Acta ZooBot Austria **150/151**, 2014, 41–62

# Auswirkungen der Beweidung in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel – Eine statistische Analyse der Vegetationsdaten des Dauerflächenmonitorings

Katrin Euller, Katharina Zmelik, Anna Schneidergruber, Thomas Wrbka & Ingo Korner

Um die naturschutzfachlich wertvolle Steppenlandschaft der Seewinkler Puszta mit ihrer charakteristischen Vogelwelt und Salzvegetation erhalten zu können, wurde 1987 die traditionelle Weidenutzung im Gebiet des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel wieder aufgenommen. Die neuerliche Beweidung wurde von einem langjährigen vegetationsökologischen Monitoring begleitet. Die vorliegende Studie fasst die Ergebnisse des Beobachtungszeitraums 1995–2011 anhand uni- und multivariater Analysen zusammen. Zuvor monodominante, naturschutzfachlich problematische Arten, wie Quecke (*Elymus repens)* oder Land-Reitgras *(Calamagrostis epigejos*) verloren stark an Deckung in den Probeflächen. Biodiversitätsindices zeigten nur im Bereich der Halbtrockenrasen und ehemaligen Weingartenbrachen signifikante Unterschiede. Befürchtete negative Auswirkungen der Beweidung auf die Lackenvegetation konnten nicht bestätigt werden, die Beweidung scheint die Etablierung von Halophyten eher zu fördern.

**Euller K., Zmelik K, Schneidergruber A., Wrbka Th. & Korner I., 2014: Impact of grazing within the conservation zone of the Lake Neusiedl-Seewinkel National Park: a statistical analysis of vegetation data of a long-term monitoring project.**
In order to protect the valuable steppe landscape of the "Seewinkler Puszta" and its characteristic avian fauna and salt marsh vegetation, the traditional grazing was reintroduced in the area of Neusiedlersee-Seewinkel in 1987. A monitoring system based on changes in plant species composition was implemented. The present study shows the results of the long-term monitoring from 1995–2011 using uni- and multivariate analyses. Dominant and – in terms of nature conservation – problematic species such as *Elymus repens* and *Calamagrostis epigejos* declined in the sample plots. Biodiversity indices showed significant effects only in areas of arid grasslands and abandoned vineyards. Rather than detecting negative effects of grazing on salt vegetation, we recorded a slight increase of specific salt species (halophytes).

**Keywords:** Lake Neusiedl, halophile vegetation, grazing management, long-term monitoring, restoration, pasture landscape.

## Einleitung

Die pannonische Steppenlandschaft (Puszta) im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel ist durch Jahrhunderte lange Viehwirtschaft geprägt (Kühn 1992, Kohler et al. 1994). Ein Großteil der Fläche wurde als Hutweide genutzt, andere Bereiche wurden gemäht, um Winterfutter für die Tiere sicher zu stellen. Durch diese extensive Nutzung entwickelte sich eine Kulturlandschaft, welche sich mit ihren zahlreichen Salzlacken, der pannonischen Steppenvegetation und den darin brütenden charakteristischen Watvogelarten zu einer der ökologisch bedeutendsten Landschaften Mitteleuropas etablierte (Wendelberger 1959, Löffler 1982). Die weitgehende Aufgabe dieser traditionellen Wirtschaftsform in den 1960er Jahren bewirkte, zusätzlich verstärkt durch Entwässerungsmaßnahmen, Grundwasserabsenkungen und diverse Nährstoffeinträge, gravierende Landschaftsveränderungen und in Folge eine sukzessive Abnahme der Biodiversität (Krachler 1993, Kohler et al. 1994).

Ausgedehnte Feucht- und Salzwiesen fielen größtenteils brach und in Extremfällen wurden die naturschutzfachlich wertvollen Lackenrandgesellschaften vollständig durch dichte, hochwüchsige Schilfbestände (*Phragmites australis*) ersetzt. Der Großteil der naturschutzfachlich wertvollen Trockenrasen im Seewinkel wurde zu Weingärten umfunktioniert, auf welchen sich nach Aufgabe der Weingartennutzung naturschutzfachlich problematische Arten wie die Quecke (*Elymus repens*) oder das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) ausbreiteten. Um das vollständige Verschwinden der Seewinkler Puszta mit seiner naturschutzfachlich wertvollen Steppenvegetation und seiner charakteristischen Vogelwelt zu verhindern, wurde auf Betreiben von Ornithologen und Naturschützern – in Zusammenarbeit mit der biologischen Station Illmitz und der Naturschutzabteilung des Landes Burgenland – 1987 die traditionelle Weidenutzung wieder aufgenommen. Einzig um die Lange Lacke blieb die traditionelle Hutweide in ungebrochener Nutzungstradition bestehen, ebenso im Bereich der Podersdorfer Pferdeweide im Seevorgelände des Neusiedlersees. Alle Weideprojekte wurden nach 1989 als Managementmaßnahmen für die Bewahrungszone des Nationalparks übernommen und sukzessive um weitere Projekte (Graurinder, Weiße Esel, Warmblutpferde, Przewalskipferde) ergänzt und ausgeweitet.

Im Seewinkel stellt sich vor allem die Frage, ob störungssensible Pflanzenarten, wie zum Beispiel die der Soda-Lackenränder, in ihrem Bestand durch die Beweidung gefährdet sein könnten (Wegener 1991). Grundsätzlich gilt, dass Effekte von Beweidung abhängig von naturschutzfachlichen und landschaftsökologischen Zielvorgaben differenziert zu betrachten sind (Ahrendt 2002, Calladine et al. 2002, Ellis 2003, Gander et al. 2003, Holsten 2003).

In diesem Sinne wurde die neuerliche Beweidung seit 1989 von einem langjährigen vegetationsökologischen Monitoringprogramm begleitet, dessen Schwerpunkt in der Evaluierung der Weideeffekte auf die Artenzusammensetzung der halophilen Lackenrandvegetation, der Sandtrockenrasen sowie der aufgelassenen Weingärten und Ackerbrachen auf potentiellen Trockenrasenstandorten liegt. Erste Ergebnisse des Langzeitmonitorings wurden bereits nach 9 Jahren in Korner et al. 1999 und nach 18 Jahren in Korner et al. 2008 publiziert. Es konnte innerhalb einzelner Plots dargestellt werden, dass extensiv beweidete Trockenrasen durch den Biomassenentzug und die Entstehung zahlreicher Bestandslücken artenreicher sind als nicht genutzte Flächen. Ebenfalls wurden erste Trends einer Entwicklung von Acker- und Weingartenbrachen hin zu Halbtrockenrasen ersichtlich. Die Ausbreitung von Problemarten wie Quecke oder Land-Reitgras auf Brachflächen konnte durch ein angepasstes Beweidungsmanagement kombiniert mit Mahd deutlich reduziert werden. Der Schilfgürtel in den Lackenrändern wurde an manchen Stellen infolge von Beweidung um bis zu 200m zurückgedrängt. Die Ergebnisse zeigten, dass eine Steigerung der Diversität von Gefäßpflanzenarten nur durch ein jährliches Adaptieren von Beweidungsmanagementplänen erreicht wird.

Während auf Brachen gerichtete Sukzessionen stattfinden, kommt es auf Brackröhrichten und Salzwiesen natürlicherweise zu Fluktuationen, die durch Beweidung zusätzlich beeinflusst werden. Ziel ist es, diese natürlichen Fluktuationen durch Beweidung so zu lenken, dass diese natürlichen Muster nicht zerstört werden, aber sehr wohl konkurrenzstarke Arten zurückgedrängt werden um konkurrenzschwächere Arten zu fördern. Die Unterscheidung zwischen Sukzession und Fluktuation ist gerade im Seewinkel sehr schwierig, da durch Entwässerungen degradative Sukzessionsprozesse in Richtung Aussüßen der Lacken vorherrschen.

In der vorliegenden Arbeit wird das Datenmaterial des Langzeitmonitorings von 1995–2007 mit den neu aufgenommenen Vegetationsdaten der Jahre 2008–2011 erweitert und in seiner Gesamtheit statistisch analysiert, um folgende Fragen beantworten zu können:

- Welche Pflanzengesellschaften konnten auf den Monitoringflächen der Seewinkler Weidelandschaft dokumentiert werden?
- Welche Auswirkungen hatte die Wiedereinführung der Beweidung auf die typische Artenzusammensetzung naturschutzfachlich wichtiger Lebensräume in der Bewahrungszone des Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkels?
- Konnten Problemarten der Seewinkler Weidelandschaft durch Beweidung zurückgedrängt werden?
- Bewirkt die Beweidung eine Förderung der typischen Pflanzenarten der Seewinkler Puszta?
- Gibt es unerwünschte Weideeffekte in den Pflanzengesellschaften der Lackenränder und der Salzsümpfe, wie z. B. ein Zurückdrängen der Salzarten?

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet und Monitoring-Methodik:

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie liegt im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel (Abb. 1). Die Tiefebene des Seewinkels umfasst in etwa 450 km² und befindet sich auf einer Seehöhe von ungefähr 120 m. Die Region Neusiedlersee-Seewinkel ist durch ein heiß-trockenes, pannonisches Klima mit einem jährlichen Durchschnittsniederschlag von 700–800 mm und einer jährlichen Durchschnittstemperatur von >9 °C charakterisiert (ZAMG 2002). Die Temperaturen können im Jahresverlauf zwischen den Extremwerten von bis zu 40°C im Sommer und -20°C im Winter schwanken. Das vorherrschende Klima und die Entstehung des Gebietes haben im Seewinkel ein Mosaik aus verschiedenen Bodentypen geschaffen. Salzböden wechseln sich mit fruchtbaren, schwarzerdeartigen und sandigen Böden ab (Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel 2014). Aufgrund der dort auftretenden pannonischen Steppenvegetation, den Salzlacken und anderen durch den hohen Salzgehalt des Bodens geprägten Standorten, zählt die Region zu den ökologisch bedeutsamsten Landschaften Mitteleuropas (Wendelberger 1959, Löffler 1982, Korner et al. 2008). Der Seewinkel ist gekennzeichnet durch eine jahrhundertelange Weidetradition, die halbextensiv und in Form von großflächigen Hutweiden betrieben wurde (Korner et al. 2008, 1992, Korner et al. 2008). „Halbextensiv“ bezieht sich auf die räumlich und zeitlich stark differenzierte Weidewirkung der traditionellen Hutweide. Es gab einerseits „überbeweidete“ Flächen und anderseits auch Gebiete, in denen es, beispielweise durch periodische Überflutungen, tendenziell zu einer sehr geringen Weidewirkung kam.

