGIS 10 mit dem Zusatzmodul „Hawth Tools“ verwendet. Das Ausgangsdatenmaterial für das Sampling Design wurde von Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrbka zur Verfügung gestellt. Dabei handelt es sich um ein Shapefile, in dem die FFH (Fauna und Flora Habitat)-Lebensräume als Polygone im Untersuchungsgebiet dargestellt sind. Das Shapefile wurde im Zuge der FFH-Biotopkartierung erstellt. Zusätzlich liegen genauere Informationen zu den jeweiligen Pflanzengesellschaften in einer Datenbank vor. In einem ersten Schritt wurde das Untersuchungsgebiet der Langen Lacke und der Graurinderkoppel abgegrenzt und mit dem FFH-Shapefile verschnitten. Alle Polygone, die der gleichen Gesellschaft angehören, wurden zusammengefügt. Folgende Gesellschaften wurden dabei ausgewählt:

- *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*
- *Succiso-Molinietum caeruleae*
- *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii*
- *Artemisietum santonici*

In einem weiteren Schritt wurden zwei konzentrische Kreise um die Ställe gezogen, um drei Zonen bzw. Weidegradienten durch eine weitere Verschneidung zu definieren:

- um den Stall herum (bis etwa 600 m)
- in mittlerer Entfernung zum Stall (von etwa 600 bis 2500 m)
- in Stallferne (ab etwa 2500m)

Mittels des Zusatzmoduls „Hawths Tools“ konnte ein stratifiziertes Sampling Design angewendet werden. Aufgrund des Fehlens der Salzsteppe und der Feuchtwiesen in der Graurinderkoppel wurden nur die Trockenrasen und die Salzsümpfe aufgenommen. Zu jedem Stratum wurden fünf Aufnahmepunkte vergeben, von denen mindestens drei ausgewählt werden sollten. Das Ergebnis war:

Hutweide Lange Lacke:

4 Gesellschaften mit 3 Aufnahmen in unterschiedlicher Entfernung zum Stall, mit 5 Aufnahmepunkten pro Stratum ergaben insgesamt 60 Aufnahmepunkte

Graurinderkoppel:

2 Gesellschaften mit 3 Aufnahmen in unterschiedlicher Entfernung zum Stall, mit 5 Aufnahmepunkten pro Stratum ergaben insgesamt 30 Aufnahmepunkte

Zusätzlich wurden zu jeder der vier Gesellschaften jeweils eine unbeweidete, ungedüngte Referenzfläche im Gebiet ausgesucht, um einen Vergleichswert für die erhobenen Bodenparameter zu haben. Für die drei Habitate (Trockenrasen, Salzsteppe und Salzsumpf) wurden die Weideausschlussflächen aus dem Beweidungsmonitoring-Projekt (Leitung Dr. Thomas Wrbka) im Nationalpark Neusiedlersee–Seewinkel um den Illmitzer Zicksee ausgewählt. Für die Auswahl der unbeweideten Feuchtwiesen wurden vier Mähwiesen in den Illmitzer Pfarrwiesen (Naturschutzgebiet) und im Bereich Sechsmahdlacke (Nationalpark) ausgewählt. Das Ergebnis der Aufnahmepunkte findet sich im Abschnitt 4.1.

3.1.2 Vegetationsaufnahmen

Die aus dem stratifizierten Samplingdesign resultierenden Punkte wurden mittels GPS im Gelände aufgesucht. Da die Vegetationsverhältnisse im Seewinkel sehr mosaikartig ausgeprägt sind, bedarf es einer zusätzlichen Prüfung der tatsächlich vorkommenden Syntaxa. Daher wurde in jedem Fall überprüft, ob der Aufnahmepunkt tatsächlich der angegebenen Gesellschaft entsprach und darauf geachtet, dass die Flächen weitgehend homogen waren. War dies nicht der Fall, wurde ein passender Ersatzpunkt in der näheren Umgebung ausgewählt, dessen GPS-Koordinaten entsprechend dokumentiert wurden. Für die Vegetationsaufnahmen wurde die von Braun-Blanquet (1964) beschriebene Methode angewandt, welche sowohl die Deckung als auch die Abundanz der einzelnen Arten berücksichtigt. Zur Beurteilung der Artmächtigkeit wurde die Braun-Blanquet-Skala (Abb.1) verwendet:

Skala	Individuenzahl	Deckung
r	selten, ein Exemplar	(deutlich unter 1 %)
+	wenige (2 bis 5) Exemplare	(bis 1 %)
1	viele Exemplare	(bis 5 %)
2	sehr viele Exemplare	5 bis 25 %
3	(beliebig)	26 bis 50 %
4	(beliebig)	51 bis 75 %
5	(beliebig)	76 bis 100 %

Abbildung 1: Braun-Blanquet Skala

Die Größe der Vegetationsaufnahmeflächen wurde mit 25 m^2 (5 x 5m) festgelegt. Nur bei der Gesellschaft *Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonici,* welche nur sehr kleinräumig vorkommt, wurde anders vorgegangen. Wendelberger (1950) gibt für diese Gesellschaft ein Minimalareal von 1-4 m^2 an. Im Rahmen dieser Arbeit wurden für diesen Standort unterschiedlich große Aufnahmenfläche gemacht, da immer die komplette vorhandene Fläche untersucht wurde. Die Aufnahmen liegen daher im Größenbereich zwischen 1 und 5 m^2. Neben der Artmächtigkeit wurden noch folgende Daten erhoben: Datum, GPS-Koordinaten, Größe der Aufnahmefläche, durchschnittliche Vegetations-Höhe und Gesamtdeckung. Alle Aufnahmen wurden im Zeitraum Juni und Juli 2011 durchgeführt. Zur Bestimmung der Arten wurde die Bestimmungsliteratur von Fischer et al. (2008) verwendet, an der sich auch die nomenklatur wendet.

3.1.3 Stickstoffzeigerwert-Analyse

Die hier vorgestellte Methode zur Analyse der Stickstoffzeigerwerte wurde selbst entwickelt und stellt einen Versuch dar, eine sowohl qualitative als auch quantitative Auswertung von Vegetationsaufnahmen hinsichtlich des summarischen N-Bedarfs der in der Aufnahme gefundenen Arten zu ermöglichen. Ziel war es, Vegetationsaufnahmen miteinander vergleichen zu können unter Berücksichtigung der Deckung jeder einzelnen Art, der Gesamtdeckung und des Gesamt-N-Bedarfs. Als Datengrundlage dienen die Ellenberg'schen Zeigerwerte (Ellenberg 1999). Diese Methode könnte prinzipiell je nach Fragestellung mit jedem Zeigerwert durchgeführt werden. In einem ersten Schritt werden dazu die Braun-Blanquet-Deckungswerte in durchschnittliche Prozentwerte umgerechnet. Die Umrechnungstabelle ist in der Abb. 2 zu sehen.

Braun – Blanquet Skala	Umgerechneter Deckungswert
R	0,1 %
+	0,5 %
1	3 %
2	15,5 %
3	38,5 %
4	63 %
5	83 %

Abbildung 2: Umrechnungstabelle der Braun-Blanquet Skala in Deckungsprozent

In einem zweiten Schritt werden die Deckungswerte der einzelnen Arten mit demselben N-Zeigerwert summiert. Je nach Fragestellung können mehrere Aufnahmen zusammengefasst werden, wie dies in dieser Arbeit mehrfach durchgeführt wurde. Arten, die sich Stickstoff-indifferent verhalten oder zu denen keine Zeigerwerte angegeben sind, werden in dieser Auswertung außer Acht gelassen.

Einschränkend zu dieser Methode ist allerdings Zu erwähnen, dass die Braun–Blanquet Skala aufgrund der großen Deckungswertspannen nur ein grobes Ergebnis bei dieser Methode liefern kann. Dazu müsste bererits bei der Vegetationsaufnahme eine präzisere Abschätzung der Deckung einzelner Arten (etwa in 5 – 10% - Schritten) erfolgen.

3.2 Bodenanalyse

3.2.1 Bodenentnahme und Aufbereitung

Die Entnahme der Bodenproben fand innerhalb von zwei Tagen Ende Juli 2011 statt. In jeder Aufnahmefläche wurden drei Teilproben mittels eines Stechzylinders (Durchmesser 6 cm und Höhe 5 cm) entnommen und anschließend vermischt, in Plastiksäcke gefüllt, beschriftet und in einer Kühlbox mit Eis im Feld gekühlt. Noch am gleichen Tag wurden die Proben in einer 4 C° Kühlkammer gelagert. Um chemische Umwandlungsprozesse der Proben zu minimieren, wurden diese in den nächsten Tagen gesiebt (5 mm und 2 mm), und die Extrakte wurden unmittelbar danach hergestellt.

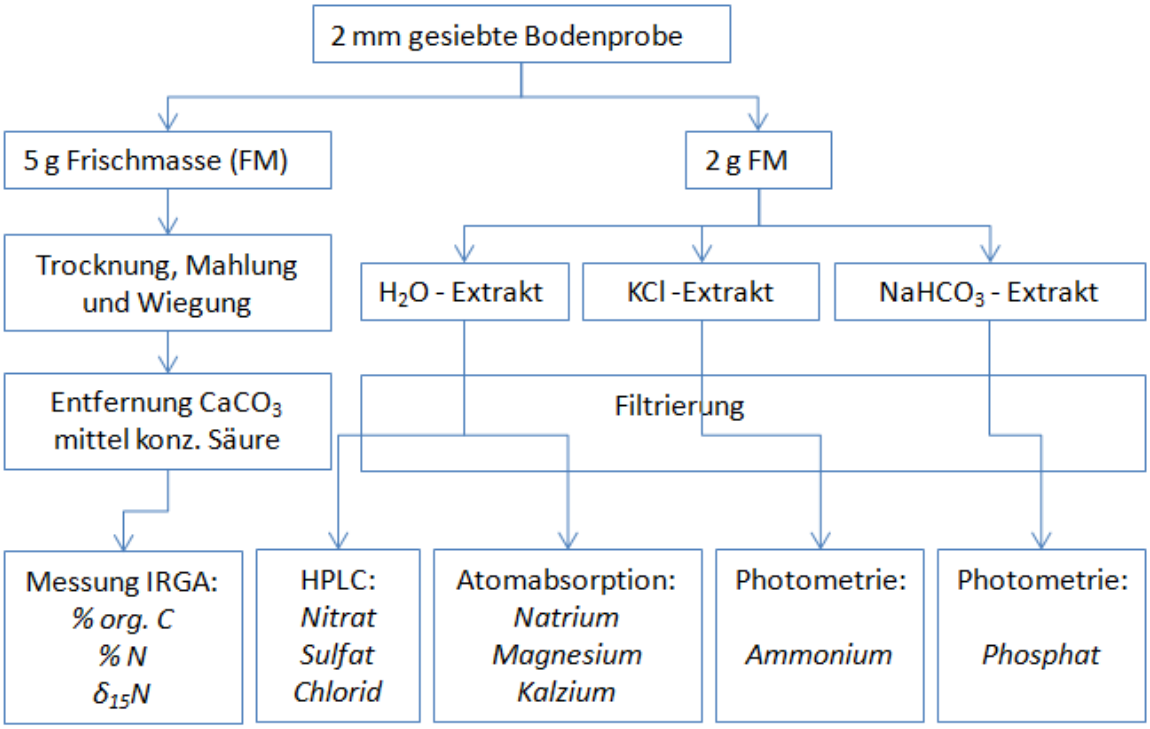


Abbildung 3: Flussdiagramm der Bodenanalysen. Für Darstellung der Ergebnisse wurde Ammonium-N (NH4-N) und Nitrat –N (NO_3-N) berechnet.

Herstellung der Extrakte:

Es wurden 3 verschiedene Extrakte hergestellt: Wasser, KCl, $NaHCO_3$. Dazu wurden jeweils 2 g Frisch-Probe in 20 ml Plastikbehälter eingewogen. Anschließend wurden diese mit 15 ml des jeweiligen Extraktionsmittel aufgefüllt, geschüttelt und filtriert (Whatman 40-Filter). Zur Lagerung wurden die Behälter bei –20°C tiefgefroren.

- Wasser: MiliQ (> 18,2 MOhm)
- KCl: 1 M
- $NaHCO_3$: 0,5 M bei pH 8,5

Zur Trockenmassebestimmung (TM) wurden 5 g Frisch-Probe in Aluminiumschälchen eingewogen, 24 Stunden bei 60°C getrocknet, erneut gewogen, und der Wasseranteil wurde berechnet.

3.2.2 Chemische Analysen

Für die **Ammoniumbestimmung** im KCl-Extrakt wurde eine modifizierte Methode nach E. Kandeler (1988) angewendet. Das Prinzip dieser Methode besteht darin, dass Ammonium in einem ersten Schritt durch Natrium-Dichloroisocyanitsäure zu Chloramin oxidiert wird. In einem zweiten Schritt bildet sich durch Hinzugabe von Natrium-Salicylat (Phenolische

Komponente) und Natrium-Hydroxyd (basische Verhältnisse) eine grüne Indophenolkomponente, die Wellenlängen von 660 nm absorbiert. Zur Kalibrierung wurde eine Standardreihe von 5 mg/l bis 0,0195 mg/l Ammonium in einer 1-molaren KCl-Lösung verwendet. Die Messungen wurden auf einem Photometer (Infinite 200. Software: Tecan i-control) durchgeführt. Für die Ergebnisse wurde der Ammonium-Stickstoff berechnet (Ammonium-N bzw. NH_4-N)

Für die **Phosphatbestimmung** im $NaHCO_3$-Extrackt wurde die Malachitgrün-Methode nach Agency's Laboratories Seibersdorf angewendet. Das Prinzip dieser Messung besteht darin, dass unter sauren Bedingungen Phosphat mit Ammonium-Heptamolybdat-Tetrahydrat Phosphomolybdat bildet. Durch Hinzugabe von Malachitgrün bildet sich ein stabiler Farbkomplex, welcher Wellenlängen von 610 nm absorbiert. Die Messungen wurden auf einem Photometer (Infinite 200. Software: Tecan i-control) durchgeführt.

Die Analyse von **Chlorid, Nitrat** und **Sulfat** erfolgte im unverdünnten Wasserextrakt. Die angewandte Methode war eine Hochleistungsflüssigkeitchromatographie (HPLC). Das Chromatographiesystem besteht aus einer Anionentauschersäule (IonPac AS11, 10 µm, 25 cm x 4 mm), einer Vorsäule (IonPac AS11-guard, 13 µm, 5 cm x 4 mm) und einem Leitfähigkeitsdetektor. Die Säulentemperatur und Flussrate wurden mit 30 C° und 2 ml/l konstant gehalten. Als Eluent wurde KOH verwendet, dessen Konzentration über einen Zeitraum von 20min von 0,5 mM auf 37,5 mM gesteigert wurde. Für die Ergebnisse wurde der Nitrat-Stickstoff berechnet (Nitrat-N bzw. NO_3-N).

Zur Messung der stabilen **Isotopenzusammensetzung des Stickstoffes, des Gesamtstickstoffgehalts und des Kohlenstoffgehalts** wurde ein Elementaranalysator mit angeschlossenem Massenspektrometer (Finnigan MAT Delta) verwendet. Das Prinzip der Messung besteht darin, dass die Probe in einem ersten Schritt verdampft und durch Beschuss von Elektonen ionisiert wird. Nach der Beschleunigung passieren die ionisierten Stoffe (N, O oder H) ein magnetisches Feld, wodurch die Flugbahn entsprechend ihres Massen-Ladungsverhältnisses abgelenkt wird. Je nach Aufprallort auf einem Kollektor werden die verschiedenen Isotope gemessen. Da nur der organische Kohlenstoff gemessen werden sollte, wurden die gemahlenen und getrockneten Bodenproben mit einer 32 %igen HCl-Lösung solange tropfenweise behandelt, bis die Böden keine Schaumbildung mehr aufwiesen, um das Kalziumkarbonat zu entfernen.

Die Kationen **Natrium, Magnesium, Kalzium** und **Kalium** wurden in wässrigen Extrakt mittels Atomabsorptionsspektrometrie (Perkin Elmer) bestimmt.

3.2.3 Berechnung des Gesamtsalzgehaltes der Böden

Um den Salzgehalt im Boden zu ermitteln, wurden die Konzentrationen folgender Anionen und Kationen addiert: Na^+, Mg^{2+}, K^+, Ca^{2+}, SO_4^{2-}, Cl^-. Die Summe aus Hydrogencarbonat und Carbonat wurde wie folgt berechnet. Da der Anteil dieser beiden Ionen, der in den „Sodaböden“ des Seewinkels sehr hoch sein kann, durch unsere Chromatographie-Methode nicht miterfasst wurde, mußte der „Carbonat-Gehalt“ rechnerisch als Differenz zwischen Summe der erfassten Kationen und Summe der erfassten Anionen (beides auf Äquivalent-Basis) ermittelt werden. Dies erschien zulässig, da die Konzentration der nicht bestimmten übrigen Ionen (z.B. Schwermetalle, Phosphat,…) gegenüber Chlorid und Sulfat zu vernachlässigen ist.

3.3 Statistik

Für statitische Auswertungen wurde das Program SPSS 20 verwendet. Zur Berechnung von Signifikanzen (nur bei Datenreihen über 5 Werten) wurden die Datenreihen mittles Shiparo-Wilk Test auf ihre Normalverteilung getestet. Waren die Datenreihen nicht normalverteilt, wurde mit mathematischer Transformation versucht, Normalverteilungen zu erreichen. Waren normalverteile Datenreihen gegeben, wurde der T-Test durchgeführt. Für nicht normalverteilte Datenreihen wurde stets der Mann-Whitney U-Test angewendet. Zur Darstellung der Daten wurden Boxplot Grafiken verwendet. Bei einem Boxplot-“Balken“ werden der Median, das untere und obere Quartil, der obere und untere Whisker und die Ausreißer dargestellt. Für den Vergleich mehrerer Datenreihen wurde eine einfaktorielle ANOVA angewendet. Für Datenreihen unter 5 Werten wurden nur Mittelwerte und Standardfehler berechnet und mittels Microsoft Excel 2007 grafisch dargestellt.

4. Ergebnisse

4.1 Ergebnisse Aufnahmepunkte

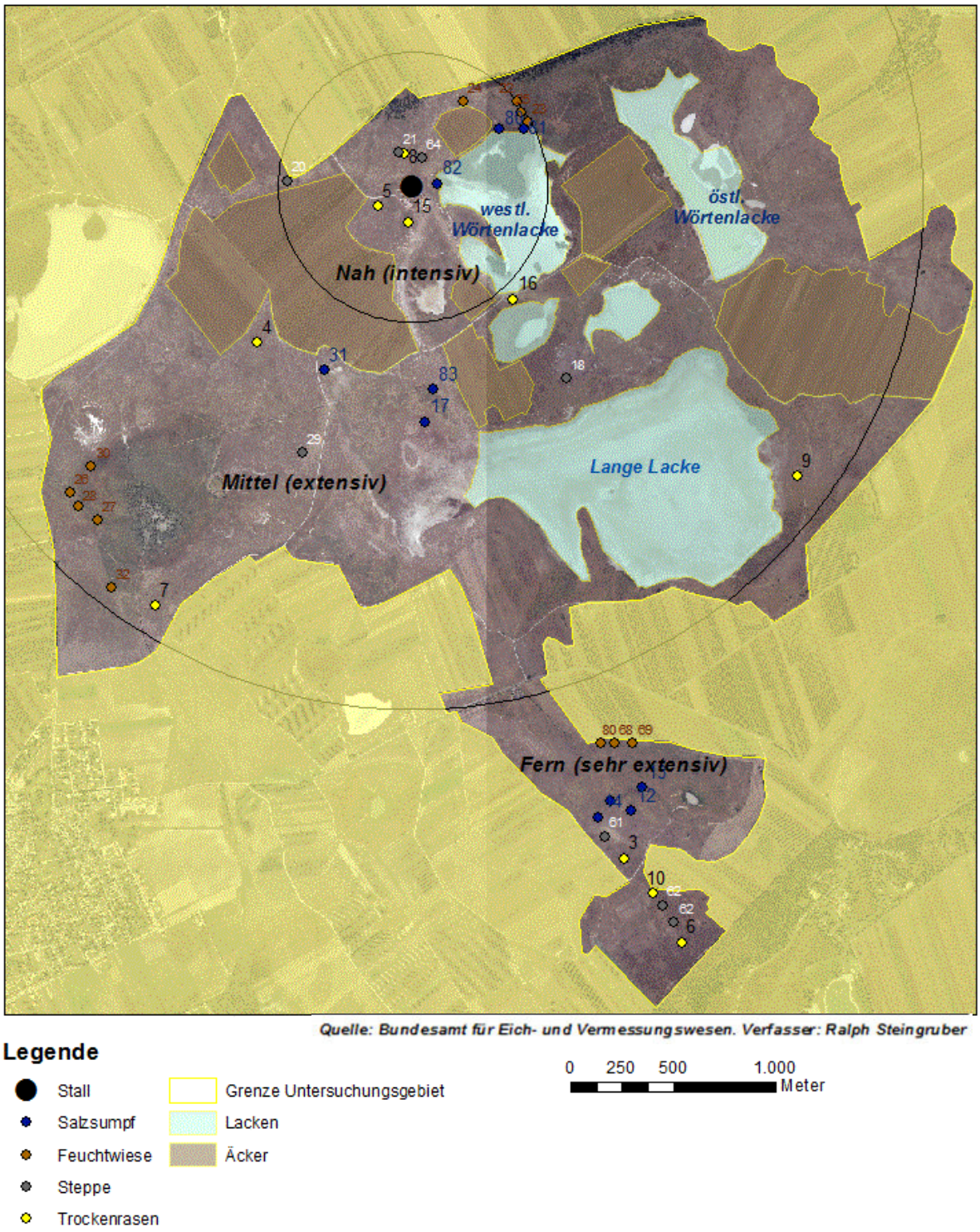


Abbildung 4: Aufnahmepunkte Hutweide Lange Lacke. Details zu den durch nummerierten Aufnahme befinden sich im Anhang.

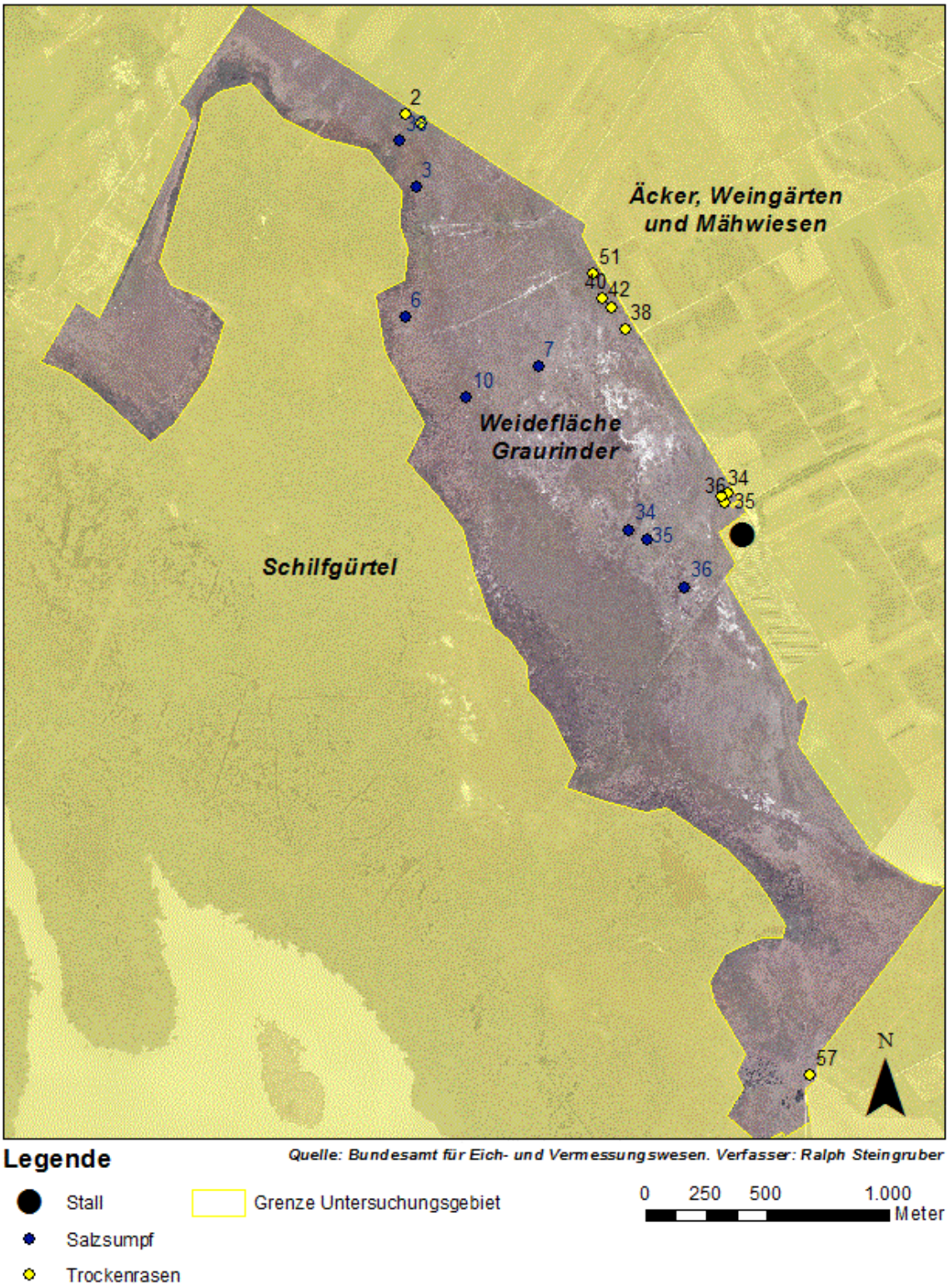


Abbildung 5: Aufnahmepunkte Graurinderkoppel. Details zu den durch nummerierten Aufnahme befinden sich im Anhang.

4.2 Bodenanalyse

4.2.1 Phosphat

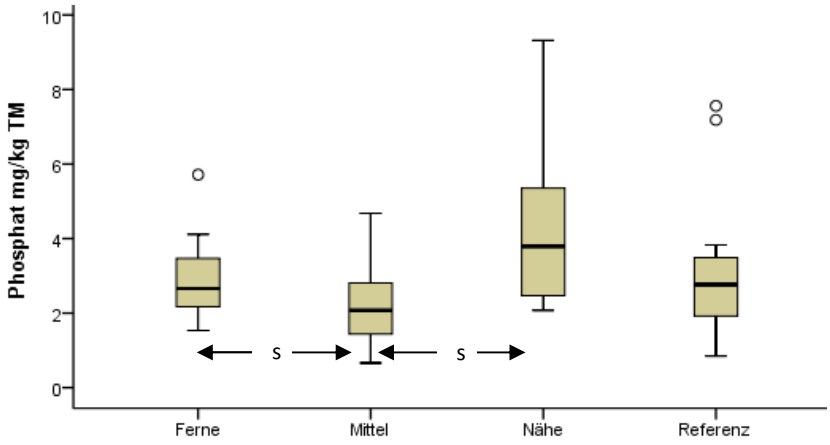


Abbildung 6: Boxplot der Boden-Phospatgehalte Hutweide Lange Lacke. Signifikante (p>0,05) Unterschiede sind mit s gekennzeichnet. Ausreißer sind mit o markiert. Anmerkung: Bei einem Boxplot-Balken wird der Median und nicht der Mittelwert dargestellt (siehe Anhang).

Die Phosphatmessungen ergeben folgendes Bild (Abb. 6): Die stallfernen und mittleren Probeflächen weisen mit 2,81 bzw. 2,19 mg/kg TM einen niedrigeren Mittelwert (siehe Anhang) auf als die stallnahen Flächen mit 4,28 mg/kg TM. Die Größe des dritten Perzentils lässt auf die hohen Werte von 9 mg/kg im Nahbereich schließen. Nur die Differenz zwischen den mittleren Standorten und den nahgelegenen Probeflächen weist hier signifikante Unterschiede auf. Eine graduelle Mittelwertsteigerung im Sinne einer Transektmessung kann nicht beobachtet werden. Die nicht beweideten Referenzflächen weisen mit 2,03 mg/kg TM Phosphat zwar den niedrigsten berechneten Mittelwert auf, doch sind die Unterschiede zu anderen Probeflächen nicht signifikant.

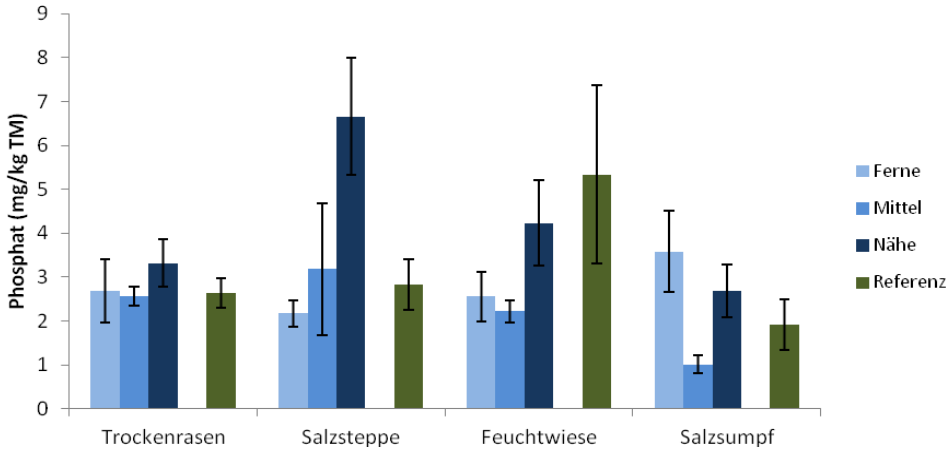


Abbildung 7: Phosphatgehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken.

