

Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmonitoring-Studie 1990 bis 2007

Ingo KORNER, Thomas WRBKA, Markus STAUDINGER & Manuel BÖCK

Die vorliegende Studie enthält die Ergebnisse eines 18-jährigen Monitoringprogrammes zur Wiederaufnahme der Beweidung im Seewinkel/Burgenland. Das Hauptaugenmerk wurde auf die Auswirkung der Beweidung mit Rindern und Pferden auf die unterschiedlichen Pflanzengesellschaften des Grünlandes im Nationalpark Seewinkel/Neusiedler See gelegt. Dazu zählen die halophile Vegetation der Lackenränder, die pannonischen Trocken- und Halbtrockenrasen, sowie die trockengeprägten Brachflächen aufgelassener Weingärten und Äcker. Das Beweidungsmanagement orientierte sich über die gesamte Monitoringperiode an den naturschutzfachlichen Zielen des Nationalparks, vor allem an die Zielvorgabe der Erhaltung und Restauration eines kleinräumigen, artenreichen Landschaftsmosaiks. Diese Kleinräumigkeit ergibt sich durch einen räumlich-zeitlichen Wechsel der Beweidungsintensität, wie es für die Hutweidewirtschaft als typisch erachtet werden kann und saisonal stark ausgeprägte Schwankungen des Wasserspiegels.

Die extensive Beweidung durch Rinder und Pferde stellte sich als eine effiziente Managementmaßnahme für die Wiederherstellung artenreicher Weiderasen heraus, die durch die starke Ausbreitung des Schilfs (*Phragmites australis*) in ihrem Bestand bedroht sind. Weiters kann durch eine extensive Beweidung die Sukzession von Weingarten- und Ackerbrachen in Richtung Halbtrockenrasen gelenkt werden. Strukturell zeichneten sich die extensiv beweideten Bereiche gegenüber den unbeweideten durch eine geringere Gesamtdeckung, eine geringere Vegetationshöhe und eine höhere Anzahl von Lücken für die Keimung typischer Trockenrasenarten aus. Von hoher Bedeutung ist jedoch eine abgestimmte, jährlich adaptierte Beweidungsintensität, da nur durch eine extensive Beweidung eine Steigerung der Artendiversität erreichbar ist.

Folgende Ergebnisse hat das Langzeit-Monitoringprogramm in den Weideflächen des Seewinkels im Einzelnen erbracht:

Die Sukzessionsrichtungen in Weingartenbrachen konnten durch die angewandten Beweidungspläne in Richtung der Etablierung von Halbtrockenrasen gelenkt werden. Sowohl der Biomasseertrag als auch die Schaffung von Keimlücken äußerten sich in einer höheren Anzahl typischer Arten der Halbtrockenrasen verglichen mit unbeweideten Brachen. Die Etablierung von Arten der Halbtrockenrasen erfolgte über Diasporeneintrag durch Dung und durch an den Hufen anhaftende Erde. Die Deckungswerte der Problemarten Quecke (*Elymus repens*) und Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) konnten insgesamt deutlich verringert werden. Ein effektiver Rückgang der Quecke erfolgte allerdings erst durch zusätzliche intensive Beweidungsphasen im Frühjahr, wodurch die Ausläufer dieser Arten nachhaltig geschädigt werden.

In Halbtrockenrasen und wechselfeuchten Weiden konnte durch das angewandte Beweidungsmanagement eine Verbuschung durch Gehölzinitialen maßgeblich verhindert werden. Analog zu den Verhältnissen in den Weingartenbrachen nehmen gefährdete Arten sandiger Offenflächen wie *Plantago arenaria* und *Medicago monspeliaca* zu. Die Problemart *Calamagrostis epigejos* stellte sich als weitgehend beweidungsresistent heraus, wenn keine zusätzlichen Maßnahmen gesetzt werden. Zu diesen Maßnahmen zählen Phasen intensiver Beweidung im Frühjahr, die eine Schädigung der Rhizome durch Tritt herbeiführen, sowie eine Kombination von jahreszeitlich unabhängiger Mahd und nachfolgender intensiver Beweidung. Die Ausbreitung von Schilf an den ökologisch besonders wertvollen Lackenrändern konnte durch die Beweidung weitgehend gestoppt, bzw. stark verschilfte Bereiche wieder in Salzrasen rückgeführt werden. Die Auswirkungen der Beweidung auf das Schilf machten sich allerdings erst nach einigen Jahren als starker Rückgang der Deckungswerte bemerkbar, eine vorbereitende Mahd beschleunigte diesen Effekt. Dieser Rückgang verbesserte sowohl die Habitatbedingungen für seltene Pflanzenarten der Salzrasen und der Zwergbinsen-

gesellschaften, als auch für eine Reihe von Vogelarten (Limikolen und Wasservögel), die auf diesen Lebensraum angewiesen sind. Insgesamt konnte der Schilfgürtel an manchen Stellen infolge der Beweidung um bis zu 200m zurückgedrängt werden. Die Reduktion des Schilfs ist vor allem auf die Zerstörung der Rhizome durch Tritteinwirkung zurückzuführen und weniger auf direkte Effekte des Biomasseentzugs. Die Beweidung durch Pferde stellte sich bei der Zurückdrängung des Schilfs als effektiver heraus als diejenige durch Rinder.

Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass Salzrasen und wechselfeuchte Weiden des Neusiedler-See-Gebietes ohne angepasstes Management durch Schilfröhrichte verdrängt werden. Die Erstellung von wissenschaftlich fundierten Beweidungsplänen, die auf standörtliche und phänologische Besonderheiten der Vegetation Rücksicht nehmen, aber auch zoologische Aspekte nicht unberücksichtigt lassen, muss als Voraussetzung für den Einsatz der Beweidung als Managementmaßnahme angesehen werden. Eine Kontrolle der Managementmaßnahmen über ein möglichst konstantes Monitoring ist entscheidend für die Justierung der Beweidungsintensität unter räumlich und zeitlich keineswegs konstanten Umgebungsbedingungen, wie sie im Seewinkel vorherrschen.

KORNER, I., WRBKA, T., STAUDINGER M. & BÖCK M. 2008: Grazing monitoring in the nationalpark Lake Neusiedel. Results of the vegetation ecological long-term monitoring program 1990–2007.

The present report resumes the outcomes of an ongoing long-term monitoring program of 18 years in the Seewinkel east of Lake Neusiedel in Burgenland/Austria. The focus of the study has been set on the effects of grazing on different lawn communities comprising the main part of rangelands in the national park. These communities contain halophile vegetation at the borders of soda lakes and ponds, arid grasslands of the pan-panic steppe vegetation and vegetation of fallow land in former vine-yards.

The applied management plan has constantly been adapted in concordance to the guidelines of the conservational program of the national park “Neusiedler See – Seewinkel” comprising amongst others the maintainance of the typical landscape mosaic created by extensive grazing. Due to a constant spatio-temporal alteration of grazing intensity and periodical fluctuations of water levels in the vast rangelands a high diversity of plant species and plant-communities characterizes the region.

The following findings arise from the 18 year monitoring:

Extensive grazing by cattle and horses turned out to be an effective management tool for restoring former pastures degraded by competitive species like reed. It also turned out that an extensive grazing regime is useful in directing the succession of former vine-yards to semi-arid grasslands and in reducing the coverage of competitive species like *Calamagrostis epigejos* and *Elymus repens*. Structural variances result in the extensively grazed pastures in lower overall-coverage, a lower vegetation height and a higher amount of gaps and germination sites. The structural characteristics of extensively grazed pastures lead to a higher overall biodiversity.

Successions of fallow land have been driven to semi-arid grasslands by the applied grazing regime. The constant removal of biomass as well as the increased occurrence of gaps, created more diverse and species-rich grasslands than in ungrazed portions of the same area. Crucial to the establishment of typical species of semi-arid grasslands is the animal driven dispersal of seeds due to cow dung and soil adhering to the hooves. The coverage of problematic species like *Elymus repens* and *Calamagrostis epigejos* with a high potential for dominance was clearly reduced.

It emerged that the spread of *Elymus repens* in the former vine-yards can not be controlled by extensive grazing only. An effective decrease in the coverage can only be achieved if the sward can be ripped open in consequence of a phase of intense grazing and trampling in spring so that the tillers of *Elymus repens* are severely damaged. After 10 years of intense grazing in spring and extensive grazing during summer, the coverage of *Elymus repens* was reduced considerably.

Semi-arid grasslands and periodically wet pastures are preserved from scrub and vegetation encroachment due to extensive grazing. Similar to the succession in the former vine-yards, species of open sandy habitats are increasing. Especially the two threatened species *Plantago arenaria* and *Medicago monspeliaca* developed sustainable populations at sandy sites. The competitive species *Calamagrostis epigejos* is comparatively resistant against grazing, as matured shoots are hardly palatable. The most important

factor is again the negative effect of trampling on the rhizomes. Successful strategies are an intensive grazing in spring when the shoots are young, and the combination of a seasonally unfixed mowing with a subsequent intense grazing phase.

The increase of reed (*Phragmites australis*) at the borders of the soda-lakes, inhabiting a huge amount of vulnerable species and rare plant communities was largely stopped as a result of selective grazing. The effects of the cattle on the reed belt increased with time thereby. Initial small achievements in reducing coverage and biomass of reed, increased to a strong cutback after 5 to 10 years of extensive grazing by cows and horses. The habitat conditions for rare halophytes meliorated at the borders and in the bed of the soda-lakes. Furthermore the habitat condition advanced also for limicoles because of a roll-back of the reed belt of approximately 200m. The decrease of reed is primarily attributable to trampling of rhizomes and to a lesser degree on the effects of browsing of leaves and shoots. Horses are more effective in regulating reed abundance than cows due to their browsing behaviour.

Results of this long-term study showed that the salty swamps and the periodically wet pastures are merged in reed-belts without an adequate management. But indeed it is necessary to develop scientifically founded grazing schemes responding to the local particularities of the vegetation, the habitat characteristics and to specific zoological aspects. A control of success by a constant monitoring is important for the adjustment of grazing intensity in the different plant communities, both spatially and temporally, to achieve the considered results.

Keywords: Lake Neusiedl, National park, grazing management, long-term monitoring, reed-belt, halophile vegetation, arid grassland, restoring pastures, reducing competitive species

Einleitung

Projekthintergrund

Sowohl Erhaltung als auch die Entwicklung (zu einem durch Zielvorgaben definierten Erhaltungszustand) artenreicher Wiesen- und Weidelandschaften, aber auch verschiedener Feuchtlebensräumen sind auf eine extensive landwirtschaftliche Nutzung angewiesen (GANDER et al. 2003). Beweidung zeigt in unterschiedlichen Lebensräumen Auswirkungen auf die Vegetationsstruktur sowie die Arten- und Lebenstypenzusammensetzung (BERENDSE 1985, MILCHUNAS et al. 1988, OLFF & RITCHIE 1998, DUPRÉ & DIEKMANN 2001). Durch selektives Fraßverhalten der Weidetiere werden trittresistente, bewehrte oder toxisch wirkende Pflanzenarten gefördert (COLEY et al. 1985, ANDERSON & BRISKE 1995), nährstoffreiche und leicht verdaubare Arten in ihrer Biomasse reduziert (COUGHENOUR 1985, DÍAZ et al. 1992). In Abhängigkeit von den naturschutzfachlichen oder landschafts-ökologischen Zielvorgaben können die Auswirkungen von Beweidung durchaus differenziert betrachtet werden. So ist die Wirkung von Beweidung auf die Biodiversität eines Ökosystems abhängig von Weidetieren, Beweidungsdruck, Pflanzengesellschaft und Produktivität der Standorte (OLFF & RITCHIE 1998, PROULX & MAZUMDER 1998). Die Auswirkungen der Beweidung auf Feuchtgebiete sind in mehreren Arbeiten untersucht worden (vgl. SCHLEY & LEYTEM 2004). Die Frage, inwieweit durch Beweidung die Verschilfung eingedämmt werden kann, wurde hingegen seltener erörtert (HASLER 1996, GANDER et al 2003, POHL 2004, SCHÄDLER 2004). Zur Erhaltung und Restitution ausgedehnter Grünlandgebiete werden auch alte Haustierrassen erfolgreich eingesetzt, wodurch sich auch ein Beitrag für die Bewahrung der genetische Diversität der Weidetiere erzielen lässt (BURKART B. et al. 2007).

Obwohl im Seewinkel große Teile der Landschaft seit Jahrhunderten als Hutweide bewirtschaftet wurden (KÜHN 1992, KOHLER et al. 1994), stellte sich dennoch die Frage, ob eine Wiederaufnahme der Beweidung der heute nur mehr sehr kleinen Restflächen auch

naturschutzverträglich wäre. Insbesondere wurde von Naturschutzsachverständigen die Befürchtung geäußert, dass jene Vegetationstypen und Pflanzenarten, die von extremen Standortsfaktoren (z. B. hoher Salzgehalt) geprägt und daher nicht unbedingt störungsresistent sind, von Weidetieren geschädigt werden und in weiterer Folge in ihrem Bestand bedroht sein könnten. Aus diesem Grund wurde ein mehrjähriges vegetationsökologisches Monitoringprogramm initiiert, um nachvollziehbar zu dokumentieren, welche Auswirkungen für die botanischen Schutzobjekte, vor allem aber auf die für den Seewinkler Lackenraum charakteristischen Pflanzengesellschaften (von Halbtrockenrasen über Feuchtwiesen und Zickstellen bis zur Lackenbodenvegetation) zu erwarten wären. In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse eines Langzeitmonitoringprogrammes über die Auswirkungen unterschiedlicher Beweidungsmethoden auf die Vegetationszusammensetzung im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel dargestellt. Mit Hilfe der mittlerweile achtzehnjährigen Datenreihen wird versucht, folgende Fragen zu beantworten:

- Wie verändert sich die räumliche Verteilung von Vegetationseinheiten infolge der Beweidung während des Untersuchungszeitraumes von mehr als 15 Jahren?
- Wie verändert sich die Vegetationsdeckung ökologisch aussagekräftiger Zielarten, die als Charakterarten für die typischen Vegetationseinheiten des Untersuchungsgebietes betrachtet werden können, durch die Beweidung?
- Wie verändert sich die Vegetationsdeckung ausgewählter Problemarten infolge der Beweidung?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde im Zuge der aufeinander folgenden Projektperioden ein System subjektiv ausgewählter Dauerbeobachtungsflächen angelegt. Die Flächenauswahl verfolgte einerseits das Ziel die Vegetationsanordnung entlang der gebietscharakteristische ökologischen Gradienten (Lackenwasserstand, Salzgehalt,..) ausreichend abzubilden, andererseits wurden nach Möglichkeit auch Flächenpaare mit verschiedenen Managementvarianten angelegt. Konzentrierten sich die Monitoringflächen zu Beginn der Untersuchungen ausschließlich auf den Raum der Bewahrungszone Illmitz-Hölle, wurde das Netz der Probeflächen etappenweise auf weitere wichtige Teilräume des Nationalparks ausgedehnt.