Das Gelände rund um die Ortschaft Illmitz ist geprägt durch unterschiedliche Strukturen und Biotope. Es wechseln trockene Sandkuppen, nasse bis überschwemmte Senken und sandige Rücken (Korner et al. 2008). Südöstlich schließt der großteils in Ungarn liegende Hanság an, eine ehemalige Niedermoorlandschaft, in der heute noch Restbestände einstiger Moorwiesen und Erlen-Bruchwälder zu finden sind.

Die Monitoringflächen wurden zwischen 1990 und 2007 auf beweideten Flächen des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel auf Basis eines hierarchischen Monitorings eingerichtet (Traxler 1997). Dabei wurden Flächen auf unterschiedlicher Maßstabsebene angelegt

(siehe Methodikbeschreibung in Korner et al. 2008). Ein wichtiger Grundsatz bei der Auswahl der Aufnahmeflächen war die Berücksichtigung der charakteristischen ökologischen Gradienten der Seewinkler Weidelandschaft, um Veränderungen/Verschiebungen von Pflanzengesellschaften dokumentieren zu können. Es wurden einheitlich 2x2m große Quadrate als „permanent plots" angelegt und exakt verortet. Die Datenaufnahme erfolgte mittels Feinanalyse auf vier Subplots von jeweils 1x1m als Flächenreplikate (Traxler 1997). Für die hier vorliegende Studie wurden nur die Einzelplots von 2x2m berücksichtigt, um die pflanzensoziologische Zuordnung durch Erreichen der Minimalareale zu gewährleisten und räumliche Autokorrelation bei der Analyse zu verhindern. Insgesamt konnten so in der vorliegenden Studie 79 repräsentative Monitoringflächen ausgewertet werden. Detaillierte Informationen zu den unterschiedlichen Weideformen im Untersuchungsgebiet sind in Tabelle 1 zu finden. Die jährliche Anpassung der Beweidungsintensität und -dauer erfolgt durch Experteneinschätzungen vor Ort. Die Datenerhebung wurde im Zeitraum zwischen 1990 und 2011 durchgeführt, wobei die Flächen in verschiedenen zeitlichen Abständen und Jahren aufgenommen wurden. Im jeweiligen Erhebungsjahr einer Monitoringfläche erfolgte die Datenerhebung einmal pro Vegetationsperiode, in Einzelfällen wurden Artenlisten in der darauffolgenden Vegetationsperiode ergänzt, z. B. Frühjahrsannuelle in Trockenrasen. Die Bestimmung und Nomenklatur der Arten folgte dem Bestimmungswerk „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol" (Fischer et al. 2008). Die Ve-

Tab. 1: Angaben zur Beweidung im Untersuchungsgebiet. Kategorien zur Weideintensität beziehen sich auf die im Seewinkel üblichen Viehdichten (GV = Großvieheinheit). – Tab. 1: Details on grazing in the investigation area. Categories of grazing intensity are based on the livestock densities typical for the Seewinkel.

| **Weidegebiet** | **Weideform** | **Nutztierarten** | **Weideintensität (nach Korner et al. 2008 und Steingruber 2013)** | **Anlage der Monitoring-flächen** |
|---|---|---|---|---|
| Weiße Esel-Weide Sandeck | Koppel | Weiße Esel | intensiv | 2001 |
| Warmblut-Koppel, (Seevorgelände Illmitz) | Koppel | Reit- und Kutschen-pferde (Warmblut) | Mittel bis intensiv | 1999 |
| Przewalski-Pferde-Koppel, (Seevorgelände Illmitz-Hölle) | Koppel | Wildpferde (Przewalski) | extensiv | 2001 |
| Pferdekoppel Podersdorf, (Seevorgelände Podersdorf) | Koppel | Reit- und Kutschen-pferde (Warmblut) | Intensiv | 1990 |
| Hutweide Zicksee-Albersee-Seedamm | Hutweide (von Hirten betreut) | Rinder (vorw. Aberdeen-Angus) | Mittel | 1990 (Zicksee), 2001 (Seedamm) |
| Hutweide Illmitz-Kirchsee | Hutweide (von Hirten betreut) | Rinder (Aberdeen-Angus/Fleckvieh) | Mittel | 1990 |
| Graurinder-Weide, (Seevorgelände Apetlon) | Koppel | Rinder (Ungar. Steppenrind, Wasserbüffel) | Mittel bis intensiv Max. 1,3 GV/ha (60% der Fläche sind Brackröhrichte & können nur in trockenen Jahren beweidet werden) | 2001 |
| Hutweide Apetlon | Hutweide (von Hirten betreut) | Rinder (vorw. Fleckvieh) | Mittel ca. 0,46 GV/ha | 2001 |

getationsaufnahmen wurden immer bei vergleichbarem Vegetationsstadium durchgeführt. So wurden die Sandsteppen zum Beispiel immer im Frühling/Frühsommer kartiert, während Feuchtflächen im Hoch- und Spätsommer aufgenommen wurden. Die Aufnahme der Deckungswerte der einzelnen Pflanzenarten zum Zeitpunkt der Aufnahme erfolgte von 1990 bis 1994 mittels Braun-Blanquet-Skala ab 1995 wurde eine Prozentskala verwendet. Somit konnten auch geringfügige Veränderungen der Deckungswerte einzelner Pflanzen im Untersuchungszeitraum dokumentiert werden.

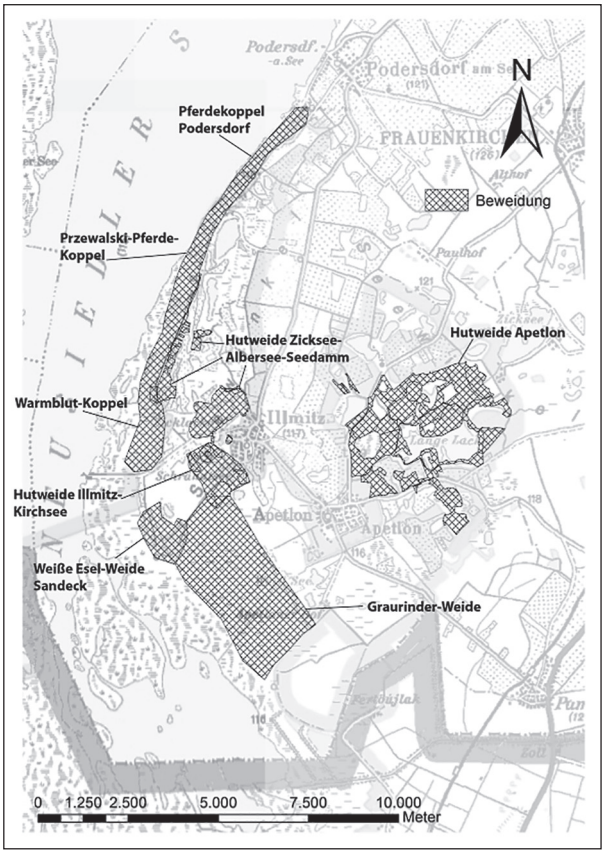


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets. – Fig. 1: Location of the study area.

## TWINSPAN-Klassifizierung und statistische Analysen:

Um das Aufnahmematerial in Gruppen mit ähnlichen Vegetationsverhältnissen einteilen zu können, welche die unterschiedlichen Lebensräume des Seewinkels repräsentieren, wurden im Programm Juice (Tichý 2002) alle Aufnahmen, die zu Beginn des Monitorings der einzelnen Flächen gemacht wurden, klassifiziert. Da in den Jahren 1990 bis 1994 die Schätzung der Deckungswerte mittels Braun-Blanquet-Skala erfolgte und ab 1995 eine detaillierte Prozent-Skala verwendet wurde, wurden aus methodischen Gründen für die statistischen Analysen nur die Daten der Jahre 1995–2011 analysiert. Dadurch konnten Gruppen auf Basis einer Ausgangssituation geschaffen werden innerhalb derer Trends und Entwicklungen in den Folgejahren erkannt und beschrieben werden konnten. Die TWINSPAN-Klassifizierung (Hill 1979) diente als Grundlage für die weiteren Analysen und ergab eine Einteilung der Untersuchungsflächen in 6 Gruppen, wobei je nach Sinnhaftigkeit die 2. bzw. die 3. Teilungsebene zur Trennung der Gruppen herangezogen wurde. Die TWINSPAN-Parameter wurden folgendermaßen gewählt: Pseudospecies cut levels: 3; Values of cut levels: 0 5 25; Minimum group size: 5; Maximum level of divisions: 6. In weiterer Folge erfolgte die Identifikation der Pflanzengesellschaften aller für die TWINSPAN-Klassifizierung verwendeten Aufnahmen mittels entsprechender Fachliteratur (Mucina et al. 1993, Grabherr & Mucina 1993).

Die multivariate Auswertung des Datensatzes erfolgte mit dem Statistik-Programm R 3.0.1. Aufgrund ihrer Robustheit und ihrer besonderen Eignung für Vegetationsanalysen haben

wir NMDS – Nichtmetrische Multidimensionale Skalierungen berechnet (Brehm u. Fiedler 2004, McCune et al. 2002). NMDS bietet die Möglichkeit verschiedene Distanzmaße als Basis der Berechnungen zu verwenden, unter anderem die Bray-Curtis-Unähnlichkeit, die aufgrund ihrer für ökologische Fragestellungen günstigen Charakteristika häufig verwendet wird. Details zu den Parametern der NMDS-Analysen befinden sich im Anhang. Für univariate Auswertungen wurde das Statistikprogramm SPSS 16.0 verwendet. Um die Entwicklung der problematischen Arten *Elymus repens, Phragmites australis* und *Calamagrostis epigejos* über den Monitoringzeitraum zu testen, wurden der Kruskal-Wallis-Test und der Mann-Whitney-Test verwendet. Bei diesen Analysen wurden alle Flächen, bei denen die jeweilige Problemart im Anfangsjahr mit einer Deckung > 10% auftrat, gemeinsam getestet. Zur grafischen Darstellung wurden Boxplots verwendet. Die Diversität-Indizes (Richness, Inverse Simpson-Index, Eveness) wurden in R berechnet und in SPSS mittels T-Test für normalverteilte Stichproben bzw. Kolmogorov-Smirnov-Z Test bei nicht normalverteilten Stichproben auf signifikante Unterschiede zwischen dem ersten und dem letzten Monitoringjahr getestet.