Abbildung 7 zeigt die Ergebnisse der Phosphatbestimmung auf den vier Standortstypen (Habitaten) der Hutweide. Die zuvor erwähnten Maximalwerte sind in den der Stallung nahe gelegenen Salzsteppen und in den unbeweideten Referenzflächen zu finden. Die Salzsteppen und die Feuchtwiesen weisen mit einer Differenz von 4,5 bzw. 1,7 mg/kg einen deutlichen Unterschied zwischen den stallnahen und stallfernen Probeflächen auf. Die Ergebnisse der Trockenrasen zeigen kaum Unterschiede in Abhängigkeit von der Stallentfernung. Die beprobten Salzsumpfstandorte zeigen in Stallnähe sogar niedrigere Werte auf. Außer in den Feuchtwiesen sind die Phosphatgehalte auf den unbeweideten Flächen stets niedriger als auf den beweideten stallnahen Flächen.

4.2.2 Ammonium-N

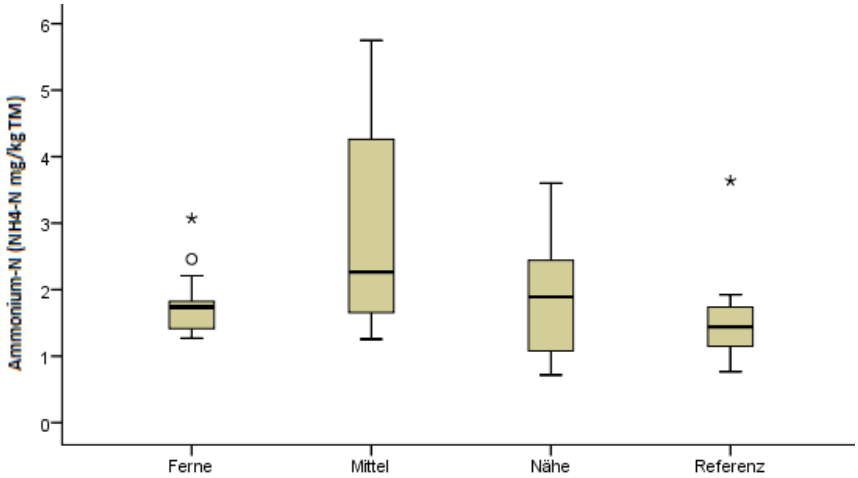


Abbildung 8: Boxplot der Ammonium-N-Gehalte in Böden auf der Hutweide Lange Lacke. Ausreißer sind mit o und * markiert

Wie in Abb. 8 zu sehen ist, ergeben die N-Ammoniumbestimmungen im Vergleich zum Phosphat ein anderes Bild. Auffällig sind die höheren Ammoniumwerte im mittleren Bereich mit einem Mittelwert von 3,76 mg/kg TM (siehe Anhang). Zwischen den stallnahen und stallfernen Standorten gibt es mit einem p-Wert von 0,83 allerdings keine signifikanten Unterschiede. Die Mittelwerte mit 2,32 und 2,43 mg/kg TM liegen nah beieinander. Auch die unbeweideten Flächen zeigen in der einfaktoriellen ANOVA keinen signifikanten Unterschied zu den beweideten Probeflächen. Hingegen liegt der Mittelwert mit 2,03 mg/kg TM auch hier unter den beweideten Flächen.

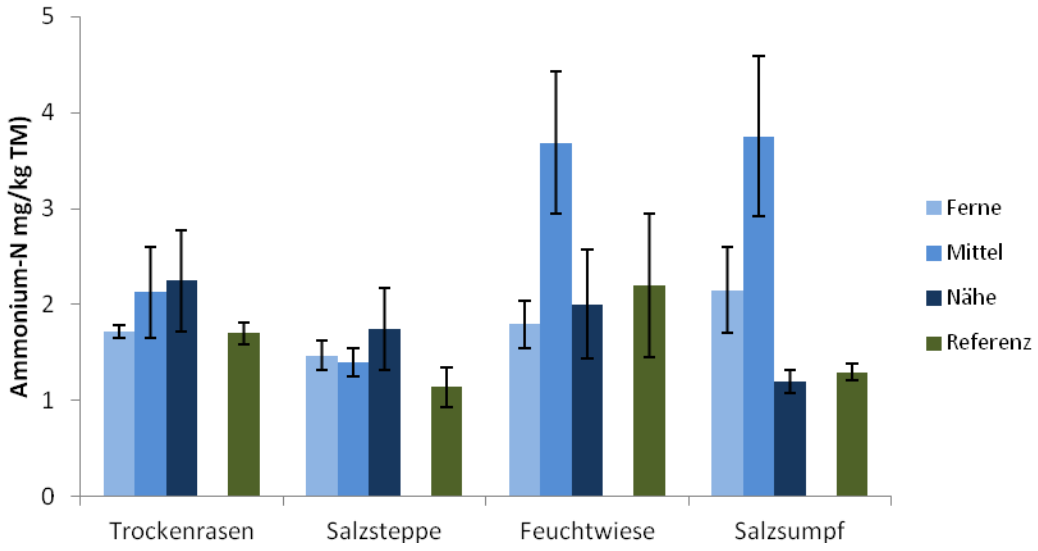


Abbildung 9: Ammonium-N-Gehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken.

Wie in Abb. 9 zu sehen ist, sind die hohen Werte in den zwei feuchteren Habitaten (Feuchtwiese und Salzsumpf), und zwar in mittlerer Entfernung zu finden. Mit einem Mittelwert von 3,7 mg/kg TM sind die Feuchtwiesen im mittleren Bereich der Koppel 2,05 bzw. 1,84 mal so hoch wie die stallferne bzw. stallnahe Probefläche. Ähnlich große Unterschiede sind im Salzsumpf zu finden. Hier sind die Werte 1,7 bzw. 3,1 mal so hoch wie auf den beiden anderen Probeflächen. Die Ergebnisse der Trockenrasen und den Salzsteppen zeigen nur wenige Unterschiede zwischen den unterschiedlich weit vom Stall gelegenen Flächen. Eine leichte Tendenz zu höheren Werten in Richtung Stallnähe ist jedoch zu erkennen. Die Trockenrasen in Stallnähe sind mit 2,2 mg/kg TM um 23,6 % höher als in Stallferne. Die unbeweideten Referenzflächen liegen sowohl in den Trockenrasen als auch in den Salzsteppen mit einem Mittelwert von 1,7 mg/kg TM unter den beweideten Flächen. In den Feuchtwiesen ist lediglich der Mittelwert auf den Flächen in mittlerer Entfernung vom Stall deutlich höher als auf den Referenzflächen. Im Salzsumpf ist der Unterschied noch

größer. Die Referenzfläche weist einen 65 % niedrigeren Mittelwert auf die Flächen als in mittlerer Stallentfernung.

4.2.3 Nitrat-N

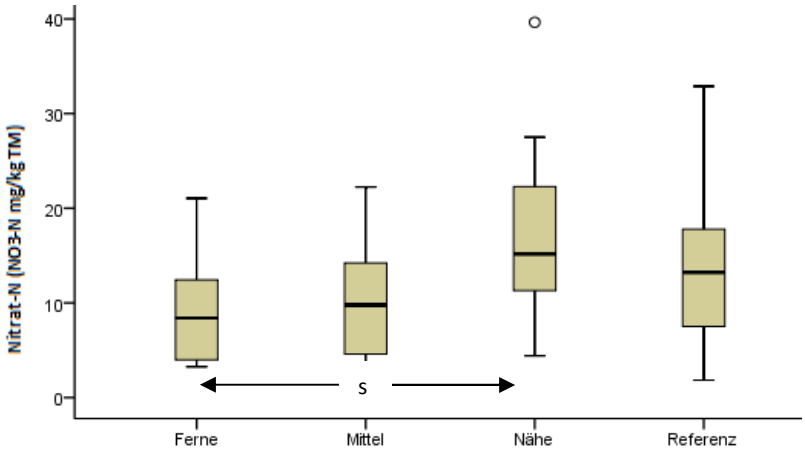


Abbildung 10: Boxplot der Boden Nitrat-N-Bestimmung innerhalb der Hutweide Lange Lacke. Signifikante (p>0,05) Unterschiede sind mit s. gekennzeichnet. Ausreißer sind mit o markiert

Der einzige signifikante Unterschied im Nitrat-N ist zwischen den stallnahen und stallfernen Probeflächen (p=0,016) zu finden. Mit einem Mittelwert von 17 mg/kg TM ist der Nitrat-N-Mittelwert in Stallnähe 1,76 fach so hoch wie in Stallferne (siehe Anhang). Der Ausreißer in Abb. 10 (mit o markiert) stammt aus einer Messung in der Salzsteppe. Der Anstieg der Mittelwerte in Richtung Stall lässt einen gewissen Gradienten erkennen. Wie auch schon bezüglich Ammonium-N und Phosphat liegt der Mittelwert der Referenzflächen mit 13,7 mg/kg TM unter jenen in Stallnähe, jedoch unt erliegen die Einzelwerte großen Schwankungen.

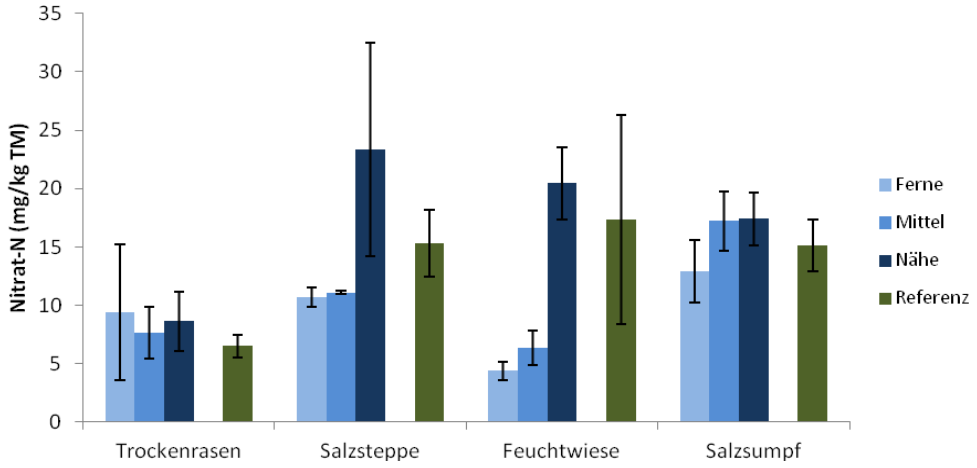


Abbildung 11: Nitrat-N-Gehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken.

Bei genauerer Betrachtung sind es vor allem die Probeflächen in der Salzsteppe und in der Feuchtwiese, die den signifikanten Unterschied zwischen Stallnähe und Stallferne ausmachen. Der Anstieg der Mittelwerte in Richtung Stallnähe lässt (außer im Trockenrasen) wie beim Ammonium-N einen Gradienten erkennen. Die Ergebnisse der Trockenrasen zeigen hingegen keinen Anstieg der Mittelwerte in Richtung Stall an. Die Ergebnisse der Referenzflächen zeigen auch hier das gewohnte Bild. Die Mittelwerte liegen alle unter jenen für Böden in Stallnähe, doch nur in den Trockenrasen liegt die Referenzfläche unter den beweideten Flächen.

4.2.4 $\delta^{15}N$

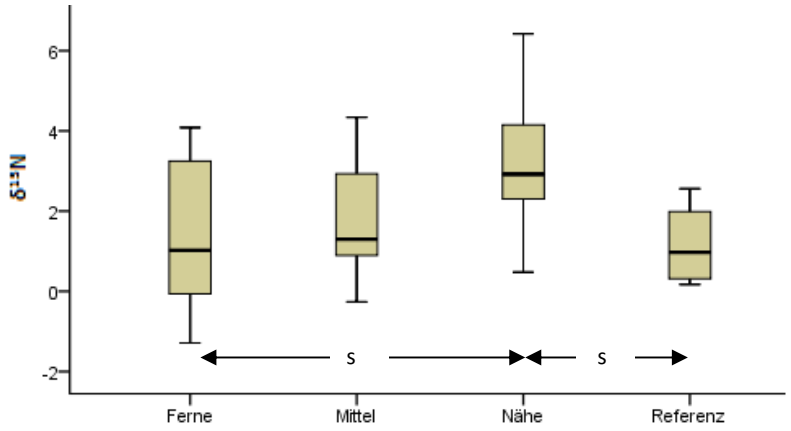


Abbildung 12: Boxplot der Boden $\delta^{15}N$-Bestimmung innerhalb der Hutweide Lange Lacke. Signifikante (p>0,05) Unterschiede sind mit s gekennzeichnet.

Signifikante Unterschiede zwischen den Standor ten konnten durch die einfaktorielle ANOVA zwischen den fernen und nahen Standorten (p=0,006) errechnet werden (Abb. 12). Die

stallnahen Standorte sind mit einem Mittelwert von 3,15 im Vergleich zu 1,44 in den stallfernen Standorten deutlich unterschiedlich, der Unterschied zwischen den nahen und mittleren Probeflächen ist dagegen nicht signifikant. Weitere deutliche Unterschiede (p=0,002) sind zwischen den unbeweideten und den stallnahen Flächen zu erkennen. Und wie beim Ammonium-N liegt der Mittelwert der Referenzfläche unter jenen der beweideten Flächen.

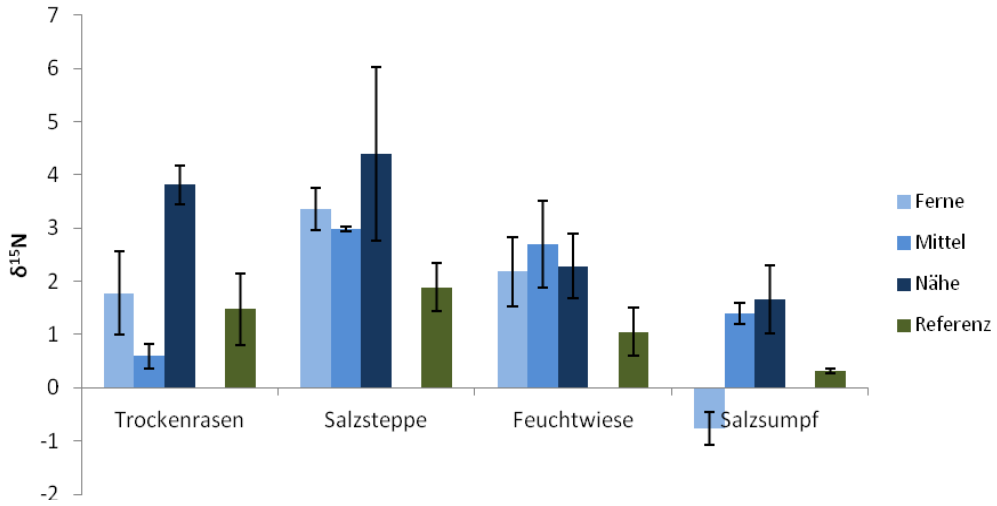


Abbildung 13: $\delta^{15}N$ in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken.

Die differenzierte Darstellung der $\delta^{15}N$-Ergebnisse an den vier Habitaten zeigt (Abb. 13), dass die Unterschiede zwischen den stallfernen und stallnahen Standorten vor allem in der Feuchtwiese und im Salzsumpf zu finden sind. Auch die Werte in den Salzsteppen zeigen ähnliche Tendenzen, jedoch mit stark streuenden Einzelwerten. Die Trockenrasen zeigen - wie auch bezüglich der übrigen Bodenparameter - die geringsten Unterschiede zwischen den einzelnen Entfernungen. Die Mittelwerte der unbeweideten Flächen liegen alle deutlich unter jenen in Stallnähe. Im Falle der Trockenrasen und Salzsteppen liegen alle Werte sogar unter denen der beweideten Flächen. Ein gradueller Anstieg der Werte zum Stall hin kann nicht festgestellt werden.

4.2.5 Gesamt-Stickstoff

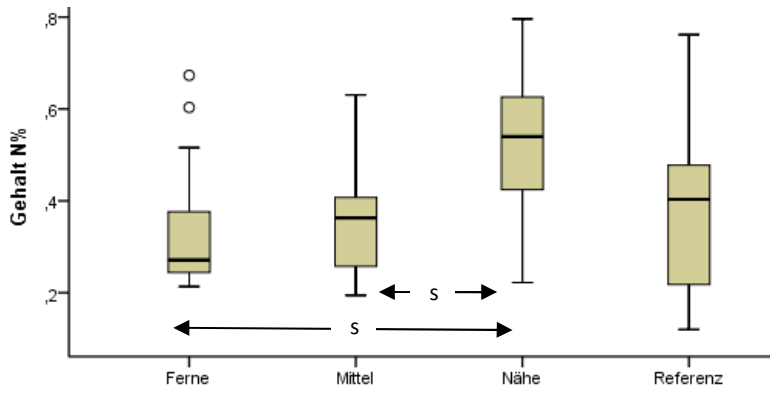


Abbildung 14: Boxplot der Gesamt-N-Gehalte in Böden innerhalb der Hutweide Lange Lacke. Signifikante (p>0,05) Unterschiede sind mit s gekennzeichnet. Ausreißer sind mit o markiert.

Der Vergleich des Gesamtstickstoffgehaltes zeigt (Abb. 14) mit p=0,026 einen signifikanten Unterschied zwischen den stallnahen und stallfernen Probeflächen. Der Mittelwert der stallfernen Probeflächen ist mit 0,34 % Stickstoff um 31 % (siehe Anhang) niedriger als die stallnahen Probeflächen. Ein weiterer signifikanter Unterschied besteht zwischen den mittleren Standorten und den stallnahen Flächen.

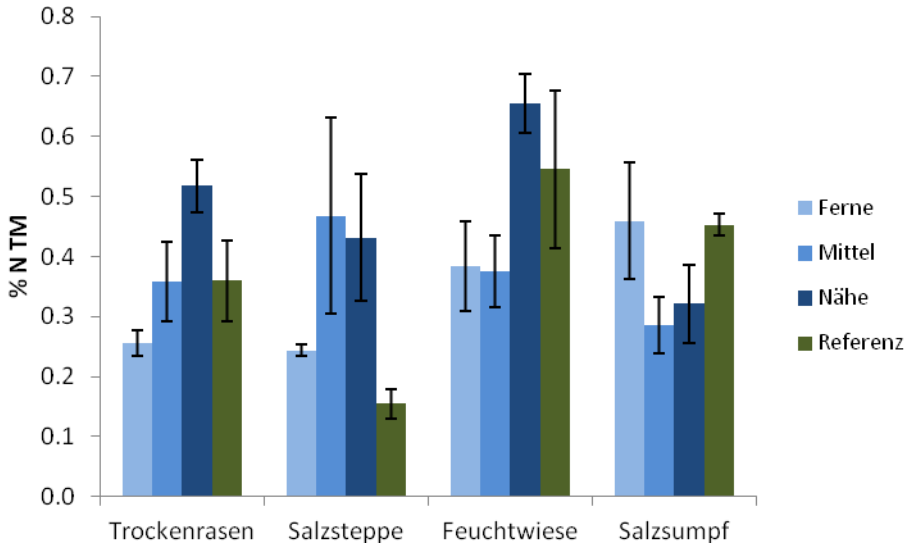


Abbildung 15 Gesamt-N-Gehalte in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken.

Wie in Abb. 15 zu sehen ist, sind die o.a. niedrigeren Durchschnittsgehalte für Gesamt-N in den stallfernen Probeflächen das Ergebnis niedrigerer Werte auf 3 der 4 Habitaten: Trockenrasen, Salzsteppen und Feuchtwiesen. Die stallfernen Probeflächen in diesen drei Habitaten liegen mit 0,4 % N, 0,24 % und 0,38 % jeweils um 30 %, 43 % und 41 % unter den stallnahen Flächen. Einzig die Böden sowohl des stallnahen als auch stallfernen Salzsumpfes weisen umgekehrte Verhältnisse auf. Die in mittlerer Entfernung gelegenen Probeflächen scheinen keinem Muster zu folgen. Die Werte liegen mit Ausnahme der Trockenrasen nicht zwischen den stallnahen und stallfernen Mittelwerten. Weiters liegen außer im Salzsumpf die Stickstoffwerte der unbeweideten Flächen stets unter den Werten in Stallnähe.

4.2.6 Organischer Kohlenstoff

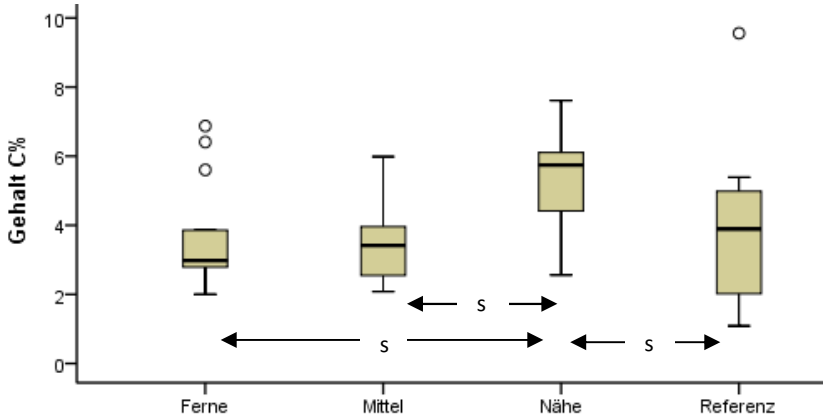


Abbildung 16: : Boxplot der Gehalte an organischem Kohlenstoff in Böden innerhalb der Hutweide Lange Lacke. Signifikante (p>0,05) Unterschiede sind mit s gekennzeichnet. Ausreißer sind mit o markiert.

In Abb. 16 sind die Gehalte an organischem Kohlenstoff in Böden der Hutweide abgebildet. Das zu erkennende Muster folgt weitgehend demjenigen für Gesamt-Stickstoff (vgl. Abb. 4.2.5). Signifikante Unterschiede gibt es zwischen den stallnahen und stallfernen Probeflächen. Weitere Signifikanzen sind zwischen den mittleren und den stallnahen sowie zwischen den unbeweideten und den stallnahen Standorten festzustellen. Wie für Stickstoff weisen die stallnahen Flächen auch die höchsten Werte für Kohlenstoff auf, wobei der Mittelwert der unbeweideten Flächen unter jenen der stallnahen, aber über den stallfernen und den mittleren liegt.

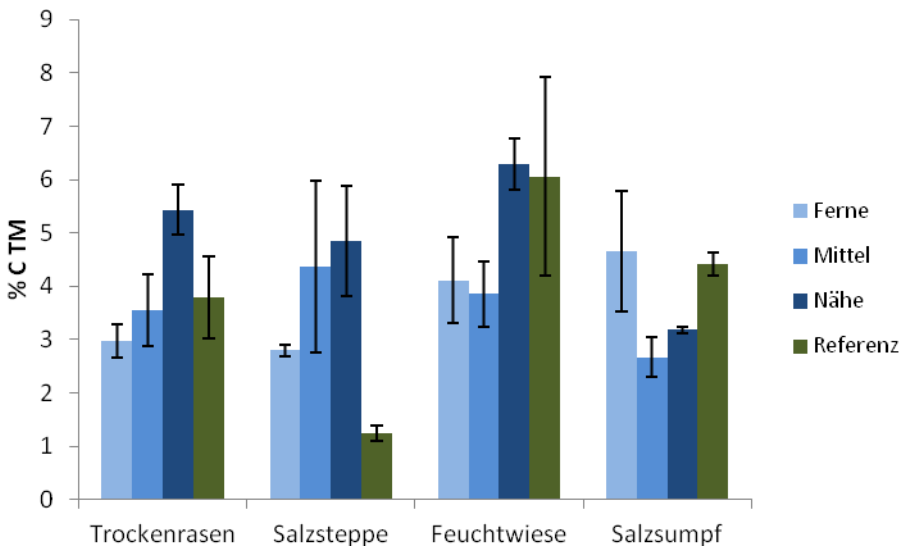


Abbildung 17: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken.

Die detaillierte Aufschlüsselung der Kohlenstoff-Gehalte (Abb. 17) zeigt ein fast identes Bild wie für Stickstoff (vgl. Abb 14). Außer beim Salzsumpf weisen die stallnahen Flächen stets einen höheren Kohlenstoffgehalt auf als die stallfernen; wiederum scheinen die mittleren Standorte keinem einheitlichen Muster zu folgen.

4.2.7 C/N

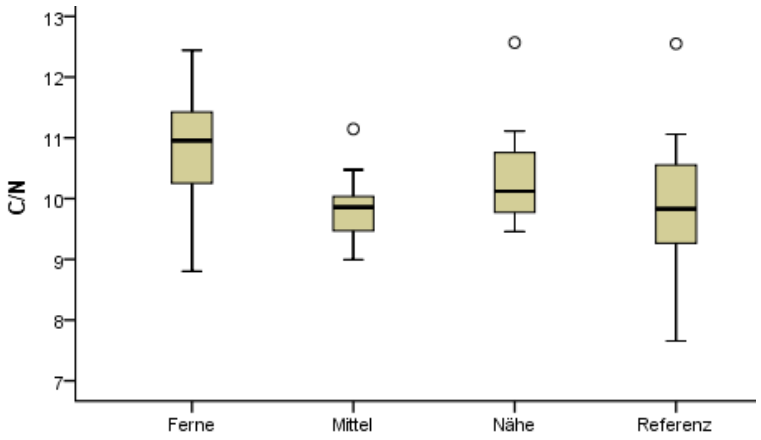


Abbildung 18: : Boxplot der C/N-Verhältnisse in Böden innerhalb der Hutweide Lange Lacke. Ausreißer sind mit o markiert.

Die C/N-Verhältnisse in Böden der unterschiedlichen Standorte liegen allesamt sehr nahe beieinander. Signifikante Unterschiede können nur zwischen den stallnahen und den mittleren sowie zwischen den unbeweideten und den stallnahen Probeflächen gefunden

werden. Auffällig ist, dass die C/N-Verhältnisse im Nahbereich des Stalles höher sind als im Fernbereich. Dadurch dass sowohl der Kohlenstoff- als auch der Stickstoffgehalt zum Stall hin ansteigen, bedeutet dies, dass der Stickstoffgehalt stärker ansteigt als der Kohlenstoffgehalt.

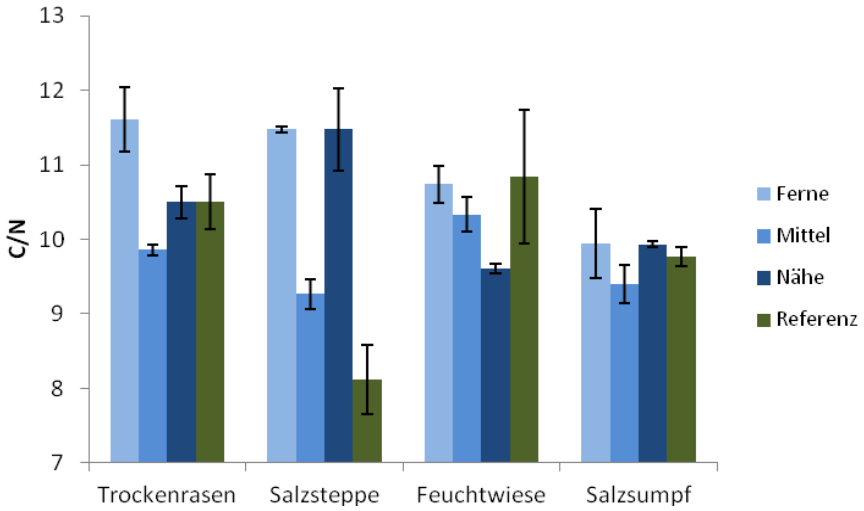


Abbildung 19: C/N Verhältnisse in Böden der 4 Habitate innerhalb der Hutweide Lange Lacke mit Standardfehlerbalken.

Größere Unterschiede im C/N-Verhältnis zwischen den stallnahen und den stallfernen Standorten findet man nur bei den Proben der Trockenrasen und Feuchtwiesen. Es können weder in der Salzsteppe noch im Salzsumpf Unterschiede zwischen nah und fern gefunden werden. Alle Werte in mittlerer Stallnähe weisen außer in den Feuchtwiesen die niedrigsten Werte innerhalb der Hutweide auf. Die unbeweideten Referenz-Flächen zeigen im Vergleich zu den übrigen Flächen eher unregelmäßige C/N-Verhältnisse.