Die dargestellten Ergebnisse umfassen die Daten des Vegetationsökologischen Beweidungsmonitoring 1990–1992, 1994–1997 und 2001–2005. Die Daten des Jahres 2007 stammen bereits aus einem Folgeprojekt im Auftrag der Nationalparkverwaltung (2007 bis 2011). Die Ergebnisse aus den Dauerbeobachtungsflächen im Bereich der Trockenrasen, Halbtrockenrasen und Weingartenbrachen wurden in KORNER et al. (1999) bereits umfassend dargestellt und in der Folgezeit nur noch mit geringer Bearbeitungsfrequenz weiter erhoben, da das vorhandene Datenmaterial bereits Langzeitaussagen zuließ. Lediglich die Fragen der Trockenrasenrückführung und der Problemartenbekämpfung wurde auch nach 1999 weiterverfolgt. 1994 wurde das Dauerflächennetz am Illmitzer Zicksee sowie am Kirchsee aufgebaut, welches ab 2001 um Weideflächen der Graurinderherde im Seevogelände (Neudegg), der Eselherde im Sandeck, der Przewalski-Pferde und der Reitpferde im Seevogelände bei Illmitz und den Seedamm von der Biologischen Station bis zur „Hölle“ erweitert wurde.

Beweidung als ökologischer Faktor

Die Wirkungen der Beweidung lassen sich in 2 Hauptgruppen teilen, wobei eine extensive Beweidung vorwiegend positiv wirkt und nur kleinflächig negative Auswirkungen erkennen lässt (Triften, Tränken, Stallnähe).

Positive Auswirkungen

- Verringerung der Streuaufgabe durch Biomasseentzug
- Reduktion des Deckungsgrades der Vegetation
- Förderung annueller Arten durch Schaffung von Lücken
- Generelle Verringerung der Vegetationshöhe, erhöhtes Lichtangebot
- Förderung eines Mosaiks aus Nährstoff- und Magerzeigern
- Zunahme der Arten- und Gesellschaftsdiversität bei geringer bis mittlerer Weidedichte
- Auflösung „scharfer“ Vegetationsgrenzen

Negative Auswirkungen

- Abfressen von Blühtrieben und Blütenständen (z. B. bei Orchideenarten)
- Selektive Überbeweidung „schmackhafter Pflanzen“
- Selektive Unterbeweidung von Weidezeigern mit Dornen
- Überhöhte Trittwirkung
- Artenverarmung durch zu hohe Weidedichte

Effekte der Hutweide

- Schaffung eines kleinräumigen Nutzungsmosaiks
- Entwicklung von Brachen in Richtung Halbtrockenrasen
- Bewahrung von Halbtrockenrasen und wechselfeuchten Weiderasen vor Verbuschung und Verfilzung
- Förderung seltener Arten durch Beweidung (*Plantago arenaria*, *Trigonella monspeliaca*, *Suaeda pannonica*, *Cyperus pannonicus*, *Bupleurum tenuissimum*,...)
- Reduktion der Verschilfung an Lackenrändern + Seeufer
- Samenverbreitung zwischen isolierten Flächen

Die Beweidung beeinflusst die Vegetationsstruktur durch ständige Kürzung der Grasnarbe und durch eine selektive Förderung von bodennah wachsenden und daher lichtliebenden Arten. Weiters verhindert sie die Ansammlung unzersetzter Streu im Bestand und vergrößert weiter das Lichtangebot der bodennahen Schichten. Als Kurzzeiteffekt der Beweidung kann die Zerstörung oder die Entfernung von Pflanzengewebe durch Tritt und Verbiss bezeichnet werden. Die Veränderung von Konkurrenzverhältnissen in der Vegetation und der Nährstoff- und Wasserhaushalts-Dynamik sind Langzeiteffekte, die etwa von MILCHUNAS et al. (1992) oder AGUIAR et al. (1996) nachgewiesen worden sind. Auf Hutweiden entsteht durch Fraß, Dung, Urin und Tritt ein kleinräumiges Mosaik aus Nährstoffzeigern und Magerkeitszeigern, was zu einer ausgeprägten strukturellen Heterogenität führt, die zumeist auch in ihrer Artenvielfalt über der von Mahdflächen liegt; wie etwa in Halbtrockenrasen von SCHLÄPFER et al. (1998) nachgewiesen wurde.

Das Weidemanagement, vor allem die saisonalen Beweidungsmuster (Frühjahrs-, Sommer- oder Herbstweide) ist für die Beweidungseffekte auf unterschiedliche Artengruppen von entscheidender Bedeutung (vgl. WATT et al. 1996, SCHÄDLER M. 2004). Pflanzenarten mit dominierender vegetativer Reproduktion profitieren infolge von Beweidung zumeist

(WIESINGER & PFADENHAUER 1998), da die Diasporenproduktion der einzelnen Arten in beweideten Flächen oft eingeschränkt ist. Aus diesem Grunde ist es auch von größerer Bedeutung, Zeitpunkt und Intensität der Beweidung für verschiedene Pflanzengesellschaften unterschiedlich festzulegen, bzw. der Frage nachzugehen welche Artengruppen (funktionalen Typen) durch das Beweidungsmanagement gefördert bzw. kontrolliert werden sollen (STROH M., KRATOCHWIL A. & SCHWABE A. 2004). So führt etwa eine intensive Beweidung eines Trockenrasens bereits ab dem Frühjahr längerfristig dazu, dass der Diasporenpool des Standortes stark reduziert wird. Als Konsequenz für das Management ergibt sich, dass jährlich mit unterschiedlichen Beweidungsintensitäten und wechselnden Zeitpunkten beweidet werden muss, damit eine Samenproduktion der Trockenrasenarten gewährleistet bleibt (ZEHM 2004).

Ebenso werden Arten mit unterirdischen Speicherorganen in weniger gut wasserversorgten Pflanzengesellschaften (Zwiebel-Geophyten, Rhizomgeophyten, teilweise auch Hemikryptophyten) durch die Beweidung leicht gefördert. In feuchten Böden ist hingegen oftmals eine (bei Schilf und Land-Reitgras sogar gewünschte) Schädigung der Rhizompflanzen durch die Trittwirkung auszumachen. Rhizompflanzen sind vor allem in Brachen zu finden, da sie die mitunter starke Streuauflage leichter durchdringen können (LUICK 1996). Bei starker Beweidung nehmen Arten, die unterschiedliche Formen von Beweidungsschutz (Stacheln, Dornen, Brennhaare, giftige Inhaltsstoffe) aufweisen, zu.

Untersuchungsgebiet

Das Gebiet des Seewinkels umfasst etwa 450km² zwischen dem Ostufer des Neusiedler Sees und der ungarischen Grenze. Es stellt mit seinen ausgedehnten halophytisch geprägten Lebensräumen, den zahlreichen Salzlacken und der pannonischen Steppenvegetation eine der ökologisch bedeutendsten Landschaften Mitteleuropas dar (vgl. WENDELBERGER 1959, LÖFFLER 1982). Es handelt sich in großen Bereichen um eine jahrhundertealte Kulturlandschaft, die im Wesentlichen durch eine halbextensiv betriebene Weidewirtschaft geprägt wurde (KÜHN 1992). Wobei man darunter die im ostmitteleuropäischen Tiefland typische Art der Bewirtschaftung von großflächigen, gemeinschaftlich genutzten Hutweiden durch Hirten versteht, die tagsüber für Bewachung, Lenkung und Betreuung des Viehs (Rinder, Pferde, Schweine und Ziegen) verantwortlich waren und für deren Aufstallung während der Nacht (ibid.). Das ursprüngliche Landschaftsbild des Seewinkels bis zum Beginn der Weidewirtschaft dürften lichte Eichenbestände geprägt haben (WENDELBERGER 1967).

Im Bereich der Ortschaft Illmitz, das als Kernstück des Monitoringprogrammes zu bezeichnen ist, ist das Gelände allgemein wellig, es wechseln trockene Kuppen und sandige Rücken mit ausgedehnten, mehr oder weniger salzigen, nassen bis überschwemmten Senken ab. Die dünenartigen Kuppen und Rücken (Vorläufer des rezenten Seedamms) werden aktuell fast durchwegs von Weingärten bzw. Weingartenbrachen geprägt, während naturnahe Flächen wie Sodalacken, Hutweidereste und Röhrichte weitgehend auf die Senken konzentriert sind. Die Kulturlandschaft ist durch Aufforstungen, Bäume und Büsche relativ stark gegliedert, es dominieren Ölweiden, Holunder, Heckenrosen, Pappeln, Robinien, Kirsch- und Nussbäume. Hutweidereste sind vor allem auf Salzstandorten rings um die Lacken, kleinflächig auch im Bereich von Halbtrockenrasen- und Niedermoorflächen zu finden. Ein landschaftsprägendes Element in den Senken sind die mitunter ausgedehnten Röhrichte.

Bodenverhältnisse

Der Illmitzer Zicksee zählt zu den größten Lacken des Seewinkels und wird fast ausschließlich durch Niederschlagswasser versorgt (LÖFFLER 1959). Dennoch kommt auch hier dem hoch anstehenden Grundwasser entscheidende Bedeutung bei der Abdichtung der Lackenwanne und beim aufwärts gerichteten Salztransport zu (FRANZ & HUSZ 1961). Das zeigt sich eindrucksvoll etwa an den Solontschakböden des Geiselstellers nördlich des Illmitzer Zicksees. Diese Bereiche grenzen unmittelbar an den flächigen Grundwasseraustritt der Krötenlacke die am Übergang zwischen Schotterflur und Seerandzone gelegen ist. Das hier zu Tage tretende Grundwasser kommt oberflächennahe mit dem in der Seerandzone anstehenden, salzführenden Bodenhorizont in Kontakt. Während im Quellbereich selbst noch weitgehend glykische Verhältnisse herrschen, sind auf kurze Distanz bereits Salzböden und Salzvegetation optimal entwickelt.

Vegetationsverhältnisse

Die weitere Umgebung des Illmitzer Zicksees zeigt trotz Beeinträchtigungen des Salzhaushaltes infolge alter Entwässerungsgräben eine typische Abfolge von Vegetationsgesellschaften der mittelosteuropäischen Steppen. Diese Gliederung der vegetationskundlichen Einheiten bezieht sich vornehmlich auf die Arbeiten von BOJKO (1934), WENDELBERGER (1943, 1950, 1954, 1959), SAUERZOPF (1959), KÖLLNER (1983), MUCINA (1993) und FALLER (1999). Die typische Abfolge verläuft von den hochgelegenen, kaum salzbeeinflussten Halbtrockenrasen sandiger Alluvialböden der Seewinkler Schwingel-Puszta (*Potentillo arenariae* – *Festucetum pseudovinae*), über die nur mäßig salzhaltigen Standorte der Schwingel-Salzsteppen (*Centaurea pannonicae* – *Festucetum pseudovinae*), bis zu den, auf schweren, tonigen Solonetzböden gelegenen Wermutsteppen (*Artemisietum santonicum*) hin zu den eigentlichen Halophytengesellschaften der Lackenränder.

Die Vegetation der Lackenränder untergliedert sich je nach Salzgehalt des Bodens und Bodenfeuchte. Salzärmere Standorte nahe der Uferlinie werden von lückigen Salzrasen (*Taraxaco bessarabici* – *Caricetum distantis*) mit Salz-Simse (*Juncus gerardii*), Salz-Wegerich (*Plantago maritima*), Salz-Löwenzahn (*Taraxacum bessarabicum*) und Entferntähriger Segge (*Carex distans*) eingenommen, in denen der Salz-Wegerich stellenweise auch zur Dominanz gelangen kann. Eingestreut in diese großflächige Vegetationsgesellschaft finden sich so genannte „Blindzickstellen“, die einen höheren Salzgehalt aufweisen und in denen das Kampferkraut (*Camphorosma annua*) sowie der Sumpf-Salzschwaden (*Puccinellia limosa*) vorkommen, stellenweise auch die Salzkresse (*Lepidium cartilagineum*), die zusammen mit dem Neusiedler See-Salzschwaden (*Puccinellia peisonis*) die Gesellschaft des *Lepidietum crassifolii* aufbaut. Die größten Bereiche des Untersuchungsgebietes werden von den Zickgraswiesen beherrscht, die im frühjährlichen Überschwemmungsgebiet der Salzlacken liegen und im Sommer durch die bedeckende Schlickschicht immer noch eine beachtliche Restfeuchte aufweisen. Diese als *Atripietum peisonis* bezeichneten Bestände weisen als kennzeichnende Arten die Salz-Aster (*Tripolium pannonicum*) und den namensgebenden Neusiedler See-Salzschwaden (*Puccinellia peisonis*) auf.

Die spät im Jahr austrocknenden Bereiche der Salzlacken über Solontschakböden werden vom Dorngras (*Crypsis aculeata*), der Strand-Salzmelde (*Suaeda maritima*), dem Graugrünem und dem Dickblättrigem Gänsefuß (*Chenopodium glaucum*, *Ch. chenopodioides*) eingenommen und bilden die Gesellschaften des *Crypsidetum aculeati* und des *Atriplicetum prostratae*-*Chenopodietum crassifolii*.