## Ergebnisse und Diskussion

### Identifikation der Pflanzengesellschaften

Insgesamt konnten bei der jeweils ersten Erhebung der 79 Untersuchungsflächen 19 Pflanzengesellschaften mittels Fachliteratur (Mucina et al. 1993, Grabherr & Mucina 1993) identifiziert werden (Tab. 2).

Die Ergebnisse zeigen, dass alle naturschutzfachlich interessanten, beweideten Lebensräume des Seewinkler Lackenraumes, hierzu zählen Feuchtwiesen und Röhrichte, Salzsteppen und -sümpfe, Solontschakvegetation, Zickstellen und Zickgraswiesen, Trockenwiesen, Sandsteppen und Rasensteppen reiferer Böden, durch das Monitoringsystem erfasst wurden. Zu den häufigsten Pflanzengesellschaften der Untersuchungsflächen zählen die Seewinkler Schwingel-Sandpußta (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae), Binnenländische Salzsumpfwiesen (Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii, Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis), Brackwasser-Schilf-Röhrichte (Bolboschoeno-Phragmitetum communis), die Neusiedler Zickgrasflur (Atropidetum peisonis) und Pannonische Dachtrespen-Sandrasen (Brometum tectorum).

Die Vegetationsaufnahmen entsprechen in vielen Fällen nicht eindeutig den charakteristischen Ausbildungen der Pflanzengesellschaften laut Literatur bzw. stellen Übergänge zwischen Pflanzengesellschaften dar. Die Monitoringflächen wurden bewusst so gewählt, dass innerhalb der Flächen ökologische und somit auch vegetationsökologische Gradienten abgebildet sind um Veränderungen/Verschiebungen von Pflanzengesellschaften dokumentieren zu können. Des Weiteren unterschreitet die für das vorliegende Monitoring sinnvolle Aufnahmegröße von 4m² das Minimumareal mancher pflanzensoziologischer Einheiten.

## TWINSPAN-Analyse

In der TWINSPAN-Klassifizierung (Hill 1979) konnten 6 Gruppen unterschieden werden (Tab. 3). Die Identifikation der Pflanzengesellschaften lässt erkennen, dass diese Gruppen folgende aggregierte Habitattypen widerspiegeln: (1) Salzreiche Zickgraswiesen u. Solontschakvegetation, (2) Röhrichte, (3) Lackensaum, (4) Wechselfeuchte/-tro-

Tab. 2: Pflanzengesellschaften der Monitoringflächen im jeweils ersten Jahr der Erhebung (Anzahl der Gesellschaftstypen in Klammern). – Tab. 2: Plant communities of the monitoring plots in the first survey year (number of community types in brackets).

| Klasse | Verband | Pflanzensoziologische Einheiten | Deutsche Bezeichnung | Anzahl der Dauerbeobachtungsflächen |
|---|---|---|---|---|
| Molinio-Arrhenatheretea | Molinion | Succiso-Molinietum caeruleae<br>Mit Übergang zum Junco obtusiflori-Schoenetum nigricantis | Pannonische Blaugras-Pfeifengraswiese | 1 |
| | Potentillion anserinae | Dactylido-Festucetum arundinaceae | Rohrschwingel-Rasen | 1 |
| Festuco-Brometea | Festucion valesiacae | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae<br>typische Ausprägungen (n=11)<br>*Stipa*-Fazies (n=1)<br>mit Übergängen zum Poo angustifoliae-Festucetum valesiacae (n=1), Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (n=1) , Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (n=1), Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae (n=3), Gesellsch. der Convolvulo-Agropyrion repentis (n=2) & Gesellsch. der Koelerion arenariae (n=1) | Seewinkler Schwingel-Sandpußta | 21 |
| | | Poo angustifoliae-Festucetum valesiacae<br>typische Ausprägung (n=1)<br>mit Übergängen zum Equisetum ramosissimi (n=1) & Gesellsch. der Convolvulo-Agropyrion repentis (n=1) | Schmalblatt-Rispengras-Walliserschwingel-Rasen | 3 |
| | | Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae<br>typische Ausprägung (n=1)<br>Mit Übergang zu Bromion erecti-Halbtrockenrasengesellsch. (n=1) | Pannon. Tragant-Pfriemengrasflur | 2 |
| | | *Calamagrostis epigejos-Galium verum*-Gesellschaft<br>typische Ausprägung (n=1)<br>mit Übergang zu *Elymus repens*- (Agropyretalia)-Gesellschaften (n=1) | | 2 |
| Koelerio-Corynephoretea | Koelerion arenariae | Equisetetum ramosissimi | Flur des Ästigen Schachtelhalms | 1 |
| | | Brometum tectorum<br>typische Ausprägungen (n=4)<br>*Calamagrostis epigejos*-Fazies (n=1) | Pannonischer Dachtrespen-Sandrasen | 5 |
| | | *Artemisia campestris* (Koelerion)-Flur nom.prov. | | 1 |

Tab. 2, Fortsetzung

| Klasse | Verband | Pflanzensoziologische Einheiten | Deutsche Bezeichnung | Anzahl der Dauerbeobachtungsflächen |
|---|---|---|---|---|
| Puccinellio-Salicornietea | Cypero-Spergularion salinae | Crypsido aculeatae-Suaedetum maritimae | Mitteleurop. Strand-Salzmelden-Flur | 2 |
| | Puccinellion peisonis | Lepidietum crassifolii | Solontschak mit Salz-Kresse | 1 |
| | | Atropidetum peisonis<br>*Juncus maritimus*-Fazies (n=1)<br>mit Übergängen zum Artemisietum santonici (n=1), Crypsido aculeatae-Suaedetum maritimae (n=2) & Suaedetum pannonicae (n=1) | Neusiedler Zickgrasflur | 5 |
| | Festucion pseudovinae | Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae | Schwingel-Salzsteppen | 4 |
| | | Artemisietum santonici<br>mit Übergang zum Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae | Wermutsteppe | 1 |
| | Scorzonero-Juncion gerardii | Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii<br>typische Ausprägungen (n=4)<br>*Agrostis stolonifera*-Fazies (n=2)<br>mit Übergängen zu Bolboschoeno-Phragmitetum communis (n=1) & Bolboschoenetum maritimi (n=1) | Binnenländische Salzsumpfwiesen | 8 |
| | | Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis<br>Typische Ausprägungen (n=2)<br>*Agrostis stolonifera*-Fazies (n=2)<br>mit Übergängen zum Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii (n=2) & Junco obtusiflori-Schoenetum nigricantis (n=1) | Lückenseggen-Flur | 7 |
| Phragmiti-Magnocaricetea | Caricenion gracilis | Mariscetum serrati<br>mit Übergang zum Galio palustris-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritimae subass. nova hoc loco | Schneidebinsen-Gesellschaft | 1 |
| | Cirsio brachycephali-Bolboschoenion | Bolboschoenetum maritimi:<br>typische Ausprägungen (n=2)<br>mit Übergängen zum Bolboschoeno-Phragmitetum communis (n=2) | Kontinentales Meersimsen-Röhricht | 4 |
| | | Bolboschoeno-Phragmitetum communis<br>typische Ausprägungen (n=4)<br>*Agrostis stolonifera*-Fazies (n=3)<br>mit Übergang zum Bolboschoenetum maritimi (n=1) | Brackwasser-Schilf-Röhricht | 8 |
| Scheuchzerio-Caricetea fuscae | Caricion davallianae | Junco obtusiflori-Schoenetum nigricantis | Gesellschaft der Schwarzen Knopfbinse | 1 |

Tab. 3: Gruppen nach TWINSPAN und ihre pflanzensoziologischen Einheiten. Diese sechs Gruppen wurden die für die weiteren statistischen Analysen verwendet. – Tab. 3: TWINSPAN-groups and their plant communities. The six groups were used for further statistical analyses.

| Gruppen nach TWIN-SPAN | Bestandstyp | Anzahl der Dauerbeob-achtungs-flächen (=n) | Pflanzengesellschaften |
|---|---|---|---|
| 1 | Salzreiche Zickgras-wiesen u. Solontschak-vegetation | 10 | Lepidietum crassifolii (n=1)<br>Atropidetum peisonis mit diversen Übergängen (n=4)<br>Crypsido aculeatae-Suaedetum maritimae (n=2)<br>Bolboschoenetum maritimi (n=2)<br>Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae mit Übergang zum Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (n=1) |
| 2 | Röhrichte | 19 | Bolboschoeno-Phragmitetum communis (n=7) mit Übergangsgesellschaft (n=1)<br>Bolboschoenetum maritimi mit Übergängen (n=2)<br>Mariscetum serrati mit Übergang zum Galio palustris-Caricetum ripariae bolboschoenetosum maritimae subass. nova hoc loco (n=1)<br>Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii (n=6) mit diversen Übergängen (n=2) |
| 3 | Lackensaum | 7 | Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (n=3) mit diversen Übergängen (n=3)<br>Atropidetum peisonis (*Juncus maritimus*-Fazies) (n=1) |
| 4 | Wechselfeuchte/ -trockene Weiderasen | 12 | Dactylido-Festucetum arundinaceae (n=1)<br>Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (n=3)<br>Artemisietum santonici mit Übergang zum Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (n=1)<br>Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (n=1)<br>Junco obtusiflori-Schoenetum nigricantis (n=1)<br>Succiso-Molinietum caeruleae mit Übergang zum Junco obtusiflori-Schoenetum nigricantis (n=1)<br>Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae (n=2)<br>*Calamagrostis epigejos-Galium verum*-Gesellsch. (n=1) mit Übergang zu *Elymus repens*- (Agropyretalia)-Gesellsch. (n=1) |
| 5 | Trockene Sand- u. Rasensteppen | 26 | Equisetetum ramosissimi (n=1)<br>Poo angustifoliae-Festucetum valesiacae (n=1) mit diversen Übergängen (n=2)<br>Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae (n=10) mit diversen Übergängen (n=8)<br>Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae (n=1) mit Übergang zu Bromion erecti-Gesellsch. (n=1)<br>Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (n=1)<br>*Artemisia campestris*-(Koelerion)-Flur nom.prov. (n=1) |
| 6 | Dachtrespen-Sand-rasen auf ehemaligen Weingartenbrachen | 5 | Brometum tectorum (n=5) |