4.2.8 Vergleich Hutweide mit Graurinderkoppel

Trockenrasen

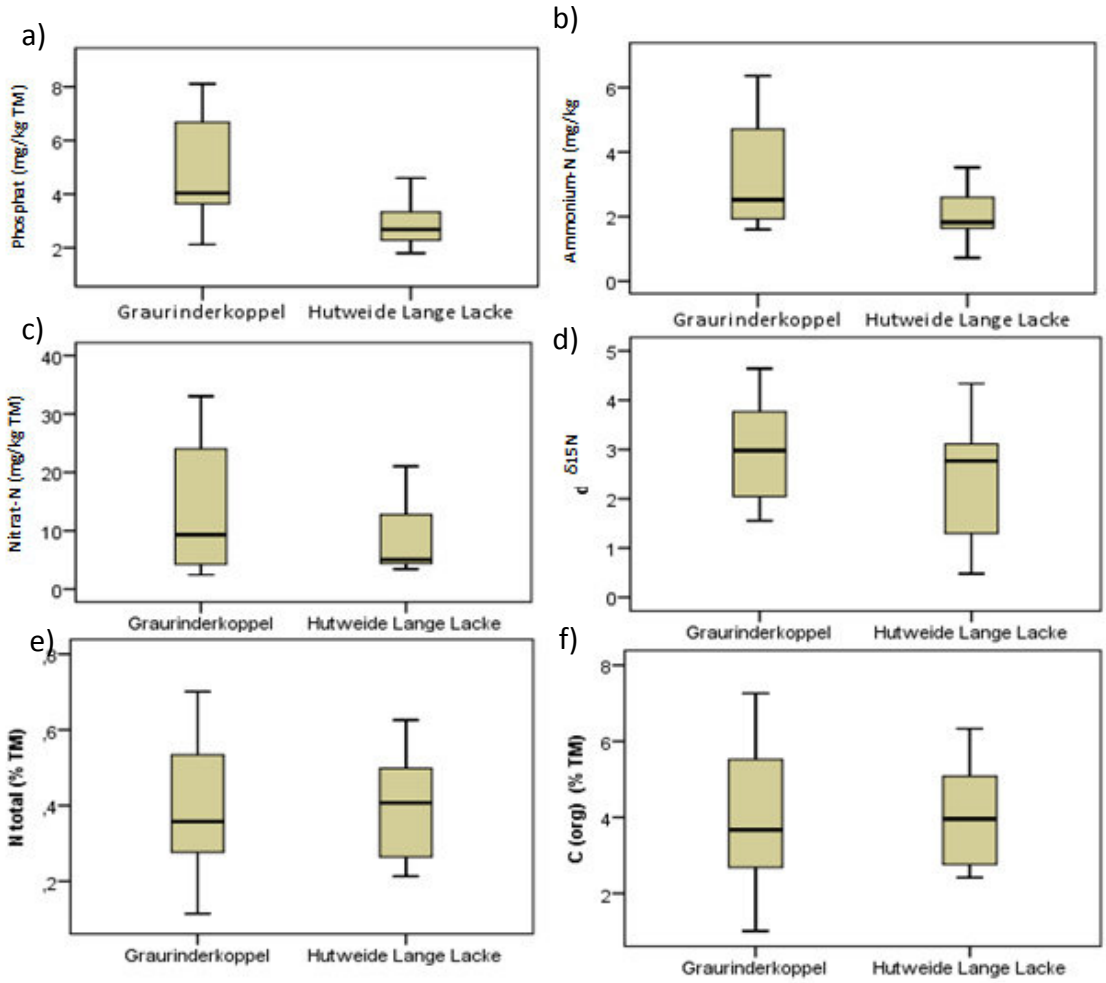


Abbildung 20: Vergleich der Boden-Nährstoffe im Habitat Trockenrasen zwischen Graurinderkoppel und Hutweide Lange Lacke. a) Phosphat; b) Ammonium-N; c) Nitrat-N; d) $\delta^{15}N$; e) Gesamtstickstoff in %; f) Organischer Kohlenstoff in %.

In Abb. 20 sind die Bodenparameter in den Trockenrasen beider Weide-Systeme (Graurinderkoppel und Hutweide Lange Lacke) gegenüber gestellt. Mit Ausnahme der Nitrat-N-Werte in Böden der Hutweide Lange Lacke sind alle Datenreihen normalverteilt und können mittels T-Test auf ihre Signifikanz getestet werden. Der Vergleich der Nitrat-N-Werte wird mittels Mann-Whitney U-Test für nicht normalverteilte Daten durchgeführt. Mit einem p=0,017 für ungleiche Varianzen sind die Phosphatwerte signifikant unterschiedlich: mit einem Mittelwert von 2,88 mg/kg TM (siehe Anhang) liegt die Hutweide um 40,3 % unter jenen der Graurinderkoppel. Ammonium-N (p=0,069) und Nitrat-N (p=0,526) weisen keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Weidesystemen auf. Beide Mittelwerte der Hutweide liegen mit 3,16 mg/kg TM Ammonium-N und 13,12 mg/kg TM Nitrat-N unter

denen der Graurinderkoppel. Ebenfalls nicht signifikant sind die Unterschiede bezüglich der δ^{15}N-Signatur sowie des Gesamtstickstoff- und Kohlenstoff-Gehaltes. Auch hier liegen, zwar nur geringfügig, beide Werte der Hutweide unter denen der Graurinderkoppel. Das C/N-Verhältnis in Böden der Hutweide beträgt im Mittel 10,56 und liegt damit nur geringfügig über dem der Graurinderkoppel (10,16).

Salzsumpf

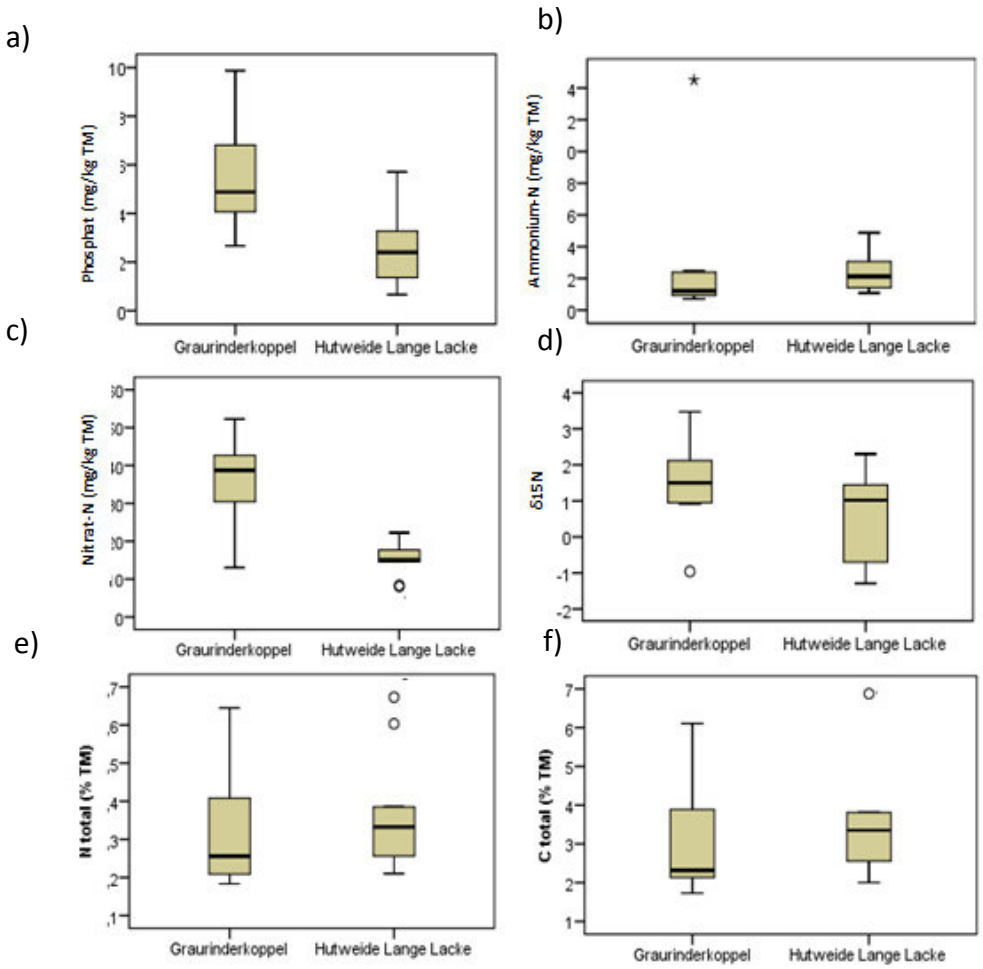


Abbildung 21: Vergleich der Boden-Nährstoffe im Habitat Trockenrasen zwischen Graurinderkoppel und Hutweide Lange Lacke. a) Phosphat b) Ammonium-N c) Nitrat-N d) δ^{15}N e) Gesamtstickstoff in % f) Organischer C in %.

Der ShapiroTest ergibt, dass Phosphat, Nitrat-N und δ^{15}N normalverteilt sind, sodass für den Vergleich der Mittelwerte der T-Test durchgeführt werden kann. Im Falle von Ammonium-N und des Gesamtstickstoffes kann der Mann-Whitney-Test für nicht normalverteilte Daten angewendet werden. Wie auch bei Trockenrasen, sind die Phosphat-Gehalte im Salzsumpf-Habitat beider Weide-Systeme mit einem p=0,006 für homogene Varianzen signifikant unterschiedlich. Mit einem Mittelwert von 2,52 mg/kg TM liegen die Werte für die Hutweide

Lange Lacke um 54 % unter denen für die Graurinderkoppel. Ein weiterer signifikanter Unterschied in den Mittelwerten ist beim Nitrat-N zu beobachten. Mit einem p-Wert von 0,001 für homogene Varianzen sind diese Ergebnisse hoch signifikant. Die Graurinderkoppel liegt mit einem Mittelwert von 35,15 mg/kg TM 2,35-fach so hoch wie die Hutweide. Keine signifikanten Unterschiede sind beim Ammonium-N, beim $\delta^{15}N$ und beim Gesamtstickstoff zu erkennen. Bis auf Gesamt-Stickstoff und organischen Kohlenstoff liegen auch hier die Mittelwerte für die Graurinderkoppel über den Mittelwerten für die Hutweide. Wie im Falle der Trockenrasen liegt das C/N-Verhältnis der Hutweide mit 9,76 über dem mit 9,57 der Graurinderkoppel.

4.3 Vegetationsanalysen

4.3.1 Stickstoffzeigerwert-Analyse

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen mit den Ellenberg'schen Stickstoffzeigerwerten verknüpft. Ein spezielles Augenmerk wird dabei auf jene Arten gelegt, die in ihrer Deckung das spezifische Muster der Zeigerwertverläufe ausmachen. Je nach Anteil von Pflanzenarten mit unterschiedlichen N-Kennzahlen an den einzelnen Standorten, inbesondere in Stallnähe, könnten sich Hinweise über allenfalls schon eingetretene Eutrophierungseffekte ergeben.

4.3.1.1 Hutweide Lange Lacke

Trockenrasen

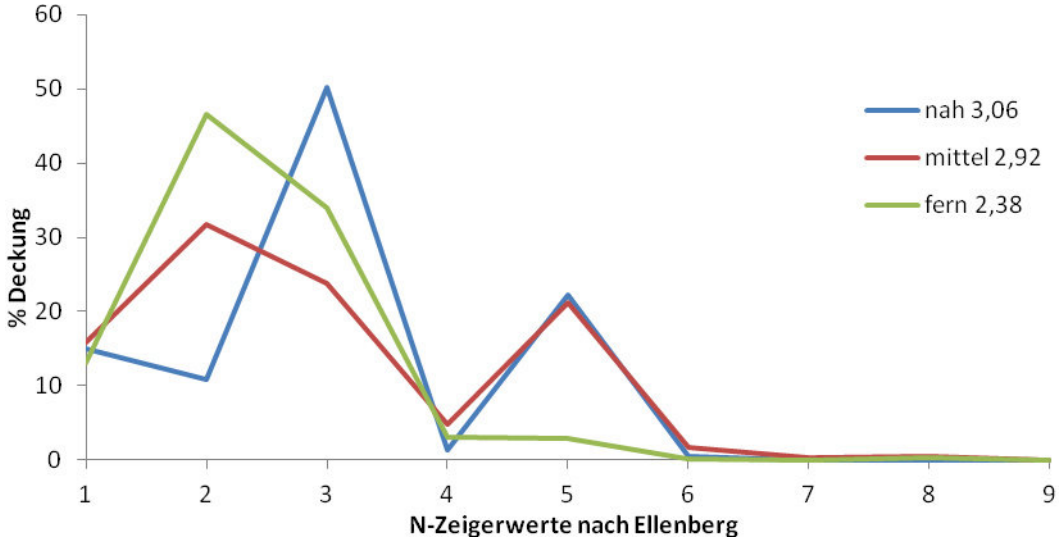


Abbildung 22: Vergleich Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Trockenrasen innerhalb der Hutweide Lange Lacke. In der Legende sind die Mittelwerte der Stickstoffzeigerwerte angegeben. weitereErläuterungen im Text

In der Abb. 22 sind die Ergebnisse der N-Zeigerwert-Analyse der Trockenrasen innerhalb der Hutweide Lange Lacke dargestellt. Zu jedem Zeigerwert kann ein Deckungswert abgelesen werden. So bedeutet zum Beispiel der Deckungswert von 10 % beim Zeigerwert 2, daß die Summe der Deckungen aller Arten mit einem Zeigerwert von 2 eine Gesamtdeckung von 10 % einnehmen. Allgemein betrachtet sind die Mittelwerte der Zeigerwerte in den Trockenrasen im Vergleich zu den anderen Habitaten am niedrigsten. Arten mit einem Zeigerwert über 5 sind nur mit geringer Deckung anzutreffen. Zu diesen Arten gehören zum Beispiel *Elymus repens* und *Lolium perenne* mit N-Zeigerwerten von 8 bzw. 7. Auch Arten mit einem Zeigerwert von 6, also Arten, die ebenfalls schon etwas höheren Stickstoffbedarf anzeigen, sind nur in einer geringen Deckung und in geringen Artenzahlen vertreten. Der berechnete durchschnittliche Zeigerwert für die Arten an den 3 Standorten zeigt einen Anstieg von den stallfernen zu den stallnahen Probeflächen (nah: 3,06 > mittel: 2,92 > fern: 2,38). Die Gesamtdeckung der Pflanzenarten mit einem Zeigerwert von 5 ist auf den stallfernen Flächen deutlich niedrieger als auf den nahen und mittleren Flächen. Hierfür sind hauptsächlich die beiden Arten *Dactylis glomerata* und *Cynodon dactylon* verantwortlich. Vor allem letztere Art nimmt mit der Deckung zur Stallnähe deutlich zu. Unterschiede zwischen den Standorten sind noch bei Arten mit einem Zeigerwert von 2 und 3 zu beobachten.

Während Arten mit Zeigerwert 3 in stallnahen Aufnahmen noch die höchsten Deckungen erreichen, ist die Situation beim Zeigerwert 2 umgekehrt. *Festuca pseudovina* mit einem Zeigerwert von 3 ist aufgrund der höheren Deckungen hauptsächlich für den Peak der stallnahen Standorte verantwortlich. Weitere Arten mit allerdings nur geringfügig zunehmender Deckung in Stallnähe sind *Plantago media, Eryngium campestre* und *Bromus hordeaceus*. Arten, die hingegen in Stallnähe abnehmen, sind *Ononis spinosa*, *Galium verum* und *Fragaria viridis*. Zeigerwert 2 umfasst Magerkeitszeiger wie *Festuca rupicola, Koeleria macrantha* und *Briza media*, die mit zunehmender Entfernung zum Stall zunehmen.

Feuchtwiese

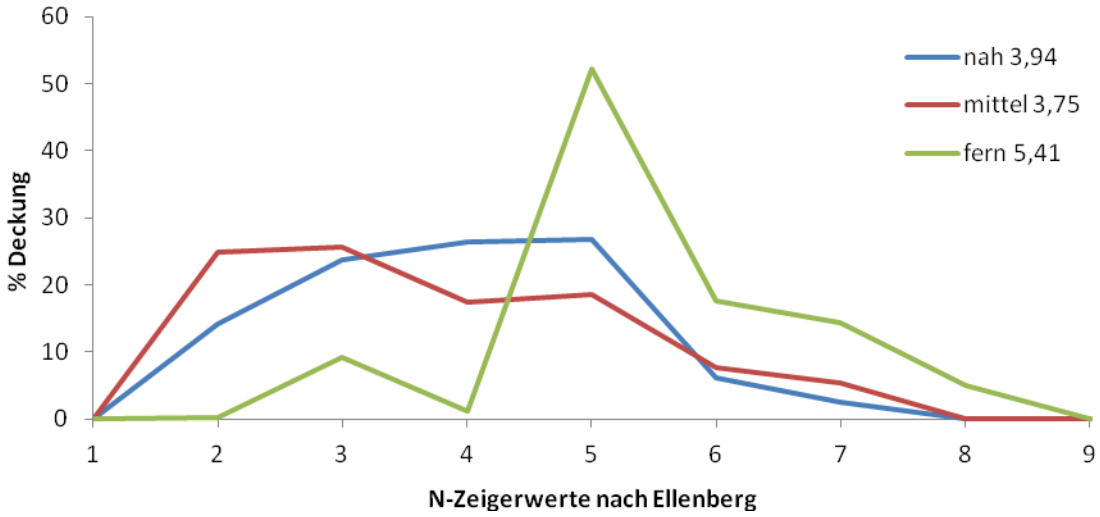


Abbildung 23: Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Feuchtwiese innerhalb der Hutweide Lange Lacke. In der Legende sind die Mittelwerte der Stickstoffzeigerwerte angegeben.

Die Stickstoffzeigerwert-Analyse für Feuchtwiesen im Bereich Hutweide Lange Lacke ergibt ein deutlich anderes Bild als für Trockenrasen. Hier kann kein Anstieg des Mittelwertes zum Stall hin beobachtet werden, sondern - ganz im Gegenteil - die stallfernen Vegetationsaufnahmen liegen mit einem Mittelwert von 5,41 deutlich über den beiden anderen Standorten. Auffällig sind die hohen Deckungen der Arten mit Zeigerwerten zwischen 5 und 8: *Phragmites australis* (N:7) nimmt deutlich in Stallferne zu und trägt hauptsächlich zum Unterschied zu den nahen und mittleren Standorten bei. Ganz ähnlich verhält sich *Calamagrostis epigejos* (N:6) mit einer Deckung von 18 % in Stallferne im Vergleich zu 0,3 % in Stallnähe. Der Unterschied in der Summe der Deckungen von Arten mit

Zeigerwert 5 ist hauptsächlich auf *Carex riparia, Cirsium canum* und *Pulicaria dysenterica* zurückzuführen, die allesamt höhere Deckungen in Stallferne aufweisen. Die Verteilung der Arten mit Zeigerwert 4 ist in Stallnähe und mittlerer Entfernung ähnlich. Den Hauptanteil der Deckung machen die Arten *Carex flacca* und *Serratula tinctoria* aus, welche an den stallfernen Standorten gar nicht vorkommen. Der Unterschied beim Zeigerwert 3 bzw. 2 ist durch die Art *Deschampsia cespitosa* bzw. *Molinia caerulea* zu erklären. Arten, die sich Stickstoff-indifferent verhalten und somit in der Abbildung nicht vertreten sind, sind *Carex distans* und *Lotus maritimus*. Auffällig ist besonders der deutliche Anstieg der Deckung von *Carex distans* von 4 % in Stallnähe hingegen 26 % in Stallferne .

Salzsteppe

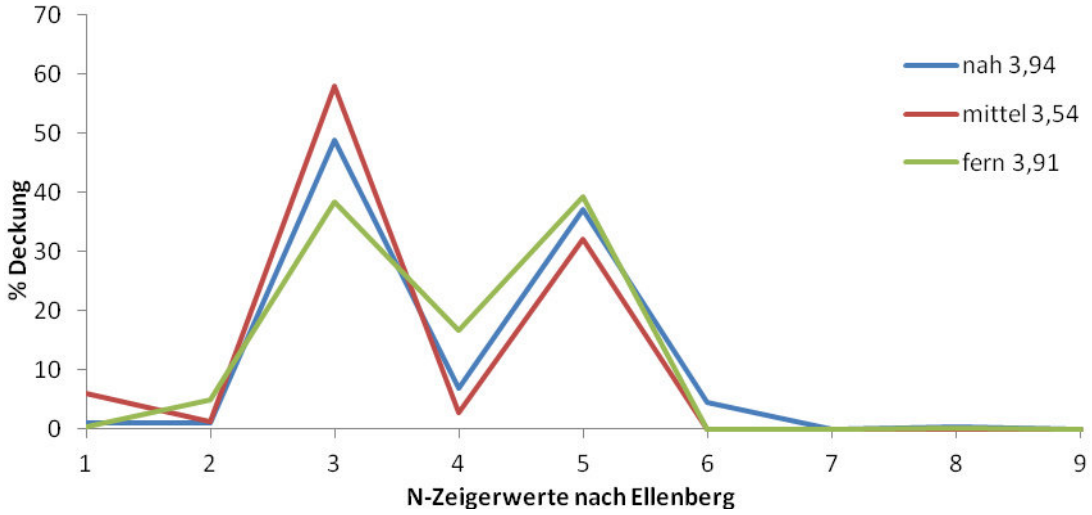


Abbildung 24: Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Salzsteppe innerhalb der Hutweide Lange Lacke. In der Legende sind die Mittelwerte der Stickstoffzeigerwerte angegeben.

Wie in Abb. 24 erkennbar, ist die Verteilung von Pflanzenarten mit unterschiedlichen N-Zeigerwerten an den 3 Standorten sehr ähnlich. Weder ein Anstieg noch ein Abfall des durchschnittlichen Stickstoffzeigerwerts ist zu erkennen. Keine der in der Salzsteppe vorkommenden Arten zeigt deutliche Veränderungen in der Deckung im Sinne eines Gradienten. Für die beiden Peaks bei den Zeigerwerten 5 bzw. 3 sind vor allem die Arten *Artemisia santonicum* und *Plantago maritima* bzw. *Festuca pseudovina* verantwortlich. Sonstige für die Salzsteppe charakteristische Arten wie *Puccinelia peisonis* oder *Lepidium cartilagineum* sind zwar durchwegs vorhanden, haben aber wegen ihrer geringen Deckung nur wenig Einfluss auf den Werteverlauf in der Abb. 24.

Salzsumpf

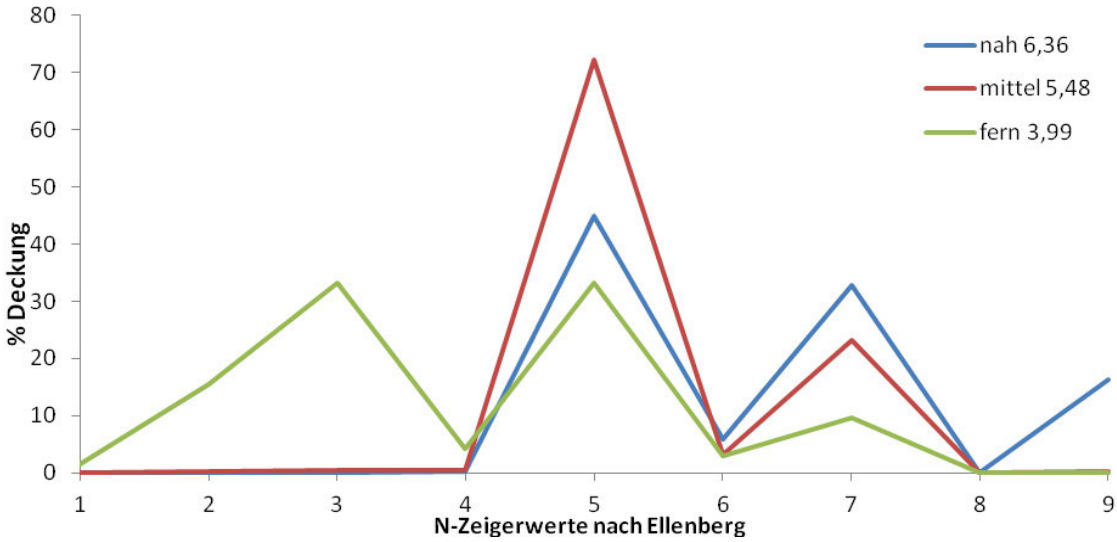


Abbildung 25: Stickstoffzeigerwert-Analyse für das Habitat Salzsumpf innerhalb der Hutweide Lange Lacke. In der Legende sind die Mittelwerte der Stickstoffzeigerwerte angegeben.

Wie auch im Trockenrasen steigen die Mittelwerte der Stickstoffzeigerwerte (Abb. 25) zum Stall hin an (nah: 6,36 > mittel: 5,48 > nah: 3,99). Für Arten mit Zeigerwert 7 ist die Summe der Deckung in Stallnähe höher als in zunehmender Entfernung vom Stall. Die beiden Arten *Bolboschoenus maritimus* und *Phragmites australis* nehmen zum Stall hin deutlich zu. Bei Zeigerwert-5-Arten sind es vor allem *Agrostis stolonifera* und *Juncus geradii*, die die Unterschiede zwischen den Standorten bedingen. Beide Arten sind im Nahbereich des Stalles mit deutlich höherer Deckung vertreten als in Stallferne. Arten mit den Zeigerwerten 2 und 3 kommen nur in Stallferne vor. Bei genauerer Betrachtung der Artenzusammensetzung (siehe Anhang) fällt auf, dass es vor allem Arten sind, die trockenere Bedingungen anzeigen. Dies deutet darauf hin, dass die Probeflächen in Stallferne nicht einem Salzsumpf entsprechen, sondern eher einen Übergang vom Salzsumpf zu Trockenrasen darstellen. Trockenrasenarten sind hier: *Centaurea jacea susp angustifolia*, *Achillea millefolium* agg. oder *Plantago lanceolata.*

4.3.1.2 Vergleich der N-Zeigerwert-Analyse von Hutweide und Graurinderkoppel

Trockenrasen

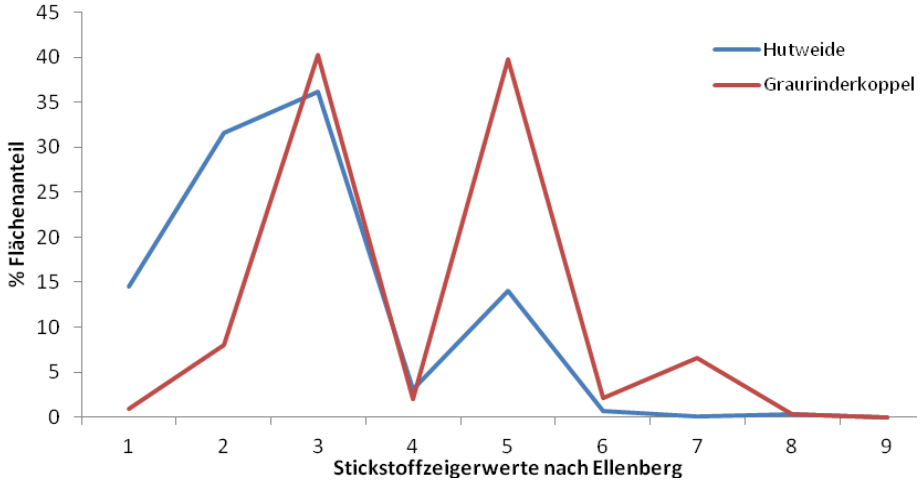


Abbildung 26: Vergleich Stickstoffzeigerwerte für das Habitat Trockenrasen zwischen der Hutweide Lange Lacke und der Graurinderkoppel.

Das Verteilungsmuster der Trockenrasen-Arten mit unterschiedlichen N-Zeigerwerten in der Graurinderkoppel und Hutweide zeigt deutliche Unterschiede (siehe Abb. 26). Mit einem Durchschnittswert von 4,06 liegen die N-Zeigerwerte in der Graurinderkoppel deutlich über jenem der Hutweide (2,76). Arten mit Zeigerwerten von 5 und 7 sind in der graurinder viel stärker vertzrweten als in der hutweide. dies betrifft vor allem Arten wie *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* und *Cynodon dactylon*. Auch bezüglich Zeigerwert 3 sind es vor allem tritt- und weidezeigende Arten wie *Festuca pseudovina, Ononis spinosa, Eryngium campestre* und *Plantago media*, die in der Koppel höhere Deckungen aufweisen. Arten mit einem Zeigerwert von 1 und 2 sind hauptsächlich in der Hutweide mit höheren Deckungen vertreten. Arten wie *Potentilla arenaria, Briza media, Centaurea jacea susp. angustifolia, Koeleria macrantha* und *Festuca rupicola* sind zwar in beiden Weidesystemen anzutreffen, weisen aber höhere Deckungen in der Hutweide auf.

Salzsumpf

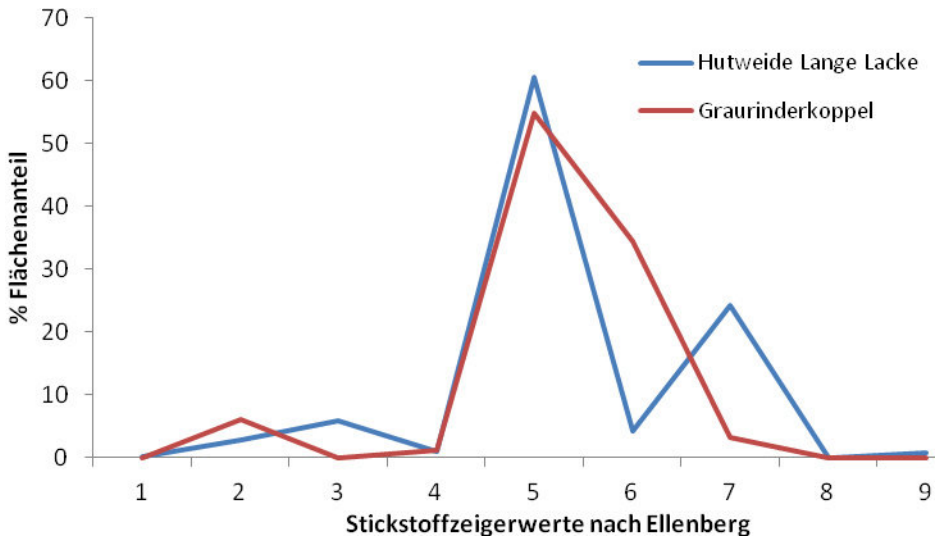


Abbildung 27: Vergleich Stickstoffzeigerwerte für das Habitat Salzsumpf zwischen der Hutweide Lange Lacke und der Graurinderkoppel.

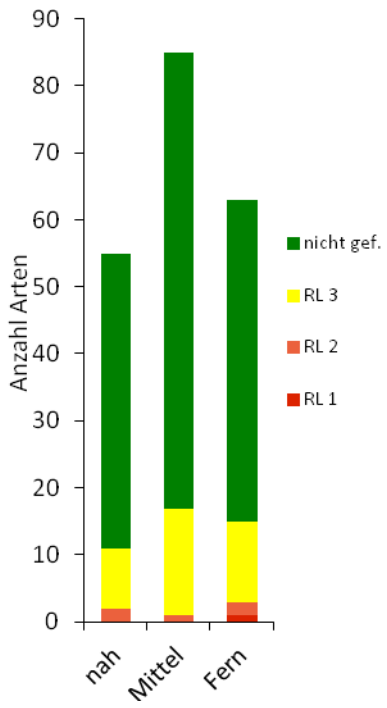
Das Verteilungsmuster der Salzsumpf-Arten in der Graurinderkoppel und auf der Hutweide ist auf den ersten Blick ähnlich (Abb. 27). Auch die Mittelwerte von 5,33 für Hutweide und von 5,21 für die Koppel unterscheiden sich nur geringfügig. Der große Unterschied bei den Zeigerwert-7-Arten ist aufgrund der höheren Deckung von *Phragmites australis* und *Bolboschoenus maritimus* in der Hutweide zu erklären, für die Abweichung der Kurve bei Zeigerwert 6 ist die hohe Deckung von *Juncus maritimus* in der Graurinderkoppel verantwortlich. Auffällig ist, dass diese bemerkenswerte und offenbar durch Beweidung stark geförderte Art in den Aufnahmen der Hutweide nicht vorkommt. Die beiden Arten *Agrostis stolonifera* und *Juncus gerardii* mit N-Zeigerwert 5 haben in beiden Weidesystemen den größten Anteil an der Deckung.