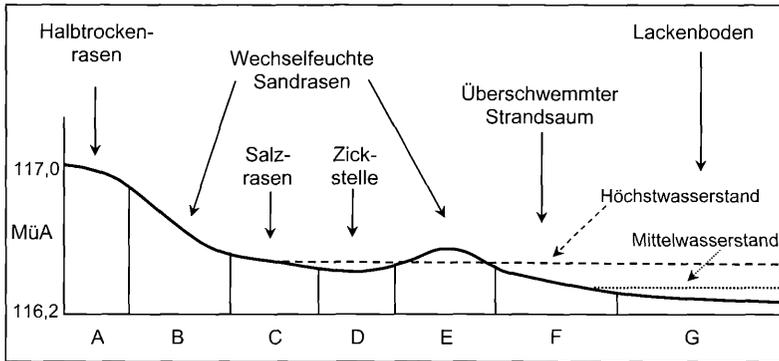


Abb. 1: Schematischer, überhöhter Querschnitt des Lackenuferbereiches mit Abfolge der Vegetationseinheiten am Illmitzer Zicksee von hochgelegenen Halbtrockenrasen ohne Salzeinfluss bis zu halophytischen Lackenbodengesellschaften. MüA = Seehöhe in Meter über Adria. A = *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* (Seewinkler Schwingel-Sandpuszta); B & E = *Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae* (Wechselfeuchte Sandrasen); C = *Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis* (Salzrasen); D = *Lepidietum crassifolii* (Salzkresse-Fluren auf stark salzhaltigen Böden) mit Säumen von *Artemisietum santonici*, F = *Atropidetum peisonis* (Zickgraswiesen) und *Crypsido aculeatae-Suaedetum maritimae* (Strand-Salzmeldenflur); G = *Crypsidetum aculeatae* (Dorngras-Fluren der Lackenböden nach dem Austrocknen der Lacke). – Fig. 1: schematic profile of the shoreline of the „Illmitzer Zicksee“ and the sequence of plant communities from semi-arid grasslands to halophile vegetation at the flood plain of the lake (MüA = altitude (meters above adria). A = *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*; B & E = *Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae*; C = *Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis*; D = *Lepidietum crassifolii* mit Säumen von *Artemisietum santonici*, F = *Atropidetum peisonis* und *Crypsido aculeatae-Suaedetum maritimae*; G = *Crypsidetum aculeatae*.

Im Wellenraum der Lackenufer siedeln schließlich die teilweise ausgedehnten Brackröhrichte die auf weniger salzhaltigen Stellen vom Schilf (*Phragmites australis*), an salzhaltigeren von der Grauen Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) und der Meersimse (*Bolboschoenus maritimus*) aufgebaut werden. Stellenweise treten in diesen Brackröhrichtchen auch die Strand-Simse (*Juncus maritimus*) und das Schneidried (*Cladium mariscus*) auf.

Räumliche und vegetationsökologische Charakterisierung des unmittelbaren Untersuchungsraumes

Neben dem Zicksee und dem Seevorgelände wurde auch ein Abschnitt des Seedamms mit wenigen erhaltenen Trockenrasen, Weingärten und Brachen in die Beweidung miteinbezogen. Am Seedamm selbst befinden sich einige Gehölzgruppen, die in den 1950-er Jahren gepflanzt wurden. Der östlich des Fahrweges gelegene Teil des Seedamms wird im Sommer durch die Aberdeen Angus Herde beweidet, der westliche Teil und das Seevorgelände sind mit einem Elektrozaun umgrenzt und stellen eine lang gezogene Koppel des Arterhaltungsprogramms für Przewalski-Pferde dar. Weiters liegt unmittelbar am Westufer des Albersees ein Robinienwäldchen, das sich durch Wurzeläusläufer bis zu Beginn der Beweidung in diesem Gebiet stark ausgebreitet hat. Mehrere 100 Meter nördlich liegt das Illmitzer Wäldchen, das sich beidseitig des Weges am Seedamm erstreckt und vornehmlich durch Pappeln aufgebaut wird. Auch die Pappeln zeigten eine Tendenz zur Ausbreitung.

Der Seedamm klingt schließlich gegen den Neusiedler See hin allmählich aus, wobei speziell nördlich des Albersees ein Areal mit sehr unruhigem Relief liegt, das durch die Sandentnahmen entstanden ist.

Den Übergang zu den Salzwiesen des Seevorgeländes bildet ein in seiner Breite stark schwankender Streifen, in dem die Schwarze Kopfbirse (*Schoenus nigricans*) und das Pfeifengras (*Molinia coerulea*) als Hauptbestandbildner auftreten (*Junco obtusiflori-Schoenetum nigricantis*).

Am Seedamm selbst treten zahlreiche Arten der Trockenrasen, sowie als kennzeichnende Art der Sandstandorte der Sand-Wegerich (*Plantago arenaria*) auf. Dieser konnte 2004 gemeinsam mit einem weiteren Sandspezialisten, dem Montpellier-Bockshornklee (*Trigonella monspeliaca*) im Bereich der Weideflächen auf Höhe des Albersees nachgewiesen werden. Beide Arten sind vom Aussterben bedroht (Rote Liste) und wurden als typische Weidezeiger beschrieben. Es kann angenommen werden, dass die Samen dieser Arten von den Rindern in den Klauen oder über die Kuhfladen von anderen Trockenraseninseln verbreitet wurden.

Projekttablauf

Das Gesamtprojekt gliederte sich in drei Projektphasen zwischen 1990 und 2005. Als ausschlaggebende Größe für den Beginn des vegetationsökologischen Monitoringprogrammes diente der wieder aufgenommene Hutweidebetrieb um den Illmitzer Zicksee im Jahre 1987. Durch die Aufgabe der Weidenutzung in den 1960er-Jahren verschliffen und verbuschten die Flächen zusehends und wertvolle Bruthabitate für Wiesenlimikolen drohten dauerhaft verloren zu gehen (vgl. RAUER & KOHLER 1990).

Ziel der ersten Projektphase von 1990–1992 war es, Grundlagen für ein angepasstes Beweidungsmanagement im Seewinkel zu liefern und Weidepläne für verschiedene Vegetationseinheiten zu formulieren. Die Fragestellungen konzentrierten sich hierbei vor allem auf die Auswirkungen der Rinderbeweidung auf die gebietstypischen Pflanzengesellschaften und die Beeinflussung konkurrenzkräftiger Arten, wie Schilf und Reitgras. Das Hauptaugenmerk der ersten Projektphase lag dabei auf den direkten Lackenbereichen und den angrenzenden Hutweideflächen um den Illmitzer Zicksee sowie auf der Podersdorfer Pferdeweide.

Während der zweiten Projektphase in den Jahren 1994–1998 wurde das Hauptaugenmerk auf den Einfluss der Beweidung auf die Regeneration von verbrachten Trockenrasen und Brachflächen gelegt. Hierzu erfolgte eine Erweiterung der Monitoringflächen um Brachflächen am Westufer des Illmitzer Zicksees und des Kirchsees.

In der dritten Projektphase von 2001 bis 2005 wurde das Dauerflächennetz abermals erweitert (29 neue Dauerflächen) und zwar um die Flächen in der Graurinder- und Eselweide im Gebiet Sandeck-Neudegg bei Illmitz und die Reitpferdeweide bzw. die Przewalski-Koppel im Illmitzer Seevorgelände. Es wurden hierbei auch Einflüsse auf die Vegetation durch unterschiedliche Weidetiere untersucht. In Abbildung 2 sind alle vegetationsökologisch dokumentierten Beweidungsflächen dargestellt. Es handelt sich von Norden nach Süden um die:

1. **Reitpferdeweide** südlich von Podersdorf
2. **Przewalski-Weide** im Seevorgelände, die

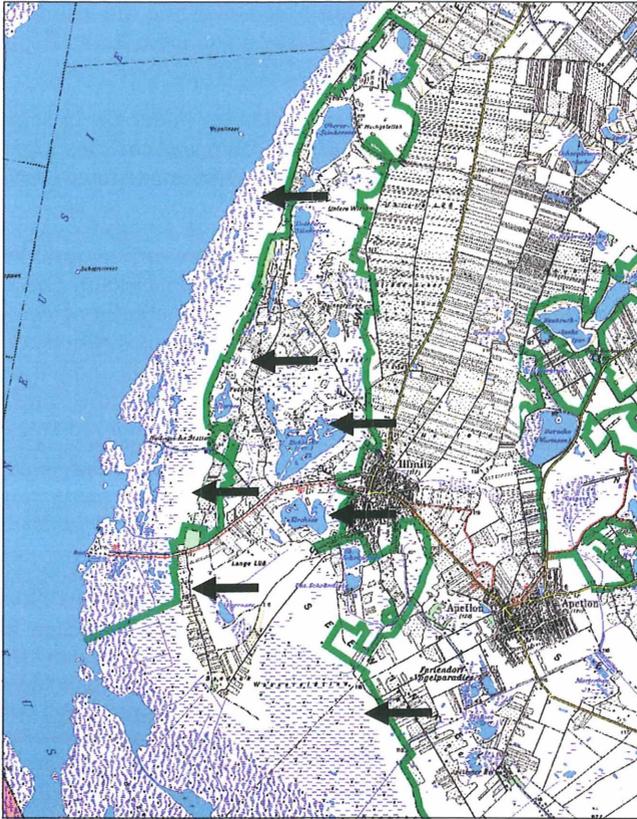


Abb. 2: Lage der untersuchten Weideflächen im Seewinkel und im Vorgelände des Neusiedler Sees. – Fig. 2: location of the surveyed pastures in the “Seewinkel” and the floodplains of lake Neusiedel.

3. **Weideflächen der Angusherde und Fleckviehherde** am Kirchsee, Illmitzer Zicksee und am Seedamm und Albersee nördlich der Biologischen Station
4. **Reitferdeweide** im Seevorgelände bei Illmitz
5. **Eselweide** im Sandeck
6. **Weideflächen der Graurinderherde** im Seevorgelände (Neudegg)

Die im Rahmen dieses Projekts erhobenen Daten geben nicht nur Auskunft über die Entwicklung der Vegetation bei unterschiedlicher Beweidungsintensität, sondern bildeten auch die Grundlage für die Beweidungspläne der Bewahrungszonen des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, die jährlich adaptiert werden.

Motive für die Beweidung

Vegetationsveränderungen im Seewinkel

Für das Gebiet des Seewinkels sind in den letzten 150 Jahren bedeutende Flächenveränderungen der vorherrschenden Nutzungsweisen zu erkennen. Waren 1855 rund 6300 ha als Hutweideflächen ausgewiesen (KOHLER et al. 1994), so waren davon 1950 noch 4140 ha, 1986 nur noch 650 ha vorhanden. Ähnliche Reduktionen zeigten auch die Wiesen-

flächen, die um 1950 bei 3725 ha lagen, 1986 bei 1025 ha. Aber nicht nur die extensiv genutzten Bereiche zeigten drastische Veränderungen, auch die Anzahl der Sodalacken zeigt eine dramatische Abnahme von 139 im Jahr 1855, 79 im Jahr 1950, 63 im Jahr 1986 zu 35 Lacken im Jahr 1993. 1960 gab es im Seewinkel noch ca. 5.400 Hektar Hutweideflächen, heute liegt die Fläche unter 1.000 Hektar. Infolge der sukzessiven Aufgabe der Viehzucht fielen die ausgedehnten Feucht- und Salzwiesen größtenteils brach. Ein Luftbildvergleich ergab seit dem Beweidungsrückgang im gesamten Seewinkel eine Zunahme der verschilften Lackenränder um 60 %. Der Illmitzer Zicksee etwa war um 1940 noch weitgehend schilffrei, während heute die Hälfte der Wasserfläche vom Schilf eingenommen wird. Durch die zunehmende Verschilfung veränderte sich die Artengarnitur der naturschutzfachlich höchst bedeutsamen Salzsumpfwiesen (*Scorzonero – Juncetum gerardii*) in den letzten 50 Jahren deutlich. In Extremfällen wurden die Lackenrandgesellschaften vollständig durch dichte, hochwüchsige Schilfbestände ersetzt.

Gründe für die umfangreichen Landschaftsveränderungen sind neben dem Zusammenbruch der Beweidung in den 1960er-Jahren (lediglich an der Langen Lacke wurde der Weidebetrieb aufrecht erhalten) vor allem Entwässerungsmaßnahmen, Grundwasserabsenkungen und Nährstoffeinträge. Diese Entwicklung hat auch für jene Vogelarten des Seewinkels schwerwiegende Folgen die auf offene Ufer bzw. kurzrasige Wiesen- und Steppenhabitats angewiesen sind (RAUER & KOHLER 1990). Zwergseeschwalbe, Triel oder Brachpieper sind im Seewinkel als Brutvögel bereits verschwunden. Seeregenpfeifer und Flusseeeschwalbe sind noch immer akut bedroht, die Bestände von Rotschenkel und Uferschnepfe sind mittlerweile fast gesichert. Vorrangiges Entwicklungsziel der Beweidung aus ornithologischer Sicht war die langfristige Sicherung kurzrasiger Lackenränder und Feuchtwiesen, die eine wichtige Voraussetzung für ein langfristiges Überleben der Watvogelarten darstellen. Die beobachteten Auswirkungen der Rinderbeweidung (auf den Zickflächen) zeigten, dass durch kontrollierte Beweidung der gegenwärtig so stark eingeengte Lebensraum der Regenpfeifer wieder vergrößert werden kann. Auf ausgewählten Versuchsflächen konnte hier durch die Rinderherde der beginnende Schilfwuchs sehr wirksam beseitigt werden. Dieser positive Trend setzte sich in den 90er Jahren fort, sodass das Beweidungsgebiet heute wasserstandsabhängig in manchen Jahren fast den gesamten Brutbestand des Seeregenpfeifers (etwa 30 Paare) oder mit 15–20 Paaren mehr als 10% der Rotschenkelpopulation des Zicksees beherbergt. Die Öffnung der Ufervegetation und Vergrößerung der Wiesenflächen haben aber auch für eine Reihe weiterer Arten positive Effekte. Stelzenläufer brüten an den offenen, seichten Überflutungsstellen, Graugansfamilien können die Weideflächen effizienter nutzen, der Wiedehopf (früher auch „Weidehopf“) besiedelt wieder verstärkt den Sanddamm entlang des Ostufers und die Illmitzer Weißstorchkolonie zeigt einen Anstieg im durchschnittlichen Bruterfolg. Wichtigste Auflage aus der Sicht des Vogelschutzes, die in den jährlich adaptierten Beweidungsplänen berücksichtigt wird, ist die zeitweilige Schonung räumlich begrenzter Brutflächen mit Gelegen von Bodenbrütern (bei Wiesenlimikolen bis Ende Mai, bei Regenpfeifern mitunter bis in den Sommer).

Methodik

Die Monitoringflächen wurden nach dem System eines hierarchischen Monitoring angelegt (vgl. TRAXLER 1997), wobei die Flächen auf unterschiedlicher Maßstabsebene angelegt werden. So dienen 2×2 m Quadrate die in 4 Subplots aufgeteilt sind, dem Monitoring ausgewählter Pflanzenbestände, für Veränderungen auf Landschaftsebene wurden 5×5 m messende Dauerflächen angelegt. Dadurch können die sehr genauen Daten der Kleinstflächen über Zwischenschritte auf das ganze Projektgebiet übertragen werden.