ckene Weiderasen, (5) Trockene Sand- und Rasensteppen, (6) Dachtrespen-Sandrasen auf ehemaligen Weingartenbrachen**.** Wie in Tabelle 3 zu erkennen ist, haben die meisten Pflanzengesellschaften des Seewinkels in bestimmten TWINSPAN-Gruppen ihre Vorkommensschwerpunkte. Das Vorkommen einzelner Aufnahmen in Gruppen, in denen sie nicht ihren Schwerpunkt haben, lässt sich dadurch erklären, dass die Algorithmen nach denen TWINSPAN die Gruppen trennt nicht immer mit der pflanzensoziologischen Zuordnung der einzelnen Aufnahmen mittels Fachliteratur übereinstimmen.

Anstelle einer Vielzahl pflanzensoziologischer Einheiten bilden die Gruppen reale, in sich gemischte Pflanzenbestände ab, die die Basis für die weiteren Analysen dieser Studie darstellen.

## Allgemeine Trends und Entwicklungen problematischer Arten

Die Abb. 2 zeigt die Verteilung aller Untersuchungsflächen abhängig von ihrer Ähnlichkeit hinsichtlich Artenzusammensetzungen und -häufigkeiten in den Aufnahmejahren des Monitorings. Die linke Seite spiegelt die Flächen der trockenen Sand- und Rasensteppen und der ehemaligen Weingartenbrachen wieder, während auf der rechten Seite die feuch-

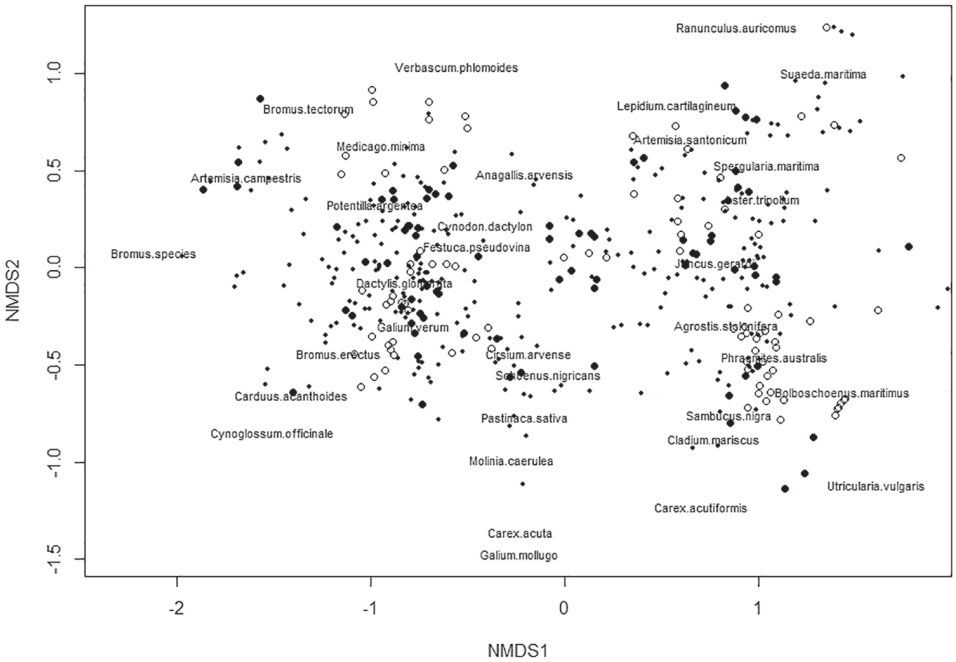


Abb. 2: Entwicklung der Aufnahmeflächen in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Deckungswerten. Weiße Kreise zeigen die Aufnahmen in den ersten drei Monitoringjahren, große schwarze Kreise kennzeichnen Aufnahmen der letzten 3 Monitoringjahre. Kleine schwarze Punkte kennzeichnen die Aufnahmen der übrigen Jahre. Zusätzlich sind die Vorkommensschwerpunkte ausgewählter, für die Flächen charakteristischer Arten dargestellt. – Fig. 2: Development of the permanent plots in relation to species composition and species cover. White circles show recordings of the first three years of monitoring, large black circles show recordings of the last three years of monitoring. Small black circles label the intervening years. The main occurrences of characteristic species are also shown.

ten Salzstandorte sowie die Röhrichte geclustert sind. Während in den ersten drei Beobachtungsjahren noch eine starke Häufung der Aufnahmeflächen im Bereich der von *Phragmites australis* und *Agrostis stolonifera* geprägten Gesellschaften zu erkennen ist, kann in den letzten drei Jahren des Monitorings eine Auflösung der Clusterbildung und eine Entwicklung in Richtung von Salzzeigern geprägter Gesellschaften (wechselfeuchte / -trockene Weiderasen, Salzsumpfwiesen) mit Arten wie *Juncus gerardii* und *Aster tripolium* beschrieben werden. Zusätzlich zeigt die Abbildung die Auflösung des Clusters im Bereich von *Medicago minima und Bromus tectorum*, welche in den ehemaligen Weingartenbrachen des Seewinkels zu Beginn des Monitorings dominierten. In den letzten 3 Beobachtungsjahren verdichten sich die Aufnahmepunkte im Bereich von *Festuca pseudovina* und anderen charakteristischen Arten der Seewinkler Sandpuszta.

Die Abb. 3 bis 5 zeigen die Bestandsentwicklung der drei für die Seewinkler Weidelandschaft naturschutzfachlich problematischen Arten *Calamagrostis epigejos*, *Phragmites australis* und *Elymus repens*. Bei *E. repens* und *C. epigejos* konnte ein signifikanter Unterschied zwischen den Beobachtungsjahren festgestellt werden ($Chi^2$ = 25,628, p = 0,00 bzw. $Chi^2$ = 16,659, p = 0,008). Während der Mann-Whitney-Test für *E. repens* bereits nach drei Beobachtungsjahren eine signifikante Abnahme in den betroffenen Flächen ergab (Z = -2,1, p = 0,036), konnte bei *C. epigejos* eine signifikante Abnahme erst nach 4 Beobachtungsjahren festgestellt werden (Z = -2,215, p = 0,028). *P. australis* wies zwar, vor allem im oberen Varianzbereich, eine kontinuierliche Abnahme auf, erreichte aber über den Beobachtungszeitraum keine signifikanten Unterschiede ($Chi^2$ = 9,034, p = 0,558).

Korner et al. (2008) und Korner (2012a,b) belegen in ihren damaligen Ana-

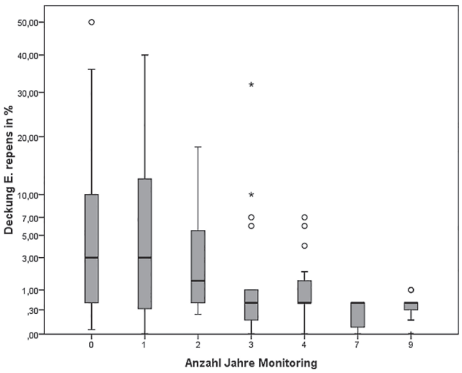


Abb. 3: Entwicklung von *Elymus repens* im Untersuchungszeitraum. – Fig. 3: Development of *Elymus repens* during the investigation period.

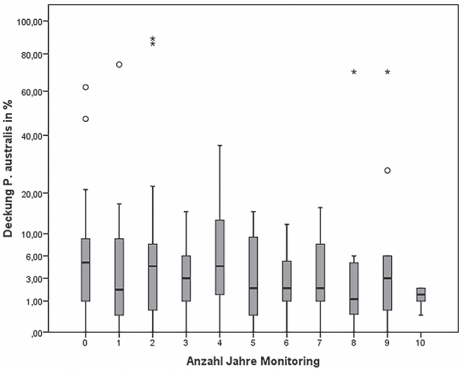


Abb. 4: Entwicklung von *Phragmites australis* im Untersuchungszeitraum. – Fig. 4: Development of *Phragmites australis* during the investigation period.

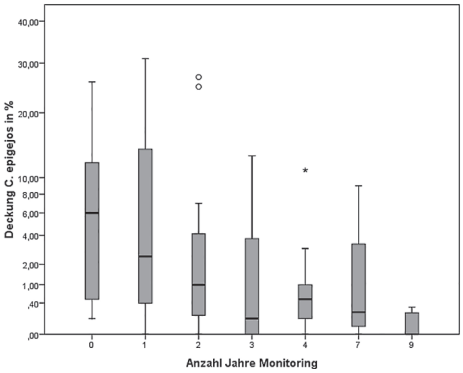


Abb. 5: Entwicklung von *Calamagrostis epigejos* im Untersuchungszeitraum. – Fig. 5: Development of *Calamagrosits epigejos* during the investigation period.

lysen auf Basis von einzelnen Plots durchaus eine Reduktion von *P. australis*. Dies zeigt sich vor allem wenn man jene ausgewählten Plots betrachtet für welche auch benachbarte Weideausschlussflächen (vgl. Methodik in Korner et al. 2008) existieren. Dem zumeist hohen Schilf-Zuwachs in unbeweideten Flächen standen Reduktion bzw. weniger starke Zuwächse in beweideten Flächen gegenüber. Die Effekte der Beweidung zeigten sich somit darin, dass in den unbeweideten Plots eine starke Zunahme des Schilfs zu beobachten war, die durch die langjährige Beweidung verhindert bzw. reduziert werden konnte (vgl. Korner et al. 2008, Korner 2012a,b). Möglicherweise spielte bei den Ergebnissen zur Entwicklung von *P. australis* auch jene Tatsache eine Rolle, dass nicht alle Flächen gleichmäßig über einen längeren Zeitraum beweidet wurden.