4.3.2 Rote Liste und Artenanalyse

4.3.2.1 Hutweide – Lange Lacke

Trockenrasen

a)



b)

Trockensasen	Nah	Mittel	Fern
Silene viscosa	0.03		
Linum austriacum	0.07	0.3	
Medicago minima	0.03	0.75	
Lotus maritimus	0.2	0.15	
Carex distans		0.75	
Petrorhagia saxifraga		0.75	
Rhinanthus serotinus		0.75	
Euphorbia seguieriana		0.75	
Ranunculus polyanthemos		0.03	
Astragalus austriacus		0.13	
Lotus tenuis		0.25	
Veronica spicata		0.88	0.03
Luzula pallescens auct.			0.03
Iris pumila			0.03
Artemisia santonicum			0.2
Trinia glauca			0.2
Aster linosyris			0.17
Globularia punctata			0.17
Trifolium ochroleucon			0.03
Prunella laciniata	0.17		0.03
Thymus kosteleckyanus	2.17	1.65	0.2
Plantago maritima	0.2	0.25	0.33
Veronica prostrata	0.37	1	0.17
Thesium linophyllon	0.17	0.50	0.2
Filipendula vulgaris	0.17	0.38	11.33
Selinum carvifolia	0.17	0.13	0.37

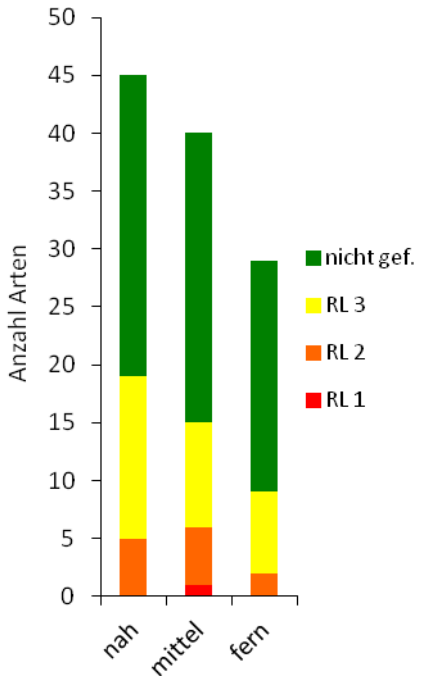
Abbildung 28: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Trockenrasen innerhalb der Hutweide Lange Lacke. a) Anzahl Arten nach Gefährdungsstatus b) Tabelle mit Rote Liste - Arten und Deckung. Grau-hinterlegte Arten haben ihre Schwerpunkt in einem anderen Habitat.

In Abb. 28a) sind die Gesamtartenzahlen der Trockenrasen, aufgeschlüsselt nach ihrem burgenländischen Rote Liste-Status, in der Hutweide abgebildet. In Abb. 28b) sind gefährdete Arten mit ihrer durchschnittlichen Deckung aufgelistet. Mit einer Gesamtartenzahl von 106 Arten stellen die Trockenrasen die artenreichsten aufgenommenen Habitate dar. 26 Arten, entsprechend 24,5 % aller gefundenen Arten, stehen auf der Roten Liste Burgenland. Abgesehen von *Filipendula vulgaris* auf den stallfernen Standorten haben die Rote Liste-Arten nur eine geringe Deckung und kommen großteils nur vereinzelt vor. Zu den vom Aussterben betrohten Arten zählt *Luzula pallescens*, welche nur einmal in Bereich der Götschlacke nachgewiesen werden konnte. Stark gefährdete Arten sind *Iris pumila* und *Silene viscosa*, welche ebenfalls nur einmal in den Aufnahmeflächen gefunden wurden. Nur *Thymus kosteleckyanus,* als stark gefährdete Art, ist in den Trockenrasen häufiger vertreten und zugleich die einzige bedrohte Art, die in ihrer durchschnittlichen Deckung zum Stall hin

zunimmt. Die zuvor erwähnte *Filipendula vulgaris* ist hingegen die einzige Art, die in ihrer Deckung mit steigender Entfernung deutlich zunimmt. Auffällig ist, dass nur 6 von den insgesamt 26 Arten in jeder Aufnahme vorkommen, die übrigen 20 Arten jedoch entweder nur an einem oder an zwei Standorten anzutreffen waren. Arten wie *Lotus maritimus, Carex distans* und *Artemisia santonicum* sind als eingestreute Arten zu betrachten und haben ihren Schwerpunkt in einem anderen aufgenommenen Habitat.

Feuchtwiese:

a)



b)

Feuchtwiese	nah	mittel	fern
Ranunculus polyanthemophyllus	0.1		
Trifolium fragiferum	0.2		
Carex otrubae	0.6		
Juncus gerardii	3.1		
Schoenus nigricans	0.1	0.12	
Scorzonera parviflora	0.1	0.62	
Carex divisa	0.6	1.2	
Schoenoplectus tabernaemontani	0.7	0.02	
Ranunculus polyanthemos	0.1	0.04	
Achillea aspleniifolia	0.2	0.4	
Eleocharis uniglumis	0.7	0.1	
Triglochin maritimum	3.1	0.12	
Schoenoplectus pungens		0.1	
Cladium mariscus		0.2	
Selinum carvifolia		0.02	
Centaurium littorale		0.04	
Plantago maritima		0.1	
Cirsium brachycephalum		0.1	0.17
Aster linosyris			0.17
Bolboschoenus maritimus	0.1		0.03
Lotus tenuis	0.2	0.02	0.5
Mentha aquatica	0.2	0.2	1.33
Lotus maritimus	1.32	2	1.33
Inula britannica	0.1	0.22	7.17
Pulicaria dysenterica	4.9	2.5	7.17
Carex distans	4.4	9.4	26.17

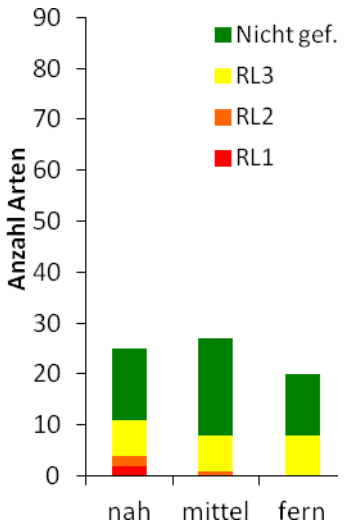
Abbildung 29: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Feuchtwiese innerhalb der Hutweide Lange Lacke. a) Anzahl Arten nach Gefährdungsstatus b) Tabelle mit Rote Liste - Arten und Deckung. Grau-hinterlegte Arten haben ihre Schwerpunkt in einem anderen Habitat.

Mit einer Gesamtartenzahl von 73 Arten stellen die Feuchtwiesen ebenfalls ein artenreiches Habitat dar. 27 Arten, entsprechend 36,9 %, können auf der Roten Liste für das Burgenland gefunden werden. Sowohl die Artenzahlen (nah: 45 > mittel: 40> fern: 29) als auch die Anzahl an gefährdeten Arten (nah:19 > mittel: 15> fern: 9) nehmen mit steigender Entfernung zum Stall ab. Die vom Austerben bedrohte Art *Schoenoplectus pungens* konnte nur einmal in den Aufnahmen nachgewiesen werden. Die stark gefährdeten Arten *Juncus maritimus, Schoenus nigricans, Scorzonera parviflora* und *Bolboschoenus maritimus,* deren Vorkommen auf einen

Salzeinfluss in den boden hindeutet, konnten ebenfalls nur vereinzelt nachgewiesen werden. Dasselbe gilt für die bedrohten Arten *Triglochin maritimum, Lotus maritimus* und *Carex distans*, die sogar ihren Schwerpunkt in den aufgenommenen Feuchtwiesen haben. Wie in den Trockenrasen kommen nur wenige bedrohte Arten auf flächen in allen drei Entfernungen zum Stall vor. Auffällig ist, dass all diese Arten im Vergleich zu den stallnahen Aufnahmen auf stallfernen Flächen höhere Deckungen aufweisen.

Salzsteppe:

a)



b)

Salzsteppe	nah	mittel	fern
Plantago tenuiflora	0.03		
Camphorosma annua	1		
Prunella laciniata	0.03		
Veronica prostrata	0.17		
Bupleurum tenuissimum	0.17	1.5	
Lotus tenuis	1.17	0.25	
Lotus maritimus		0.25	
Lepidium cartilagineum		1.55	1
Aster linosyris			2.03
Allium sphaerocephalon			1
Veronica spicata			0.17
Carex stenophylla	1	0.25	5.17
Plantago maritima	2	15.5	11.33
Puccinellia peisonis	5.17	1.75	12.67
Artemisia santonicum	38	26.75	30.5

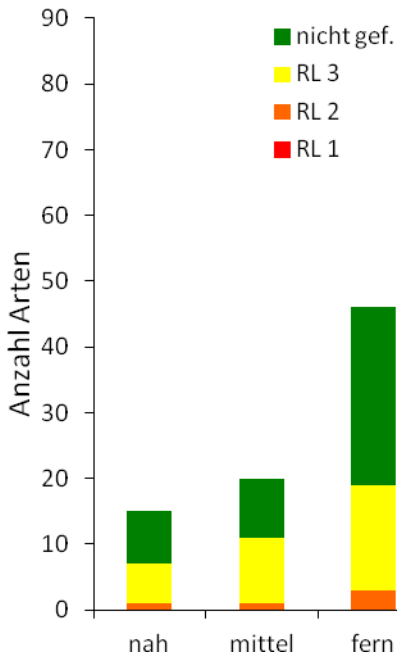
Abbildung 30: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Salzsteppe innerhalb der Hutweide Lange Lacke. a) Anzahl Arten nach Gefährdungsstatus b) Tabelle mit Rote Liste - Arten und Deckung. Grau-hinterlegte Arten haben ihre Schwerpunkt in einem anderen Habitat.

Im Vergleich zu den Trockenrasen und Feuchtwiesen weist die Salzsteppe mit einer Gesamtartenzahl von 46 Arten eine geringere Artendiversität auf. Mit 15 Rote Liste-Arten sind die Salzsteppen dennoch mit einem hohen Anteil an bedrohten Arten vertreten. Weder ein Anstieg noch eine Abnahme der Artenzahlen konnte in den Aufnahmen festgestellt werden. Zu den vom Aussterben betdrohten Arten zählen *Plantago tenuiflora* und *Camphorosma annua*, die nur in Stallnähe gefunden wurden und in diesem Bereich sogar häufig anzutreffen sind. Auch die stark gefährdete Art *Bupleurum tenuissimum* konnte nur vereinzelt nachgewiesen werden. Von den folgenden vier bedrohten Arten, die in allen Entfernungen zum Stall angetroffen wurden, sind die durchschnittlichen Deckungen von 3 dieser Arten auf stallfernen Flächen jeweils am höchsten. Diese Arten sind *Carex stenophylla, Plantago maritima*, *Puccinellia peisonis* und *Artemisia santonicum.* Letztere, die als Leitart der „Wermut-Salzsteppen“ gilt, kommt in allen Entfernungen mit hoher durchschnittlicher

Deckung vor. Arten, die nicht ihren Schwerpunkt in den Salzsteppenaufnahmen haben, wie *Prunella laciniata, Veronica prostrata* und *Veronica spicata*, sind eingestreute Arten aus den benachbarten Trockenrasen.

Salzsumpf:

a)



b)

Salzsumpf	nah	mittel	fern
Schoenoplectus tabernaemontani	5.33	0.17	
Carex otrubae		0.03	
Triglochin maritimum		0.2	
Atriplex prostrata		0.17	
Carex distans		13.67	0.03
Inula britannica		0.17	4.15
Trifolium fragiferum		0.03	0.13
Leontodon saxatilis			0.13
Taraxacum bessarabicum			0.50
Prunella laciniata			0.13
Centaurium littorale			0.03
Ranunculus sardous			0.03
Ranunculus polyanthemos			0.03
Filipendula vulgaris			0.03
Carex stenophylla			0.05
Aster linosyris			0.15
Eleocharis uniglumis	1.00		0.13
Plantago maritima	0.17		1.13
Mentha aquatica	0.17		0.38
Bolboschoenus maritimus	23.00	6.33	0.13
Lotus tenuis	0.17	0.37	1.13
Juncus gerardii	23.00	51.33	14.25
Aster tripolium	1.00	2.00	0.13

Abbildung 31: Verteilung Rote Liste Arten im Habitat Salzsumpf innerhalb der Hutweide Lange Lacke. a) Anzahl Arten nach Gefährdungsstatus b) Tabelle mit Rote Liste Arten und Deckung. Grau hinterlegte Arten haben ihre Schwerpunkt in einem anderen Habitat.

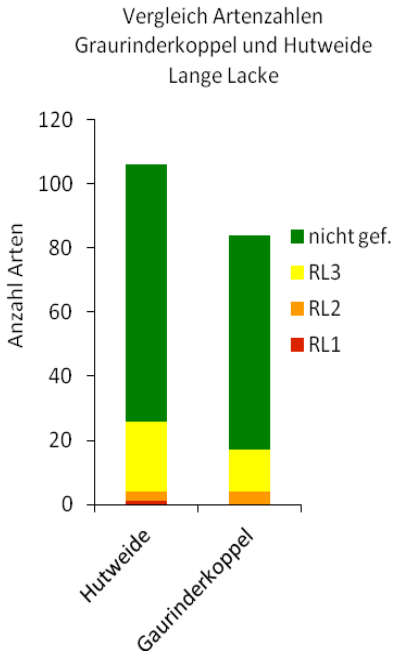
Mit insgesamt 56 Arten sind die aufgenommenen Salzsümpfe auf den ersten Blick für einen Salzstandort eher artenreich. In der Abb. 31b fällt die höhere Artenzahl in den stallfernen Aufnahmen auf. Bei genauerer Betrachtung der Artenzusammensetzung, vor allem bezüglich der nicht bedrohten Arten (siehe Anhang), fällt auf, dass ein Großteil, wie zum Beispiel *Dactylis glomerata, Hieracium bauhinii, Festuca pseudovina*, oder *Fragaria viridis,* ihren ökologischen Schwerpunkt in trockeneren Habitaten haben. Typische Salzsumpfarten, wie *Juncus geradii, Aster tripolium* und *Bolboschoenus maritimus* sind hier ebenfalls vertreten. Mit 41 % Rote Liste-Arten sind die Salzsümpfe die Standorte mit dem höchsten Anteil an gefährdeten Arten. Die beiden vom Aussterben bedrohten Arten *Leontodon saxatilis* und *Taraxacum bessarabicum* konnten im Bereich der Langen Lacke nur vereinzelt beobachtet werden. Beide Arten konnten hingegen in der Graurinderkoppel deutlich öfter aufgenommen werden. Sowohl die Gesamtartenzahl als auch die Anzahl an Rote Liste-Arten zeigen eine Zunahme in Richtung Stallferne. Außer *Bolboschoenus maritimus*, welcher in Stallnähe in der

Deckung deutlich zunimmt, zeigt keine der gefährdeten Arten einen tendenziellen An- oder Abstieg. *Juncus gerardii* erreicht mit 51 % Deckung im mittleren Bereich seine höchste Deckung.

4.3.2.2 Vergleich Hutweide mit Graurinderkoppel

Trockenrasen:

a)



b)

Arten	LL	GR
Luzula pallescens auct.	0.01	
Silene viscosa	0.01	
Iris pumila	0.01	
Trifolium ochroleucon	0.01	
Astragalus austriacus	0.05	
Aster linosyris	0.05	
Globularia punctata	0.05	
Trinia glauca	0.06	
Artemisia santonicum	0.06	
Selinum carvifolia	0.21	
Rhinanthus serotinus	0.3	
Euphorbia seguieriana	0.3	
Thesium linophyllon	0.31	
Medicago minima	0.31	
Veronica spicata	0.36	
Veronica prostrata	0.56	
Filipendula vulgaris	3.6	
Taraxacum bessarabicum		0.1
Carex supina		0.3
Leontodon saxatilis		0.65
Trifolium fragiferum		0.71
Thesium ramosum		0.01
Potentilla inclinata		0.05
Silene otites		0.15
Carex liparocarpos		0.35
Thymus kosteleckyanus	1.37	0.47
Petrorhagia saxifraga	0.3	0.01
Prunella laciniata	0.06	0.03
Lotus maritimus	0.12	0.26
Plantago maritima	0.26	0.05
Ranunculus polyanthemos	0.01	0.1
Linum austriacum	0.14	0.1
Lotus tenuis	0.1	0.4
Carex distans	0.3	3.8

c)

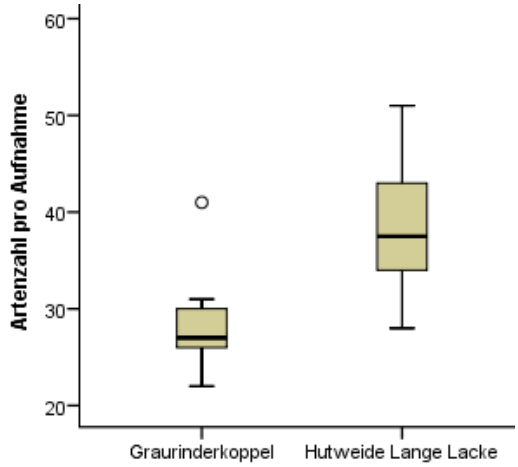


Abbildung 32 Vergleich zwischen Hutweide Lange Lacke und Graurinderkoppel für das Habitat Trockenrasen. a) Verteilung der Arten nach Gefährdungsstatus b) Rote Liste – Arten und Deckung c) Artenzahlen pro Aufnahme

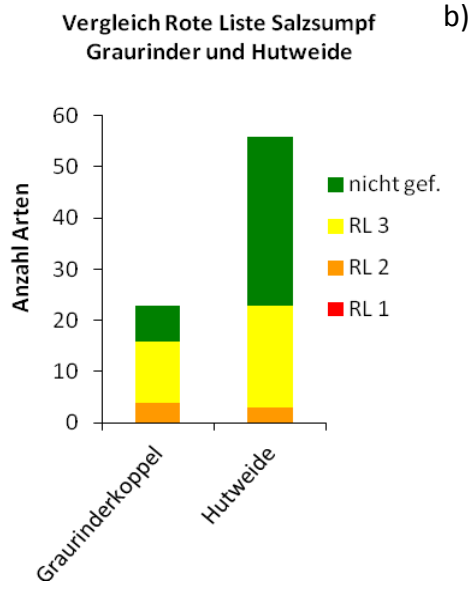
.

Der Vergleich der mittleren Artenzahlen pro Aufnahme auf den Trockenrasen zwischen den beiden Weidesystemen zeigt einen signifikanten (p=0,002) Unterschied. Mit einem Mittelwert von 38,5 Arten pro Aufnahme liegen die Trockenrasen der Hutweide deutlich über

jenem der Graurinderkoppel, in der durchschnittlich 28,5 Arten pro Aufnahme gefunden wurden. Auch die Gesamtartenzahl ist mit 106 im Vergleich zu 84 Arten in der Hutweide höher. Von den 26 Rote Liste-Arten der Hutweide konnten nur 9 Arten in der Graurinderkoppel nachgewiesen werden. Zu diesen Arten zählen zum Beispiel *Thymus kosteleckyanus, Petrorhagia saxifraga* und *Prunella laciniata.* 17 Arten konnten nur in den Trockenrasen der Langen Lacke gefunden werden. Darunter fallen die selten anzutreffenden Arten *Luzula pallescens, Trifolium ochroleucon* oder *Trinia glauca.*

Salzsumpf:

a)



b)

Arten	LL	GR
Leontodon saxatilis	0.05	
Taraxacum bessarabicum	0.2	
Carex otrubae	0.01	
Centaurium littorale	0.01	
Ranunculus sardous	0.01	
Ranunculus polyanthemos	0.01	
Filipendula vulgaris	0.01	
Carex stenophylla	0.02	
Atriplex prostrata	0.05	
Prunella laciniata	0.05	
Trifolium fragiferum	0.06	
Aster linosyris	0.06	
Mentha aquatica	0.2	
Inula britannica	1.71	
Schoenus nigricans		0.01
Scorzonera parviflora		0.14
Juncus maritimus		9.79
Puccinellia peisonis		0.07
Salicornia prostrata		0.07
Lotus maritimus		0.07
Spergularia maritima		0.16
Bolboschoenus maritimus	8.85	0.71
Eleocharis uniglumis	0.35	0.07
Plantago maritima	0.5	0.07
Lotus tenuis	0.61	0.21
Schoenoplectus tabernaemontani	1.65	0.09
Triglochin maritimum	0.06	3.57
Aster tripolium	0.95	2.64
Carex distans	4.11	21.21
Juncus gerardii	28	10.79

c)

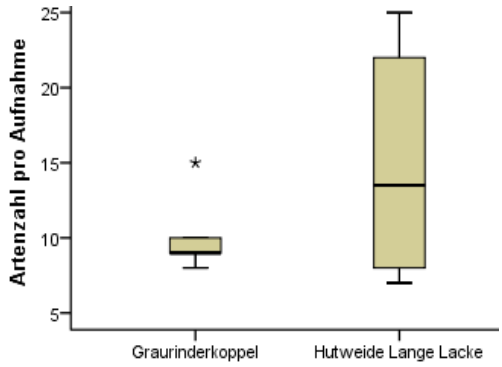


Abbildung 33: Vergleich zwischen Hutweide Lange Lacke und Graurinderkoppel für das Habitat Salzsumpf. a) Verteilung der Arten nach Gefährdungsstatus b) Rote Liste – Arten und Deckung c) Artenzahlen pro Aufnahme.

Zwar ist die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme mit 10 Arten in der Graurinderkoppel niedriger als in der Hutweide mit 15 Arten pro Aufnahme, jedoch ist dieser Unterschied nicht signifikant, da die Schwankungen in den Artenzahlen pro Aufnahme in der Hutweide zu groß

sind. Mit einer Gesamtartenzahl von 56 Arten im Vergleich zu 36 Arten in der Graurinderkoppel ist die Artendiversität der Hutweide auf den ersten Blick deutlich höher. Betrachtet man die Artenzusammensetzung, vor allem bezüglich nicht gefährdeter Arten, so fällt der hohe Anteil an Trockenrasenarten auf stallfernen Flächen der Hutweide auf. In Hinblick auf Rote Liste-Arten finden sich in beiden Weidesystemen die für Salzsumpf-Habitate charakteristischen Arten wie *Bolboschoenus maritimus, Eleocharis uniglumis, Schoenoplectus tabernemontani, Triglochin maritimus* und *Juncus gerardii*. Die seltener vorkommenden Arten *Juncus maritimus* und *Spergularia maritima* konnten in dieser Arbeit nur in der Graurinderkoppel nachgewiesen werden. Deutlich höhere durchschnittliche Deckungen in der Hutweide findet man bei *Bolboschoenus maritimus, Schoenoplectus tabernaemontani* und *Juncus gerardii*, während umgekehrt die Arten *Triglochin maritimum* und *Carex distans* in der Graurinderkoppel mit höheren Deckungen aufgenommen wurden.

4.3.4 Salz und Beweidung

Im folgenden Kapitel wurde untersucht, ob Unterschiede in der Deckung und in der Artenzahl halophiler Arten (bzw. von Arten mit einem Salzzeigerwert nach Ellenberg von über 5) auf Flächen in unterschiedlicher Entfernung vom Stall nachgewiesen werden können. Dabei wurden alle Aufnahmen ungeachtet des Habitats herangezogen. Hintergrund dieser Fragestellung ist ein von Dr. Thomas Wrbka geäußerte Hypothese, nach der intensive Beweidung und die dadurch sich ergebenen größere Zahl an Offenflächen im Boden eine Etablierung der in der Regel konkurenzschwächeren halophilen Arten auch auf schwach salzhältigeren Böden ermöglicht, die in geschlossenen, ungestörteren Rasen sonst nicht aufkommen könnten.

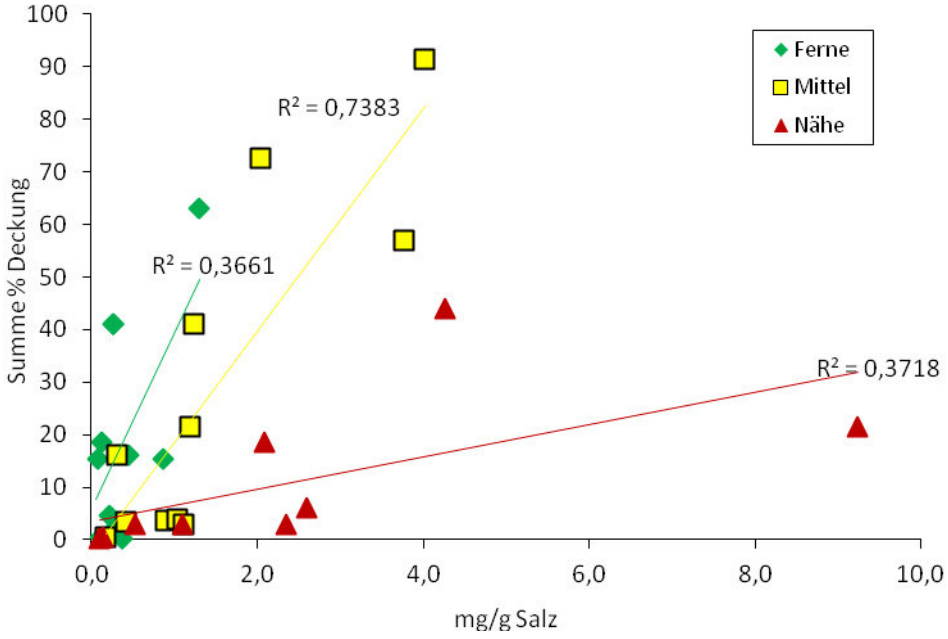


Abbildung 34: Gesamtdeckung der halophilen Arten (mit Ellenbergschen Zeigerwerten zwischen 5 und 9) mit steigendem Bodensalzgehalt mit Trendlinie und Bestimmtheitsmaß; jedes Symbol entspricht einer Aufnahme.

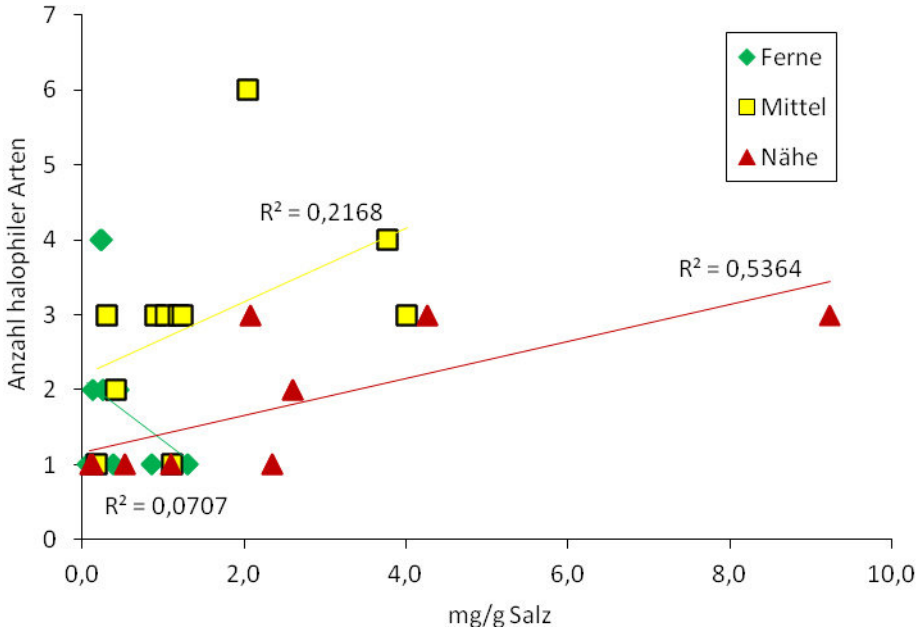


Abbildung 35: Summe halophiler Arten (mit Ellenbergschen Zeigerwerten zwischen 5 und 9) mit steigendem Bodensalzgehalt mit Trendlinie und Bestimmtheitsmaß; jedes Symbol entspricht einer Aufnahme.

Abbildung 34 zeigt folgendes Bild: Tendenziell steigt die Summe der Deckungen der Halophyten unabhängig von der Entfernungen der Untersuchungsflächen zum Stall mit

steigendem Bodensalzgehalt (Abb. 34). Statistisch ist dies allerdings nicht nachweisbar, wie das Bestimmtheitsmaß der lineraren Trendlinien (R^2<0,95) zeigt. Dabei scheint die Gesamtdeckung mit zunehmender Entfernung zum Stall anzusteigen, insbesondere im mittleren Bereich. Diese Beobachtung lässt sich aber auf Basis des vorliegenden Datensatz nur bedingt verallgemeinern, da die stallfernen Aufnahmen (allesamt in der „Götschpuszta“) Flächen mit geringeren Bodensalzgehalten betreffen. Betrachtet man die Zahl der halophilen Arten bei steigendem Bodensalzgehalt der Aufnahmeflächen (Abb. 35), so zeichnen sich wie bzgl. der Gesamtdeckung (Abb. 34) ebenfalls nur Tendenzen ab, jedoch keine statistisch fassbaren Korrelationen: Außer bei den stallfernen Aufnahmen, bei denen die Artenzahlen mit steigendem Salzgehalt sogar sinken, scheint die Anzahl an Halophyten mit steigendem Salzgehalt gefördert zu werden. Auffallend ist dabei, dass die Artenzahlen der Halophyten im mittleren Bereich der Koppel stets über jenen in Stallnähe liegen.