In 6 repräsentativen Testgebieten am Illmitzer Zicksee und am Ostufer des Neusiedler Sees, wurde ein System von Monitoringflächen und Transekten entlang eines Gradienten angelegt, welches die wichtigsten Vegetationstypen der extensiv genutzten Kulturlandschaft des Seewinkels, wie offene Salzvegetation, Brackröhrichte, wechselfeuchte Wiederasen und Halbtrockenrasen umfasst. Abgezaunte Weide-Ausschlussflächen ziehen sich entweder in Transektform über mehrere Vegetationszonen wie das 110m lange West-Transekt (Monitoringflächen W01 bis W11) oder es wurden mehrere kleinflächige Auszäunungen von 10×10 m, die jeweils eine Vegetationseinheit umfassen, angelegt (Ostufener, Monitoringflächen G20, G21 und G22). Innerhalb dieser Weide-Ausschlussflächen wurden meist mehrere Aufnahmeflächen mit einer Größe von 2×2 m eingemessen.

Die Weideausschlussflächen stellen ein wesentliches Kernstück des Monitoringsystems dar, weil hier Grundlagendaten über die jährlichen Populationsfluktuationen in den Lackerandgesellschaften gewonnen werden können, die mit weidebedingten Vegetationsveränderungen in den Dauerflächen in einen vergleichenden Zusammenhang gebracht werden können.

In den Dauerflächen, deren Größe von 2×2 m bis 5×5 m reicht, wurde die Auswirkung des unterschiedlichen Pflegeregimes (ungestörte Entwicklung, Beweidungsabstufung, Mahd) dokumentiert. Die Aufnahmeflächen liegen in den Ausschlussflächen (unbeweidet) und direkt außerhalb des Weidezaunes (beweidet). Die beweidete und die unbeweidete Referenzfläche umfassen jeweils denselben Vegetationstyp. Die Aufnahmeflächen sind im Gelände durch eine oberirdische Markierung und vier eingesenkte metallene Vermessungspflöcke dauerhaft gekennzeichnet und wurden mittels Differential-GPS eingemessen.

Die eingezäunten Ausschlussflächen garantieren eine von der Beweidung unbeeinflusste Entwicklung der Vegetation und ermöglichen einen direkten Vergleich mit den beweideten Aufnahmeflächen. In jeder der 2×2 m großen Dauerflächen, die im Gelände dauerhaft vermarktet sind, wurden in 1 m^2 großen Schätzflächen die Vegetationsdeckung erhoben, um Verschiebungen von Vegetationsgrenzen in den Teilflächenerfassen zu können. Für die Auswertung wurden die Werte der Teilflächen zusammengefasst.

Die Aufnahme der Dauerflächen erfolgte seit 1995 mit einer Prozentskala, davor mit einer modifizierten Braun-Blanquet-Methode. Da die Deckungssprünge in der Braun-Blanquet-Skala (Ordinalskala) im oberen Bereich bis 25% betragen, können geringere Deckungsveränderungen nicht dokumentiert werden. Aus diesem Grund wurde die Prozentskala gewählt, da sie den Vorteil von metrisch erhobenen Daten bietet und die Möglichkeit, sehr kleine Deckungsveränderungen zu erfassen. Die Deckung mittels Prozentskala wurde grundsätzlich in 1% Schritten erhoben. Bis 5% Deckung wurden auch Kommastellen angegeben. Um die Daten für alle gängigen Skalen umwandelbar zu machen, wurden die Prozentwerte der Deckungsklassengrenzen um eine Kommastel-

le über- oder unterbewertet, damit eine eindeutige Zuordnung in eine Deckungsklasse möglich ist.

Weidepläne

Vor allem aus ornithologischen Gründen hat sich der Illmitzer Verein für Vogel- und Landschaftsschutz schon Mitte der 1980er-Jahre um eine Wiedereinführung der Rinderbeweidung zur Pflege der naturnahen Restflächen am Illmitzer Zicksee bemüht. Da es in Illmitz in den 1980er Jahren kaum mehr Viehhaltung gab, konnte bei der Aufstellung einer Versuchsherde nicht mehr auf bodenständige Rassen zurückgegriffen werden. Stattdessen wurde eine Herde der relativ kleinen, an eine ganzjährige Freilandhaltung angepassten „Aberdeen Angus“ ausgewählt. Die Herdengröße lag 1987 bei 45 Stück und stieg kontinuierlich bis auf derzeit 130 Muttertiere und etwa 100 Jungtiere an. In der Folge wurde die Beweidung im Nationalpark durch Herden Ungarischer Graurinder, Fleckvieh, Weißen Eseln, Przewalski-Pferden und Warmblut-Pferden ausgedehnt.

Die erhobenen Grundlagendaten wurden in jährlichen auf die jeweiligen Einzelflächen abgestimmten Weideplänen mit nachfolgender Kontrolle für den praktischen Naturschutz umgesetzt. Die im Frühjahr erstellten Vorschläge der Beweidungspläne werden, um eine exakte Abstimmung der Beweidungsintensität in verschiedenen Teilbereichen zu erzielen mit allen Beteiligten (Biologische Station, Nationalparkverwaltung, Ornithologisches und Entomologisches Monitoring, Herdenbesitzer) im Rahmen einer Begehung zu Beginn der Weidesaison adaptiert. Das Beweidungsmonitoring weist demnach auch Schnittstellen für eine ornithologische und entomologische Begleitforschung auf.

Eine weitere Begehung erfolgt jeweils im Sommer, um Schwerpunkte der Herbstbeweidung festzulegen, da die Witterungsverhältnisse des laufenden Jahres Einfluss auf die Wasser- und Nährstoffversorgung der Pflanzen haben und die Beweidung daraufhin adaptiert werden muss.

Im Unterschied zu einem rein beobachtenden Monitoring im Rahmen einer Sukzessionsforschung werden im gegenständlichen Projekt Managementmaßnahmen auf Basis der erhobenen Datengrundlagen gesetzt. Das Hauptziel des Monitoringprogrammes besteht darin, die Einhaltung, bzw. die Über- oder Unterschreitung des Standards des Beweidungsplanes zu überprüfen. Dieses angewandte Monitoring kann allerdings nur auf den Ergebnissen von Sukzessionsstudien aufbauen, da ein Wissen über die Veränderungsmöglichkeiten und -geschwindigkeiten der Vegetation vorhanden sein muss.

Intensive Beweidung findet auf den Flächen der Eselweide am Sandeck (E1, E2, E4), auf der Podersdorfer Pferdeweide (P36–P38) und in der von Rindern beweideten, reitgrasreichen Weingartenbrache bei der Krautinglacke statt. Mittelstark beweidet sind die Angusrinderweide am Illmitzer Zicksee (S12–S19) und am Kirchsee (K45, K47), die Illmitzer Pferdeweidekoppel (K49–K52, K56–K57), die Graurinderkoppel Neudeck (R1, R3, R5) und der Seedamm nördlich der Biologischen Station (D7 bis D16), eine extensive Beweidung findet im Bereich der Przewalski-Koppel im Seevorgelände statt (D1–D14, D16).

Auswertung der Daten

Die erhobenen Vegetations- und Standortdaten aller Untersuchungsjahre wurden in eine Projektdatenbank (MS-Access) eingegeben. Die Analyse der Daten umfasst eine detaillierte Darstellung aller beobachteten Entwicklungen und Trends und eine genaue Darstellung der Vegetation in den Monitoringflächen. Die Datenanalyse wurde mittels Klassifikation (TWINSPAN, HILL 1979) und Ordination (CANOCO 4.0, TER BRAAK & SMILAUER 1998) durchgeführt. Die Klassifikation erfolgte durch die Benutzeroberfläche von VEGI

(REITER 1998). Durch Anwendung der numerischen Operationen Klassifikation und Ordination wird versucht, die Einschränkung jeder einzelnen Methode zu minimieren. Beide Methoden werden angewandt, um die Ergebnisse übersichtlich darzustellen und erkannte Entwicklungen durch eine geeignete Analysewahl zu verdeutlichen.

Übersicht über die Vegetationseinheiten der Aufnahmeflächen

Die Datensätze der Dauerflächenaufnahmen beinhalten natürlich auch floristische Information, die geeignet ist, mittels Klassifikation die vorgefundenen Vegetationsbestände wissenschaftlich zu beschreiben und in den Kontext des syntaxonomischen Systems zu stellen. Im Folgenden daher ein kurzer Überblick über die dokumentierten Pflanzengesellschaften:

Cyero-Spergularion salinae (Therophytenreiche Solontschakgesellschaften)

Crypsido aculeatae-Suaedetum maritimae (Mitteluropäische Strand-Salzmelden-Flur)

Nur als Übergänge zum Lepidietum crassifolii und Atropidetum peisonis

Atriplici prostratae-Chenopodietum crassifolii

Nur als Übergang zum Atriplicetum crassifolii

Atriplicetum crassifolii (Spießmelden-Salzflur)

Puccinellion peisonis (Zickgraswiesen auf Solontschakböden)

Lepidietum crassifolii (Solontschak mit Salzkresse)

Atropidetum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)

Festucion pseudovinae (Schwingel Salzsteppen)

Artemisietum santonici (Wermutsteppe)

Centaureo pannonicifolii-Festucetum pseudovinae

Scorzonero-Juncion gerardii (Binnenländische Salzsumpfwiesen)

Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii

Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis

Cirsio brachycephali-Bolboschoenion (Binnenländische Brackwasserröhrichte)

Bolboschoeno-Phragmitetum communis (Brackwasser Schilf-Röhricht)

Ergebnisse des Monitoringprogrammes, bezogen auf die Vegetationstypen

Weideeffekte auf Brachflächen

Im Zuge der Errichtung des Nationalparks wurden vorrangig naturnahe Flächen als Nationalparkflächen ausgewiesen. Nach dieser ersten Phase entstand teilweise ein kleinräumiges Mosaik von Flächen mit natürlicher Vegetation und Kulturflächen. Das ursprünglich hohe Konfliktpotenzial, das sich aus dieser Situation ergab (Nährstoffeintrag aus Äckern und Weingärten, Störeffekte durch die Bewirtschaftung, etc.) konnte durch das ausgedehnte Flächenstilllegungsprogramm stark verringert werden. Durch die Stilllegung der landwirtschaftlichen Flächen konnte einerseits eine Erweiterung des Nationalparks erfolgen, andererseits werden auch nicht integrierte Flächen nationalparkkonform bewirtschaftet.

Neben der Mahd hat sich die Beweidung als sinnvolles Instrument für die Bewirtschaftung erwiesen, vor allem für ältere Brachen, auf denen sich zumeist Quecke oder Land-Reitgras ausgebreitet haben (dichte, sehr artenarme Hochgrasflur). Die Umwandlung zu naturnäheren Pflanzengesellschaften ist durch Mahd nur schwer zu bewerkstelligen, op-

timal eignet sich hier die intensive Beweidung mit Rindern oder Pferden (WAGNER, LUICK 2007). Für diese Maßnahme sprechen vor allem drei Gründe:

- Durch die Tiere wird die dichte Grasnarbe aufgelockert (Lückenbildung durch Trittwirkung).
- Die Weidetiere begünstigen die Samenverbreitung (durch Hufe bzw. Klauen, Fell und Dung), wenn sie zuvor in naturnahen Beständen gegrast haben. Dadurch können Pflanzensamen auch von weiter entfernten, isolierten Trockenrasen oder Feuchtwiesen verbreitet werden. So werden auch Samen jener Pflanzenarten eingebracht, deren Samen nicht windverbreitet sind. Isolierte Flächen „verharren“ sonst auf einem sehr niedrigen Niveau der Biodiversität.
- Stark reliefierte Flächen eignen sich nicht für die Mahd, können aber problemlos beweidet werden.

Diese Vorteile gelten vorwiegend für Brachflächen auf trockenen Standorten. Überall dort, wo Feuchtstandorte oder sogar Niedermoorgesellschaften (Knopfbinsen- oder Pfeifengrasgesellschaften) auftreten, muss eine sehr abgestufte (zeitlich und räumlich) Beweidung erfolgen bzw. eine regelmäßige Erfolgskontrolle stattfinden. Obwohl sich eine Überbeweidung nachteilig auswirken kann, überwiegen dennoch die Vorteile einer Extensivbeweidung, da speziell die Knopfbinsenbestände aufgrund der Oberflächenstruktur nicht (bzw. nur per Hand) gemäht werden können. Die positiven Effekte der Beweidung von Brachflächen feuchter oder wechselfeuchter Standorten zeigen sich in den Detailergebnissen der Untersuchungsflächen D05, dem Flächenpaar D10 und D11.

Die Brachen feuchter Standorte sind vor allem durch die rasche Ausbreitung des Schilfs gefährdet, da längerfristig durch die dichte Verschilfung die Artenzahl drastisch abnimmt. Daher sollte überall dort, wo es bei maschineller Bewirtschaftung technisch machbar ist, auch tatsächlich eine Mahd durchgeführt werden. Es verbleiben auch im günstigsten Fall noch Bereiche, in denen das Schilf nicht genutzt wird.

Problematisch ist die Situation vor allem bei so genannten Altbrachen, d. h. Brachflächen, die mitunter schon zwischen 5 und 10 Jahren nicht mehr genutzt wurden bzw. bei denen die Auflage für die Bewirtschaftung nur einmaliges Häckseln umfasst. Hier wirkt sich vor allem die „Verfilzung“ mit dicken Streuauflagen aufgrund des fehlenden Biomasseaustrages aus. Kleinwüchsige Arten und sog. „Lückenbüßer“ (meist annuelle Arten, die auf Bestandeslücken angewiesen sind) finden in verfilzten Flächen schlechtere Bedingungen als in kurzrasigen, lückigen Beständen. Derartige Langzeitbrachen und gehäckselte Brachen sind äußerst artenarm und wirken sich kontraproduktiv auf die Ziele eines Nationalparks aus, da sie oft zum Verbuschen tendieren, wobei vor allem das Aufkommen von aggressiven Neophyten wie Ölweide, Chinesischer Götterbaum, Robinie und Eschenahorn zu beobachten ist. Die Beweidung kann nach erfolgter Rodung derartiger Bestände die Entwicklung hin zu artenreichen Halbtrockenrasen steuern. Die positiven Effekte der Beweidung von Brachflächen auf Standorten ehemaliger Trockenrasen spiegeln sich in den Detailergebnissen der Untersuchungsflächen D03 und D04 sowie D07 und D16 am Seedamm nördlich der Biologischen Station sowie der Queckenbrachen W42 bis W44 am Westufer des Zicksees, der Reitgrasbrachen am Illmitzer Kirchsee K45 und K47 wider. Der Vergleich zu unbeweideten Brachflächen westlich des Illmitzer Zicksees und östlich an den Seedamm angrenzenden Flächen zeigt, dass die dort vorhandene Grasnarbe aus Kriech-Quecke und Land-Reitgras eine flächige Etablierung von Trockenrasenarten verhindert, auch wenn diese auf Grund der räumlichen Nähe zu den echten Trockenrasen vereinzelt immer wieder in den Brachflächen auftau-

chen. Somit referieren die Brachgesellschaften bereits mehr oder weniger stark zu den Trockenrasengesellschaften. Beweidung könnte gerade dort relativ rasch den gewünschten Erfolg bringen und zu einer Ausweitung der Trocken- und Steppenrasenlebensräume führen (Böck 2005).