Grundsätzlich kann gesagt werden, dass die Abnahme der konkurrenzstarken Arten Nischen für stresstolerante Arten schuf, was wiederum zu einer differenzierten Entwicklung unterschiedlicher Habitate führte (genauere Ausführung in den nachfolgenden Kapiteln). Durch Verbiss und Betritt der Weidetiere entsteht ein vielfältiges Mosaik verschiedener Lebensräume und ökologischer Nischen, die von unterschiedlichen Tier und Pflanzenarten genutzt werden (Overmars 2002).

## Bestandsentwicklung der Vegetationsgruppen der Seewinkler Puszta

### Gruppe 1: Salzreiche Zickgraswiesen und Solontschakvegetation

Die Diversitätsindices Richness, Eveness und Inverse Simpson der Gruppe 1 weisen keine signifikanten Unterschiede zwischen dem ersten und letzten Beobachtungsjahr auf (Tab. 4). Befürchtungen, dass Beweidung negative Auswirkungen auf die Diversität der Salzvegetation haben könnte, konnten somit nicht bestätigt werden. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Flächen konnte beobachtet werden, dass die Dominanz der Großröhrichtarten

Tab. 4: Unterschiede zwischen dem ersten und dem letzten Jahr des Monitorings anhand der Biodiversitäts-Indizes (Richness, Eveness- und Inverse Simpson-Index) der TWINSPAN-Gruppen: Salzreiche Zickgraswiesen und Solontschakvegetation (Gruppe 1), Röhrichte (Gruppe 2), Lackensaum (Gruppe 3), Wechselfeuchte / -trockene Weiderasen (Gruppe 4), Trockene Sand- und Rasensteppen (Gruppe 5), Dachtrespen-Sandrasen auf ehemaligen Weingartenbrachen (6). – Tab. 4: Differences between the first and the last year of monitoring by calculating the biodiversity indices (Richness, Evenness and Inverse Simpson index) of the TWINSPAN-groups: (salty swamps and vegetation on "Solontschak" (group 1), reeds (group 2), borders of soda-lakes (group 3), periodically wet/dry pastures (group 4), arid grasslands and steppe vegetation (group 5), vegetation of fallow land in former vineyards (group 6).

| | Stichproben-umfang | Richness | | Eveness | | Inverse Simpson | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Gruppe 1** | n=10 | Z=-0,723 | p=0,470 | T=-1,059 | p=0,304 | Z=-0,756 | p=0,450 |
| **Gruppe 2** | n=19 | T=0,640 | p=0,526 | Z=-0.152 | p=0,879 | Z=-1,182 | p=0,237 |
| **Gruppe 3** | n=7 | Z=-0,515 | p=0,620 | Z=-0,958 | p=0,383 | T=-0,545 | p=0,596 |
| **Gruppe 4** | n=12 | T=-9,34 | p=0,362 | Z=-0,361 | p=0,718 | T=-0,703 | p=0,490 |
| **Gruppe 5** | n=26 | T=-1,768 | p=0,083 | Z=-1,409 | p=0,159 | T=-2,220 | p=0,031 |
| **Gruppe 6** | n=5 | T=-4,895 | p=0,001 | Z=-2,193 | P=0,028 | Z=-1,984 | p=0,047 |

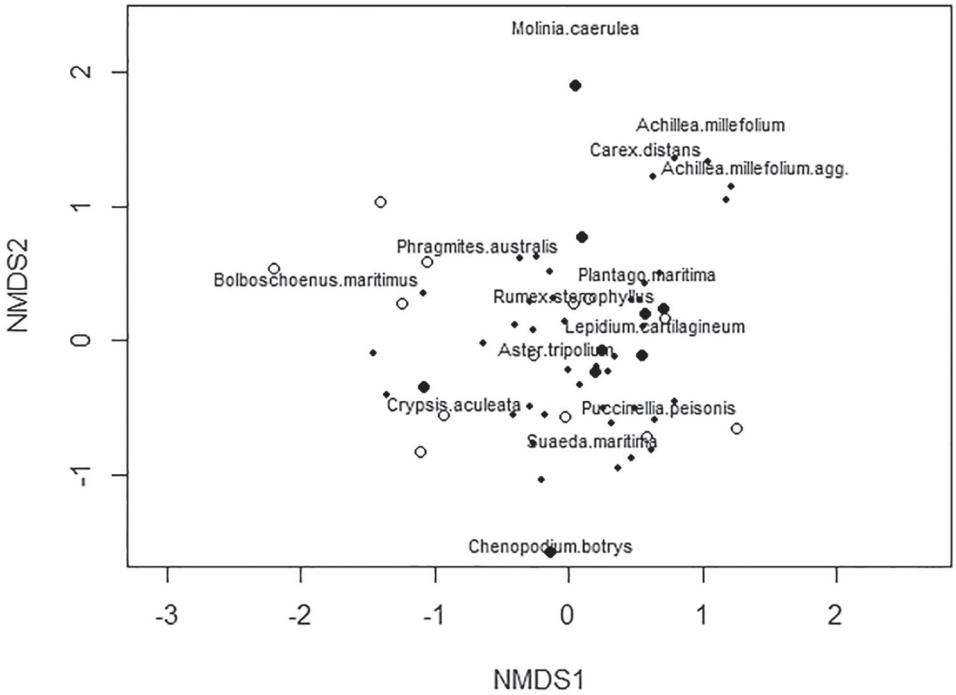


Abb. 6: Entwicklung der Flächen in Gruppe 1 (Salzreiche Zickgraswiesen und Solontschakvegetation) in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Deckungswerten. Weiße Kreise zeigen die Aufnahmen in den ersten drei Monitoringjahren, große schwarze Kreise kennzeichnen Aufnahmen der letzten 3 Monitoringjahre. Kleine schwarze Punkte kennzeichnen die Aufnahmen der übrigen Jahre. Zusätzlich sind die Vorkommensschwerpunkte ausgewählter, für die Flächen charakteristischer Arten dargestellt. – Fig. 6: Development of the permanent plots of group 1 (salty swamps and vegetation on "Solontschak") in relation to species composition and species cover. White circles show recordings of the first three years of monitoring, large black circles show recordings of the last three years of monitoring. Small black circles label the intervening years. The main occurrences of characteristic species are also shown.

*Phragmites australis* und *Bolboschoenus maritimus* in einem Teil der Untersuchungsflächen zugunsten halophytischer Arten wie *Lepidium cartilagineum*, *Aster tripolium, Plantago maritima* und *Ranunculus stenophyllus* zurückging (Abb 6). Korner et al. (2008) kommen in ihren Einzelanalysen der Monitoringflächen zum Schluss, dass die halophytischen Lackenbodengesellschaften sogar gegen starke Beweidung zumindest mittelfristig sehr resistent sind. Diese Ergebnisse konnten in den vorliegenden, erweiterten Analysen ebenfalls bestätigt werden. Wie bereits von Korner et al. (2008) dargelegt, scheinen die untersuchten Salzgesellschaften deutlich stärker vom Wasserstand der Lacken als von der Beweidung beeinflusst zu sein. Die vorangegangenen Analysen belegten aber auch eine Zunahme typischer Arten der Sand- und Salzstandorte in den Monitoringflächen, wobei eine Förderung durch Beweidung anzunehmen ist (Korner et al. 2008, Korner 2012a).

## Gruppe 2: Röhrichte

Abb. 7 zeigt die Verteilung der Röhrichte hinsichtlich Artenzusammensetzung und Deckungswerten. *Phragmites australis* und *Bolboschoenus maritimus* verlieren zunehmend an Bedeutung in den Flächen, während Salzzeiger, wie *Aster tripolium* und *Chenopodium chenopodioides,* zunehmen. Es sind verschiedene Entwicklungstrends zu erkennen. Die Effekte der Beweidung auf die Biodiversität sind stark abhängig von den eingesetzten Nutztierarten (Rinder, Schafe oder Pferde), Beweidungsintensität, Produktivität der Standorte und der jeweiligen Pflanzengesellschaft (Olff & Ritchie 1998, McIntyre et al. 2003, Korner et al. 2008). Ein Teil der Flächen entwickelt sich in Richtung wechseltrockener Salzsteppen mit *Centaurea jacea* ssp. *angustifolia, Schoenus nigricans*, Feuchtwiesen mit *Cirsium canum* und Seggenrieder mit *Carex acutiformis* und *Cladium mariscus*. In anderen Untersuchungsflächen kommt es zu einer Dominanz von Salzpflanzen wie *Aster tripolium, Chenopodium chenopodioides* und *Crypsis aculeata*, welche typische Pflanzenarten der Salzlackenränder und Solontschakvegetation sind. Die Diversitätsindices erreichen in dieser Gruppe keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4, Gruppe 2), die Beweidung scheint weder diversitätsfördernde noch -mindernde Effekte zu haben.