Bei summarischer Betrachtung aller halophilen Arten waren, wie die beiden Abb. 34 und 35. zeigen, immerhin noch gewisse Tendenzen erkennbar, doch ist es aufgrund des nur sehr sporadischen Vorkommens der einzelnen Arten nicht möglich, irgendwelche artspezifischen Reaktionsmuster zum Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensität (also unterschiedlicher Stallnähe) auf Vorkommen und Deckung halophiler Arten zu erkennen (siehe dazu auch die Tabellen im Anhang). Hier müssten noch detailliertere Erhebungen an einer sehr viel höheren Zahl an Untersuchungsflächen durchgeführt werden, was den Rahmen der vorliegenden Arbeit jedoch erheblich gesprengt hätte.

Die einzigen Arten, die in den Aufnahmen öfter auftreten, sind *Plantago maritima, Juncus gerardii* und *Carex distans*. Auch hier ist keine Aussage möglich, da wie schon erwähnt, die spannweide der bodensalzgehalte auf nahen und mittleren Flächen zwar ähnlich breit ist jedoch die bodensalzgehalte auf den stallfernen Flächen durchwegs nur gering sind. Einzig bemerkenswert ist das Vorkommen von *Camphorosma annua* und *Plantago tenuiflora*, welche ausnahmslos nur im Bereich des Stalls gefunden werden konnten und zudem vom Aussterben bedrohte Arten sind (siehe 4.4).

4.4 Sonderstandort Pholiurus pannonicus und Plantago tenuiflora

	Puccinellietalia						
	Puccinellion limosae						
	Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonici						
	74	73	77	78	71	72	76
Plantago tenuiflora	1	+	r	1	1	+	2
Pholiurus pannonicus	2	1	.	3	2	2	+
Polygonum aviculare	+	+	.	2	1	1	2
Puccinellia peisonis	2	3	4	1	2	2	.
Plantago maritima	1	.	r	+	.	.	1
Lepidium ruderale	+	.	.	.	+	+	.
Artemisia santonicum	2	4	4	+	r	r	.
*Carex divisa **	1	1	2	.	.	2	+
Mentha pulegium	r	.	.	.	1	+	.
Bromus hordeaceus	+	+	.	.	.	.	.
Festuca pseudovina	.	1	.	.	.	.	.
Juncus gerardii	.	.	+	.	.	.	.
Lepidium cartilagineum	.	.	2	.	.	.	.
Camphorosma annua	.	.	r	.	.	.	.
Aster tripolium	.	.	.	1	.	.	.
Ranunculus sardous	.	.	.	.	+	.	.
Portulaca oleracea	.	.	.	.	+	.	.
Agrostis stolonifera	.	.	.	2	1	.	3
Lotus tenuis	.	.	.	r	+	.	1
Inula britannica	.	.	.	.	+	+	1
Senecio erraticus	.	.	.	.	+	+	.
Lolium perenne	.	.	.	.	1	r	.
Cynodon dactylon	.	.	.	.	.	r	.
Odontites vulgaris	.	.	.	.	.	.	r
Chenopodium glaucum	.	.	.	.	.	.	1
Plantago media	.	.	.	.	.	.	r
Rumex obtusifolius	.	.	.	.	.	.	+

Abbildung 36: Vegetationstabelle der Gesellschaft *Plantagini tenuiflorae – Pholiuretum pannonici*. Gelb hinterlegte Arten sind Kennarten der Assoziation. Rosa hinterlegte Arten sind Kennarten des Verbandes. Grau hinterlegte Arten sind Kennarten der Ordnung.

In unmittelbarer Nähe des Stalles in der Hutweide Lange Lacke stellt die Gesellschaft *Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonici* eine Besonderheit dar, da diese Gesellschaft einerseits sehr selten ist und andererseits in vorliegender Arbeit nur in diesem Bereich nachgewiesen werden konnte. Allgemein betrachtet kommt diese Assoziation sporadisch vor allem in den tieferliegenden Rinnen und Abzugsgräben auf typischen Solonetz-Böden vor, wie von Wendelberger (1950) beschrieben. In den etwas höher gelegenen Stellen ist diese gefährdete Sondergesellschaft mit *Camphorosmetum annuae* und, wie in der

Vegetationstabelle Abb. 36 zu erkennen ist, mit *Artemisietum monogynae* mosaikartig verzahnt. Wie auch in den Fotos (Abb. 37) zu erkennen ist, sind diese Standorte stark vom Betritt der Rinder geprägt und weisen nur eine geringe Gesamtdeckung auf. Die für diese Gesellschaft charakteristischen Arten *Pholiourus pannonicus, Plantago tenuiflora* und *Polygonum aviculare* sind fast immer vorhanden. Die für die Gesellschaft eigentlich definierte dominante Begleitart *Puccinellia limosa* (Mucina et al 1993) konnte in den untersuchten Flächen allerdings nicht nachgewiesen werden. Stattdessen ist *Puccinellia peisonis* die dominante Art in den Vegetationsaufnahmen.

Abbildung 37: Foto von *Plantago tenuiflora* im fruchtenden Zustand mit *Pholiurus pannonicus* im Hintergrund. Photo: Steingruber.

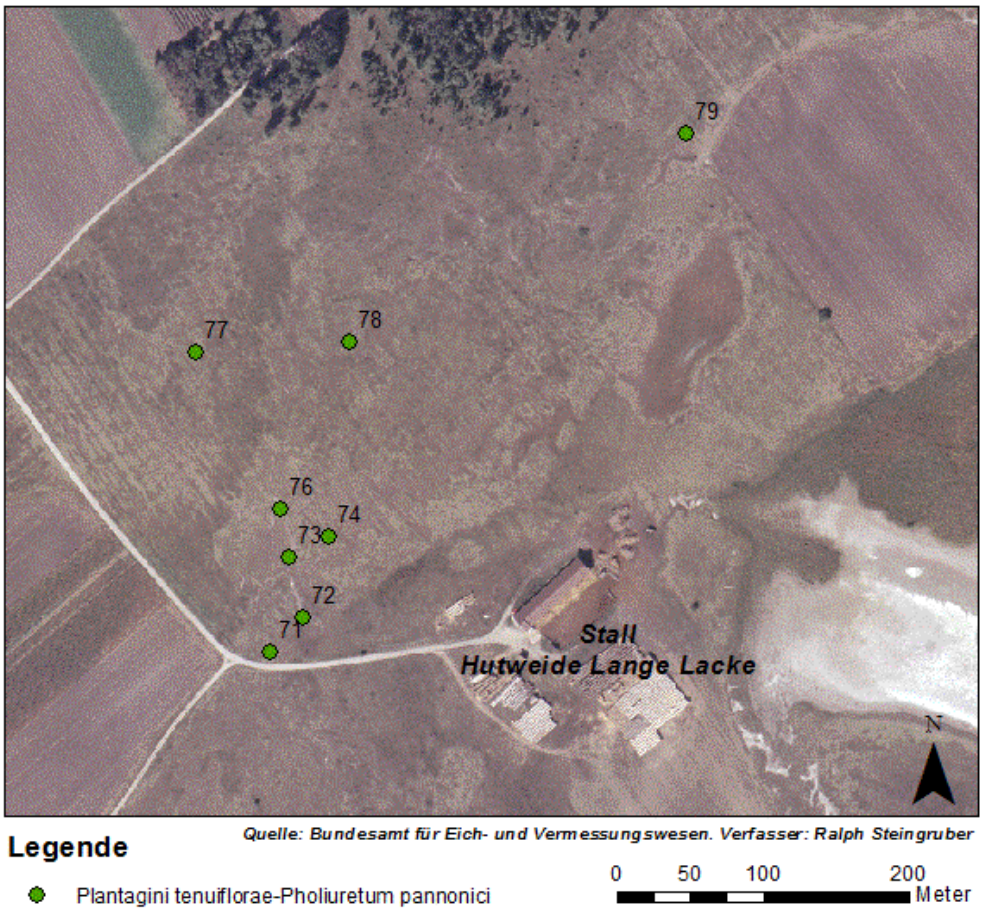


Abbildung 38: Aufnahmepunke der Gesellschaft *Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonici.*

Abbildung 39: Detail Satellitenbild westlich des Stalles in der Hutweide Lange Lacke. Deutlich sind die Gräben erkennbar, in denen die Gesellschaft *Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonici* gefunden wurden. Quelle Google earth.

5. Diskussion

5.1 Auswahl der Flächen

Ziel des Sampling design war es, eine möglichst objektive Auswahl an Probeflächen zu bekommen. Als repräsentativ für typische Habitate im Seewinkel, die möglichst unterschiedliche ökologische Bedingungen aufweisen, wurden Trockenrasen, Salzsteppen, Feuchtwiesen und Salzsümpfe ausgewählt. Die Grundlage für das Sampling design war durch Datenerhebungen von Dr. Thomas Wrbka im Zuge der FFH- Lebensraumkartierung des Natura 2000 Gebietes Neusiedler See-Seewinkel auf Pflanzengesellschaftsebene großräumig bekannt. Ein typisches Charakteristikum der Seewinkler Landschaft, bzw. der noch übriggebliebenen Naturlebensräume, ist das kleinsträumige mosaikartige Vorkommen von Vegetationseinheiten unterschiedlichster Natur. So können auf nur wenigen Metern salzbeeinflusste und nicht salzbeeinflusste, feuchte und trockene Habitate ineinander verzahnt vorkommen. Nur in Ausnahmefällen konnte auf den zufallsgenerierten Samplingpunkten auch tatsächlich die „gewünschte“ Pflanzengesellschaft gefunden werden. Mithilfe ökologischer Kriterien und aufgrund der Kenntnis von wichtigen Leitarten war es aber möglich, im Umkreis eines zufallsgenerierten Aufsammlungspunktes letztlich doch eine geeignete Probefläche, die der „idealen“ Gesellschaft entsprach, zu finden. Dieser Versuch ist im Freiland eine Herausforderung und bedarf viel Übung. Aufgrund der geschilderten Vorgangsweise war die geforderte Zufallsverteilung der Probeflächen nicht mehr gegeben, doch sollte die dadurch gegebene bessere Vergleichbarkeit als wichtiges Kriterium sicherstellen, dass die Vielzahl an ökologischen Faktoren, die auf den betreffenden Standort einwirken, weitgehend ident sind. Nur so konnte der Einfluss des zu untersuchenden Faktors – im Vordergrund stand hier die Beweidung - möglichst unbeeinflusst untersucht werden. Neben der Beweidung können viele Faktoren einwirken, die die unterschiedlichste Wirkung ausüben, auch wenn die Vegetation scheinbar ähnlich ist. Somit ist das Ergebnis einer Vegetationsanalyse vielen variablen Einflüssen unterworfen. Entgegnen kann man dieser Problematik durch die Erhöhung der Anzahl an Aufnahmen. Dann helfenathematisch-statistische Methoden, wie etwa eine multifaktorielle Analyse, um Korrelation ausfindig zu machen. Wieviele Aufnahmen nötig wären, um einen derart vielfältigen Vegetations- und Landschaftskomplex wie das Gebiet der Langen Lacke genügend abzudecken, ist nicht leicht zu beantworten. Im Rahmen einer Diplomarbeit ist dies sicherlich kaum möglich, sodass man sich begnügen muss, nur einen kleinen Ausschnitt des Systems zu untersuchen. Eine gründliche Untersuchung der in vorliegender Arbeit behandelten Thematik zur Auswirkung der Beweidung auf die Vegetation bedarf zahlreicher weiterführender Untersuchungen,

einerseits an sehr viel mehr Standorten zwecks besserer statistischer Absicherung, andererseits auch zu unterschiedlichen Jahreszeiten. Weder die drei bis fünf Aufnahmepunkte pro Habitat, noch der möglicherweise zu grobe Gradienten anhand von drei unterschiedlichen Entfernungen zu einer mutmaßlich am stärksten beweideten Fläche in Stallnähe können endgültige Ergebnisse liefern. Um besser abgesicherte Ergebnisse zur Auswirkung der Beweidung auf ein konkretes Ökosystem zu erhalten, müssten meines Erachtens alle wichtigen ökosystemaren Prozesse erfasst werden, um Messergebnisse im Boden zu einem bestimmten Zeitpunkt korrekt zu interpretieren. Die quantitative Erfassung von Nährstoffpools und Nährstoffflüssen könnten dabei wertvolle Aufschluss liefern.

In vorliegender Arbeit wurde davon ausgegangen, dass die Aufenthaltswahrscheinlichkeit der Herde, also die Intensität der Beweidung, mit steigender Entfernung zum Stall niedriger wird. Diese ideale Vorstellung ist im Falle der Hutweide Lange Lacke wahrscheinlich nicht der Fall, da der Hirte aufgrund der vielen Lacken und zahlreichen Äcker das Gelände nicht gleichmäßig durchstreift, sondern „bevorzugte“ Routen wählt. Um diesen Faktor im Sampling design ausreichend berücksichtigen zu können, müssten die vom Hirten gewählten Wege exakt bekannt sein. Eine gute Methode wäre die GPS-unterstützte Verortung und Dokumentation über die Position der Herde über einen längeren Zeitraum, etwa der gesamten Weidesaison (Starz und Steinwidder 2007). Die Auswertung solcher Daten würde genauere Aufenthaltswahrscheinlichkeiten liefern.

All diese genannten Faktoren sollen nur unterstreichen, wie sehr man bei der Interpretation von Daten Vorsicht walten lassen muss, und dass man aus gewissen Ergebnissen höchstens Tendenzen ableiten kann.

5.2 Gibt es Anzeichen einer Eutrophierung oder eines "Weide-Gradienten" innerhalb der Hutweide Lange Lacke?

In Tabelle 1 und Tabelle 2 sind alle Ergebnisse sowie die eingangs formulierten Fragestellungen in komprimierter Form dargestellt um zunächst einen Gesamtüberblick zu vermitteln. Auf den ersten Blick scheinen die meisten gemessenen Bodenparameter die aufgestellten Arbeitshypothesen zu bestätigen. Dies gilt allerdings nicht für das Habitat Salzsumpf. Auch für die Hypothese, dass der $\delta^{15}N$ im Boden mit steigendem Weidedruck sinken sollte, gibt es keine Anhaltspunkte. Dies wird später noch zu diskutieren sein. Die Vegetationsergebnisse scheinen keinem klaren Muster zu folgen, sodass auf den ersten Blick weder eine positive noch eine negative Antwort gegeben werden kann.

Hutweide Lange Lacke - *Bodenergebnisse*						
		Gesamt	**Trockenrasen**	**Feuchtwiese**	**Salzsteppe**	**Salzsumpf**
Gibt es einen Anstieg von Stallferne zu Stallnahe?	**Phosphat**					
	Ammonium-N					
	Nitrat-N	*				
	% N	*				
	% C	*				
Sinkt das C/N Verhältnis?						
Sinkt der $\delta^{15}N$?		*				

Tabelle 1: Übersicht über die Boden-Ergebnisse zur Hutweide Lange Lacke. Grüne Felder: Frage wird positiv beantwortet; rote Felder: Frage wird negativ beantwortet; Gelbe Felder: Frage kann nicht beantwortet werden, da Änderungen unter 10% liegen. Felder mit * deuten signifikante Unterschiede an.

Alle aufgestellten Hypothesen den Boden betreffend gehen von folgender Überlegung aus. Der Haupteffekt der Beweidung liegt aller Wahrscheinlichkeit nach in der Verlagerung von Nährstoffen. Einerseits werden Nährstoffe über die pflanzliche Biomasse in die Biomasse der Rinder eingelagert und somit dem System entzogen, andererseits wird der Großteil der aufgenommenen Nährstoffe durch die tierischen Ausscheidungen der Weidefläche wieder zurückgeführt. Zwischen dem Zeitpunkt der Aufnahme und der Ausscheidung von Nährstoffen vergeht Zeit, in der sich die Herde bewegt. Somit findet der größte Nährstofffluss in einer räumlichen Dimension statt. Rinder verlagern die Nährstoffe vom Ort des Fressens zum Ort der Ausscheidung. Im Falle der Hutweide Lange Lacke werden die Tiere jeden Morgen vom Stall auf die Weide getrieben. Über Nahrungsaufnahme- und

Ausscheidungsdynamik bei Rindern in einer Hutweide konnte keine Literatur gefunden werden. Hingegen gibt es eine Vielzahl an Studien über diese Verhältnisse bei Rindern in Koppelhaltung (Steinauer und Collins 1995, Gander et al. 2003, Kayser et al. 2008). Hier zeichnen sich gewisse Muster ab. Rinder scheiden zwar eher kontinuierlich aus, jedoch tritt erhöhtes Ausscheidungsverhalten regelmäßig während und nach Ruhephasen, in Aufregungsphasen und an Trinkstellen auf. Wo Kühe ummittelbar weiden, scheiden die Tiere eher weniger aus, bzw. fressen nicht an Orten mit zu hoher Kotkonzentration (Edwards und Hollis 1982, Haynes und Williams 1999, Gander et al. 2003). Dies könnte bedeuten, dass im Falle der Hutweide in der Früh, wenn die nächtliche Erholungsphase vorüber ist und die Herde aus dem Stall getrieben wird, durchaus erhöhte Ausscheidungsaktivität herrscht. Ähnliche Effekte sind nach der Mittagsweide beobachtet worden. Alles in Allem könnte dies bedeuten, dass es einen Nährstofftransport von der Weide in Richtung Stall und Tränken gibt. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Stickstoffkonzentration unter Urinflecken von Tränken hochgerechnet bis zu 1 Tonne/ha beträgt (Ryden 1984). Man sollte also durchaus Überlegungen anstellen, in welchen Größenordnungen diese Prozesse stattfinden, um den Einfluss die Beweidung auf bestimmte ökosystemare Prozesse besser abschätzen zu können.

Neben diesem Aspekt einer Nährstoffumlagerung ist die Einschätzung einer möglichen Eutrophierung des Weidesystems insgesamt eine weitere wichtige Frage. Eutrophierung bedeutet im engeren Sinn die Anreicherung von Nährstoffen. Dies könnte man per Definition nur im Rahmen einer zeitlichen Dynamik beurteilen, was im Falle dieser Studie nicht gegeben ist. Eine Europhierung des Gesamtsystems müsste bedeuten, dass mehr Nährstoffe in das System ein- als ausgetragen werden. Hierfür müssten Langzeitstudien oder quantitative Messungen aller Stoffflüsse angestellt werden. Um dennoch Anhaltspunkte über die allgemeine Nährstoffsituation in beweideten System zu bekommen, werden Vergleichswerte von anderen Studien oder anderen Habitaten herangezogen.

Die Phosphatkonzentration im Boden ist auf der Hutweide in den stallnahen Aufnahmen höher als in den stallfernen (vgl. Abb. 40). Dies könnte demnach auf einen gewissen Verlagerungseffekt hindeuten. Haynes et al. (1999) konnten in ihren Untersuchungen auf sechs verschiedenen Schafweidesystemen in Neuseeland nachwiesen, dass eine Verlagerung der Nährstoffe von Orten, an denen die Tiere weiden zu den Orten, an denen diese rasten, stattfindet. Wenn es auch auf unserer Hutweide zu einer Verlagerung von Phosphat von den stallfernen zu den stallnahen Standorten kommen sollte, müsste dies graduell feststellbar sein. Dies ist aber nur in den Probeflächen der Salzsteppe der Fall. Im Falle der Trockenrasen und der Feuchtwiese liegen die Werte der in mittlerer Enfernung zum Stall liegenden

Probeflächen unter jenen in Stallferne. Diese Tatsache spricht gegen die aufgestellten Hypothesen. Es ist an dieser Stelle wichtig zu erwähnen, dass mit unserer Methodik nur ein sehr kleiner Anteil des Phosphates erfasst wurde. Phosphat liegt in der Bodenlösung nur in sehr geringen Konzentrationen vor und beträgt in Abhängigkeit der jeweiligen geologischen und edaphischen Rahmenbedingungen nur wenige % des Gesamt-Phosphats. Der Großteil des Boden-Phosphats ist entweder organisch oder anorganisch stark gebunden (Gisi et al. 1997, Scheffer und Schachtschabel 2002). Zwischen diesen beiden Pools herrscht ein Fließgleichgewicht. Das mit unserer Methode gemessene Phosphat stellt in grober Annäherung den pflanzenverfügbaren anorganischen Anteil des Boden-Phosphats dar. Durch die Extraktion mit Natriumhydrogencarbonat werden auch an den Tonpartikel haftende Phosphate durch Anionenaustauschprozesse herausgelöst und messbar gemacht. Wahrscheinlich stellt auch der organische Phosphat-Pool eine weitere wichtige, relativ leicht verfügbare Phosphat-Quelle dar, da über den Dung eine beträchtliche Menge an Phosphat abgegeben wird. Das Rezyklieren des Phosphats aus Dung dauert in der Regel Monate bis Jahre, wobei die Bodenfeuchtigkeit eine entscheidende Rolle spielt. Je feuchter der Boden, desto schneller werden Nährstoffe wieder freigesetzt. Dieses organisch gebundene Phosphat ist zwar für Pflanzen nicht unmittelbar verfügbar, doch wird es durch Phosphatasen in den Exudaten von Pflanzen und Mikroorganismen leicht freigesetzt und ergänzt den Pool des in Lösung befindlichen Phosphates aus anorganischen Quellen, der alleine für das Wachstum von Pflanzen wahrscheinlich nicht ausreichen würde. Eine Messung des gesamten Phosphates bzw. die Erfassung der einzelnen Phosphatfraktionen im Boden könnte also für eine weitere Klärung unserer Fragestellung von Bedeutung sein. Die Phosphat-Verluste in Grünlandsystemen durch Auswasschungen sind generell gering (Scheffer und Schachtschabel 2002). Für Weidesysteme oder Grünlandflächen werden in der Literatur jährliche Verluste durch Auswaschung zwischen 0,1 (ungedüngt) und 1,7 kg/ha (stark gedüngt) angegeben (Scheffer und Schachtschabel 2002, Lellmann et al. 2005).

Der Phosphat-Eintrag von außen ist sehr gering. Auf natürliche Weise stellt die chemische Verwitterung des Muttergesteins die wichtigste Quelle für Phosphat dar. Generell kann man also behaupten, dass die Phosphat-Durchflüsse durch ein Ökosystem eher gering sind. 90 und 95 % des vom weidenden Rind aufgenommenen Phosphats wird wieder ausgeschieden (Williams und Haynes 1990; Lellmann et al. 2005), nur ein kleiner Anteil wird in die Biomasse des Rindes eingebaut und kann somit als Verlust aus dem Ökosystem betrachtet werden. Ein Rind von 500 kg speichert ca. 1 kg Phosphat in seiner Biomasse. Auf das Beispiel Lange Lacke übertragen und bei einer Annahme, dass annähernd 80 Tiere jährlich dem System entzogen werden, würde dies einen jährlichen Phosphatverlust von 0,11 kg/ha Weidefläche bedeuten.

Dieser auf die Beweidung zurückgehende Verlust an Phosphat darf demnach als eher gering gelten und beeinflusst den Gesamtpool an Phosphat wahrscheinlich kaum. Die Frage, die sich noch stellt ist, ob die besonders in Stallnähe gefundenen etwas höheren Gehalte an löslichem Phosphat im Boden Anzeichen für einen möglichen Phosphat-Input aus den umgebenden landwirtschaftlich genutzten Flächen sein könnte: Das Hutweidesystem Lange Lacke ist umringt von ackerbaulich genutzten Flächen. Zwar werden die Ackerflächen, die sich innerhalb des Nationalparks befinden, nicht gedüngt, doch könnten diese als gleichsam „gestörte“ Ökosysteme, in denen auch die Stoffkreisläufe gestört sind, eine potentielle Nährstoffquelle darstellen. Die Phosphat-Gehalte im Boden von konventionell bewirtschafteten Wintergetreide-Äcker in der näheren Umgebung, jedoch schon außerhalb des Nationalpark, zeigen mit durchschnittlich 8,3 mg/kg (eigene Messungen) deutlich höhere Werte. Ob diese gedüngten Ackerfläcken einen Einfluss auf das Weidesystem hat, bleibt jedenfalls noch zu klären. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass nur die Phosphatwerte in Stallnähe etwas erhöht sind und auf mögliche Eutrophierungseffekte schließen lassen, dass diese Werte jedoch nicht als extrem hoch anzusehen sind.

Während von Phosphat nur der pflanzenverfügbare Anteil bestimmt wurde, wurden von **Stickstoff** die Formen Ammonium, Nitrat und Gesamtstickstoff gemessen. Alle drei Formen des Stickstoffs zeigen - wie Phosphat - höhere Werte in den stallnahen Bereichen. Dies gilt für die drei Habitate Trockenrasen, Salzsteppe und Feuchtwiese in gleicher Weise. Ähnlich wie beim Phosphat wird nur ein kleiner Teil des aufgenommenen Stickstoffs in die Lebendmasse der Rinder eingelagert. Lellmann et al. (2005) berechneten im Zuge einer Hoftor-Nährstoffbilanz, dass 91 % des Stickstoffs in Form von Exkrementen wieder ausgeschieden werden. Das heißt wiederum, dass der aufgenommene Stickstoff, entsprechend der aufgestellten Hypothese, zum Großteil vom Ort der Aufnahme zum Ort der Ausscheidung transportiert wird. Neben dem erhöhten Stickstoffgehalt ist der erhöhte Gehalt an organischem Kohlenstoff ein weiteres Indiz für die Anreicherung an organischem Material in der Nähe des Stalles. Dies könnte demnach als Folge erhöhter Ausscheidungsprozesse im Stallbereich betrachtet werden.

Um die erhöhten **Ammonium-N-** und **Nitrat-N-**Gehalte zu erklären bedarf es mehrerer Überlegungen, da eine Vielzahl an Prozessen für die Bildung und den Abbau von Nitrat und Ammonium verantwortlich sind. Das erste anorganische N-Produkt des Mineralisierungsprozesses von Dung oder Urin ist Ammonium, welches durch nitrifizierende Bakterien zu Nitrit und schließlich zu Nitrat umgewandelt wird. Sowohl Mineralisierung als auch Nitrifizierung nehmen durch Eintrag von Dung und Urin zu (Douglas et al. 2000). Der

aktuelle Ammonium (bzw. Ammonium-N) Gehalt im Boden hängt stark von diesen beiden Prozessen ab. Wenn die Mineralisierungsprozesse ansteigen, steht mehr Ammonium zur Verfügung. In der Regel steigt auch die Nitrifizierung gleichzeitig an. Je nach Ausmaß dieses Anstiegs könnte dies eine Absenkung oder einen Anstieg an Ammonium bedeuten. Da in dieser Studie sowohl der Ammonium- als auch der Nitratgehalt steigen, könnte dies durch eine in gleicher Weise erhöhte Aktivität sowohl der Mineralisierung als auch der Nitrifizierungvorgänge bedingt sein. Damit könnte ein Teil der erhöhten Ammonium-N- und Nitrat-N-Werte in Stallnähe begründet werden.

Das C/N-Verhältnis in den gemessenen Proben zeigt insgesamt gesehen sowohl zwischen den Habitaten als auch zwischen den Entfernungen zum Stall nur geringe Unterschiede. Die Werte schwanken nur zwischen 11,5 und 9. Diese Verhältnisse deuten gute Bedingungen für mikrobielle Aktivität und ausreichende Stickstoffversorgung hin (Lellman et al. 2005). Williams und Haynes (1990) zeigen in einer über 20 Jahre laufenden Studie, dass das C/N-Verhältnis durch Beweidung zurückgeht, wobei ein Anstieg sowohl des Kohlenstoff- als auch des Stickstoffgehaltes erfolgt. Hier steigt also der Stickstoffgehalt mehr an als der Kohlenstoffgehalt. In der vorliegenden Studie sind ähnliche Ergebnisse zu berichten. Zwar ändern sich die C/N-Verhältnisse zwischen den stallfernen und stallnahen Standorten nur geringfügig, Trends in Richtung engerer C/N-Verhältnisse sind dennoch zu beobachten. Vorweggegriffen ist das C/N-Verhältnis auf der intensiver beweideten Graurinderkoppel noch enger (siehe im Detail weiter unten). Dies könnte als Bestätigung der aufgestellten Hypothese angesehen werden, daß durch Erhöhung der Weideintensität das C/N Verhältnis enger werden sollte.