Weideeffekte bei Halbtrockenrasen

Die ursprünglich ausgedehnten Halbtrockenrasenniveaus werden heute großteils von Weingärten eingenommen. Die Restbestände kommen meist als isolierte, inselartige Trockenrasenkuppen oder als schmale Saumbereiche am Rande der Weingärten vor. Im Nahbereich der Weingärten dringen begünstigt durch den Düngereintrag Quecke, Reitgras und Wiesenklees oft massiv ein und degradieren die Bestände. Von den Kulturlächen nicht beeinflusste Bestände verbuschen aufgrund der Aufgabe der Beweidung langsam. Viel stärker wirkt hingegen die Verfilzung mit dicken Streuauflagen aufgrund des fehlenden Biomasseaustrages. Kleinwüchsige Arten und Lückenbüßer finden in verfilzten Flächen schlechtere Bedingungen als in kurzrasigen, lückigen Beständen.

Halbtrockenrasen benötigen ein extensives Weidemanagement und dürfen nicht zu stark beweidet werden, da sich das längerfristig negativ auf die Artenszusammensetzung auswirkt (LÜHR 2007). Generell wirkt die Beweidung nur sehr langsam auf die Artendiversität, ist aber für die langfristige Erhaltung der heutigen Bestände entscheidend. Die aus Naturschutzsicht immer wieder erhobene Forderung nach diversitätsfördernder leichter Störung („intermediate Disturbance“) – Lücken entstehen durch Trittwirkung – und Biomasseaustrag (Grasen der Rinder) wird durch eine extensive Beweidung erfüllt. Die Beweidungsintensität liegt dabei deutlich unter 0,3 GVE pro Hektar Halbtrockenrasen, wodurch eine deutliche Steigerung der Biodiversität erzielt werden kann (SCHLEY & LEYTEM 2004) und Problemarten reduziert werden (SCHWABE, ZEHEM, NOBIS, STORM & SÜSS 2004).

Als generelles Leitbild ist ein räumlich-zeitliches Halbtrockenrasen-Mosaik aus Weideflächen und benachbarten, ebenfalls beweideten jüngeren Brachestadien zu schaffen. Auch unbeweidete Trockenrasen sind nach 10 Jahren naturschutzfachlich sehr wertvoll. Einige weideempfindliche Arten können hier stärker auftreten als in den Weideflächen. Es ist auch vorstellbar, einzelne Flächen nur eine einzige Vegetationsperiode innerhalb von 5 Jahren zu beweidet, wenn dadurch die starke Verfilzung und die Verbuschung ausreichend hintan gehalten werden. Orchideenzählungen haben ergeben, dass das Kleine Kannenkräut und die Spinnen-Ragwurz in beweideten Flächen größere Populationen entwickeln, als in unbeweideten.

Jährliche extensive Beweidung von Halbtrockenrasen fördert bestimmte Arten, wobei aber Saumarten wie z. B. *Teucrium chamaedrys* abnehmen. Bei jährlicher Frühjahrsbeweidung ist aufgrund der geringeren Möglichkeiten der Pflanzen, zur Blüte und Samenbildung zu gelangen (Blüten werden durch Fraß entfernt), eine Weidepause im 5-jährigen Rhythmus einzuhalten. Dies wird bereits bei der Erstellung der jährlichen Beweidungspläne umgesetzt. Der Hutweidebetrieb kommt der Forderung nach möglichst großer raum-zeitlicher Variabilität der Beweidung nach, da aufgrund der Witterung und des Futterangebotes die Beweidung jährlich variiert. Von der Koppel entferntere liegende Flächen werden oft jahrelang nicht oder nur sehr extensiv beweidet. Die positiven Weideeffekte sind in einer Vielzahl von Dauerbeobachtungsflächen nachzuweisen, wie in den Flächenpaaren (beweidet/unbeweidet) am Westufer des Illmitzer Zicksees W01 und W06, W02 und W07, in der Eselweide E01 und E02, der Graurinderweide R05 und am Seedamm D01, D02, D06, D08, D09, D12 und D13.

Weideeffekte bei Pfeifengraswiesen

Der Lebensraumtyp der Pfeifengraswiesen umfasst Streuwiesen auf wechselfeuchten bis nassen, nährstoffarmen Böden im Seevorgelände und im Randbereich größerer Lachen. Die Bezeichnung Streuwiesen ergibt sich aus der für diesen Wiesentyp charakteristischen, späten Mahd der Wiesen, die eine schlechte Futterqualität des Schnittgutes bedingt, sodass dieses traditionell als Pferdeheu oder Einstreu verwendet wurde. Je nach Klima und Bodenverhältnissen kommt es zur Ausbildung verschiedener Pflanzengesellschaften. Es werden Typen auf kalkhaltigen, basischen und sauren Böden sowie ein wärmeliebender, pannonischer Typ unterschieden. Ähnlich wie die Wirtschaftswiesen verdanken auch die Pfeifengraswiesen ihr Vorkommen menschlicher Tätigkeit (z. B. Kultivierung und Mahd von Feuchtgebieten). Sie sind jedoch auf eine sehr extensive landwirtschaftliche Nutzung angewiesen, da viele der charakteristischen Arten auf nährstoffarme Bedingungen spezialisiert sind und bei Düngung von konkurrenzkräftigeren Wiesenpflanzen verdrängt werden. Ein wesentlicher Faktor für die Pfeifengraswiesen ist auch ein sehr später Mähtermin im Spätsommer/Herbst, nachdem das Pfeifengras Reservestoffe für die nächste Vegetationsperiode in den bodennahen Halmknoten und in den Wurzeln eingelagert hat. Dieser Nährstoffrückzug aus den Blättern bedingt auch die auffällige strohgelbe bis orange Herbstfärbung der Pfeifengraswiesen.

Charakteristische und zumeist dominante Art ist das Namensgebende Pfeifengras (*Molinia coerulea*, seltener auch die Schwesternart *M. arundinacea*), das nur bei sehr früher, sehr später oder überhaupt fehlender Mahd konkurrenzfähig ist. Dazu gesellen sich etliche auf eine gute Wasserversorgung angewiesene Arten, wie Sauergräser und Binsen sowie konstante Begleitarten wie Färber-Scharte (*Serratula tinctoria*) oder Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*). Bemerkenswert ist das Vorkommen etlicher Orchideen wie des Breitblättrigen und Fleischroten Knabenkrauts (*Dactylorhiza majalis* und *D. incarnata*) mit ihren leuchtend roten Blüten oder der rosa bis purpur blühenden Mücken-Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*). Auffällig ist auch der hohe Anteil an gefährdeten Arten, die in den Pfeifengraswiesen auftreten können (z. B. Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*), Pracht-Nelke (*Dianthus superbus*) und Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*)).

Im Seevorgelände tritt diese Pflanzengesellschaft in Form eines unterschiedlich breiten Streifens auf (am Fuße des Seedamms, teilweise durch austretende Sickerwässer gespeist), in dem die Schwarze Kopfbirse (*Schoenus nigricans*) und das Pfeifengras (*Molinia coerulea*) als Hauptbestandbildner auftreten (*Junco obtusiflori*-*Schoenetum nigricantis*). Die Pfeifengraswiesen wurden traditionell dort beweidet, wo eine enge Verzahnung mit Kopfbinsenbeständen vorliegt, die eine Mahd erschweren. In extensiver Form ist die Beweidung durchaus als Alternative zur Mahd einsetzbar. Im Rahmen des Monitoringprojektes wurden Pfeifengrasbestände vor allem im Seevorgelände bei Illmitz untersucht (Fläche K52, K55).

Weideeffekte bei wechselfeuchten Weiderasen

Die wechselfeuchten Weiderasen (*Centaureo pannonici-Festucetum pseudovinae*) unterliegen relativ starken floristischen Veränderungen aufgrund von jährlich schwankenden Lackenwasserspiegeln. Diese Veränderungen werden umso stärker, je näher der Bestand an der mittleren Überschwemmungslinie liegt. In trockenen Jahren (z. B. 1990) können viele Arten der höheren Niveaus in tiefere Niveaus einwandern. In nassen Jahren (z. B. 1996 und 1997) kommt es an tief gelegenen Beständen sogar zur Halbierung der Artenzahlen, obwohl keine direkte Überschwemmung stattfindet. Zuvor dominante Pflanzen wie *Festuca pseudovina* (20 % Deckung) starben fallweise gänzlich ab. Die Bestände der

höheren Niveaus verhalten sich hingegen ebenso wie die der benachbarten Halbtrockenrasen wesentlich stabiler gegenüber den Wasserspiegelschwankungen.

Durch Beweidung lässt sich generell das Schilf, welches in diese Gesellschaft nur randlich einwandert, zurückdrängen (SCHÄDLER 2004). Dominante Horstpflanzen wie die Kugelbinse (*Scirpoides holoschoenus*) oder die Schwarze Knopfbirse (*Schoenus nigricans*) können durch anfängliche Mahd und regelmäßige Nachbeweidung am effizientesten zurückgedrängt werden. In diesen Beständen fördert Beweidung und/oder Mahd die Artendiversität. Besonders *Scirpoides holoschoenus* verdrängt bei Weideausschluss durch die dicke Streuschicht niederwüchsige Arten; die Flächen verfilzen. Das Entwicklungsziel für diese Flächen liegt darin, die beiden Horstpflanzenarten zumindest konstant zu halten oder zu reduzieren. Tiefer liegende Bestände nahe der Überschwemmungslinie werden in der Artendiversität großteils vom Überschwemmungszyklus und nicht vom Management bestimmt.

Die wechselfeuchten Weiderasen besiedeln großflächig die Lackenufer, wobei die Standorte nahe der Uferlinie nur im Extremfall kurz überschwemmt werden können, hingegen die hochgelegenen Bestände bereits zu den Halbtrockenrasen vermitteln. Demzufolge ist die Gesellschaft floristisch und strukturell sehr unterschiedlich, ein Umstand, der schon zu zahlreichen Versuchen geführt hat, die Pflanzengesellschaft in kleinere Einheiten aufzutrennen. Langjährige Beobachtungen lassen eine Unterteilung in folgende Fazies sinnvoll erscheinen:

- nahe der Überschwemmungslinie liegende, lückige Bereiche mit Dominanz von *Festuca pseudovina* und *Plantago maritima*
- mittlere Niveaus, oft mit *Scirpoides holoschoenus* und *Schoenus nigricans*
- hohe Niveaus, die zu Halbtrockenrasen überleiten

Die etwas über der Überschwemmungslinie liegenden Bereiche sind meist von niederwüchsigen und lückigen Rasen bestanden. Zu den regelmäßigen Begleitern zählen weitere Halophyten. Aufgrund der Überschwemmungsmöglichkeit bei extremen Lackenwasserständen handelt es sich hier um die Fazies mit der höchsten Dynamik.

Die Bestände auf mittlerem Niveau vermitteln das Bild geschlossener Weiderasen. In beweideten Bereichen kann *Festuca arundinacea* zur Dominanz kommen.

Höhere Niveaus ähneln nicht nur floristisch, sondern auch strukturell bereits den Halbtrockenrasen, wobei Arten, die auf wechselfeuchte Bodenbedingungen oder leichten Salzeinfluss hinweisen, sukzessive gegen oben hin ausfallen (z. B. *Lotus maritimus*, *Festuca arundinacea*).

Das Untersuchungsprogramm umfasst jeweils Flächenpaare (beweidet/unbeweidet) am Südufer (S12/S16, S14/S18) und am Westufer des Illmitzer Zicksees (W02/W07).

Weideeffekte bei Salzrasen der Überflutungsgrenze

Bei den Salzrasen (*Taraxaco bessarabici*–*Caricetum distantis*) handelt sich um lockere, meist niederwüchsige Bestände nahe der Überflutungsgrenze. Sowohl am Illmitzer Zicksee als auch im Seevorgelände des Neusiedler Sees sind die beobachteten Vegetationsveränderungen beträchtlich, werden aber großteils von Witterungseinflüssen (Überschwemmungsdynamik) verursacht. Bei ungünstigen Wasserständen entscheiden in dieser Grenzzonensituation Niveauunterschiede von 10 cm über das Vorkommen von vielen Arten. Pflanzenarten und -gesellschaften wandern in Überflustransekten auf- und abwärts. Allerdings bewirken starke Überschwemmungen vorerst einen Rückgang der

Arten und eine Abnahme der Vegetationsdeckung, weil die neuen Standortssituationen erst mit einiger Verzögerung von neuen standortsgerechten Arten nachbesetzt werden. Als direkte Wirkung der Managementmaßnahme Beweidung werden das Schilf und das Kriechende Straußgras zurückgedrängt – generell ist aber meist keine Pflege dieser Standorte erforderlich.

Weideeffekte bei Salzsumpfwiesen und Brackröhrichten

Die Vegetationsdynamik auf diesen Standorten ist von lang andauernden und hohen Lackenwasserständen (wie etwa 1996–1997) bestimmt. In diesen Perioden können die Röhrichtstandorte mehrere Jahre durchgehend überschwemmt sein. Bis auf wenige überschwemmungstolerante Arten (z. B. *Phragmites australis* und *Bolboschoenus maritimus*) verschwinden alle weiteren Arten, mit dem Absinken der Wasserstände treten wieder typische Begleitarten dieser Standorte auf (meist aus dem Samenpool oder durch erneute Einwanderung).