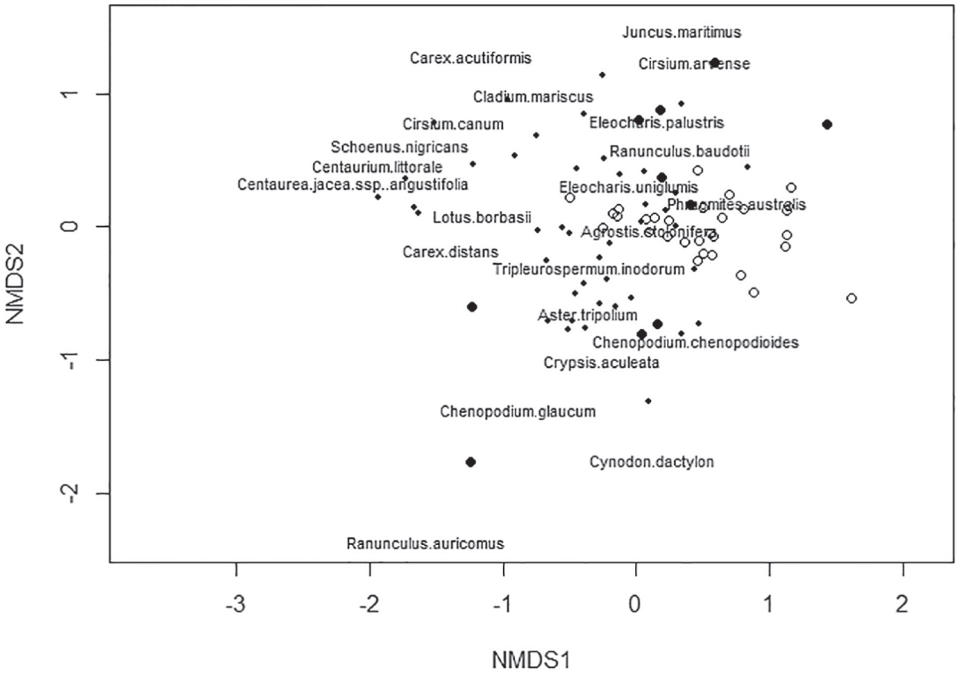


Abb. 7: Entwicklung der Flächen in Gruppe 2 (Röhrichte) in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Deckungswerten. Weiße Kreise zeigen die Aufnahmen in den ersten drei Monitoringjahren, große schwarze Kreise kennzeichnen Aufnahmen der letzten 3 Monitoringjahre. Kleine schwarze Punkte kennzeichnen die Aufnahmen der übrigen Jahre. Zusätzlich sind die Vorkommensschwerpunkte ausgewählter, für die Flächen charakteristischer Arten dargestellt. – Fig. 7: Development of the permanent plots of group 2 (reeds) in relation to species composition and species cover. White circles show recordings of the first three years of monitoring, large black circles show recordings of the last three years of monitoring. Small black circles label the intervening years. The main occurrences of characteristic species are also shown.

## Gruppe 3: Lackensaum

Schon in den Anfangsjahren der Untersuchungen weisen die Bestände ein relativ breites Spektrum hinsichtlich der dominanten Arten auf (Abb. 8). In den folgenden Zeitintervallen ist kein allgemeiner Entwicklungstrend erkennbar. Es ist anzunehmen, dass die Variabilität der Artenzusammensetzung innerhalb der Untersuchungsjahre durch die hohe Wasserstandsdynamik zu erklären ist. So werden die Flächen jahresabhängig von halophytischen Feuchtezeigern, Wechselfeuchte - anzeigenden Arten wie *Carex flacca*, aber auch von Wasserpflanzen wie *Utricularia vulgaris* dominiert.

Richness, Eveness und Inverse Simpson erreichen hier keine signifikanten Unterschiede zwischen dem ersten und dem letzten Beobachtungsjahr (Tab. 4, Gruppe 3). Das deutet darauf hin, dass die Beweidung im Untersuchungszeitraum keine signifikanten diversitätsreduzierenden Effekte hatte.

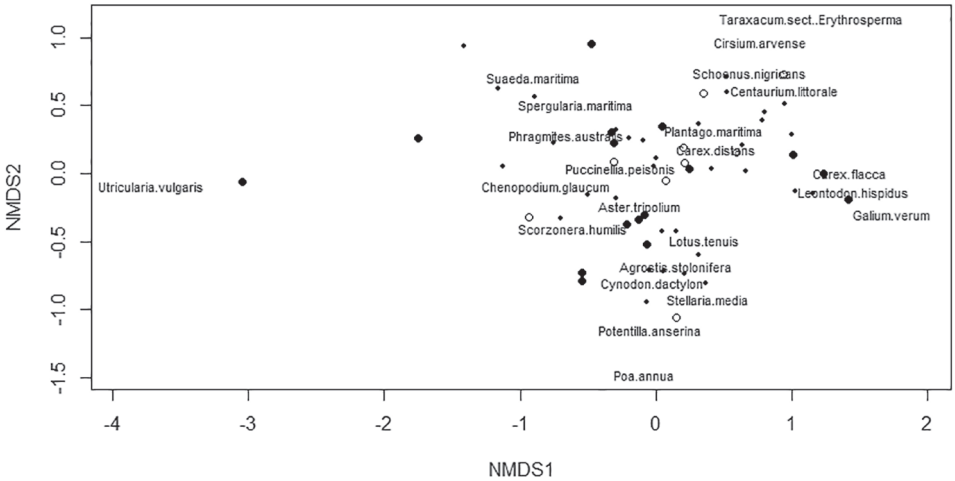


Abb. 8: Entwicklung der Flächen in Gruppe 3 (Lackensaum) in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Deckungswerten. Weiße Kreise zeigen die Aufnahmen in den ersten drei Monitoringjahren, große schwarze Kreise kennzeichnen Aufnahmen der letzten 3 Monitoringjahre. Kleine schwarze Punkte kennzeichnen die Aufnahmen der übrigen Jahre. Zusätzlich sind die Vorkommensschwerpunkte ausgewählter, für die Flächen charakteristischer Arten dargestellt. – Fig. 8: Development of the permanent plots of group 3 (borders of soda-lakes) in relation to species composition and species cover. White circles show recordings of the first three years of monitoring, large black circles show recordings of the last three years of monitoring. Small black circles label the intervening years. The main occurrences of characteristic species are also shown.

## Gruppe 4: Wechselfeuchte und –trockene Weiderasen

Die Gruppe der wechselfeuchten und –trockenen Weiderasen ist durch einen standörtlichen Gradienten geprägt – die Untersuchungsflächen erstrecken sich von den Lackenufern bis hin zu anschließenden Halbtrockenrasen. Dies zeigt sich auch in der Bandbreite der dominanten Arten in den Aufnahmeflächen (Abb. 9). Es sind sowohl Arten der wechseltrockenen und trockenen Standorte der Seewinkler Puszta (*Festuca pseudovina, Cynodon dactylon, Carex divisa*) als auch der wechselfeuchten und nassen Standorte (*Carex distans, Schoenus nigricans)* zu finden. Während des Untersuchungszeitraums sind keine eindeu-

tigen Trends in der Artenzusammensetzung erkennbar. Richness-, Eveness- und Inverse Simpson-Index zeigen im Beobachtungszeitraum keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4, Gruppe 4).

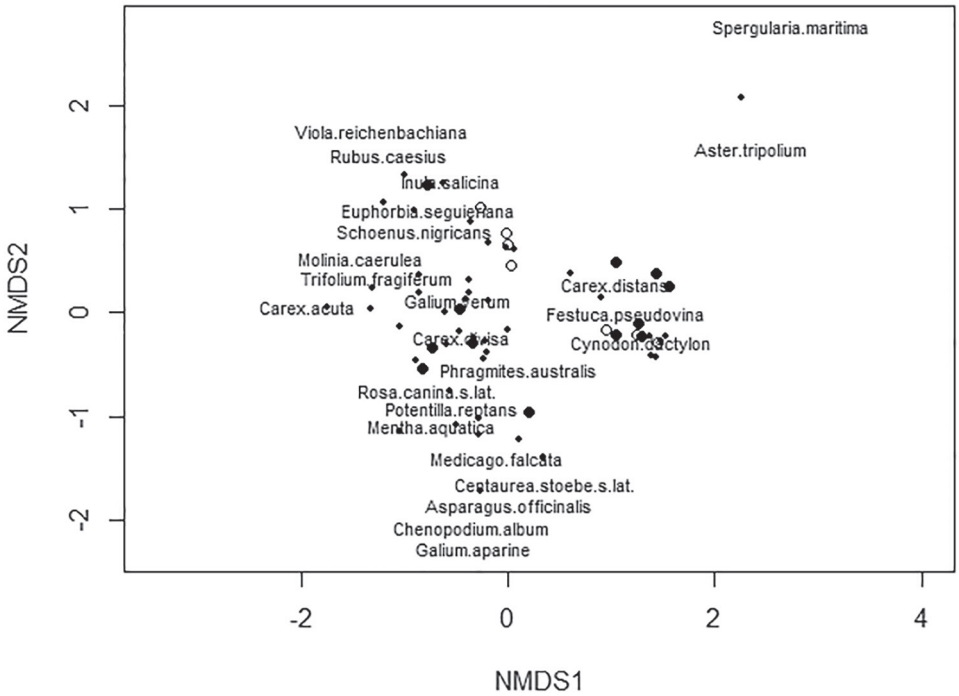


Abb. 9: Entwicklung der Flächen in Gruppe 4 (Wechselfeuchte und –trockene Weiderasen) in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Deckungswerten. Weiße Kreise zeigen die Aufnahmen in den ersten drei Monitoringjahren, große schwarze Kreise kennzeichnen Aufnahmen der letzten 3 Monitoringjahre. Kleine schwarze Punkte kennzeichnen die Aufnahmen der übrigen Jahre. Zusätzlich sind die Vorkommensschwerpunkte ausgewählter, für die Flächen charakteristischer Arten dargestellt. – Fig. 9: Development of the permanent plots of group 4 (periodically wet/dry pastures) in relation to species composition and species cover. White circles show recordings of the first three years of monitoring, large black circles show recordings of the last three years of monitoring. Small black circles label the intervening years. The main occurrences of characteristic species are also shown.