Doch wie oben angedeutet, spielen eine Vielzahl an unterschiedlichen Prozessen bei der Stickstoffumwandlung mit, sodass die Messung einzelner Pools nur geringe Aussagekraft hat. Verluste spielen beim Stickstoff eine wichtige Rolle. Der Großteil des im Urin befindlichen Stickstoffs wird in Form von Harnsäure ausgeschieden. Die Konzentrationen sind erheblich und hängen großteils von der Qualität des Futters ab, können aber bis zu 10 g Stickstoff/l Urin erreichen (Williams und Haynes 1990). Harnsäure stellt eine rasche Quelle für Ammmonium dar, das durch Urease freigesetzt wird. In der Literatur kann der N-Verlust aus Urin durch Ausgasung in Form von Ammoniak 7 bis 15% betragen (Lellman et al. 2005). Dies gilt besonders für alkalische Böden (Scheffer und Schaftschabel 2002), wie es im Seewinkel der Fall ist. Der Großteil dieser Verluste tritt innerhalb von nur wenigen Tagen auf. Der Stickstoff im Dung hingegen ist hauptsächlich in organischer Form gebunden. Die Freisetzung von Ammonium verläuft wesentlich langsamer als aus Urin. Hinzu kommt, dass der Dung zunächst physikalisch aufgeschlossen werden muss, bis dieser dem Boden

einverleibt ist (Ykoyama et al. 1991). Auch hier spielen die Bodentemperatur, die Feuchtigkeit und die Bodenfauna eine wesentliche Rolle. Ein weiterer N-Verlust ergibt sich aus der Denitrifizierung, d.h. aus der mikrobiellen Umsetzung von Nitrat zu molekularem Stickstoff, einem Prozess, der in mehreren Schritten abläuft. Auch die Denitrifizierung wird durch Beweidung gefördert (Williams und Haynes 1990), spielt aber größenordnungsmäßig nur eine untergeordnete Rolle. Auch die Auswaschung des im Boden kaum zurückgehaltenen Nitrates hat einen Einfluss auf den aktuell gemessenen Nitratgehalt. Alle genannten Faktoren werden durch Beweidung beeinflusst und verändern die Pools der einzelnen N-Fraktionen, aber auch die Höhe des Stickstoffpools insgesamt.
Die δ^{15}N-Signatur im Boden zeigt allerdings ein anderes Bild als erwartet. Hier steigen die Werte in Richtung Stall. Ganz allgemein hängt die Isotopensignatur des N-Pools in einem Ökosystem von der Signatur und Größe seiner Zu- und Abflüsse ab. Weidetiere haben generell eine höheres Verhältnis von ^{15}N:^{14}N (eine höhere δ^{15}N-Signatur) in ihrer Biomasse als der Boden, auf dem sie weiden und die Pflanzen, die sie fressen (Högberg 1997). Eine Erhöhung des δ^{15}N ist nur möglich mit einer gleichzeitigen Abreicherung an ^{15}N in den Ausscheidungen. So liegt die Vermutung nahe, dass durch Entzug der Biomasse der Rinder eine Abreicherung des ^{15}N im Boden verursachen müsste (Fry 2006, Högberg 1997). Wenn in Stallnähe mehr N-Eintrag durch Ausscheidungen auftritt, müsste demnach die Signatur in Stallferne höher sein als in Stallnähe. Auch hier sind die Verhältnisse komplexer. Neben den Abflüssen aus dem Bodenstickstoffpool durch Entzug der Biomasse sind, wie schon erwähnt, auch Abflüsse (oder Verluste) in Form von N_2 (Denitrifizierung), NO_3^- (Auswaschung nach Nitrifizierung) und NH_3 (Ausgasung) sowie kurzfristige Einlagerung in Phytomasse von Bedeutung und beeinflussen die Signatur im Boden. Griffiths (1998) gibt eine tabellarische Übersicht über die Diskriminierungsraten der zahlreichen Bodenprozesse an und weist darauf hin, dass nur eine genaue Kenntnis der Signatur aller Flüsse in und aus dem System Boden verlässliche Interpretationen von Ergebnissen zulässt, da gerade Böden sehr große Schwankungen in der δ^{15}N Zusammensetzung aufweisen.

Die Angaben in der Literatur zur Thematik des Stickstoff-Haushalts von Weideökosystemen zeigen z.T. große Unterschiede im Vergleich zu den vorliegenden Daten. Viele Angaben sind in kg/ha angegeben, wobei nicht immer vermerkt wird, von welcher Bodentiefe ausgegangen wird. In vorliegender Diplomarbeit wurden Gesamtstickstoffgehalte von 0,3 bis 0,6 % im trockenen Boden gemessen. Dies entspricht 20 bis 40 T/ha Stickstoff für die oberen 30 cm auf Basis der Annahme eines durchschnittlichen spezifischen Gewichtes von 1,5 für den Oberboden. In der Literatur finden sich dagegen sehr viel niedrigere Werte, etwa

zwischen 2 und 9 T/ha für landwirtschaftlich genutzte Flächen (Griffiths 1998, Scheffer und Schachtschabel 2002). Dieser große Unterschied beruht wahrscheinlich aufgrund der Tatsache zustande, dass die Bodenproben in vorliegender Diplomarbeit nur einer Tiefe von 0-5 cm entnommen wurden. In der Literatur ist gut dokumentiert, dass sowohl Kohlenstoff als auch Stickstoff mit steigender Tiefe abnehmen (z.B. Williams und Haynes 1990), sodass bei einer Beprobung der gesamten obersten Bodenschichte von 0-30 cm die Werte sicherlich niedriger lägen. Viele Angaben, die gefunden wurden, beziehen sich auf den sog. „Nmin"-Wert, der den pflanzenverfügbaren Stickstoff im Boden anzeigt und sich aus der Summe von Nitrat-N und Ammonium-N ergibt (Wehrmann und Scharpf 1979, Scheffer und Schachtschabel 2002). Da sich jedoch die Messmethode von der von uns angewandten unterscheidet, ist ein unmittelbarer Vergleich mit Vorsicht zu behandeln. Andererseits findet man auch Vergleichswerte für Nmin auf Basis der selben Methodik. So geben etwa Kayser et al. (2008) 200 bis 400 (max. 900) kg/ha für intensiv beweidete Systeme an, aber nur 25 kg/ha für unbeweidete Flächen. Wenn man dies mit unseren Werten vergleicht, liegen die stallferneren Standorte mit 30 bis 71 kg/ha annähernd in der Größenordnung der eben erwähnten unbeweideten Flächen, während stallnähere Standorte mit einem Maximum von 160 kg/ha sich den erwähnten Intensiv-Weideflächen annähern. Schließlich ergaben unsere Messungen in unmittelbarster Stallnähe mit floristisch bereits deutlich sichtbarer Ruderalisierung Werte von über 200 kg/ha (Extremwert 700 kg an einer Urin- oder Dungstelle). Zur Abrundung des Bildes wurden auch noch gedüngte (86 kg/ha) und ungedüngte Äcker (62 kg/ha) sowie ein privater Gemüsegarten (106 kg/ha) im Umkreis der Hutweide gemessen. Die in Klammern vermerkten Nmin-Werte zeigen, dass unsere Messergebnisse in der Hutweide durchaus dem allgemeinen N-Muster auf landwirtschaftlich genutzten Ökosystemen entsprechen.

Dies zeigt im Gesamtbild, dass die stallnahen Flächen sehr gut stickstoffversorgt sind, aber keine Extremwerte aufweisen. Punktuelle Messungen haben allerdings sehr hohe Messwerte an der Schwelle einer N-Eutrophierung bzw. Ruderalisierung ergeben. Die Nmin Werte der stallfernen Probeflächen (30 – 71 hg/ha) können mit Vorbehalt noch als stickstoffarm bezeichnet werden.

Wie in Tab. 1 zu sehen ist, scheinen die erhobenen Parameter (Phosphat, Ammonium-N und Gesamtstickstoff) für der Salzsümpfe nicht die eingangs formulierten Hypothesen zu bestätigen. Erst die nähere Betrachtung der Vegetationszusammensetzung macht deutlich, dass die „Salzsümpfe“ in den stallfernen Bereichen da facto keine Salzsümpfe mehr sind. Noch vor 20 Jahren war in diesem Bereich das Lackensystem der Götschlacke intakt. Durch Drainagierung des Gebietes ist nun fast der gesamte Bereich um die Götschlacke trocken und stark ausgesüßt. Auf einer Karte von 1880 (Quelle: Nationalpark Homepage) ist noch ersichtlich, dass dieser Bereich einst Teil eines großen Lackensystems war. Heute ist die Götschlacke – wie viele andere einstig ausgedehntere Lackensysteme im Seewinkel - auf einen winzigen Bereich geschrumpft (vgl. Abb. 40).

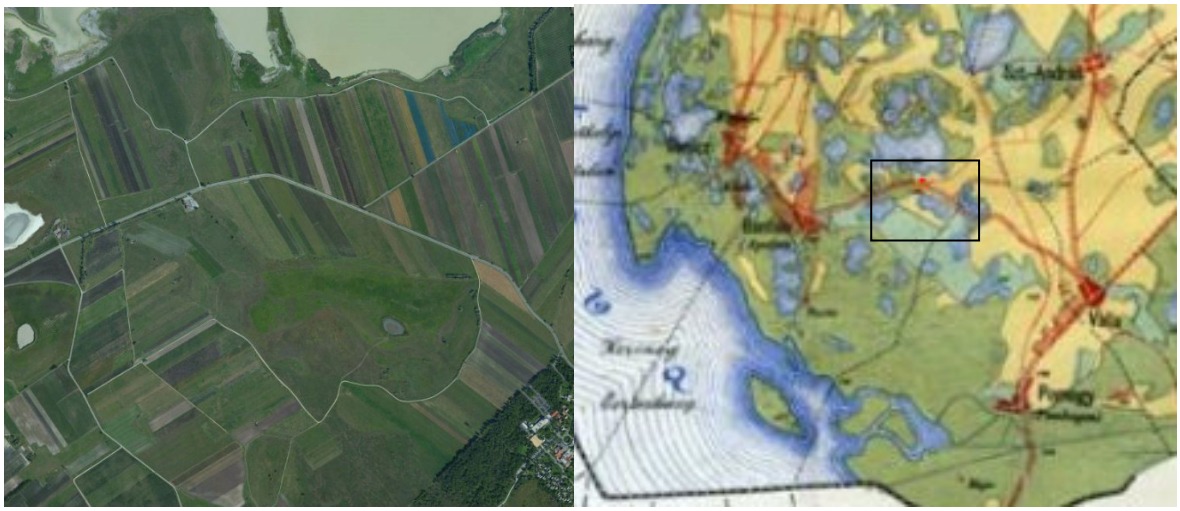


Abbildung 40: Historische Veränderung der Götschlacke. Links Orthosphoto des aktuellen Gebietes (Quelle: Google Earth). Rechts Historische Karte aus 1880 (Quelle: Nationalpark Homepage).

In der Artenzusammensetzung finden sich neben ein paar Überresten eines echten Salzsumpfes, wie z.B. *Juncus gerardii*, auch zahlreiche Arten von Trockenrasen und Feuchtwiesen. Auch die Bodensalzgehalte „passen“ nicht mehr zu einem Salzsumpf, sondern eher zu einem Trockenrasen mit viel organischem Kohlenstoff. Somit eignen sich die Proben kaum für den Vergleich mit „echten“ Salzsümpfen. Die gefundenen Stickstoffwerte bestätigen dies.

Hutweide Lange Lacke - *Vegetationsergebnisse*					
In Richtung Stall	**Gesamt**	**Trockenrasen**	**Feuchtwiese**	**Salzsteppe**	**Salzsumpf**
Steigen die Stickstoffzeigerwerte?	n/a				
Sinken die Rote Liste Arten?	n/a				
Sinken die Artenzahlen?	n/a				

Tabelle 2: Übersicht über alle Vegetationsergebnisse zur Hutweide Lange Lacke. Grüne Felder: Frage wird positiv beantwortet; rote Felder: Frage wird negativ beantwortet. Gelbe Felder: Frage kann nicht beantwortet werden, da Änderungen unter 10% liegen.

Die Ergebnisse der **Stickstoffzeigerwert-Analyse** korrelieren auf den ersten Blick weder mit dem Nmin-Wert noch mit dem Gesamtstickstoffgehalt. Dennoch sind Tendenzen erkennbar und bei der Betrachtung der Artenzusammensetzung und deren Deckungsänderungen im einzelnen lassen sich einige Auffälligkeiten erkennen, die gewisse Hinweise über die Beweidungssituation geben. Ein Problem bei der Interpretation der Stickstoffzeigerwerte liegt ganz allgemein darin, dass der Faktor Beweidung den N-Bedarf gewisser Arten gleichsam maskieren kann. Wenn also Arten auf Beweidung und wechselnde Nährstoff- insbes. N-Angebote unterschiedlich reagieren, ergibt sich insgesamt eine summarische, wenn nicht sogar eine unvorhersehbare synergistische Gesamtwirkung. So kann eine Art wie zum Beispiel *Phragmites australis* (Stickstoffzeigerwert von 8), unter fehlender Beweidung, aufgrund hoher Stickstoffwerte im Boden leicht zur Dominanz kommen. Unter Beweidung hingegen wird das Schilf unterdrückt und würde in einer Stickstoffzeigerwert-Analyse an Bedeutung verlieren. Somit sollte eine Analyse der Stickstoffzeigerwerte bei Beweidung stets von einer kritischen Analyse der Artenzusammensetzung begleitet werden. In jedem einzelnen Fall hat man sich die Frage zu stellen, ob Zunahme bzw. Abnahme einer Art primär nicht eine Folge von Betritt oder Verbiss ist.

Betrachtet man die Ergebnisse für die Probeflächen in den **Trockenrasen**, so erkennt man, dass die Bodenwerte (Phosphat, Stickstoff und Kohlenstoff) und die Stickstoffzeigerwerte in Stallnähe höher sind als in Stallferne. Somit deutet dies auf einen Weidegradient hin. Arten, die am auffälligsten in ihrer Deckung zum Stall hin zunehmen, sind *Thymus kosteleckyanus, Cynodon dactylon, Dactylis glomerata, Festuca pseudovina*, *Lotus corniculatus*. Auch Korner et al. (2008) dokumentieren im Rahmen des Beweidungsmonitorings im Seewinkel, dass die genannten Arten außer *Thymus kosteleckyanus* in den meisten Fällen durch Beweidung gefördert, bei fehlender Beweidung eher zurückgedrängt werden. Einige Arten nehmen zum Stall hin in ihrer Deckung nicht zu, obwohl sie als typische Weidezeiger gelten. Zu diesen Arten gehören *Eryngium campestre* und *Ononis spinosa*. Auch für Rinder ungenießbare Arten

wie *Hypericum perforatum* oder *Euphorbia cyperissias* nehmen in Stallnähe nicht zu. Einige Arten, die als weidesensitiv gelten, nehmen mit der Entfernung zum Stall zu, wie *Filipendula vulgaris*, *Koeleria macrantha* und *Festica rupicula* und bestätigen den hypothetischen steigenden Weidedruck zum Stall hin. Die meisten Arten hingegen zeigen kaum interpretierbare Zu- oder Abnahmen, da viele davon nur vereinzelt und mit geringer Deckung vorkommen.

Wie aus Abb. 23 hervorgeht, unterscheidet sich die Verteilung der Gesamtdeckungen der Arten mit unterschiedlichen N-Zeigerwerten auf stallfernen Aufnahmeflächen der **Feuchtwiesen** deutlich von demjenigen auf stallnahen und mittleren Flächen. Überraschenderweise weisen die stallfernen Aufnahmen einen höheren Deckungsanteil an Arten mit höheren Zeigerwerten auf. Eine der Schlüsselarten ist *Phragmites australis*. Wie schon erwähnt, ist das Schilf eher weidesensitiv. Die höheren Deckungen im Bereich der Götschlacke deuten auf niedrige Beweidungsintensität hin. Ein weiteres Indiz für geringere bis fehlende Beweidung ist das hohe Vorkommen von *Carex distans*, welche sich auch nach Korner et al. (2008) als weideempfindliche Art herausgestellt hat. Schließlich ist noch das erhöhte Aufkommen von *Calamagrostis epigeios* in den stallfernen Aufnahmen auffällig, eine Art, die als Verbrachungszeiger gilt. Tatsächlich konnten in diesem Bereich kaum Beweidungsspuren wie Verbiss oder Fäzes festgestellt werden. Diese Aufnahmeflächen zeigen auch einen höheren Grad an Verfilzung der Grasnarbe mit abgestorbenem Pflanzenmaterial. Sämtliche Aufnahmen befinden sich am nördlichen Rand der Weidefläche, die zum Teil auch als Mähwiese genutzt wird. Höchstwahrscheinlich wird dieser Bereich nur sehr selten bzw. überhaupt nicht beweidet. Aufkommende Gehölzarten unterstützen diese Annahme. An diesem Beispiel zeigt sich, dass die Stickstoffzeigerwert-Analyse unter den Rahmenbedingungen der Beweidung leicht zu Fehlinterpretationen führen kann, da der Nährstoffstatus im Boden insgesamt im Bereich der Götschlacke im Vergleich zu den stallnahen Standorten sehr niedrig ist.

Die **Salzsteppe**, oder auch Salzwermut-Steppe, zeigt in der Stickstoffzeigerwert Analyse kaum Unterschiede zwischen den Standorten. Auch die Artenzusammensetzung unterscheidet sich nur geringfügig. Die einzige Art, die offenbar einem Weidedruck unterliegt, ist *Plantago maritima*, welche in Stallnähe kaum mehr vorkommt. Die Bodenwerte zeigen hingegen einen deutlichen Anstieg von stallfernen zu stallnahen Aufnahmeflächen. Somit liegt der Schluss nahe, dass Beweidung auf die Vegetation der Wermutsteppe nur geringfügigen Einfluss ausübt. Auch die Daten von Korner et al. (2008) bestätigen diese Annahme.

Der **Salzsumpf** zeigt in vielerlei Hinsicht ein differenziertes Bild. Wie schon diskutiert, eignen

sich die stallfernen Aufnahmen nur sehr wenig für einen Vergleich mit den beiden stallnäheren Flächen, da die ursprüngliche Salzsumpfvegetation nur mehr fragmentarisch vorhanden und stark in Richtung Trockenrasen verschoben ist. Auffällig hingegen ist das hohe Aufkommen der beiden weidesensitiven Arten *Bolboschoenus maritimus* und *Phragmites australis* im stallnahen Bereich. Dies deutet auf eine geringe Weideintensität in Stallnähe hin. Eine mögliche Erklärung findet man bei Betrachtung der Luftbilder. Es ist zu erkennen, dass des gesamte Nordufer der beiden Wörthenlacken von einem Schilfgürtel umrandet sind, sodass die Rinderherde vom Hirten kaum in diesen Bereich getrieben wird.

5.3 Die Graurinderkoppel im Vergleich

Die Graurinderkoppel unterscheidet sich in vielerlei Hinsicht von der Hutweide Langen Lacke. Durch die Koppelhaltung können die Tiere entscheiden, an welchen Orten sie fressen und an welchen Orten sie rasten. Dieses Verhalten hat Auswirkung auf den Nährstofftransport innerhalb der Koppel. Um die Nährstoff-Umverteilung und deren Auswirkungen im Boden im Falle der Koppel ausfindig zu machen, müsste eine Studie über das genaue Weideverhalten der Graurinder innerhalb der Koppel durchgeführt werden. Eine solche Studie ist nach meinem Wissen im Nationalpark Neusiedler See Seewinkel noch nicht durchgeführt worden. Ziel dieser Diplomarbeit war es in erster Linie, einen Überblick über die allgemeine Nährstoffsituation zu gewinnen, um damit die Grundlage für einen Vergleich dieser Verhältnisse mit denjenigen in der Hutweide zu schaffen.

Der Vergleich der Mittelwerte der Bodennährstoffe zeigt im Falle der Trockenrasen nur geringfügige Unterschiede zwischen den beiden Systemen. Jedoch fällt die größere Spannweite der Einzelwerte in der Graurinderkoppel auf (siehe Abb. 32c), und die höchsten Werte sind stets innerhalb der Koppel zu finden. Auch die Stickstoffzeigerwert-Analyse bestätigt diesen Trend. Innerhalb der Graurinderkoppel sind stickstoffzeigende und/oder weideresistente Arten (*Lolium perenne, Dactylos glomerata, Festuca pseudovina, Cynodon dactylon, Onosis spinosa, Eryngium campeste*) stets mit höheren Deckungen vertreten als in der Hutweide.

Auch die Nährstoffspiegel auf Salzsumpf-Flächen zeigen in der Koppel stärkere Schwankungen im Vergleich zu analogen Flächen der Hutweide. Auffällig sind die viel höheren Phosphatgehalte der Böden in der Koppel, die wahrscheinlich weniger eine Auswirkung der Beweidung sondern eher eine Auswirkung der Agrarwirtschaft auf regionaler Ebene sind: Die Aufnahmeflächen in Salzsümpfen befinden sich nämlich allesamt im

Uferbereich des Neusiedlersees, in welchen aufgrund der stetig ansteigenden Düngeaktivität seit den 1970er Jahren (Dick et al. 1994) zunehmend Nährstoffe, insbesondere auch Phosphate eingespült wurden. Dies sollte sich auch in der Uferzone bemerkbar machen. Somit könnten die erhöhten Boden-Phosphatwerte zumindest teilweise begründet werden. Die Vegetation der Salzsümpfe in den beiden Systemen zeigt ebenfalls ein unterschiedliches Bild, auch wenn die Artenzusammensetzung ähnlich ist. Die Gesamtdeckung der Salzsumpf-Vegetation in der Koppel ist deutlich niedriger als auf entsprechenden Flächen der Hutweide, auch der Betritt durch die Herde ist deutlich intensiver (siehe Abb. 41). Auffällig ist in diesem Zusammenhang auch das Vorkommen von *Juncus maritimus*. Diese Art wird aufgrund ihrer sehr steifen und v.a. spitzen Blätter von den Tieren gemieden und bildet dichte Horste, in denen zahlreiche Arten Schutz vor Betritt und Verbiss finden, die sonst wahrscheinlich kaum aufkommen könnten. Beispiele dafür sind etwa *Tripolium pannonicum* und *Scorzonera parviflora*. Der intensivere Betritt zeigt sich auch bei *Phragmites australis* und *Bolboschoenuns maritimus*, die in der Koppel im Vergleich zur Hutweide nur geringe Deckungen erreichen.

Abbildung 41: beweideter Uferbereich des Neusiedler See im Bereich der Graurinderkoppel. Photo: Steingruber

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Vegetation innerhalb der Graurinderkoppel offenbar stärker durch die Beweidung beeinflusst wird als in der Hutweide Lange Lacke. Parallel dazu – oder also Folge davon - liegen auch die Nährstoffspiegel der Böden insgesamt höher. Der mit Abstand höchste Gehalt für Nmin von 350 kg/ha, der in vorliegender Arbeit gefunden werden konnte, betraf eine Fläche in der Graurinderkoppel.

5.4 Beweidung und Naturschutz

Ein wichtiges Ziel im Naturschutz ist die Bewahrung und Förderung der Vielfalt, sowohl aus Sicht der Artendiversität als auch der Habitatvielfalt. In dieser Arbeit wurden rund 200 Pflanzenarten, von denen 60 unter Naturschutz stehen, dokumentiert. Diese hohen Zahlen spiegeln durchaus die Bedeutung dieses Gebietes wider, noch dazu wenn man bedenkt, dass nur ein kleiner Teil der Nationalpark-Fläche bearbeitet worden ist. So dürfte die absolute Zahl der Pflanzenarten im Bereich Lange Lacke und der Graurinderkoppel um einiges höher sein. Bezüglich der Verteilung der Artenzahlen auf Flächen in unterschiedlicher Entfernung zum Stall im Bereich Lange Lacke besteht keine Tendenz in Richtung Ab- oder Zunahme. Die Tatsache, dass einige Arten nur in Stallnähe, andere wiederum nur auf den stallfernen Aufnahmeflächen gefunden wurden, könnte allerdings auf eine Artenverschiebung hindeuten. Da aber die Anzahl der Probeflächen nicht besonders groß ist, sind diese sporadischen Vorkommen der Arten in den Aufnahmen eher als zufällig zu deuten. Eine weitere Einschränkung besteht darin, dass die Vegetationsaufnahmen aus arbeitstechnischen Gründen nur während der Monate Juni und Juli durchgeführt werden konnten, sodass manche Arten nicht erfasst bzw. nicht erkannt werden konnten. Ein Beispiel dafür ist *Iris pumila*. Zur Zeit der Aufnahmen hat *Iris pumila* ihren jährlichen Zyklus bereits abgeschlossen, und ihre Blätter sind vielfach schon abgefallen und verrottet, sodass sie übersehen wurde. Lediglich in den stallfernen Aufnahmen wurden Reste davon noch nachgewiesen. Eine Aussage über die Folgen der Beweidung wäre wahrscheinlich nicht korrekt, da Aufnahmen auf denselben Flächen im Frühling ein völlig anderes Bild ergeben hätten. *Iris pumila* ist ja im gesamten Bereich der Lange Lacke durchaus häufig anzutreffen. Ähnliches betrifft die Orchideenarten *Ophrys apifera, Orchis palustris* und *Orchis morio*, im Frühling und Frühsommer sehr häufig zu beobachtende Arten, die jedoch in dieser Arbeit aufgrund ihrer bereits verrotteten Blätter nicht mehr dokumentiert werden konnten.

Drei Arten von besonderer Bedeutung sind zu nennen: *Pholiurus pannonicus, Plantago tenuiflora* und *Camphorosma annua*. Diese Arten konnten nur im Bereich des Hutweide-Stalles gefunden werden und sind im Seewinkel sehr selten. Auch in ihrem Gesamtareal sind diese Arten sehr selten geworden (Elias et al. 2008, Elias et al. 2010). Da durch den Betritt der Weidetiere die Sonderstandorte dieser Arten (v.a. Abzugsrinnen und kleiner, etwas feuchtere Senken in der Salzwermut-Steppe auf Solonetz-Böden) offen gehalten werden, ergeben sich für diese einjährigen Arten bessere Keimbedingungen. Ohne Beweidung würden diese extrem seltenen Arten von konkurrenzstärkeren Halophyten wahrscheinlich verdrängt werden.

Ein wichtiges naturschutzfachliches Ziel im Nationalparks ist es, die Ausbreitung des Schilfes durch Beweidung einzudämmen. Dieses Ziel wurde an mehreren Stellen im Seewinkel bereits erreicht (Korner et al. 2008), so auch im gesamten Bereich der Graurinderkoppel. Andererseits zeigt sich aber auch, dass auf den durchfeuchteten Böden also Folge der Trittwirkung die Vegetationsdecke z.T. stark gestört wird und nur spärlich aufkommen kann und dass selbst einjährige Arten kaum Möglichkeiten haben, sich zu entwickeln (siehe Anhang). Dies deutet darauf hin, dass die Besatzdichte innerhalb der Graurinderkoppel wahrscheinlich zu hoch ist. Schley und Leytem (2004) geben eine ausführliche Literaturübersicht über Effekte der Beweidung auf die Biodiversität an und weisen darauf hin, dass gerade in sumpfigen Gebieten nur bei sehr extensiver Beweidung mit einer erhöhten Artenvielfalt zu rechnen ist. Eine bemerkenswerte Auswirkung des intensiven Betritts im Uferbereich des Neusiedlersees ist das vermehrte Aufkommen von *Juncus maritimus*, einer bedrohten Art, die offenbar durch die Beweidung gefördert wird (siehe auch 5.3).

Eine mögliche negative Folge der Beweidung zeigen die Ergebnisse in Kapitel 4.2.4 bezüglich Arten mit hohen Ellenberg´schen Salzzeigerwerten. So scheint es, dass bei intensiverer Beweidung, wie es im Bereich des Stalles der Hutweide Lange Lacke der Fall ist, die Deckungen und die Anzahl an salztoleranten Arten tendenziell zurückgehen. Dieser Trend wird anhand eines 15-jährigen Beweidungsprojektes mit Rindern auf niederländischen Salzmarschen von Olff und Ritchie (1997) bestätigt. Die Autoren geben aber keine Auskunft über die Auswirkungen bei verschiedenen Besatzungsdichten.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Hutweide Lange Lacke als Paradebeispiel für extensive Beweidung gesehen werden kann. Die Artendiversität ist sehr hoch, und negative Auswirkungen der Beweidung scheinen kaum vorhanden zu sein, vor allem wenn man bedenkt, dass die Hutweide schon seit vielen Jahrzehnten, wenn nicht Jahrhunderten, durchgehend beweidet wird. Die Tatsache, dass manche Bereiche intensiver und manche extensiver genutzt werden, erhöht vermutlich die Standortvielfalt und bietet Arten mit unterschiedlichsten ökologischen Ansprüchen entsprechende Nischen, wie das Beispiel von *Plantago tenuiflora* und *Pholiurus pannonicus* eindrucksvoll zeigt. Die Graurinderkoppel zeigt ingesamt eine geringere Artendiversität, bietet jedoch geeignete ökologische Nischen für zahlreiche bedrohte Arten, die auf offene und niederwüchsige Habitate angewiesen sind.

6. Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, mögliche Eutrophierungserscheinungen von zwei unterschiedlichen Weidesystemen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel zu untersuchen. Dabei wurden die Vegetations- und Bodennährstoffverhältnisse von verschiedenen Habitaten der Hutweide Lange Lacke (GV 0,46) und der Graurinderkoppel (GV 1,3) analysiert. Die Bodennährstoffe (Phosphat, Ammonium, Nitrat und Gesamtstickstoff) innerhalb der Hutweide weisen in den meisten Habitaten (Trockenrasen, Salzsteppen und Feuchtwiesen) höhere Werte im Nahbereich des Stalles (im Umkreis von 500m) als in den entfernteren Bereichen auf. Dies deutet auf eine Nährstoffverlagerung in Richtung Stall hin. Auch in der Artenzusammensetzung und den Deckungswerten der einzelnen Arten sind Verschiebungen zu erkennen. Weidesensitive Arten nehmen im Stallbereich aufgrund der höheren Weideintensität ab und weideresistente Arten nehmen tendenziell zu. Zudem konnten in Stallnähe sehr selten gewordene Pflanzengesellschaften nachgewiesen werden, die von den gestörten Bedingungen profitieren. Die Böden der intensiver beweideteten Graurinderkoppel sind insgesamt nährstoffreicher im Vergleich zur Hutweide Lange Lacke. Zudem wurden vereinzelt hohe Werte an Phosphat und Stickstoff nachgewiesen. Dies deutet auf punktuelle Nährstoffanreicherung durch vermehrte Ausscheidungen der Rinder hin. Im Vergleich zur Hutweide ist die Artenvielfalt an Pflanzen in der Graurinderkoppel geringer, wobei auch bedrohte Arten, die von den Rindern gemieden werden, vorkommen. Weitere Untersuchungen über Nährstoffflüsse wären notwendig, um langfristige Auswirkungen auf das Ökosystem abzuschätzen.

7. Literaturverzeichnis

BRAUN-BLANQUET J., 1964. Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde, Springer, Wien.

BÖCK M., 2006. Dynamik oder Persistenz – Welche Landschaftsentwicklung fördert die Vegetationsvielfalt. Diplomarbeit Universität Wien.

DICK G., DVORAK M., GRÜLL A., 1994. Vogelparadies mit Zukunft? Ramsarbericht Neusiedler See – Seewinkel. 3. Umweltbundesamt Wien.