Die starken Wasserstandsschwankungen zwingen die Pflanzengesellschaften der Lackenränder ständig dazu, ihren Standort im Höhenprofil des ansteigenden Lackenufers zu wechseln. Sie wandern je nach Überflutungstoleranz mit der Wasserstandslinie auf und ab. Dies ist aber nur möglich, wenn genügend schilffreie Lackenufer vorhanden sind, die zur Besiedlung zur Verfügung stehen, da sonst eine oder mehrere dieser Nischen völlig ausfallen können. Aufgrund der dichten Vegetationsstruktur des Schilfröhrichts kommt es teilweise zum Verschwinden der ursprünglichen Pflanzengesellschaften (Beschattung, Konkurrenz). Eine langfristige Bekämpfung der zunehmenden Verschilfung der Lackenränder mittels Beweidungsmanagement ist daher besonders für alle halophytischen Pflanzengesellschaften unterhalb des Niveaus der wechselfeuchten Weiderasen von entscheidender Bedeutung. Ein Zurückdrängen von Schilf durch gezieltes Mahd- oder Beweidungsmanagement konnte in allen Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Potenziell können bei geeigneten Wasserstandsschwankungen alle Vegetationstypen vom Salzrasen bis hin zum Lackenboden verschilfen.

Am Illmitzer Zicksee wurde schon 1994 ein Managementversuch zum Zurückdrängen der Verschilfung an den Lackenrandbereichen durch Beweidung und Mahd eingerichtet und zeigte einen klaren Erfolg beider Varianten. Die unbeeinflusste Referenzfläche wurde 1998 bereits zu fast 100 % von Schilf eingenommen, die Mahd- und Weidevariante jeweils nur zu ca. 10 %. Begleitarten nehmen aufgrund der Offenheit des Bestandes bei der Mahd- und Beweidungsvariante wesentlich mehr Deckung ein. Durch das Zurückdrängen des Schilfröhrichts und des Schaffens offener, lichtreicher Standorte durch die Beweidung konnte sich auch ein bemerkenswerter Bestand der stark gefährdeten Strand-Simse (*Juncus maritimus*) am Illmitzer Zicksee etablieren und deutlich ausbreiten. Der einzige größere Standort dieser Art, die ansonsten in Küstengebieten und Salzsteppen der meisten Erdteile vorkommt, befindet sich in Österreich südlich von Apetlon.

Als Alternative zur Beweidung von Schilfbeständen wurden auch mehrere Mahdvarianten verglichen (Frühjahrmahd, Frühjahrs- und Herbstmahd). Es hat sich deutlich gezeigt, dass die Sommer- und Herbstmahd *Phragmites australis* und *Bolboschoenus maritimus* besonders bei hohen Wasserständen effektiv zurückdrängen kann und eine zusätzliche Frühjahrmahd nicht nötig ist. Die Entwicklung dieser Lebensraumtypen wurde aufgrund der brisanten Fragestellung der Bekämpfung der Verschilfung in mehreren Dauerflächen dokumentiert, am Ostufer (G20, G21, G22, G23, G24, G25 und G27) und am Westufer des Zicksees (W03/W08).

Weideeffekte bei Zickstellen und Halophytengesellschaften der Lackenböden

Bei den Standorten, die vom Salzeinfluss geprägt sind, ist zwischen Übergangsbereichen und den eigentlichen Salzlebensräumen zu unterscheiden. Bei den Übergängen zwischen Trockenrasen und Salzpflanzengesellschaften, die sich optisch kaum von den Trockenrasen unterscheiden, kommt schon eine Reihe von salztoleranten Pflanzenarten vor. Diese treten zwar auch außerhalb des Salzgebiets auf, regelmäßig jedoch in diesen höchst bemerkenswerten Übergangsbereichen. Typische Beispiele sind etwa der Spargelklee (*Lotus maritimus*), der Salz-Hornklee (*Lotus glaber*), der Herbst-Zahntrost (*Odontites vulgaris*) oder das stattliche Vielblütige Leimkraut (*Silene multiflora*). Regelmäßig ist hier auch der Salz-Schafschwingel (*Festuca pseudovina*), ein dichtwüchsiges Gras mit feinen Rollblättern, anzutreffen. Gerade in diesen Übergangsstadien treten gehäuft auch mehrere Orchideenarten auf, die einen ansprechenden Frühjahrs-Blühaspekt bilden.

Noch tiefer liegende Bereiche der Salzsteppe zeigen den plötzlich ansteigenden Salzgehalt an. Der schmalblättrige Salz-Wegerich (*Plantago maritima*) tritt regelmäßig hinzu, besonders deutlich aber stechen die homogenen Bestände des silbrig-grauen Salz-Wermuts (*Artemisia santonicum*) ins Auge, nach dem diese Landschaftselemente auch den Namen „Wermutsteppe“ tragen und welche auch typische Solonetz-Böden anzeigen. Besonders schöne und ausgedehnte Wermutsteppen gibt es im östlichen Teil des Seewinkels, im Bereich der Langen Lacke.

In den tiefsten Geländesenken innerhalb der Salzsteppen findet man oft nur wenige Quadratmeter große Salzpfannen oder auch „Blindzickstellen“, in denen der salzführende Horizont bloßliegt. Trocknet der Boden im Sommer aus, so kristallisiert das Salz in den Pfannen flächig aus und bildet eine dünne weiße Kruste, die als „Sodaschnee“ bezeichnet wird. Diese extremsten und salzreichsten Standorte innerhalb des Nationalparks sind meist völlig vegetationslos oder nur sehr spärlich von der Salzkresse (*Lepidium cartilagineum*) besiedelt. Die Salz-Kresse, eine aus dem aralo-kaspischen Halophytenzentrum eingewanderte Art, überdauert den Winter mit ihren Knospen knapp unter der Erdoberfläche und treibt jeden Frühling neu aus. Von Mai bis Juni fällt sie durch ihre weithin sichtbaren weißen Blütenstände auf, die ein wesentliches Element des Frühjahrsaspektes der Salzsteppen darstellen. Diese Pflanze leistet auch einen wichtigen Beitrag zur Bodenbildung. Die für den Seewinkel typischen Winde aus Nordwest verfrachten Sand und organisches Feinmaterial, das durch die *Lepidium*-Horste, insbesondere durch die am Boden ausgebreitet liegenden Sprosse „ausgekämmt“ und abgelagert wird. Das einzige österreichische Vorkommen dieser Art befindet sich in den Salzsteppen des Seewinkels.

Nach den derzeitigen Erkenntnissen sind die halophytischen Lackenbodengesellschaften auch gegen starke Beweidung zumindest mittelfristig sehr resistent. Beobachtet man etwa die Nordkoppel am Ostufer des Illmitzer Zicksees, wenn sie aufgrund der Rinderweide völlig vegetationsfrei, stark zertrampelt und verkotet ist, so entwickelt sich bereits wenige Wochen nach der Übersiedelung der Herde in eine andere Koppel eine Zickgraswiese, die floristisch kaum von einer ungestörten Referenzfläche zu unterscheiden ist. Am ehesten wirkt hier der teilweise Düngeeffekt, der *Chenopodium chenopodioides* und *Atriplex hastata* fördert. Diese Phänomene zeigen sich auch bei Kotplätzen von Gänsen oder entlang der Überflutungsgrenze, wo Gänsekot und organisches Material verstärkt abgelagert werden.

Es ist aber darauf hinzuweisen, dass in diesen Gesellschaften Arten vorkommen, die in der historischen Hutweide als Weidefolger charakterisiert wurden (WENDELBERGER 1950). Beispielsweise ist *Hordeum hystrix*, das im Seewinkel ausgestorben ist, in ungarischen

Weideflächen jedoch noch vorkommt, von der Beweidung oder starker anthropogener Störung abhängig. Ebenfalls erfahren Arten wie *Salicornia europaea* und *Cyperus pannonicus* eine Förderung durch die Hutweide. Bei diesen Arten wirkt vor allem der Faktor „Viehtritt“ durch das Offenhalten des Standortes, aber auch die Verbreitung der Samen durch die Rinder.

Die Langzeitwirkungen der Beweidung wurden durch die Monitoringflächen am Westufer des Illmitzer Zicksees (W04/W09, W05/W10, W11), in der Podersdorfer Pferdeweide (P36 und P37), in der Illmitzer Pferdekoppel (K49, K50, K51) und in der Przewalski-Koppel (K53, K54) dokumentiert.

Weideeffekte bei Schilfröhrichten

Dichte, oft 3–4 m hohe Schilfröhrichte, die als Inseln in Zicksee, Kirchsee oder Krautglacke oder an deren Lackenrändern vorkommen, haben in den letzten Jahrzehnten aufgrund des Nährstoffeintrages und der fehlenden Nutzung dieser Flächen stark zugenommen, auch wenn das Substrat noch relativ salzreich ist. Besonders im Überschwemmungsraum der Lacken besiedelt das Schilf (*Phragmites australis*) Bereiche, die früher von Salzrasen oder Zickgrasfluren eingenommen wurden. Vom Lackenrand ausgehend wachsen oft über 10m lange oberirdische Ausläufer über den Lackenboden, die sich dann bewurzeln und neue Schilfbestände bilden. Diese Ausbreitungsstrategie ermöglicht es, neue, auch relativ salzreiche Standorte zu besiedeln, die zur Keimung von Schilfsamen wenig geeignet sind. Neben reinen Schilfröhrichten werden stark salzhaltige Böden im Wellensaum der Lacken von artenreicheren Brackwasserröhrichten eingenommen, in denen die Knollen- oder Meerbinse (*Bolboschoenus maritimus*) und die Graue Teichbinse (*Schoenoplectus tabernaemontani*), auch „Salzbinse“ genannt, dominieren. Die Ausbreitungstendenz des Schilfs an den Sodalacken wird durch die sukzessive „Aussüßung“ infolge der Ableitung von Lackenwasser über Drainagen weiter gefördert. Bleiben diese Schilfbestände längere Zeit ungenutzt (kein Schilfschnitt zur Rohrmattenproduktion), so häuft sich die Biomasse an, Sauerstoffabschluss in Phasen der Überstauung führt zur Bildung des so genannten Schilftorfs mit mehreren Dezimetern Mächtigkeit. Schneedruck kann zum Zusammenbruch des Altschilfs und zur Ausbildung einer dichten Streuschicht führen, die selbst das Austreiben des Jungschilfs erschwert. Die Deckungswerte sinken stark ab, gleichzeitig können sich erste Gehölzpioniere (Holunder) und Brennesseln etablieren. Durch die Beweidung kann dieser Effekt hintan gehalten werden bzw. in trockenen Jahren eine starke Reduktion des Schilfröhrichts erfolgen (Beispiel Albersee).

Durch das Schilf werden die typischen Arten der jeweiligen Vegetationseinheit entweder vollständig verdrängt oder zumindest stark in ihrer Vitalität und Bestandesstärke reduziert. Eines der prioritären Ziele des Managements ist daher die Reduktion der Schilfbestände in jenen Bereichen, in die das Schilf in den letzten Jahrzehnten vordringen ist. Die Umsetzung kann durch Beweidung der Schilfröhrichte nach einer vorbereitenden Mahd im Sommer oder Winter zur Entfernung des Altschilfs (Biomasseentzug, Entfernung von Weidehindernissen) erfolgen. Das frisch austreibende Jungschilf wird sehr gerne von den Rindern gefressen. Durch die Verringerung der Dichte des Schilfröhrichts und Entfernung der Streu am Boden können sich die konkurrenzschwachen Pflanzenarten besser ausbreiten. Vor allem die Lackenrandvegetation, in der die Salz-Simse (*Juncus gerardii*) vorherrscht, begleitet von Salz-Wegerich (*Plantago maritima*), Salz-Schwarzwurz (*Scorzonera parviflora*) und Strand-Dreizack (*Triglochin maritimum*) und die etwas höher gelegenen, weniger gut durchfeuchteten Standorten mit Salz-Löwenzahn (*Taraxacum bessarabicum*) und der Lücken-Segge (*Carex dis-*

tans) am Lackensaum profitieren vom Zurückdrängen des Schilfröhrichts. Eine weitere Möglichkeit ist die Mahd im Sommer (Grünschnitt): Eine Verwendung als Futter ist nur bei verschilften Wiesen möglich, reine Röhrichtbestände können nur als Einstreu verwendet werden. Als langfristige Perspektive wäre die Nutzung in einer Biogasanlage oder in einem Bioheizkraftwerk möglich. Steigt der Wasserstand im Sommer durch Starkregenereignisse oder im Winter nach der Schneeschmelze an, so kann durch eine tiefe Schnittführung eine Überstauung erzielt werden, die zum Absterben der Rhizome führt. Dies ist die nachhaltigste Methode zur Schilfreduktion, da sich auf diesen Flächen der Bestand über mehrere Jahre hinweg nur langsam erholt. In Testflächen am Westufer des Illmitzer Zicksees konnte der Erfolg dieser Maßnahme noch nach über 10 Jahren beobachtet werden.

- Mahd im Winter zur „industriellen“ Gewinnung von Schilfrohr löst das Problem der Ausbreitung nicht. Nur die Verletzung der Rhizome beim Schnitt, wenn der Boden nicht gefroren ist, oder die tiefe Schnittführung mit anschließender Überstauung kann die Bestände schädigen.
- Zusätzlich zur Schilfmahd hat sich die Vorbereitung der Flächen durch Abbrennen für eine weiterführende Beweidung bewährt. Durch den gezielten (meist einmaligen) Einsatz von Feuer wird auch die am Boden angesammelte Biomasse (vor allem Altschilf und Schilfblätter) beseitigt, so dass die Neukeimung von zu fördernden Arten begünstigt wird.

Im Zusammenspiel mit vorbereitender Mahd stellt die Beweidung ein effizientes Instrument dar, um verschilfte Lacken wieder in einen günstigeren Erhaltungszustand überzuführen. Ein gutes Beispiel hierfür sind der Albersee und die Krautinglacke. Bei beiden Lacken konnten ausgedehnte Schilfbestände stark reduziert und die Vegetation der Lackenränder wiederhergestellt bzw. gefördert werden. Beim Albersee konnte durch eine kontinuierliche Beweidung über mehrere Vegetationsperioden (2004 bis 2007) die im Falschfarbenbild mit grünen Pfeilen gekennzeichneten Schilfinseln fast vollständig beseitigt werden. Begünstigt wurde dies durch Jahre mit geringen Niederschlägen. Steigt der Wasserstand des Albersees wieder an, so kann durch eine Überstauung der (durch Tritt der Rinder geschädigten) Schilfrhizome eine vollständige Entfernung des Schilfs gelingen.