## Gruppe 5: Trockene Sand- und Rasensteppen

In der Gruppe der trockenen Sand und Rasensteppen zeigt der Inverse Simpson Index einen signifikanten Anstieg an (Tab. 4, Gruppe 5). Richness und Eveness hingegen erreichen keine signifikanten Unterschiede. Durch das Zurückdrängen von *Elymus repens* und *Calamagrostis epigejos*, die als konkurrenzstarke Arten zu monodominanten Beständen führen, konnten Nischen und Habitate für stresstolerante Spezialisten geschaffen werden (Korner et al. 1999). In Abbildung 10 lässt sich eine Entwicklung von Rasensteppen der reiferen Böden mit *Poa angustifolia* hin zu charakteristischen Sandsteppen mit *Festuca pseudovina* und *Cynodon dactylon* erkennen. In anderen Flächen treten während des Untersuchungszeitraumes typische Arten der naturschutzfachlich wertvollen Pannonischen Tragant-Pfriemengrasflur (*Stipa capillata, Koeleria macrantha*) in den Vordergrund. Diese Entwicklungen

bestätigen, dass die Beweidung grundsätzlich einen positiven Einfluss auf trockene Sand- und Rasensteppen hat. Da sich auf diesen Standorten durch die lange Weidetradition im Seewinkel schon über die letzten Jahrhunderte trockene Sand- und Rasensteppen etablieren konnten, erscheint ein Teil der Flächen über den ganzen Beobachtungszeitraum relativ stabil. Diese charakteristischen Bestände bleiben in ihrer Ausprägung erhalten. Ohne Beweidung würden sich diese Flächen jedoch weiter in Richtung Brachestadium entwickeln (Korner et al. 1999). Lediglich bei einem kleinen Teil der Aufnahmeflächen ist eine Zunahme von Arten der Ruderal- und Offenstandorte (z. B. *Bromus tectorum, Portulaca oleracea*) zu erkennen.

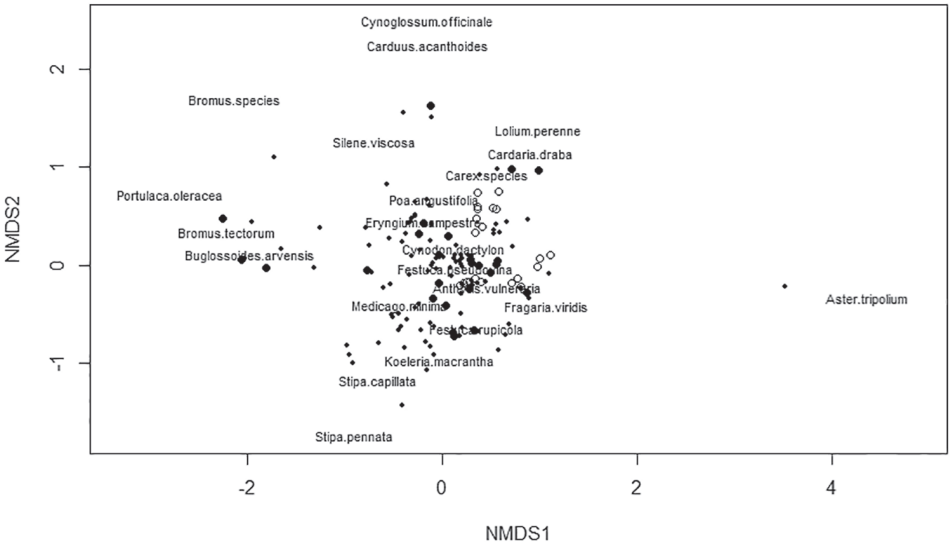


Abb. 10: Entwicklung der Flächen in Gruppe 5 (Trockene Sand- und Rasensteppen) in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Deckungswerten. Weiße Kreise zeigen die Aufnahmen in den ersten drei Monitoringjahren, große schwarze Kreise kennzeichnen Aufnahmen der letzten 3 Monitoringjahre. Kleine schwarze Punkte kennzeichnen die Aufnahmen der übrigen Jahre. Zusätzlich sind die Vorkommensschwerpunkte ausgewählter, für die Flächen charakteristischer Arten dargestellt. – Fig. 10: Development of the permanent plots of group 5 (arid grasslands and steppe vegetation) in relation to species composition and species cover. White circles show recordings of the first three years of monitoring, large black circles show recordings of the last three years of monitoring. Small black circles label the intervening years. The main occurrences of characteristic species are also shown.

## Gruppe 6: Dachtrespen-Sandrasen auf ehemaligen Weingartenbrachen

In dieser Gruppe zeigt sich besonders stark die positive Auswirkung der Beweidung. Zuvor dominante Arten der Ruderal- und Segetalfluren konnten stark reduziert werden, während Trockenrasenarten in den neu geschaffenen Nischen aufkommen konnten (Abb. 11). In den ersten drei Beobachtungsjahren dominierten ruderale bzw. segetale Arten wie *Calamagrostis epigejos, Medicago minima* und *Bromus tectorum* in den Flächen. In den Folgejahren konnten sich charakteristische Arten der Seewinkler Sandsteppen und Halbtrockenrasen (*Scabiosa ochroleuca, Festuca pseudovina, Potentilla incana, Cynodon dactylon)* etablieren.

Sowohl Richness, Eveness als auch Inverse Simpson Index zeigen einen signifikanten Anstieg, wobei diese Ergebnisse aufgrund der geringen Stichprobenzahl nur mit Vorsicht zu interpretieren sind (Tab. 4, Gruppe 6).

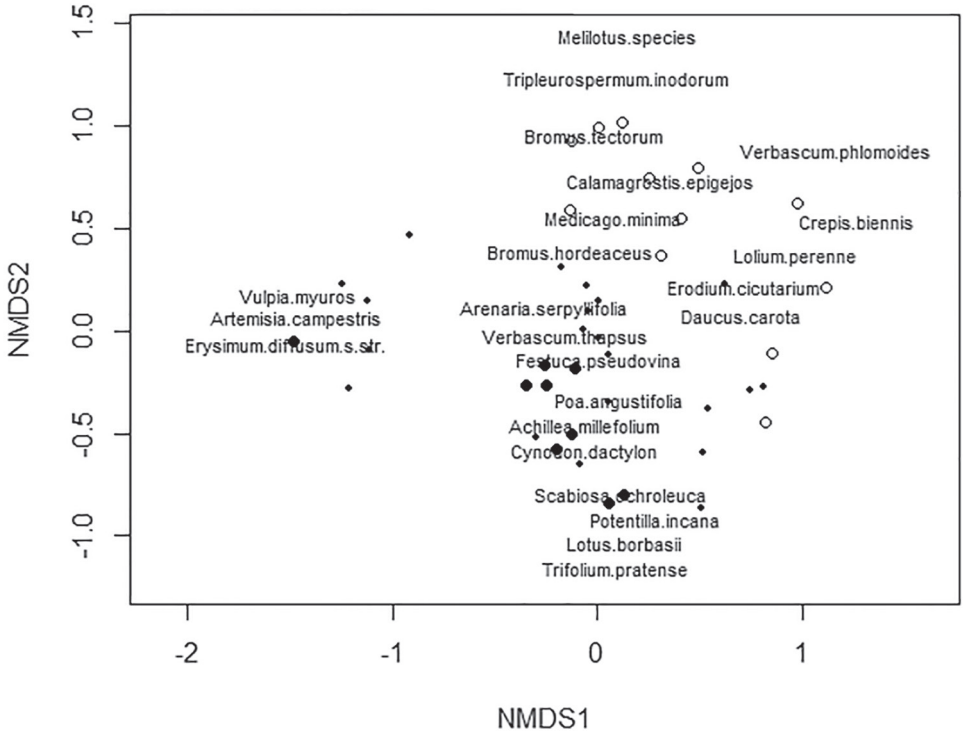


Abb. 11: Entwicklung der Flächen in Gruppe 6 (Dachtrespen-Sandrasen auf ehemaligen Weingartenbrachen) in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Deckungswerten. Weiße Kreise zeigen die Aufnahmen in den ersten drei Monitoringjahren, große schwarze Kreise kennzeichnen Aufnahmen der letzten 3 Monitoringjahre. Kleine schwarze Punkte kennzeichnen die Aufnahmen der übrigen Jahre. Zusätzlich sind die Vorkommensschwerpunkte einiger für die Flächen charakteristischer Arten dargestellt. – Fig. 11: Development of the permanent plots of group 6 (vegetation of fallow land in former vineyards) in relation to species composition and species cover. White circles show recordings of the first three years of monitoring, large black circles show recordings of the last three years of monitoring. Small black circles label the intervening years. The main occurrences of characteristic species are also shown.

## Zusammenfassung und Ausblick

Die hier präsentierte synoptische Analyse der Daten des langjährigen Beweidungsmonitorings in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel zeigt unterschiedliche Entwicklungen auf. Die aus naturschutzfachlicher Sicht problematischen Arten konnten erfolgreich zurückgedrängt werden. *Calamagrostis epigejos*, welche zuvor zur Ausbildung monodominanter Bestände – vor allem in den ehemaligen Weingartenbrachen – führte, hat in den Flächen signifikant an Deckung verloren. Ebenso verzeichnet *Elymus repens* signifikante Deckungsverluste. Durch die Reduktion dieser monodominanten Gräser wurden Lücken für stresstolerante Arten der Sandpuszta geschaffen, was wiederum die

Ausbildung und Entwicklung der typischen Steppenvegetation begünstigte. Hier spielen die Lebensform und der Strategietyp der jeweiligen Arten offensichtlich eine Schlüsselrolle. In den Habitattypen „Trockene Sand- und Rasensteppen" und „Dachtrespen-Sandrasen auf ehemaligen Weingartenbrachen" gibt es zahlreiche Annuelle, Ruderalstrategen und Stress-Ruderalstrategen (nach Kühn & Klotz 2002), die infolge ihrer Ausbreitungsfreudigkeit oder des Vorhandenseins ihrer langlebigen Diasporen in der Samenbank von der weidebedingten Lückenbildung besonders profitieren. Solche Effekte sind in Vegetationstypen, in denen konkurrenzstarke Arten dominieren, wie beispielsweise in den Röhrichten erwartungsgemäß in geringerem Umfang zu beobachten. Obwohl bei *Phragmites australis* in der Gesamtanalyse keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Deckung nachgewiesen werden konnten, wurde dennoch innerhalb einzelner Vegetationsgruppen ein Rückgang in der Dominanz des Schilfs zugunsten der Salzzeiger verzeichnet. Die zuvor von *Phragmites australis* und *Agrostis stolonifera* geprägten Zickgraswiesen und Röhrichte wurden im Laufe der Jahre vermehrt von Salzzeigern besiedelt. Bei den Gruppen der Trockenen Sand- und Rasensteppen und Dachtrespen-Sandrasen auf ehemaligen Weingartenbrachen kam es zu signifikanten Veränderungen der Biodiversitätsindices. Hier scheint die Beweidung durch Lückenbildung und durch das Zurückdrängen konkurrenzstarker Arten (*Calamagrostis epigejos*, *Elymus repens*) zur Biodiversitätssteigerung beizutragen. Im Laufe der Jahre konnten sich bereits charakteristische Arten der Seewinkler Sandsteppen und Halbtrockenrasen etablieren. Obwohl die auf Basis des Gesamtdatensatzes errechneten Biodiversitätsindices bei Brackröhrichten und Salzsümpfen keine signifikanten Änderungen erkennen lassen, ist unter Berücksichtigung der Detailanalysen in Korner et al. (2008, 2012a,b) anzunehmen, dass die Ausbreitung von *Phragmites australis* und eine damit verbundene Artenverarmung durch die Beweidung verhindert wird. Mögliche negative Auswirkungen der Beweidung auf Salzpflanzen konnten in unseren langjährigen Untersuchungen hingegen nicht beobachtet werden.