DOUGLAS A. F., GROFFMANN P.M., EVANS R.D., TRACY F.T., 2000. Ungulate stimulation of nitrogen cycling and retention in Yellowstone Park grasslands. Oecologia 123: 116 – 121.

DUPRÉ C., DIEKMANN M., 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. Ecography 24: 275–286.

EDWARDS P.J., HOLLIS S., 1982. The distribution of excreta on New Forest grassland used by cattle, ponies and deer. Journal of Applied Ecology, 19: 953–964.

ELIÁS P., DÍTE D., GRULICH V., SUVADA R., 2008. Occurence of Camphorosma annua Pall. In Slovakia, past and present. Flora Pannonica 6: 117 - 126.

ELIÁS P., DÍTE D., GRULICH V., SUVADA R., 2010. Revision of historical and current distribiution of Pholiurus pannonicus (Host.) Trin. In Slovakia. Hacquetia 9/2: 177 – 183.

ELLENBERG H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.

FISCHER M., FALLY J., 2006. Pflanzenführer Burgenland. Eigenverlag Mag. Dr. Josef Fally.

FISCHER M., OSWALD K., ADLER W., 2008. Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Auflage, OÖ Landesmuseum.

FISCHER R.,2004. Blütenvielfalt im Pannonikum. Pflanzen im östlichen Niederösterreich, Nordburgenland und in Wien. IHW-Verlag Münschen.

FRY B., 2006. Stable Isotope ecology. Springer Science+Business Media, NY.

GANDER A., ROCKMANN A., STREHLER C., GÜSEWELL S., 2003. Habitat use by Scottish Highland cattle in a lakeshore wetland. Bulletin of the Geobotanical Institute ETH 69: 3–16.

GISI U., 1997. Bodenökologie. Thieme Verlag Stuttgart New York, 2. Auflage.

GRIFFITHS H., 1998. Stable Isotopes. Integration of biologcal, ecological and geochemical processes. BIOS Scientific Publishers Limited, Oxford.

HAYNES R.J., WILLIAMS P.H., 1999. Influence of stock camping behaviour on the soil bicrobiological and biochemical properties of grazed pastoral soils. Biol Fertil Soils 28: 253 – 258.

HERZIG A., 1997. Rote Liste Burgenland, BFB Bericht 87.

HÖGBERG P., 1997. ^{15}N natural abundance in soil-plant systems, New Phytol. 137: 179 – 203.

KANDELER E., GERBER H., 1988. Short-term assay of soil urease activity using colormetric determination of ammonium. Biol Fertil Soils 6: 68 – 72.

KAYSER M., KÖNIG H. P., LANDWEHR B., ISSELSTERIN J., 2008. Zur Bedeutung punktueller N-Einträge für unterschiedlich intensive Weidesysteme.

KORNER I., TRAXLER A., WRBKA T., 1999. Trockenrasenmanagement und –restituierung durch Beweidung im „Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel“. Zool.-Bot. Ges. Österreich 136: 181 – 212.

KORNER I., WRBKA T., STAUDINGER M., BÖCK M., 2008. Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmonitoring-Studie 1990 bis 2007. Zool.-Bot. Ges. Österreich 37: 1 – 84.

LELLMAN A., KÜHBAUCH W., SCHELLBERG J., 2005. Untersuchungen zum Nährstoffkreislauf, zur Leistung des Grünlands und der Rinder bei Nährstoff-extensiver Mutterkuhhaltung und ausschließlicher Grünlandnutzung im Mittelgebirge. Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

LÖFFLER H., 1982. Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. NÖ Pressehaus, St. Pölten Wien.

MAZANZOURT C., LOREAU M., ABBADIE L., 1998. Grazing optimization and nutrient cycling: When do herbivores enhance plant production?. Ecology 79 (7): 2242 – 2252.

MILCHUNAS D. G., SALA O.E. & LAUEMROTH W.K., 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. American Naturalist 132: 87 – 106.

MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER Th., 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs. G. Fischer, Jena, Stuttgart.

NELHIEBEL P., 1980. Die Bodenverhältnisse des Seewinkels. BFB- Bericht 37: 41-48.

OLFF H., RITCHIE M., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. Tree 13: 261 – 265.

RYDEN J.C., 1984. The flow of nitrogen in grassland. Proc. Fert. Soc. Engl. 229: 1-44.

SCHEFFER F., SCHACHTSCHABEL P., 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg Berlin.

SCHLEY L., LEYTEM M., 2004. Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität, Bull. Soc. Luxenburg. 65 – 85.

STARZ W., STEINWIDDER A., 2007. Stickstoffflüsse auf der Weide bei Vollweidehaltung im alpinen Raum Österreichs. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau.

STEINAUER E. M., COLLINS S.L., 1995. Effects of urine deposition on small-scale patch structure in prairie vegetation. Ecology 76: 1195 - 1205.

WEHRMANN J., SCHARPF H.C., 1979. Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf (N_{min}-Methode), Plant and Soil 52: 109 – 126.

WENDELBERGER G., 1950. Zur Soziologie der kontinentalen Halophytenvegetation Mitteleuropas. Abh. d. Akad. d. Wiss. , Math-Nat. Kl., Wien .

WILLIAMS P.H., HAYNES R.J., 1990. Influence of improved pastures and grazing animals on nutrient cycling within new zealand soils. New Zealand journal of ecology 14: 49-57.

YKOYAMA K., KAI H., KOGA T., AIBE T., 1991. Nitrogen mineralitation and microbial population in cow dung, dung balls and underlaying soil affected by paracoprid dung beetles. Soil Biology and Biochemistry 23: 649 – 653.

Internetresourcen:

http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/

8. Danksagung

Herzlichst bedanken möchte ich mich bei

Meinem geduldigen und liebvollen Diplomarbeitsbetreuer Prof. Roland Albert, der sich viel Zeit genommen hat für die Betreuung meiner Diplomarbeit, für die zahlreichen anregenden Gespräche und erheiternden Freilandtage im schönen Seewinkel.

Dr. Thomas Wrbka, der mir zu wertvolle Einblicken in diese Thematik verhalf und von dem ich viel über Vegetation und Naturschutz lernen konnte.

Der burgenländischen Landesregierung für die Erlaubnis zum Betreten der Nationalparkflächen.

Meinem Vater, der mich stets unterstützend durch mein Studium begleitet und mir dieses überhaupt ermöglicht hat.

Meiner Freundin, Claudia Unger, die mich in allen Phasen dieser Diplomarbeit unterstützt und begleitet hat.

Meinem Studienkollegen, Daniel Steinlesberger, der mir in den entscheidenden Phasen stets hilfreich zur Seite stand.

9. Lebenslauf

Persönliche Daten

Name:	Ralph Steingruber
Geburtsdatum:	21. November 1977
Staatbürgerschaft:	Österreich
Adresse:	Taglieberstrasse 6 / 8 / 4
	A-1230 Wien

Ausbildung

1984 – 1989	Volksschule Lycée Francais de Vienne / Österreich
1989 – 1997	Gymnasium Lycée Francais de Vienne / Österreich
1997	Französische und österreichische Reifeprüfung
1997 – 2001	Fachhochschule für Produktions- und Automatisierungstechnik
2001	Diplomarbeit: Entwurf einer universellen Steuerung anhand eines Microcontroller-Systems
2006 – 2013	Studium Biologie / Botanik, Universität Wien

Beruflicher Werdegang

1999	WITTMANN Kunststoffgeräte GmbH: Entwicklung der Serienfertigung für Linearroboter
2000	WITTMANN Kunststoffgeräte GmbH: Produktionsplanung, Neuplanung der Montagehalle am Standort Wien
2003	IVM / Robert BOSCH AG: Softwareentwicklung für Motorsteuerungen
2004 – 2009	Grain / Hewlett Packert: Software und Hardware Support
2011	Tutor Universität Wien: „Struktur und Funktion der Pflanze“ und „Interdisziplinäre Exkursionen LA – BU“
2012 - 2013	Philips Austria GmbH: Software und Hardware Support

Sprachen und Softwarekenntnisse

Deutsch:	Muttersprache
Französisch	sehr gut in Wort und Schrift
Englisch	sehr gut in Wort und Schrift
Betriebssysteme	Windows, Linux
Anwenderprogramme	Office, Arc GIS, Solid WORKS, Maya 3D, SPSS
Programmiersprachen	C#, HTML, Visual Basic

10. Anhang

Trockenrasean	RL Ö.	RL Bgld.	F	N	S	Hutweide Lange Lacke									Graurinderkoppel										
						Nah			Mittel				Fern			Nah			Mittel			Fern			
						8	5	15	7	16	4	9	3	10	6	34	35	36	42	38	40	51	2	41	57	1
Sedum sexangulare			2	1		+	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphorbia seguieriana	3	3	2	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trinia glauca	3	3	1	1		.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla incana	-r		1	1	1	2	1	2	1	2	1	1	2	.	2	+	1	1	.	+	.	.	.	.	.	1
Thesium linophyllon	3	3	2	1		.	.	+	+	+	+	+	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Genista tinctoria			6	1		.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thymus pulegioides			2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Teucrium chamaedrys			2	1	1	.	r	.	+	+	.	r	.	1	.	r	+	.	.	.	.	.	1	r	.	1
Petrorhagia saxifraga		3	2	1	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Potentilla inclinata	3	3	2	1		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Trifolium arvense			3	1	.	+	.	r	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa badensis			3	1		.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium pumilum	3		2	2	1	+	.	+	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Iris pumila	3	2	4	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium pilosella			4	2	1	.	.	.	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium ochroleucon	3	3	4	2		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Medicago minima		3	3	2	1	r	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Astragalus austriacus	3	3	2	2	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Briza media			x	2	1	.	.	.	.	.	1	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Veronica prostrata		3	2	2	1	+	r	+	.	1	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Dianthus pontederae	3		3	2	1	.	.	.	.	.	.	.	+	+	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	1
Anthyllis vulneraria			3	2	1	.	1	.	r	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Koeleria macrantha			3	2	1	.	.	.	+	2	+	.	2	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1
Phleum phleoides	3		3	2	1	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Filipendula vulgaris	3	3	3	2		.	+	.	.	+	+	+	2	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula pallescens auct.	2	1	5	2		.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Linum catharticum			x	2	1	r	+	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium montanum			3	2		.	.	.	r	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pseudolysimachion spicatum	3	3	3	2		.	.	.	.	+	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola canina			4	2		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Scabiosa ochroleuca			3	2	1	.	r	.	r	+	r	+	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	1	1
Festuca rupicola			3	2	1	.	2	.	.	.	2	1	2	2	2	.	.	1	2	.	.	1	.	.	.	.
Silene otites	3	3	2	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.
Sanguisorba minor			3	2	1	.	.	+	+	.	+	.	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	1
Botrychium lunaria	-r	2	4	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Artemisia campestris			2	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Pimpinella saxifraga s.str.			3	2		.	.	.	1	.	r	.	1	+	.	.	1	+	.	1	.	.	.	+	+	+
Polygala comosa			3	2	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Linum austriacum	3	3	3	2	1	r	r	.	r	+	+	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	1
Astragalus cicer			4	2	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.
Carex supina	2	2	2	2	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1
Prunella laciniata	3	3	3	2		.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	r	r	.
Aster linosyris	3	3	2	2		.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cuscuta epithymum			x	2	1	+	r	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Centaurea jacea ssp. angustifolia			4	2	2	+	+	+	+	1	1	+	+	+	.	.	+	r	+	+	1	2	+	2	1	1
Leucanthemum vulgare			4	3		.	+	r	+	.	+	+	.	.	.	.	.	r	+	+	.	+	1	1	.	.
Medicago falcata			3	3	1	.	+	.	1	+	.	1	.	+	.	.	1	1	.	.	.	+	1	r	+	r
Lotus corniculatus			4	3	1	1	1	+	.	1	+	1	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	1	+	+	1
Euphorbia cyparissias			3	3	1	.	.	1	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Peucedanum cervaria			3	3		.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betonica officinalis			x	3		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium campestre			4	3	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium bauhinii			3	3	1	.	r	.	+	.	+	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fragaria viridis			3	3		.	r	r	+	.	.	+	1	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Globularia punctata	3	3	4	3	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Selinum carvifolia	-r	3	7	3		.	+	.	+	.	.	.	r	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Securigera varia			4	3	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+
Bupleurum falcatum			3	3		.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Centaurea stoebe ssp. stoebe			2	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Eryngium campestre			3	3	1	+	+	+	1	+	.	.	.	+	.	+	1	.	.	.	+	1	.	.	1	1
Asperula cynanchica			3	3	1	.	.	.	.	.	.	+	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1
Rhinanthus minor			4	3	1	r	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Centaurea stoebe s.lat.			2	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus erectus			3	3	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
Trifolium medium			4	3		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.
Festuca pseudovina	3		3	3	x	3	3	.	1	.	1	1	2	.	3	2	4	4	2	2	3	3	3	2	3	2
Bromus hordeaceus			5	3	1	1	r	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scorzonera cana			4	3	2	r	.	.	.	+	r	.	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Plantago media			4	3	1	+	1	1	1	+	+	+	1	+	.	.	.	.	1	.	1	+	2	3	1	.
Poa angustifolia			x	3	1	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Ononis spinosa			4	3	1	1	+	+	r	+	1	1	2	1	.	.	.	r	2	1	1	+	2	1	1	.
Galium verum			4	3	1	+	2	+	+	1	+	+	2	1	r	r	+	.	+	+	+	+	r	+	+	1
Ranunculus polyanthemos		3	4	3	1	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Carex liparocarpos	3	3	3	4	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Picris hieracioides			4	4		.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	1	.	.	.	1
Knautia arvensis			4	4		+	+	+	.	.	.	+	+	+	.	.	.	+	.	+	1	+	.	.	+	+
Tragopogon dubius			4	4	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum perforatum			4	4	1	.	.	.	r	1	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salvia pratensis			3	4	1	.	.	+	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Avenula pubescens			3	4		.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salvia nemorosa			4	4		.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	r	1	.	.	.	.	.	.	r	1	.
Centaurea scabiosa			3	4	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Echium vulgare			4	4	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	+	.
Daucus carota			4	4	1	r	+	+	1	.	.	+	1	.	+	.	.	.	r	.	.	r	.	r	+	.
Lotus tenuis	3	3	7	4	2	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	+	.	.
Serratula tinctoria			7	4	1	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex flacca			6	4	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanguisorba officinalis			6	5	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Leontodon autumnalis			5	5		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Cichorium intybus			4	5	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	r	.	.	r	.
Veronica serpyllifolia			5	5		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium holosteoides			5	5	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Artemisia santonicum	3	3	4	5	3	.	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylis glomerata			5	5	1	+	+	2	1	2	1	1	1	+	+	1	2	1	2	2	2	1	.	+	1	2
Cynodon dactylon			4	5	1	2	1	2	+	2	+	1	.	+	.	4	2	3	4	3	.	1	2	3	2	.
Festuca arundinacea			7	5	2	+	r	r	+	.	.	+	.	.	.	3	.	2	2	+	2	2	.	+	.	.
Leontodon saxatilis	3	2	6	5		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	1	.	.	.	.
Potentilla reptans			6	5	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	+	.
Taraxacum bessarabicum	2	2	6	5	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera			7	5	2	.	+	.	.	.	+	+	.	1	.	.	.	+	2	.	1	+	.	.	.	.
Cirsium canum	3		8	5	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Pastinaca sativa			4	5	1	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago maritima	3	3	7	5	3	r	+	.	.	+	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Bellis perennis			5	6		+	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.
Ajuga reptans			6	6	0	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lepidium campestre			4	6		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium repens			5	6	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.
Leontodon hispidus			5	6	1	.	.	.	.	.	1	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	2	.	.
Senecio erraticus	3		6	6		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.
Plantago major			5	6		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Calamagrostis epigejos			x	6	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Carduus acanthoides			4	7		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	+	+	.	+	+	.	r	.	.	+	.
Arrhenatherum elatius			4	7		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Lolium perenne			5	7		.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	r	.	.	1	2	3	2	.	+	.	.
Trifolium fragiferum	3	3	7	7		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	+	1	r	.	.	.
Elymus repens			5	8	2	.	.	.	.	.	+	+	.	+	+	.	+	1	.	.	.	.	.	.	+	.
Thymus kosteleckyanus	2	2	.	.	.	1	+	1	r	1	+	1	r	+	.	r	1	+	.	.	.	.	+	r	+	.
Thesium ramosum	3	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1
Medicago lupulina			4	x	1	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	1	+	.	1	2	2	2	+	+	+	+
Arenaria serpyllifolia			5	x	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica arvensis			x	x		.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex tomentosa	3		7	x		.	.	.	2	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Convolvulus arvensis			4	x		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	+	+	.	.	.	+	.
Vicia angustifolia			x	x		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Erodium cicutarium			4	x		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium pratense			5	x	1	+	+	+	+	+	1	+	.	.	+	r	.	.	.	+	.	1	+	.	+	.
Plantago lanceolata			x	x	1	+	+	+	+	+	.	+	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	1	r	+	1
Prunella vulgaris			5	x		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Lotus maritimus	3	3	x	x	2	r	+	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	+	r	+	+	+	+	.	.
Carex distans	3	3	6	x	3	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.
Rhinanthus serotinus	3	3				.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Silene viscosa	2	2				r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygala species						.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex species						.	.	.	.	2	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	3	.	.
Achillea millefolium agg.						+	+	+	+	+	r	+	1	.	+	1	+	+	1	1	2	1	1	+	+	+
Taraxacum species						.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	+	.	.	r	.
Festuca species						.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.

Anhang 1: Vegetationstabelle Trockenrasen der Hutweide Lange Lacke und Graurinderkoppel. Arten sind nach steigenden Ellenberg´schen Stickstoffzeigerwert sortiert.

Habitat	Trockenrasen																							
Weide	Lange Lacke											Graurinder										Referenz		
Entfernung	Nah				Mittel				Fern			Nah			Mittel				Fern					
	5	8	15	21 Ex	4	7	16	9	3	6	10	34	35	36	38	40	42	51	2	41	57	1b	1a	1c
Phosphat mg/kg TM	2,40	4,60	3,79	2,47	1,94	2,86	2,68	2,81	4,12	2,17	1,80	7,78	3,64	5,29	8,11	3,80	6,68	3,99	2,81	2,12	4,09	2,74	3,15	2,01
N-Ammonium mg/kg TM	0,72	3,09	2,75	2,44	3,52	1,45	1,70	1,85	1,82	1,59	1,74	4,71	4,74	6,36	2,99	1,60	1,91	2,70	2,34	1,93	2,31	1,92	1,64	1,54
N-Nitrat mg/kg TM	4,42	14,35	4,41	11,30	6,89	5,06	4,45	14,21	21,04	3,66	3,43	33,05	24,03	27,17	9,88	8,72	4,24	6,02	2,46	3,59	12,02	7,50	7,50	4,57
δ15N	2,96	0,48	2,92	2,77	1,23	3,87	1,37	4,34	3,27	1,02	2,25	1,85	2,70	3,02	4,55	3,77	4,64	3,23	2,04	2,93	1,55	0,35	1,90	0,90
% N	0,55	0,42	0,63	0,47	0,26	0,53	0,25	0,41	0,21	0,28	0,27	0,70	0,50	0,54	0,31	0,26	0,11	0,28	0,40	0,28	0,53	0,23	0,38	0,47
% C	6,11	4,41	6,33	4,88	2,55	5,27	2,42	3,96	2,44	3,50	2,97	7,26	5,14	5,52	3,14	2,66	1,01	2,93	4,21	2,68	5,83	2,49	3,73	5,16
C/N	11,11	10,40	10,12	10,36	9,89	10,04	9,78	9,72	11,42	12,44	10,96	10,36	10,31	10,23	10,03	10,33	8,83	10,49	10,42	9,68	10,92	10,63	9,82	11,06
Cl mg/kg TM	27,59	36,37	629,79	43,24	227,05	29,66	33,20	26,96	59,25	54,79	21,91	61,59	32,65	96,92	128,04	854,78	605,30	27,62	61,12	92,56	30,06	22,43	28,45	15,91
SO4 mg/kg TM	2,82	4,07	6,66	7,47	6,00	3,18	2,82	3,36	10,85	4,68	1,77	30,05	14,43	100,30	35,93	7,65	8,82	15,30	60,64	162,02	16,55	6,53	8,77	2,07
Ca mg/kg TM	45,65	26,09	105,30	89,51	86,39	99,12	60,57	91,52	4,84	8,16	10,31	76,04	34,31	73,86	82,08	133,16	123,61	88,04	125,02	119,79	112,79	16,11	20,94	7,24
K mg/kg TM	9,23	21,16	550,67	24,74	192,27	15,48	24,34	10,83	21,72	23,73	8,19	88,51	60,94	109,13	168,23	790,42	576,22	63,09	69,60	74,89	51,49	40,66	25,37	14,25
Mg mg/kg TM	6,70	7,01	13,53	11,44	20,56	14,05	12,23	13,97	1,70	2,89	2,91	23,89	12,49	23,70	18,99	35,19	23,67	26,78	39,63	49,53	28,47	5,79	7,42	2,22
Na mg/kg TM	18,21	19,21	18,22	20,48	20,03	18,47	13,74	13,09	60,31	27,88	10,97	27,20	20,18	41,89	22,25	21,99	15,56	22,60	53,81	97,71	17,16	10,20	14,00	7,01

Anhang 2: Bodenergebnisse aller Aufnahmen für das Habitat Trockenrasen.

Habitat	Trockenrasen																				
Weide	Lange Lacke									Graurinder									Referenz		
Entfernung	Nah			Mittel			Fern			Nah			Mittel			Fern					
	Mean	*SE*	*SD*	***Mean***	*SE*	*SD*	***Mean***	*SE*	*SD*	***Mean***	*SE*	*SD*	***Mean***	*SE*	*SD*	***Mean***	*SE*	*SD*	***Mean***	*SE*	*SD*
Phosphat mg/kg TM	***3,32***	*0,53*	*1,07*	***2,57***	*0,21*	*0,43*	***2,69***	*0,72*	*1,25*	***5,57***	*1,20*	*2,09*	***5,65***	*1,05*	*2,10*	***3,01***	*0,58*	*1,00*	***2,63***	*0,33*	*0,58*
N-Ammonium mg/kg TM	***2,25***	*0,53*	*1,06*	***2,13***	*0,47*	*0,94*	***1,72***	*0,07*	*0,12*	***5,27***	*0,54*	*0,94*	***2,30***	*0,33*	*0,65*	***2,19***	*0,13*	*0,23*	***1,70***	*0,11*	*0,20*
N-Nitrat mg/kg TM	***8,62***	*2,51*	*5,01*	***7,65***	*2,25*	*4,49*	***9,38***	*5,83*	*10,10*	***28,08***	*2,64*	*4,58*	***7,21***	*1,28*	*2,56*	***6,02***	*3,02*	*5,23*	***6,53***	*0,98*	*1,69*
δ15N	***2,28***	*0,60*	*1,20*	***2,70***	*0,82*	*1,63*	***2,18***	*0,65*	*1,12*	***2,52***	*0,35*	*0,61*	***4,05***	*0,34*	*0,67*	***2,18***	*0,40*	*0,70*	***1,05***	*0,45*	*0,79*
Amt% N	***0,52***	*0,04*	*0,09*	***0,36***	*0,07*	*0,13*	***0,26***	*0,02*	*0,04*	***0,58***	*0,06*	*0,11*	***0,24***	*0,04*	*0,09*	***0,40***	*0,07*	*0,13*	***0,36***	*0,07*	*0,12*
Amt% C	***5,43***	*0,47*	*0,93*	***3,55***	*0,67*	*1,34*	***2,97***	*0,31*	*0,53*	***5,98***	*0,65*	*1,13*	***2,43***	*0,48*	*0,97*	***4,24***	*0,91*	*1,57*	***3,79***	*0,77*	*1,34*
C/N	***10,50***	*0,21*	*0,43*	***9,86***	*0,07*	*0,14*	***11,61***	*0,44*	*0,76*	***10,30***	*0,04*	*0,07*	***9,92***	*0,38*	*0,75*	***10,34***	*0,36*	*0,62*	***10,50***	*0,37*	*0,63*
Cl mg/kg TM	***184,25***	*148,55*	*297,10*	***79,22***	*49,29*	*98,59*	***45,32***	*11,77*	*20,39*	***63,72***	*18,58*	*32,19*	***403,94***	*196,12*	*392,23*	***61,25***	*18,04*	*31,25*	***22,26***	*3,62*	*6,27*
Sulfat mg/kg TM	***5,25***	*1,09*	*2,18*	***3,84***	*0,73*	*1,46*	***5,77***	*2,68*	*4,64*	***48,26***	*26,41*	*45,74*	***16,92***	*6,55*	*13,11*	***79,74***	*43,07*	*74,59*	***5,79***	*1,97*	*3,41*
Ca mg/kg TM	***66,64***	*18,49*	*36,98*	***84,40***	*8,36*	*16,73*	***7,77***	*1,59*	*2,76*	***61,40***	*13,56*	*23,49*	***106,72***	*12,71*	*25,43*	***119,20***	*3,54*	*6,14*	***14,77***	*4,01*	*6,95*
K mg/kg TM	***151,45***	*133,11*	*266,23*	***60,73***	*43,94*	*87,87*	***17,88***	*4,88*	*8,45*	***86,19***	*13,96*	*24,18*	***399,49***	*170,95*	*341,91*	***65,33***	*7,08*	*12,27*	***26,76***	*7,66*	*13,26*
Mg mg/kg TM	***9,67***	*1,68*	*3,36*	***15,20***	*1,83*	*3,67*	***2,50***	*0,40*	*0,69*	***20,03***	*3,77*	*6,53*	***26,16***	*3,41*	*6,82*	***39,21***	*6,08*	*10,54*	***5,14***	*1,54*	*2,66*
Na mg/kg TM	***19,03***	*0,54*	*1,08*	***16,33***	*1,72*	*3,44*	***33,05***	*14,48*	*25,07*	***29,75***	*6,40*	*11,08*	***20,60***	*1,68*	*3,37*	***56,23***	*23,28*	*40,33*	***10,40***	*2,02*	*3,50*

Anhang 3: Mittelwerte, Standabweichung und Standartfehler der Bodenergebnisse der Trockenrasen.

						Nah				Mittel					Fern					
	Ö.	Bgld	F	**N**	S	23	24	22	25	30	32	26	28	27	33	68	69	19R	8R	9R
Juncus articulatus			9	**2**	2	.	+	1	2	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.
Schoenus nigricans	2	2	9	**2**	1	.	.	.	+	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Carex flava	-r		9	**2**		.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.
Molinia caerulea	-r		7	**2**	1	.	2	2	.	1	4	2	.	.	.	.	.	.	4	.
Achillea aspleniifolia	2	3	7	**2**	2	.	+	.	+	+	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.
Centaurea jacea ssp. angustifolia			4	**2**	2	r	+	+	.	+	+	+	+	.	.	.	+	.	.	.
Aster linosyris	3	3	2	**2**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Linum catharticum			x	**2**	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Orchis palustris	2	2	9	**2**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Inula salicina	3		6	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+
Carlina vulgaris			4	**3**		.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladium mariscus	3	2	10	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa			7	**3**	1	4	2	1	1	3	1	2	3	2	.	1	1	.	.	1
Inula britannica	3	3	4	**3**	2	.	+	.	.	+	+	.	.	r	2	1	1	.	.	.
Centaurium littorale	3	3	7	**3**	3	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus polyanthemos		3	4	**3**	1	.	+	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.
Galium verum			4	**3**	1	+	+	+	+	1	1	+	+	1	.	+	+	.	.	+
Ononis spinosa			4	**3**	1	+	+	+	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa angustifolia			x	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago media			4	**3**	1	.	.	.	.	.	r	+	.	r	.	.	.	.	.	.
Selinum carvifolia	-r	3	7	**3**		.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphorbia cyparissias			3	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Lotus corniculatus			4	**3**	1	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.
Medicago falcata			3	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Leucanthemum vulgare			4	**3**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Carex flacca			6	**4**	1	2	1	1	3	3	1	.	1	3	.	.	.	.	.	.
Serratula tinctoria			7	**4**	1	2	1	1	2	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	2
Cirsium brachycephalum	2	2	9	**4**	3	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	+
Lotus tenuis	3	3	7	**4**	2	.	+	+	.	.	r	.	.	.	+	+	+	.	.	.
Scorzonera parviflora	2	2	7	**4**	3	.	.	.	.	r	.	.	1	.	.	.	.	2	.	.
Daucus carota			4	**4**	1	+	+	.	.	+	1	+	+	.	+	+	+	+		r
Knautia arvensis			4	**4**		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex panicia	r		8	**4**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Plantago maritima	3	3	7	**5**	3	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex divisa	2	2	7	**5**	2	.	.	.	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Eleocharis uniglumis	3	3	10	**5**	3	.	1	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica		3	9	**5**	1	+	.	+	.	.	.	.	+	+	1	+	+	.	+	.
Carex otrubae	3	3	8	**5**	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pastinaca sativa			4	**5**	1	.	+	.	.	1	+	r	.	r	r	.	.	.	.	.
Carex riparia	3		9	**5**	1	.	.	.	.	.	.	.	2	.	3	4	.	.	+	.
Cirsium canum	3		8	**5**	1	.	1	+	+	1	+	+	1	2	2	2	+	.	+	+
Pulicaria dysenterica	3	3	7	**5**	1	1	1	1	2	1	1	1	1	+	1	2	1	1		+
Agrostis stolonifera			7	**5**	2	1	1	+	r	+	+	+	1	.	1	.	.	2	.	.
Odontites vulgaris			5	**5**	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	3	.	.
Triglochin maritimum	3	3	7	**5**	4	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla reptans			6	**5**	1	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Festuca arundinacea			7	**5**	2	2	1	+	.	1	+	+	1	2	.	.	.	.	.	+
Cynodon dactylon			4	**5**	1	.	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylis glomerata			5	**5**	1	.	+	.	.	+	1	+	.	1	.	.	.	.	.	+
Carex acutiformis	.		9	**5**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Calamagrostis epigejos			x	**6**	1	1	.	.	.	.	.	+	3	+	+	2	3	.	.	.
Plantago major			5	**6**		.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Schoenoplectus tabernaemontani	3	3	10	**6**	3	.	.	.	1	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Aster tripolium	3	3	8	**6**	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.
Senecio erraticus	3		6	**6**		+	.	r	.	.	.	+	+	.	+	.	.	+	.	.
Leontodon hispidus			5	**6**	1	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	r
Bellis perennis			5	**6**		r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium fragiferum	3	3	7	**7**		.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium arvense			x	**7**	2	r	.	.	.	+	.	.	r	+	1	+	+	.	1	.
Rubus caesius			x	**7**		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Ranunculus repens			7	**7**		.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Lycopus europaeus			9	**7**	1	+	+	+	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.
Potentilla anserina			6	**7**	2	+	1	+	+	1	1	+	1	+	1	1	.	.	.	+
Phragmites australis			10	**7**	2	.	.	+	+	.	.	.	2	+	2	1	2	1	+	+
Bolboschoenus maritimus	3	2	10	**7**	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Lolium perenne			5	**7**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Elymus repens			5	**8**	2	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
Calystegia sepium			6	**9**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Chenopodium chenopodioides	3	3	7	**9**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Sonchus arvensis			5	**x**	2	.	.	.	.	1	.	.	r	.	+	+	.	1	.	.
Carex distans	3	3	6	**x**	3	.	1	1	2	1	1	1	3	.	4	2	.	.	.	2
Lotus maritimus	3	3	x	**x**	2	1	+	1	r	1	1	+	+	1	1	+	+	.	.	1
Plantago lanceolata			x	**x**	1	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium pratense			5	**x**	1	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Lythrum salicaria			8	**x**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Achillea millefolium ssp. millefoli						.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Ranunculus polyanthemophyllus	3	2				.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schoenoplectus pungens	1	1				.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rosa species						.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Ranunculus species						.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Festuca species						.	.	.	.	.	1	1	+	2	.	.	.	.	.	.
Achillea millefolium agg.						+	.	+	.	r	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.
Carex species						.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Anhang 4: Vegetationstabelle der Feuchtwiesen innerhalb Hutweide Lange Lacke. Arten sind nach steigenden Ellenberg´schen Stickstoffzeigerwert sortiert.