Wie effizient Schilfbekämpfung funktionieren kann, lässt sich an Hand der Ergebnisse des Langzeitmonitoringprogrammes der Flächen am Ostufer (G20, G21, G22, G23, G24, G25 und G27) und am Westufer des Zicksees (W03/W08) ablesen (siehe Weideeffekte Salzumpfwiesen und Brackwasserröhrichte).

Ergebnisse des Monitoringprogrammes auf den Einzelflächen

Monitoringflächen am Südufer des Illmitzer Zicksees

Flächen: S12–19

Beobachtungszeitraum: 17 Jahre

Vegetation: Salzrasen / Halbtrockenrasen

Management: Sommerbeweidung mit Rindern und Weide-Ausschlussflächen

Die Monitoringflächen am südlichen Ufer des Illmitzer Zicksees wurden im Jahr 1990 entlang eines Transektes von wechselfeuchten Weiderasen hin zur Frühjahrswasserlinie angelegt. Die Monitoringflächen umfassen vier Flächenpaare mit jeweils einer extensiv beweideten und einer Weideausschlussfläche.



Abb. 3: Untersuchungsflächen am Südufer entlang eines Transektes mit Weideausschluss. – Fig. 3: Investigated fields on the south side of the lake without any grazing.

Die Beweidung begann während des gesamten Untersuchungszeitraumes jeweils erst im Sommer, da das Gebiet für Wiesenlimikolen ein wichtiges Bruthabitat darstellt. Die Vegetationsdynamik ist in diesem Bereich durch wechselnde Wasserstände und die dadurch bedingte unterschiedliche Wasserversorgung bedingt. Die Beweidung stellt somit nur einen sekundären ökologischen Faktor dar, da die hoch gewachsenen und teilweise bereits vertrockneten Gräser vom Weidevieh kaum mehr angenommen werden. Die Unterschiede zwischen der beweideten Monitoringfläche und ihrer unbeweideten Referenzfläche verwischen sich daher einerseits aufgrund der späten und insgesamt sehr extensiven Beweidung, andererseits aufgrund der überlagernden direkt wirksamen und teilweise kleinräumig wirksamen Wasserstandsfaktoren.

Flächenpaar S12 (beweidet), S16 (unbeweidet)

Das Flächenpaar S12 und S16 liegt am äußersten südöstlichen Rand des Illmitzer Zicksee und umfasst Salzrasen des **Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis**. Die orange unterlegten Arten der Tabelle 3 zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. Auffallend ist an diesem Flächenpaar, dass die einzelnen Arten durchwegs gleiche Tendenzen zeigen, also gleichlaufend zunehmen oder abnehmen. Evaluiert man die Ergebnisse der beweideten Fläche mit den Daten aus der unbeweideten Vergleichsfläche so ergibt sich folgendes Bild:

Als einzige Art, der Zunahme eindeutig auf die Beweidung zurückzuführen ist, ist *Lotus glaber* anzuführen, deren Population in der beweideten Fläche deutlich stärker ansteigt als in der unbeweideten und auch über den jährlichen Populationsschwankungen liegt. Dies hängt einerseits mit der beweidungsbedingten Reduktion der Grasartigen zusammen, andererseits mit der höheren Anzahl von Keimplätzen infolge des Betritts.

Plantago maritima und *Carex distans* zeigen in der beweideten Fläche zwar Deckungsänderungen über 5%, diese liegen aber unter den jährlichen Populationsschwankungen, so dass für die Deckungsänderung auch Witterungseffekte angenommen werden können. *Plantago maritima* nimmt auf Populationsniveau in der beweideten Fläche weniger stark ab als in der unbeweideten. *Carex distans* steigt in der beweideten Fläche zwar relativ stark an, nimmt aber in der unbeweideten noch stärker zu.

Deutliche Effekte der Nichtbeweidung zeigen *Festuca pseudovina*, *Agrostis stolonifera*, *Centaurea jacea* und *Inula salicina*, die als beweidungssensitive Arten angesprochen werden können.

Tab. 1: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche S12. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 1: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot S12. In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2003	2005	2007	Diff. 90-07	Diff. 90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Plantago maritima</i>	38,0	38,0	38,0	52,0	33,0	33,0	25,0	31,0	33,0	40,8	28,8	28,3	28,5	-9,5	-33,3	19,0
<i>Phragmites australis</i>	2,5	2,5	2,5	1,1	1,0	0,7	1,3	0,7	1,0	1,8	0,7	1,0	1,4	-1,1	-78,6	1,1
<i>Centaurea uliginosum</i>	0,5	0,5	2,5	0,5	0,5	0,3								-0,5	†	2,0
<i>Daucus carota</i>	0,5	0,5	0,1		0,1					0,2	0,2	0,7		-0,5	†	0,4
<i>Lotus maritimus</i>	0,5	2,5		0,1	1,0				0,2	1,3	1,5	4,1		-0,5	†	2,5
<i>Cuscuta epithimum</i>	0,5									0,2	1,4	0,2	0,1	-0,4	-400,0	1,2
<i>Polygala comosa</i>	0,5	0,5										0,3	0,2	-0,3	-150,0	0,5
<i>Taraxacum bessarabicum</i>	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,9	0,2	-0,3	80,0	0,3
<i>Ononis spinosa</i>				0,1	0,1								0,1	0,1	!!	0,1
<i>Achillea millefolium</i>												0,1	0,1	0,1	!!	0,0
<i>Festuca arundinacea</i>			0,5	0,5	0,4								0,2	0,2	!!	0,5
<i>Artemisia santonicum</i>												0,2	0,2	0,2	!!	0,0
<i>Leontodon hispidus</i>			0,1										0,4	0,4	!!	0,1
<i>Odontites vulgaris</i>				0,1	0,1					1,0	1,5	1,2	0,6	0,6	!!	1,0
<i>Aster tripolium</i>				0,1	0,1	0,2	0,5	2,1	1,0	3,5	0,4	0,6	0,8	0,8	!!	3,1
<i>Carex flacca</i>											0,1		1,9	1,9	!!	0,1
<i>Calamagrostis epigejos</i>		0,5				0,3				0,1	0,4	0,6	2,2	2,2	!!	0,5
<i>Festuca pseudovina</i>												1,8	3,4	3,4	!!	0,0
<i>Agrostis stolonifera</i>	5,0	5,0	2,5	0,5	2,3	3,0	0,5		0,4	12,3	1,4	11,3	9,7	4,7	94,0	10,9
<i>Centaurea jacea</i>										0,1			4,8	4,8	!!	0,1
<i>Carex distans</i>	5,0	2,5	5,0		9,8	11,6	21,8	20,0	23,0	14,3	19,3	13,4	12,6	7,6	152,0	10,2
<i>Lotus glaber</i>	0,5	5,0	0,5	2,5	1,9	1,9	0,1	0,2	1,1	3,6	7,4	12,3	11,8	11,3	2260,0	4,5
Artenzahl	11	14	11	11	17	11	10	8	11	14	14	17	20			

Tab. 2: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der unbeweideten Fläche S16. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 2: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the ungrazed plot S16. In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2003	2005	2007	Diff. 90-07	Diff. 90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Plantago maritima</i>	48,0	61,0	48,0	63,0	76,0	52,5	54,5	66,5	62,5	66,3	39,3	30,3	25,0	-23,0	-92,0	27,0
<i>Phragmites australis</i>	2,5	2,5	5,0	2,5	2,5	2,9	3,5	2,3	3,5	1,3	1,3	1,7	1,2	-1,3	-108,3	2,5
<i>Rhinanthus serotinus</i>	0,5	0,1												-0,5	†	0,4
<i>Centaureum uliginosum</i>	0,5	0,1	2,5	0,1	0,1							0,4		-0,5	†	2,4
<i>Taraxacum bessarabicum</i>	0,1	0,1	0,5	0,1	1,6	1,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5		-0,1	425,0	1,5
<i>Daucus carota</i>	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5					0,3		0,4	0,6	0,1	20,0	0,5
<i>Ononis spinosa</i>	0,5	2,5	0,5		0,1					0,1	0,4	0,8	0,6	0,1	20,0	2,0
<i>Hieracium bauhinii</i>		0,5	0,1		0,2								0,1	0,1	!!	0,5
<i>Picris hieracioides</i>													0,1	0,1	!!	0,0
<i>Artemisia santonicum</i>	0,1	0,1	0,1									0,2	0,4	0,3	300,0	0,0
<i>Galium verum</i>		0,1	0,1	0,1	0,1					0,2	0,3	0,3	0,5	0,5	!!	0,1
<i>Achillea millefolium</i> agg.										0,1		0,1	0,8	0,8	!!	0,1
<i>Carex flacca</i>	0,5	0,1		0,5	0,1	0,5	0,8	0,1	0,0		0,2	0,8	1,3	0,8	160,0	0,7
<i>Carex distans</i>	0,5	0,1	0,5	2,5	5,3	10,5	21,8	10,5	13,3	5,8	13,3	9,3	1,4	0,9	180,0	11,3
<i>Dactylis glomerata</i>		0,1										0,1	1,1	1,1	!!	0,1
<i>Odontites vulgaris</i>		2,5	0,5	2,5	0,1			0,2	6,3	0,6	1,5	0,8	1,4	1,4	!!	6,1
<i>Cuscuta epithymum</i>				0,5					0,1	0,5	0,6		2,4	2,4	!!	0,5
<i>Calamagrostis epigeios</i>												1,4	2,5	2,5	!!	0,0
<i>Lotus maritimus</i>	0,5	2,5	0,5	2,5	3,9			0,2	0,4	1,0	3,1	3,8	3,0	2,5	500,0	3,9
<i>Lotus glaber</i>	0,5	2,5	2,5	5,0	5,8	8,9	0,3	4,5	11,1	10,4	9,3	11,8	4,9	4,4	880,0	8,6
<i>Festuca arundinacea</i>										0,1		3,4	4,7	4,7	!!	0,1
<i>Festuca pseudovina</i>	0,1	0,1	0,5	0,5	0,6		0,1	0,1	0,2	2,1	0,3	6,1	5,0	4,9	4900,0	1,8
<i>Inula salicina</i>						0,5				0,5			5,5	5,5	!!	0,5
<i>Centaurea jacea</i>			0,1	0,1	0,5					0,6	0,8	2,6	7,8	7,8	!!	0,5
<i>Agrostis stolonifera</i>	2,5	5,0	2,5	2,5	5,1	18,4	2,2	0,1	0,8	6,6	5,5	21,0	23,0	20,5	820,0	16,2
Artenzahl	14	22	18	16	18	10	10	10	14	20	16	22	22			

Die Deckung von Schilf in der Fläche ist zu gering, um eindeutige Aussagen treffen zu können. Die Artenzahlen steigen in beiden Flächen an, in der beweideten um 9 in der unbeweideten um 8 Arten.

Flächenpaar S13 beweidet / S17 unbeweidet

Das Vergleichsflächenpaar S13 und S17 liegt im Übergangsbereich von **Lepidietum crassifolii** zum **Crypsido aculeatae – Suaedetum maritimae**, was sich auch in der geringeren Artenzahl im Vergleich zum Flächenpaar S12/S16 widerspiegelt.

Deutliche Veränderungen zeigen 4 Arten in den beiden Flächen, wobei sich der Unterschied zwischen beweidetem und unbeweidetem Bestand am Auffälligsten bei *Artemisia santonicum* manifestiert. Die Art profitiert ausgesprochen stark vom Beweidungsausschluss und nimmt in den beweideten Flächen ab, allerdings innerhalb der jährlichen Populationsschwankungen. Auch *Plantago maritima* zeigt eine eindeutige Abnahme

unter Beweidung und breitet sich in der unbeweideten Referenzfläche aus. In beiden Flächen nehmen *Lepidium cartilagineum* zu und *Puccinellia peisonis* ab, beide Arten mit in etwa vergleichbaren Werten, zeigen also eher witterungsbedingte Populationschwankungen. Die Artenzahlen bleiben in beiden Flächen relativ konstant.

Beim Dauerflächenpaar S13/S17 können die Auswirkungen der lang andauernden Überschwemmungen des Jahres 1996 gut nachverfolgt werden, die zu einer gewissen Aus-

Tab.3: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche S13. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab.3: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot S13. In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2003	2005	2007	Diff. 90-07	Diff.90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Puccinellia peisonis</i>	32,0	32,0	22,0	28,0	32,0	7,8	6,2	7,5	11,5	22,8	24,0	16,4	17,9	-14,1	-78,8	24,2
<i>Plantago maritima</i>	11,0	11,0	2,5	2,5	0,1	0,1	0,4			0,8	0,4	1,3	0,2	-10,8	-5400,0	8,5
<i>Artemisia santonicum</i>	4,0	5,0	0,5	0,1	0,4	0,1	0,1			0,2	0,2	1,2	1,0	-3,0	-300,0	4,5
<i>Suaeda maritima</i>	2,5	2,5	0,5	0,1	0,1	5,8	23,8	44,0	20,6	0,2	1,7		0,5	-2,0	-400,0	23,4
<i>Achillea millefolium</i>	0,5	0,1												-0,5		† 0,4
<i>Lotus glaber</i>	0,5	0,5	0,1	0,1	0,1		0,2			0,1	0,3			-0,5		† 0,4
<i>Juncus gerardii</i>	0,5	0,1	0,1	0,1	0,2	0,6	0,9	0,1	0,1	0,5	0,2	0,2	0,1	-0,4	-400,0	0,8
<i>Aster tripolium</i>	2,5	2,5	0,5	0,5	0,5	1,3	2,0	3,5	1,9	2,2	1,6	1,8	2,3	-0,2	-8,7	2,0
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,1										0,1		0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Phragmites australis</i>						0,3	0,6	0,8	0,8	0,9	0,2	0,4	0,2	0,2		!! 0,7
<i>Odontites vulgaris</i>		2,5			0,4					0,8	0,2	1,5	0,4	0,4		!! 2,5
<i>Festuca pseudovina</i>	0,5	0,5	0,1	0,5	0,6							5,0	1,9	1,4	280,0	0,6
<i>Cynodon dactylon</i>	0,5	0,5	0,1	0,5	0,8	2,0	1,2	0,5	1,5		2,1	1,8	2,0	1,5	300,0	2,1
<i>Lepidium cartilagineum</i>	5,0	5,0	5,0	16,0	11,6	10,8	0,6	0,7	0,8	3,0	4,1	8,1	16,3	11,3	226,0	10,2
Artenzahl	12	17	11	11	12	15	16	8	8	12	14	14	12			