Die Auswertung der schon erwähnten Detailanalysen in Korner et al. (2008) zeigt, dass es bei einem Hutweidesystem (oder auch bei sehr extensiver Koppelhaltung) immer wiederkehrende Situationen gibt, bei denen von einer Unter- oder Überbeweidung gesprochen werden kann, was letztlich wieder zu örtlichen Biodiversitätsverlusten führen könnte. Solche Effekte sollten aber mittelfristig durch die Großräumigkeit der Beweidung wieder ausgeglichen werden können und werden regelmäßig am Beginn der Weidesaison in Form von Expertengutachten beurteilt. Diese Erkenntnisse fließen mit einem größeren Gewicht in die jährlich erstellten Beweidungspläne ein, während die in der vorliegenden Arbeit präsentierten synoptisch analysierten Monitoringdaten eher der langfristigen Zielkontrolle dienen.

Das Fehlen kleinräumig ortsbezogener Messgrößen zur Hydrologie macht es schwierig diesbezüglich solide Auswertungen durchzuführen und daraus statistisch abgesicherte Schlussfolgerungen zu ziehen. Unbestritten ist, dass der Wasserfaktor die ökologische Schlüsselkomponente im System „Seewinkler Puszta" darstellt. Die konkreten Zusammenhänge zwischen Wasserstand und pflanzlicher Diversität sind allerdings komplex, weil erstens zwischen den Einflussgrößen „Grundwasserflurabstand" und „Pegelstand der Oberflächengewässer" unterschieden werden muss und es zweitens zu einer nichtlinearen kausalen Verknüpfung dieser Größen mit anderen Faktoren (z. B. Salzgehalt des Bodens, eingeschränkte Verfügbarkeit und Größe von Weideflächen, …) kommt. Klar ist jedoch, dass die Absenkung von Grundwasserständen über die Wirkungskette der Aussüßung zu einer Verarmung

und Trivialisierung der Pflanzenbestände führt, die durch Beweidungsmaßnahmen nur bedingt ausgeglichen werden können. Kleinräumig erzielte Verbesserungen durch Rückbau von Entwässerungsmaßnahmen weisen darauf hin, dass die Lösung dieses Schlüsselproblems entscheidend für die langfristige Sicherung der regionalen Biodiversität sein wird.

## Anhang

Parameter der NMDS-Analysen / Parameters of NMDS analyses:

| | Data | Distance | Dimensions | Stress |
|---|---|---|---|---|
| **Gesamt** | wisconsin(sqrt(data)) | Bray-Curtis | 2 | 0,129 |
| **Gruppe 1** | wisconsin(sqrt(data)) | Bray-Curtis | 2 | 0,158 |
| **Gruppe 2** | wisconsin(sqrt(data)) | Bray-Curtis | 2 | 0,197 |
| **Gruppe 3** | wisconsin(sqrt(data)) | Bray-Curtis | 2 | 0,173 |
| **Gruppe 4** | wisconsin(sqrt(data)) | Bray-Curtis | 2 | 0,187 |
| **Gruppe 5** | wisconsin(sqrt(data)) | Bray-Curtis | 2 | 0,207 |
| **Gruppe 6** | wisconsin(sqrt(data)) | Bray-Curtis | 2 | 0,194 |

# Literatur

Ahrendt W., 2002: Hochlandrinder im Naturschutzgebiet Untere Nuthseen (Kreis Kleve). Highland Cattle J. 7, 93–97.

Brehm G. & Fiedler K., 2004: Ordinating tropical moth samples from an elevational gradient: a comparison of methods. J. Trop. Ecol. 20, 165–172.

Calladine J., Baines D. & Warren P., 2002: Effects of reduced grazing on population density and breeding success of black grouse in northern England. J. Appl. Ecol. 39, 772–780.

Ellis S., 2003: Habitat quality and management for Northern brown argus butterfly Aricia artaxeres (Lepidoptera: Lycanidae) in North East England. Biol. Cons. 113, 285–294.

Fischer M., Oswald K. & Adler W., 2008: Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Auflage. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen Linz (Hg.).

Gander A., Rockmann A. Strehler C. & Güsewell S., 2003: Habitat use by Scottish Highland cattle in a lakeshore wetland. Bull. Geobot. Inst. ETH 69, 3–16.

Grabherr G. & Mucina L. (Hg.), 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Hill M.O., 1979: TWINSPAN. A Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, NY.

Holsten B., 2003: Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im Oberen Eidertal. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch- Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Kohler B., Rauer G. & Wendelin B., 1994: Landschaftswandel. In G. Dick, M. Dvorak, A. Grüll, B. Kohler & G. Rauer (Hg.). Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Gebiet Neusiedler See–Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 21–34.

Korner I., 2012a: Flächenmanagement durch Rinderherden im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. In Fally J. & Kárpáti L. (Hg.): Fertô–Hanság Nemzeti Park Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Monographische Studien über das Gebiet Neusiedler See und Hanság. Nationalparkverwaltung Fertô–Hanság Szaktudás Kiadó Ház AG, Budapest, 256–262.

Klotz S. & Kühn I., 2002: Ökologische Strategietypen. In Klotz S., Kühn I. & Durka W. (Hg.): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland, Schriftenreihe für Vegetationskunde 38, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 197–201.

Korner I., 2012b: Beweidung mit Pferden am Ostufer des Neusiedler Sees. In Fally J. & Kárpáti L. (Hg.): Fertô–Hanság Nemzeti Park Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Monographische Studien über das Gebiet Neusiedler See und Hanság. Nationalparkverwaltung Fertô–Hanság Szaktudás Kiadó Ház AG, Budapest, 262–264.

Korner I., Traxler A. & Wrbka T., 1999: Trockenrasenmanagement und –restituierung durch Beweidung im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. Abh. 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. Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 37, 1–84.

Krachler R., 1993: Beitrag zum Wasserhaushalt der Lacken des Seewinkels. BFB-Bericht 79, 63–82.

Kühn R., 1992: Darstellung der Hutweidewirtschaft zur Schutzgebietspflege im Naturschutzgebiet „Lange Lacke“ und Vergleich der Rinderrassen ungarisches Steppenrind und Fleckvieh, zur Eignung auf diesem Standort. Diplomarbeit Technische Universität München, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau Freising-Weihenstephan.

Löffler H., 1982: Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. Verlag Niederösterr. Pressehaus, St.Pölten-Wien.

McCune B., Grace J.B. & Urban D.L., 2002: Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach.

McIntyre S., Heard K.M. & Martin T.G., 2003: The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: does it reduce or enhance plant biodiversity? J. Appl. Ecol. 40, 445–457.

Mucina L., Grabherr G. & Ellmauer T. (Hg.), 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs Teil I. Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel, 2014: Erdgeschichte und Böden. Erdgeschichte und Böden – Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel. Apetlon, Austria, http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/erdgeschichte.html, letzter Zugriff am 7.10.2014.

Olff H. & Ritchie M.E., 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. TREE 13-7, 261–265.

Overmars W., Helmer W., Meissner R. & Kurstjens G., 2002: Natural grazing, social structure and heredity. In Beije H., Dekker H., van Duinhoven G., Gravendeel A.G., Grimberg G.T.M., Hendriks J.L.J., Rijs R., Walter J. & Weersink H.(Hg.): Grazing and Grazing animals. Vakblad Natuurbeheer, Special Issue, 41, 33–37.

Steingruber R., 2013: 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. Masterarbeit Universität Wien.

Tichý L., 2002: JUICE, software for vegetation classification. J. Veg. Sci. 13, 451–453.

Traxler A., 1997: Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Monographien Band 89A. Umweltbundesamt. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.

Wegener L.T., 1991: Schutz und Pflege von Lebensräumen – Naturschutzmanagement. 313 pp. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.

Wendelberger G., 1959: Die Vegetation des Neusiedler See-Gebiets. Sitzungsber. ÖAW, Math.-naturwiss. Kl. I, Bd.168 (Heft 4 u.5.), 21–41.

ZAMG, 2002: Klimadaten von Österreich 1971–2000. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.

**Eingelangt:** 2014 07 20

**Anschriften:**

Mag. Katrin Euller, Division für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie, Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien. E-Mail: katrin.euller@univie.ac.at

Mag. Katharina Zmelik, Division für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie, Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien. E-Mail: katharina.zmelik@univie.ac.at

Mag. Dr. Anna Schneidergruber, Division für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie, Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien. E-Mail: anna.schneidergruber@univie.ac.at

Dr. Thomas Wrbka, Division für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie, Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien. E-Mail: thomas.wrbka@univie.ac.at

Dr. Ingo Korner, AVL Arge Vegetationsökologie und Landschaftsplanung GmbH, Theobaldg. 16/4, 1060 Wien, E-Mail: ingo.korner@a-v-l.at

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: 150_151

Autor(en)/Author(s): Euller Katrin, Zmelik Katharina, Schneidergruber Anna, Wrbka Thomas, Korner Ingo

Artikel/Article: Auswirkungen der Beweidung in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel - Eine statistische Analyse der Vegetationsdaten des Dauerflächenmonitorings 41-62