Habitat	Feuchtwiese														
Weide	Lange Lacke												Referenz		
Entfernung	Nah				Mittel					Fern			Referenz		
	25	22	23	24	26	27	28	30	32	33	68	69	19/1 R	19/3 R	8/R
Phosphat mg/kg TM	2,97	2,27	5,35	6,34	1,44	2,21	2,52	1,94	2,98	3,47	1,53	2,67	7,56	1,28	7,18
N-Ammonium mg/kg TM	1,54	1,89	0,97	3,60	4,60	1,66	2,41	5,75	4,00	1,82	2,21	1,35	1,83	1,12	3,64
N-Nitrat mg/kg TM	19,27	12,71	22,27	27,51	3,58	3,96	8,62	10,97	4,59	3,25	3,98	5,89	32,88	1,83	17,24
δ15N	2,72	4,12	4,28	4,15	-0,26	0,45	0,90	0,78	1,09	0,98	1,00	3,33	0,17	1,88	2,38
% N	0,63	0,63	0,56	0,80	0,19	0,57	0,37	0,39	0,35	0,52	0,38	0,26	0,57	0,31	0,76
% C	6,16	6,08	5,32	7,61	2,16	5,98	3,80	3,88	3,48	5,60	3,86	2,86	5,39	3,21	9,56
C/N	9,77	9,65	9,46	9,56	11,15	10,47	10,19	10,02	9,83	10,86	10,25	11,10	9,49	10,48	12,55
Cl mg/kg TM	320,25	250,73	186,60	132,22	227,84	50,82	306,63	45,16	648,79	106,76	75,64	28,71	398,69	147,63	125,13
Sulfat mg/kg TM	2321,76	956,12	684,22	1368,84	302,15	158,60	363,80	93,39	105,98	625,25	354,03	49,43	1135,22	834,08	1392,73
Ca mg/kg TM	288,56	105,56	83,86	118,52	127,41	148,28	161,79	82,57	99,91	138,43	92,44	121,51	54,42	121,93	421,98
K mg/kg TM	20,52	9,18	38,76	26,52	175,84	53,88	242,69	68,33	646,09	89,91	39,65	35,34	42,50	6,82	24,44
Mg mg/kg TM	197,11	91,08	93,51	73,99	69,47	38,70	68,25	31,21	40,51	65,87	65,79	30,82	94,72	51,12	167,75
Na mg/kg TM	894,11	647,83	530,88	726,81	140,81	130,67	176,50	260,60	88,09	241,84	141,72	21,92	1693,68	329,43	199,29

Anhang 5: Bodenergebnisse aller Aufnahmen für das Habitat Feuchtwiese innerhalb der Hutweide Lange Lacke.

Habitat	Feuchtwiese											
Weide	Lange Lacke									Referenz		
Entfernung	Nah			Mittel			Fern			Referenz		
	Mean	SE	SD	***Mean***	SE	SD	***Mean***	SE	SD	***Mean***	SE	SD
Phosphat mg/kg TM	***4,23***	0,96	1,93	***2,22***	0,26	0,58	***2,56***	0,56	0,97	***5,34***	2,03	3,52
N-Ammonium mg/kg TM	***2,00***	0,57	1,13	***3,68***	0,74	1,65	***1,79***	0,25	0,43	***2,20***	0,75	1,30
N-Nitrat mg/kg TM	***20,44***	3,09	6,18	***6,35***	1,47	3,28	***4,37***	0,79	1,36	***17,31***	8,96	15,53
δ15N	***3,82***	0,37	0,73	***0,59***	0,24	0,53	***1,77***	0,78	1,35	***1,48***	0,67	1,16
% N	***0,65***	0,05	0,10	***0,38***	0,06	0,13	***0,38***	0,07	0,13	***0,55***	0,13	0,23
% C	***6,29***	0,48	0,96	***3,86***	0,61	1,37	***4,11***	0,80	1,39	***6,05***	1,86	3,23
C/N	***9,61***	0,07	0,13	***10,33***	0,23	0,51	***10,74***	0,25	0,44	***10,84***	0,90	1,56
Cl mg/kg TM	***222,45***	40,61	81,22	***255,85***	110,50	247,08	***70,37***	22,68	39,29	***223,82***	87,68	151,86
Sulfat mg/kg TM	***1332,73***	358,46	716,91	***204,78***	54,35	121,52	***342,90***	166,32	288,07	***1120,67***	161,43	279,61
Ca mg/kg TM	***149,12***	47,02	94,05	***123,99***	14,71	32,89	***117,46***	13,43	23,26	***199,44***	112,96	195,66
K mg/kg TM	***23,75***	6,16	12,32	***237,36***	107,96	241,41	***54,97***	17,51	30,34	***24,59***	10,30	17,84
Mg mg/kg TM	***113,92***	28,07	56,13	***49,63***	8,01	17,90	***54,16***	11,67	20,21	***104,53***	34,02	58,93
Na mg/kg TM	***699,91***	76,22	152,45	***159,33***	28,97	64,79	***135,16***	63,57	110,11	***740,80***	477,92	827,78

Anhang 6: Mittelwerte, Standabweichung und Standartfehler der Bodenergebnisse für das Habitat Feuchtwiese.

Salzsumpf	RL Ö.	RL Bgld.	F	N	S	Lange Lacke Nah 80	81	83	Mittel 70	17	31	Fern 13	14	11	12	Graurinderkoppel Nah 44	48	55	Mittel 53	54	Fern 45	65	67
Poa badensis			3	**1**		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium arvense			3	**1**	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus articulatus			9	**2**	2	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.
Schoenus nigricans	2	2	9	**2**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Centaurea jacea ssp. angustifolia			4	**2**	2	.	.	.	.	.	.	.	2	+	+	.	.	.	.	.	.	.
Cuscuta epithymum			x	**2**	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Lepidium cartilagineum	3	3	x	**2**	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aster linosyris	3	3	2	**2**		.	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunella laciniata	3	3	3	**2**		.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca rupicola			3	**2**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Filipendula vulgaris	3	3	3	**2**		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Inula britannica	3	3	4	**3**	2	.	.	.	.	.	+	2	r	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Centaurium littorale	3	3	7	**3**	3	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus polyanthemos		3	4	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium verum			4	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa angustifolia			x	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago media			4	**3**	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scorzonera cana			4	**3**	2	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus hordeaceus			5	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca pseudovina	3		3	**3**	x	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.
Fragaria viridis			3	**3**		.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium bauhinii			3	**3**	1	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Puccinellia peisonis	3	3	7	**4**	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Carex flacca			6	**4**	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lotus tenuis	3	3	7	**4**	2	.	.	+	+	r	+	+	+	+	1	+	.	.	+	+	.	.	.
Scorzonera parviflora	2	2	7	**4**	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.
Carex stenophylla	3	3	x	**4**	2	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago maritima	3	3	7	**5**	3	.	.	+	.	.	.	+	+	1	+	.	.	.	+	.	.	.	.
Eleocharis uniglumis	3	3	10	**5**	3	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica		3	9	**5**	1	.	+	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex otrubae	3	3	8	**5**	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera			7	**5**	2	3	3	+	+	1	1	2	2	2	1	1	+	.	+	+	2	2	2
Taraxacum bessarabicum	2	2	6	**5**	3	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Odontites vulgaris			5	**5**	2	.	.	.	.	.	.	+	.	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Triglochin maritimum	3	3	7	**5**	4	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	1	1	.	1	+	2	.
Spergularia maritima	3	3	7	**5**	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	r	.
Salicornia prostrata	3	3	7	**5**	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Juncus gerardii	3	3	8	**5**	3	1	1	4	4	5	1	1	2	3	+	3	.	+	1	1	2	2	3
Leontodon saxatilis	3	2	6	**5**		.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca arundinacea			7	**5**	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Cynodon dactylon			4	**5**	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Dactylis glomerata			5	**5**	1	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calamagrostis epigejos			x	**6**	1	.	.	+	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schoenoplectus tabernaemonta	3	3	10	**6**	3	2	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.
Aster tripolium	3	3	8	**6**	4	.	.	1	1	1	.	.	.	.	+	1	+	1	1	1	1	1	1
Juncus maritimus	2	2	7	**6**	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	3	1	2	1	1	.
Leontodon hispidus			5	**6**	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium fragiferum	3	3	7	**7**		.	.	.	.	.	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium arvense			x	**7**	2	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopus europaeus			9	**7**	1	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla anserina			6	**7**	2	1	1	.	.	.	+	1	.	1	+	.	.	.	.	.	+	.	+
Phragmites australis			10	**7**	2	1	2	2	2	+	2	1	+	+	.	.	+	+	.	+	+	+	2
Ranunculus sardous		3	8	**7**		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bolboschoenus maritimus	3	2	10	**7**	3	3	2	2	1	+	2	+	.	.	.	+	.	.	+	1	+	+	1
Elymus repens			5	**8**	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chenopodium glaucum			6	**9**	4	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.
Atriplex prostrata	3	3	6	**9**	3	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calystegia sepium			6	**9**	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus arvensis			5	**x**	2	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex distans	3	3	6	**x**	3	.	.	.	1	.	3	.	.	.	r	2	+	1	3	3	3	2	1
Lotus maritimus	3	3	x	**x**	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Plantago lanceolata			x	**x**	1	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium pratense			5	**x**	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Convolvulus arvensis			4	**x**		.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Medicago lupulina			4	**x**	1	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Taraxacum species						.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Achillea millefolium agg.						.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.

Anhang 7: Vegetationstabelle der Salzsümpfe innerhalb Hutweide Lange Lacke und der Graurinderkoppel. Arten sind nach steigenden Elleberg´schen Stickstoffzeigerwert sortiert.

Habitat	Salzsumpf																			
Weide	Lange Lacke									Graurinder								Referenz		
Entfernung	nah		Mittel			Ferne				Nähe			Mittel			Ferne		Referenz		
	81	82	17	31	70	11	12	13	14	48	49	55	44	53	54	45	65	67a	67b	67c
Phosphat mg/kg TM	3,28	2,08	1,00	1,37	0,66	3,55	2,40	2,66	5,71	4,43	4,45	5,32	3,71	7,00	9,88	2,67	6,63	0,85	2,80	2,09
N-Ammonium mg/kg TM	1,08	1,32	2,12	4,87	4,26	2,46	1,41	1,66	3,07	1,11	1,31	14,50	0,86	1,00	2,32	0,70	2,46	1,12	1,40	1,38
N-Nitrat mg/kg TM	19,63	15,16	14,85	22,25	14,54	17,71	8,39	8,03	17,52	24,18	44,61	13,03	37,14	40,33	40,82	36,79	52,27	10,84	18,34	16,24
d 15N/14N	2,30	1,02	1,70	1,03	1,45	-1,01	-0,06	-0,70	-1,29	1,82	0,91	2,42	1,30	0,99	-0,96	1,70	3,48	0,28	0,41	0,26
% N	0,39	0,26	0,37	0,28	0,21	0,67	0,23	0,33	0,60	0,21	0,18	0,42	0,26	0,25	0,20	0,64	0,40	0,43	0,44	0,49
% C	3,81	2,56	3,35	2,57	2,08	6,87	2,00	3,37	6,41	2,29	1,73	4,20	2,34	2,18	2,09	6,11	3,58	4,06	4,40	4,81
C/N	9,89	9,98	9,00	9,33	9,88	10,21	8,80	10,13	10,63	10,72	9,41	10,08	9,01	8,64	10,27	9,48	8,95	9,52	9,93	9,85
Cl mg/kg TM	424,02	1030,22	398,62	689,85	266,38	45,99	27,87	29,41	252,97	836,70	700,70	1684,04	284,59	346,91	1366,33	1291,16	878,07	208,30	345,18	400,16
Sulfat mg/kg TM	2446,37	5393,38	1157,60	1259,47	753,06	13,87	6,04	8,09	7,99	2431,38	2101,71	6818,05	1348,57	2080,34	6926,52	2821,52	5491,81	520,87	493,78	1052,59
Ca mg/kg TM	108,32	237,50	27,19	71,66	30,77	72,42	77,77	60,66	75,33	49,93	38,56	59,95	36,55	65,97	204,06	73,06	58,19	25,97	26,83	29,11
K mg/kg TM	70,98	156,92	113,67	502,20	149,12	48,13	26,01	40,53	287,23	292,48	149,64	75,54	97,88	96,37	160,95	152,18	214,37	46,40	137,24	60,06
Mg mg/kg TM	165,82	337,87	57,70	83,29	42,30	22,37	20,63	18,85	21,12	108,72	85,60	431,64	57,32	81,64	438,30	108,08	90,41	20,70	39,05	26,98
Na mg/kg TM	1095,63	2360,85	1398,60	1067,18	623,61	28,85	22,75	17,70	19,99	1787,40	1509,85	3537,06	951,11	1150,87	3219,02	2631,01	3262,12	748,10	929,93	1338,30

Anhang 8: Bodenergebnisse der Aufnahmen des Salzsumpfes innerhalb der Hutweide Lange Lacke und der Graurinderkoppel.

Habitat	Salzsumpf																				
Weide	Lange Lacke									Graurinder									Referenz		
Entfernung	Nah			Mittel			Fern			Nah			Mittel			Fern			Referenz		
	Mean	SE	SD	**Mean**	SE	SD	**Mean**	SE	SD	**Mean**	SE	SD	**Mean**	SE	SD	**Mean**	SE	SD	**Mean**	SE	SD
Phosphat mg/kg TM	**2,68**	0,60	0,85	**1,01**	0,20	0,35	**3,58**	0,92	1,84	**4,73**	0,29	0,51	**6,86**	1,78	3,09	**4,65**	1,98	2,80	**1,91**	0,57	0,99
N-Ammonium mg/kg TM	**1,20**	0,12	0,17	**3,75**	0,83	1,44	**2,15**	0,45	0,89	**5,64**	4,43	7,68	**1,40**	0,47	0,81	**1,58**	0,88	1,24	**1,30**	0,09	0,16
N-Nitrat mg/kg TM	**17,40**	2,23	3,16	**17,21**	2,52	4,36	**12,91**	2,69	5,38	**27,28**	9,25	16,02	**39,43**	1,16	2,00	**44,53**	7,74	10,95	**15,14**	2,24	3,87
d 15N/14N	**1,66**	0,64	0,91	**1,39**	0,20	0,34	**-0,77**	0,31	0,61	**1,72**	0,44	0,76	**0,44**	0,71	1,22	**2,59**	0,89	1,25	**0,31**	0,05	0,08
% N	**0,32**	0,06	0,09	**0,29**	0,05	0,08	**0,46**	0,10	0,19	**0,27**	0,07	0,13	**0,24**	0,02	0,03	**0,52**	0,12	0,17	**0,45**	0,02	0,03
% C	**3,18**	0,63	0,88	**2,67**	0,37	0,64	**4,66**	1,13	2,26	**2,74**	0,75	1,29	**2,20**	0,07	0,13	**4,84**	1,26	1,79	**4,42**	0,22	0,38
C/N	**9,93**	0,04	0,06	**9,40**	0,26	0,45	**9,94**	0,47	0,94	**10,07**	0,38	0,65	**9,30**	0,49	0,85	**9,21**	0,26	0,37	**9,77**	0,13	0,22
Cl mg/kg TM	**727,12**	303,10	428,65	**451,62**	125,08	216,65	**89,06**	64,76	129,52	**1073,81**	307,63	532,83	**665,95**	350,66	607,35	**1084,62**	206,55	292,10	**317,88**	57,04	98,80
Sulfat mg/kg TM	**3919,88**	1473,50	2083,85	**1056,71**	154,65	267,86	**9,00**	0,58	1,15	**3783,71**	1520,15	2632,98	**3451,81**	1750,15	3031,35	**4156,66**	1335,15	1888,19	**689,08**	181,92	315,10
Ca mg/kg TM	**172,91**	64,59	91,34	**43,21**	14,26	24,70	**71,54**	4,63	9,25	**49,48**	6,18	10,70	**102,19**	51,64	89,44	**65,62**	7,44	10,52	**27,31**	0,94	1,62
K mg/kg TM	**113,95**	42,97	60,77	**255,00**	124,03	214,82	**100,47**	73,40	146,80	**172,55**	63,67	110,27	**118,40**	21,28	36,86	**183,27**	31,09	43,97	**81,23**	28,28	48,98
Mg mg/kg TM	**251,84**	86,03	121,66	**61,10**	11,96	20,71	**20,74**	0,60	1,19	**208,66**	111,69	193,46	**192,42**	123,14	213,29	**99,24**	8,84	12,50	**28,91**	5,39	9,33
Na mg/kg TM	**1728,24**	632,61	894,64	**1029,80**	224,50	388,84	**22,32**	1,27	2,53	**2278,11**	634,55	1099,08	**1773,67**	724,97	1255,69	**2946,56**	315,55	446,26	**1005,44**	174,51	302,26

Anhang 9: Mittelwerte, Standabweichung und Standartfehler der Bodenergebnisse der Salzsümpfe.

Salzsteppe	RL Ö.	RL Bgld.	F	N	S	Lange Lacke Nah 21	20	64	Mittel 29	18	Fern 61	62	63	66
Trifolium arvense			3	**1**	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.
Potentilla incana	-r		1	**1**	1	.	.	.	r	.	r	.	.	.
Sedum sexangulare			2	**1**		.	.	.	.	2	+	+	.	.
Potentilla argentea			2	**1**		r	.	.	.	.	.	.	.	.
Centaurea jacea ssp. angustifolia			4	**2**	2	r	.	.	+	.	.	.	.	.
Lepidium cartilagineum	3	3	x	**2**	5	.	.	.	1	r	.	1	.	+
Aster linosyris	3	3	2	**2**		.	.	.	.	.	1	1	r	.
Camphorosma annua	2	1	4	**2**	5	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Prunella laciniata	3	3	3	**2**		r	.	.	.	.	.	.	.	.
Pseudolysimachion spicatum	3	3	3	**2**		.	.	.	.	.	+	.	.	.
Koeleria macrantha			3	**2**	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Dianthus pontederae	3		3	**2**	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Veronica prostrata		3	2	**2**	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Allium sphaerocephalon	3	3	3	**2**		.	.	.	.	.	1	.	.	.
Galium verum			4	**3**	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Ononis spinosa			4	**3**	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Plantago media			4	**3**	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Scorzonera cana			4	**3**	2	1	1	.	1	.	1	+	.	.
Bromus hordeaceus			5	**3**	1	1	1	.	r	+	1	1	.	.
Festuca pseudovina	3		3	**3**	x	4	4	2	5	4	3	3	3	2
Lotus corniculatus			4	**3**	1	.	1	.	r	.	.	.	.	.
Leucanthemum vulgare			4	**3**		.	+	.	.	.	.	.	.	.
Puccinellia peisonis	3	3	7	**4**	4	.	.	2	1	+	.	.	3	3
Lotus tenuis	3	3	7	**4**	2	1	+	.	+	.	.	.	.	.
Bupleurum tenuissimum	2	2	7	**4**	1	+	.	.	.	1	.	.	.	.
Carex stenophylla	3	3	x	**4**	2	.	.	1	+	.	.	.	2	.
Plantago maritima	3	3	7	**5**	3	1	1	.	2	2	2	2	1	1
Agrostis stolonifera			7	**5**	*2*	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Taraxacum bessarabicum	2	2	6	**5**	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Odontites vulgaris			5	**5**	2	.	.	.	.	+	.	+	.	.
Cynodon dactylon			4	**5**	1	+	.	.	+	.	.	.	.	.
Dactylis glomerata			5	**5**	1	.	r	.	+	.	+	.	.	.
Artemisia santonicum	3	3	*4*	***5***	*3*	3	3	3	3	2	3	3	2	3
Polygonum aviculare			4	**6**		.	.	2	.	.	.	.	.	.
Plantago major			5	**6**		.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aster tripolium	3	3	8	**6**	4	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Trifolium fragiferum	3	3	7	**7**		.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla anserina			6	**7**	2	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Phragmites australis			10	**7**	2	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Lolium perenne			5	**7**		.	.	.	.	.	.	.	.	.
Suaeda pannonica	2	2	8	**7**	5	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Elymus repens			5	**8**	2	+	+	.	.	.	+	.	.	.
Lotus maritimus	3	3	x	**x**	2	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Plantago lanceolata			x	**x**	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Trifolium pratense			5	**x**	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Plantago tenuiflora	1	1				.	.	r	.	.	.	.	.	.
Achillea millefolium agg.						.	+	.	+	+	+	.	.	.
Carex species						1	1	.	.	2	.	.	.	.
Iris species						.	.	.	.	.	+	.	.	.

Anhang 10: Vegetationstabelle der Salzsteppe innerhalb Hutweide Lange Lacke. Arten sind nach steigenden Elleberg´schen Stickstoffzeigerwert sortiert.

Habitat	Salzsteppe										
Weide	Lange Lacke								Referenz		
Entfernung	Nah			Mittel		Fern					
	64	21A	20	18	29	61	62	63	66a	66b	66c
Phosphat mg/kg TM	9,32	5,21	5,45	4,68	1,69	1,65	2,18	2,70	2,84	1,84	3,83
N-Ammonium mg/kg TM	0,95	2,40	1,91	1,54	1,26	1,36	1,78	1,27	1,18	1,48	0,77
N-Nitrat mg/kg TM	7,95	22,39	39,64	10,93	11,29	9,81	12,43	9,84	20,16	15,60	10,16
d 15N/14N	6,42	1,16	5,59	3,03	2,93	3,25	4,09	2,72	2,07	1,04	2,56
% N	0,22	0,54	0,53	0,63	0,31	0,24	0,23	0,26	0,14	0,20	0,12
% C	2,79	6,00	5,74	5,97	2,77	2,79	2,63	2,98	1,10	1,55	1,08
C/N	12,57	11,11	10,76	9,47	9,07	11,42	11,55	11,46	7,66	7,66	9,05
Cl mg/kg TM	84,24	57,56	133,02	25,37	54,93	24,69	43,85	131,06	303,02	587,00	937,84
Sulfat mg/kg TM	584,56	195,73	279,43	5,45	232,24	3,56	8,13	39,01	361,53	598,81	2403,23
Ca mg/kg TM	19,56	6,90	21,41	51,04	20,19	1,79	2,16	3,90	17,69	19,20	14,86
K mg/kg TM	26,68	24,08	64,08	12,47	5,35	4,36	7,48	50,76	33,11	125,99	60,53
Mg mg/kg TM	14,85	13,24	40,22	18,44	4,50	0,64	2,54	2,86	16,81	13,70	19,24
Na mg/kg TM	767,80	180,24	365,41	75,71	464,56	34,62	54,92	82,00	1176,64	1369,97	2679,62

Anhang 11: Bodenergebnisse der Aufnahmen der Salzsteppe innerhalb der Hutweide Lange Lacke.

Habitat	Salzsteppe											
Weide	Lange Lacke									Referenz		
Entfernung	Nah			Mittel			Fern					
	Mean	SE	SD	***Mean***	SE	SD	***Mean***	SE	SD	***Mean***	SE	SD
Phosphat mg/kg TM	***6,66***	1,33	2,31	***3,18***	1,50	2,11	***2,17***	0,30	0,52	***2,84***	0,58	1,00
N-Ammonium mg/kg TM	***1,75***	0,43	0,74	***1,40***	0,14	0,20	***1,47***	0,16	0,27	***1,14***	0,21	0,36
N-Nitrat mg/kg TM	***23,33***	9,16	15,86	***11,11***	0,18	0,25	***10,69***	0,87	1,50	***15,31***	2,89	5,01
d 15N/14N	***4,39***	1,63	2,83	***2,98***	0,05	0,07	***3,35***	0,40	0,69	***1,89***	0,45	0,77
% N	***0,43***	0,10	0,18	***0,47***	0,16	0,23	***0,24***	0,01	0,02	***0,16***	0,02	0,04
% C	***4,84***	1,03	1,78	***4,37***	1,60	2,27	***2,80***	0,10	0,18	***1,24***	0,15	0,27
C/N	***11,48***	0,55	0,96	***9,27***	0,20	0,28	***11,48***	0,04	0,07	***8,12***	0,46	0,80
Cl mg/kg TM	***91,61***	22,09	38,26	***40,15***	14,78	20,90	***66,53***	32,73	56,70	***609,29***	183,59	318,00
Sulfat mg/kg TM	***353,24***	118,16	204,65	***118,85***	113,40	160,37	***16,90***	11,13	19,28	***1121,19***	644,67	1116,60
Ca mg/kg TM	***15,95***	4,56	7,90	***35,61***	15,43	21,81	***2,62***	0,65	1,13	***17,25***	1,27	2,21
K mg/kg TM	***38,28***	12,92	22,38	***8,91***	3,56	5,03	***20,87***	14,97	25,94	***73,21***	27,55	47,72
Mg mg/kg TM	***22,77***	8,74	15,14	***11,47***	6,97	9,86	***2,01***	0,69	1,20	***16,58***	1,60	2,78
Na mg/kg TM	***437,82***	173,43	300,40	***270,13***	194,42	274,95	***57,18***	13,73	23,77	***1742,08***	472,08	817,67

Anhang 12: Mittelwerte (Mean), Standabweichung (SD) und Standartfehler (SE) der Bodenergebnisse der Salzsteppe.

	Fern												Mittel											Nah								
Aufnahmenummer	61	6	62	3	13	12	63	11	69	14	68	33	16	18	4	30	26	32	29	28	70	31	17	8	5	21	20	64	22	24	80	81
Salzgehalte g/kg	0,07	0,10	0,13	0,13	0,22	0,25	0,25	0,26	0,37	0,45	0,86	1,30	0,18	0,30	0,41	0,90	1,03	1,12	1,19	1,23	2,04	3,77	4,01	0,10	0,13	0,52	1,10	2,08	2,34	2,60	4,26	9,24
Plantago maritima	15,5	0,5	15,5	0,5	0,5	0,5	3	3	.	0,5	.	.	0,5	15,5	0,5	.	0,5	.	15,5	.	.	.	.	0,1	0,5	3	3	.	.	.	.	.
Scorzonera parviflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Triglochin maritimum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	0,1	0,1	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Puccinellia peisonis	.	.	.	.	.	.	38	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	15,5	.	.	.	.
Aster tripolium	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago tenuiflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.
Lepidium cartilagineum	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Camphorosma annua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.
Carex distans	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	15,5	63	.	.	3	3	3	3	.	38	3	38	.	.	.	.	.	.	3	3	.	.
Atriplex prostrata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bolboschoenus maritimus	.	.	.	.	0,5	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	15,5	0,5	.	.	.	.	.	.	.	38	15,5
Juncus gerardii	.	.	.	.	3	0,5	.	38	.	15,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	63	3	88	.	.	.	.	.	.	.	3	3
Chenopodium glaucum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.
Eleocharis uniglumis	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	3
Summe Deckung (%)	15,5	0,5	18,5	0,5	4,5	1,6	41	41	0,1	16	15,5	63	0,5	16,1	3,5	3,6	4	3	21,5	41,1	72,6	57	91,5	0,1	0,5	3	3	18,6	3	6	44	21,5
Anzahl Arten	1	1	2	1	4	4	2	2	1	2	1	1	1	3	2	3	3	1	3	3	6	4	3	1	1	1	1	3	1	2	3	3

Anhang 13: Deckungswerte (%) halophiler Arten bei steigendem Bodensalzgehalten innerhalb der Hutweide Lange Lacke.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Monografien Allgemein

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: 36

Autor(en)/Author(s): Steingruber Ralph

Artikel/Article: Auswirkung der Beweidung auf die Vegetation und Bodennährstoffe im Nationalpark Neusiedler See -Seewinkel und Bedeutung für den Naturschutz am Beispiel Hutweide – Lange Lacke und Graurinderkoppel – Sandeck 1-90