Tab. 4: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der unbeweideten Fläche S17. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab.4 alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the ungrazed plot S17 In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2003	2005	2007	Diff. 90-07	Diff.90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Puccinellia peisonis</i>	38,0	38,0	38,0	38,0	37,5	7,8	7,2	6,5	8,4	18,9	23,0	22,4	23,8	-14,2	-59,7	29,7
<i>Aster tripolium</i>	2,5	0,5	5,0	0,5		0,9	0,8	20,3	23,0	12,3	14,0	2,2	0,7	-1,8	-257,1	19,5
<i>Suaeda maritima</i>	0,5	0,5	0,1	0,1	0,1	2,5	38,0	60,8	30,8	0,1	0,8	0,2		-0,5		† 35,5
<i>Odontites vulgaris</i>		0,5		0,1	0,1							2,4	0,1	0,1		!! 0,5
<i>Plantago maritima</i>		0,1	0,1	0,5	0,1					1,7	0,9	2,4	4,7	4,7		!! 0,8
<i>Lepidium cartilagineum</i>	2,5	20,0	11,0	11,0	11,6	7,4	0,1		0,1	0,5	1,1	3,6	10,1	7,6	304,0	17,5
<i>Artemisia santonicum</i>	0,5	2,5	0,5	0,5	1,3	0,1		0,7	1,3	8,8	7,6	25,1	24,8	24,3	4860,0	2,0
Artenzahl	5	9	6	7	6	9	8	6	6	8	7	7	6			

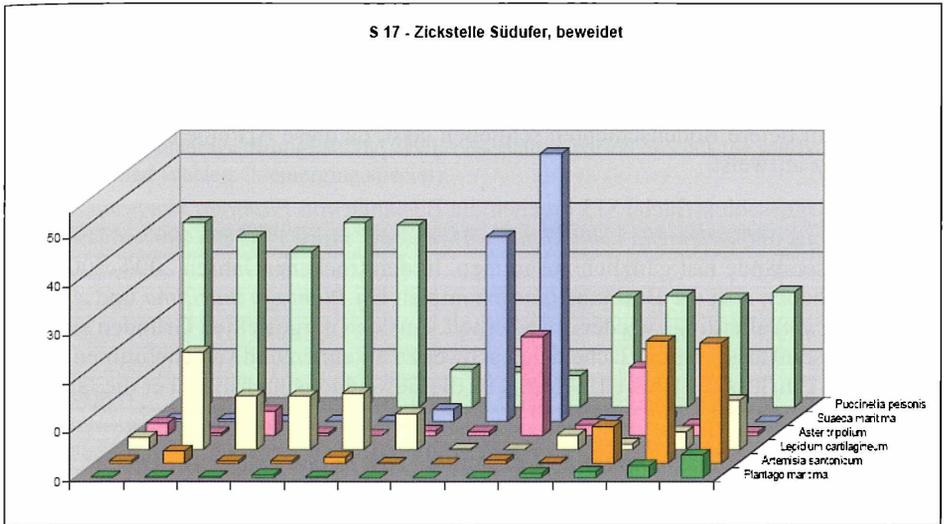


Abb. 4: Deckungsänderungen von Charakterarten in Fläche S17 von 1990 bis 2007. – Fig. 4: Alterations in coverage of characteristic species in plot S17.

süßung des Standorts beigetragen haben und somit auch zum Zusammenbruch der Populationen salztoleranter Arten. Bemerkenswert ist hierbei auch die rasche Besiedlung der Fläche durch *Suaeda maritima*, die als Annuelle länger überstaute Standorte rasch besiedeln kann und daher auch hohe Populationsschwankungen aufweist. Auch *Aster tripolium* ist zu extrem schnellen Reaktionen auf geänderte Umweltfaktoren befähigt und kann in kurzer Zeit große Populationen aufbauen.

Das nachfolgende Balkendiagramm zeigt die Entwicklung ausgewählter Arten sehr deutlich. Bemerkenswert ist der Antagonismus von *Lepidium* und *Suaeda* bedingt durch die

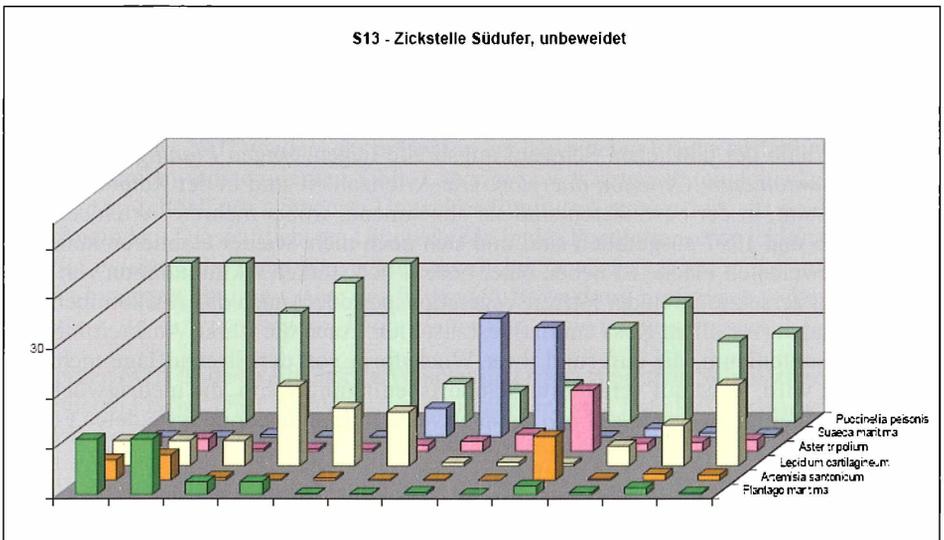


Abb. 5: Deckungsänderungen von Charakterarten in Fläche S13 von 1990 bis 2007. – Fig.5: Alterations in coverage of characteristic species in plot S13.

hohen Wasserstände 1996 und 1997. Während die ausdauernde Art *Lepidium* durch die lange Überstaung zusammenbricht und auch *Puccinellia* stark abnimmt, können sich *Suaeda* und *Aster tripolium* schneller ausbreiten und die Standorte besiedeln. In den letzten drei Jahren nimmt *Artemisia santonicum* sehr stark zu, was auf eine Auswaschung des Salzes in tiefere Bodenschichten schließen lässt, da diese Art eine etwas geringere Salztoleranz aufweist.

In der Weideausschlussfläche S13 brechen die Bestände von *Plantago maritima*, *Puccinellia peisonis* und *Artemisia santonicum* während der Jahre 1995 bis 1997 in Folge der hohen Wasserstände fast gänzlich zusammen. In den trockenen Jahren 2004, 2005 und auch 2007 haben sich die Bestände (ausgenommen bei *Plantago maritima* und *Artemisia santonicum*) allerdings wieder etwas erholt. Aus den dargestellten Gründen sind die Beweidungseinflüsse in der Fläche daher schwer zu erkennen und verschwimmen durch den starken Einfluss der Umweltfaktoren, da die Beweidungsintensität über die Jahre als gering einzustufen ist.

Flächenpaar S14 beweidet / S18 unbeweidet

Das Vergleichsflächenpaar S14 und S18 liegt im Übergangsbereich zwischen den Salzrasen des **Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis** zu den wechselfeuchten Weiderasen des **Centaureo pannoniciflora-Festucetum pseudovinae**, also in wenig von Überschwemmung beeinflussten Bereichen. Die Artenzahlen sind etwas geringer als im Flächenpaar S12/S16, liegen aber über denen der Flächen S13/S17. Die Zeitreihe reicht hier nur bis 2005. Im Gegensatz zu den beiden in feuchterem Milieu gelegenen Flächenpaaren fallen in Fläche S12 die Populationsschwankungen geringer aus und die Trends, die sich aus der Beweidung ergeben sind eindeutiger ablesbar, obgleich auch hier die Populationsentwicklungen in der beweideten und unbeweideten Fläche zumeist gleich laufend sind. Den deutlichsten Populationsrückgang verzeichnet neben *Achillea millefolium*, die aber nur in der beweideten Fläche auftritt, *Juncus gerardii*, der beweidungssensitiv reagiert, weiters zeigt *Lotus glaber* in der Fläche S14 eine negative Populationsentwicklung unter Beweidung, in S18 eine leicht positive Tendenz. *Phragmites australis* zeigt in beiden Flächen Rückgänge, die (wie beabsichtigt) in der beweideten Fläche viel stärker ausfallen. Deutliche Zunahmen verzeichnet *Festuca pseudovina*, die in Fläche S14 besonders hohe Deckungszunahmen, von über 50% zeigt, also stark positiv auf die Beweidung reagiert.

Größere Populationsgewinne in der unbeweideten Fläche, die abgesehen von *Poa angustifolia* innerhalb der jährlichen Schwankungsbreite liegen, zeigen *Plantago maritima*, *Artemisia santonicum*, *Cynodon dactylon*. Die Artenzahlen sind in der Referenzfläche relativ konstant, in der beweideten sind sie abnehmend, wobei mehrere Arten seit den Jahren 1996 und 1997 ausgefallen sind und sich noch nicht wieder etablieren konnten. In der unbeweideten Fläche ist neben einer bedenklich starken Akkumulation von Biomasse (nicht zersetzte Streu der letzten Vegetationsperioden) auch das Aufkommen von Gehölzinitialen (vor allem *Rosa canina*) festzustellen. Auch die starke Ausbreitung von *Artemisia santonicum*, die aufgrund ihrer Wuchsform von der Streuauflage nicht beeinträchtigt wird, weist auf veränderte Standortbedingungen hin, die niedrigwüchsige Arten benachteiligt. *Polygala comosa* beispielsweise kommt in der unbeweideten Fläche nicht vor.

Flächenpaar S15/S19

Die beiden Flächen liegen am nächsten der Wasserlinie des Illmitzer Zicksees und erstrecken sich über einen Gradienten vom **Artemisietum santoniciflora** zum **Crypsido aculeatae-Suaedetum maritima**. Auch in diesem Flächenpaar macht sich der Einfluss der

Tab. 5: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche S14. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 5: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot S14. In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2003	2005	Diff. 90-05	Diff. 90-05 Pop.	Diff. max/a
<i>Achillea millefolium</i>	18,0	13,0	11,0	9,0	13,9	0,2	0,2	0,3	0,2	1,2	1,3	2,9	-15,1	-515,4	13,7
<i>Juncus gerardii</i>	11,0	11,0	4,0	8,0	4,1	10,8	14,8	9,3	11,4	5,3	9,8	3,2	-7,8	-246,5	7,0
<i>Lotus glaber</i>	14,0	14,0	13,0	5,0	4,3	2,9	2,0	0,8	2,6	1,2	1,4	7,8	-6,2	-79,5	1,8
<i>Phragmites australis</i>	6,0	5,0	5,0	5,0	3,5	1,3	2,8	1,8	2,6	2,6	2,3	1,0	-5,0	-485,4	2,2
<i>Centaurea jacea</i>	5,0	11,0	5,0		2,7	0,2	0,2	0,1	0,1	0,8	0,4	0,8	-4,3	-566,7	6,0
<i>Cuscuta epithymum</i>	2,5	0,5	0,1	0,5								0,0	-2,5	-9900,0	2,0
<i>Agrostis stolonifera</i>	2,5	2,5	0,5	4,0	3,5	3,4	6,1	1,7	1,0	0,1	0,7	0,5	-2,1	-455,6	4,4
<i>Plantago maritima</i>	7,0	5,0	4,0	4,0	2,6	6,9	7,8	8,4	7,0	7,3	6,8	6,3	-0,7	-10,7	4,3
<i>Carex stenophylla</i>	0,5	0,5	2,5	0,5	0,3					0,6			-0,5		†
<i>Dactylis glomerata</i>	0,5	0,1	0,1	0,1	1,3	0,2							-0,5		†
<i>Linum catharticum</i>	0,5	0,5		0,5									-0,5		†
<i>Lotus maritimus</i>	0,5	0,1	0,1										-0,5		†
<i>Rhinanthus serotinus</i>	0,5	0,5											-0,5		†
<i>Aster tripolium</i>	0,1					0,1	1,0	2,7	1,6	0,1			-0,1		†
<i>Artemisia santonicum</i>	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	0,3	0,5	0,6	0,8	1,5	1,0	0,7	0,2	35,0	0,5
<i>Polygala comosa</i>	0,5	0,5			0,5					0,5	0,5	0,8	0,3	55,0	0,5
<i>Medicago lupulina</i>	2,5	2,5	0,1							1,7		4,2	1,7	68,0	2,4
<i>Odontites vulgaris</i>		0,5	0,5	0,5	0,3	0,1	0,2	0,1	0,4	0,5	0,5	2,8	2,8	!!	0,5
<i>Cynodon dactylon</i>	13,0	14,0	19,0	21,0	28,3	47,3	44,8	38,5	39,8	21,8	26,5	18,1	5,1	39,4	19,0
<i>Festuca pseudovina</i>	5,0	6,0	11,0	14,0	16,4	18,9	11,3	16,3	22,5	55,0	36,5	60,0	55,0	1100,0	18,5
Artenzahl	19	19	16	14	14	13	12	12	12	15	12	14			

sehr feuchten Jahre 1996 und 1997 bemerkbar, da es zu großen Populationseinbrüchen gekommen ist mit darauf folgenden starken Populationsgewinnen von *Suaeda maritima*, die auch im Jahr 2007 wieder sehr präsent in der beweideten Fläche auftritt, wohingegen sie in der unbeweideten derzeit fehlt. *Lepidium cartilagineum* (eine ausdauernde Art, die nicht so schnell auf geänderte Umweltbedingungen reagiert) ist aus beiden Flächen verschwunden. Die deutlichsten Unterschiede in der Populationsentwicklung zeigt *Puccinellia peisonis*, die unter Beweidung deutliche Zuwächse zeigt, in der unbeweideten Fläche hingegen abnimmt. Von der fehlenden Beweidung profitieren weiters *Plantago maritima*, *Agrostis stolonifera*, *Lotus glaber* und *Artemisia santonicum*.

Bemerkenswert ist das weitgehende Verschwinden von typischen Salzpflanzen in der unbeweideten Fläche. Die Charakterarten *Suaeda maritima*, *Puccinellia peisonis* und *Spergularia maritima* sind seit 2005 verschwunden bzw. haben extrem stark abgenommen.

Zusammenfassende Darstellung der Südflichen am Illmitzer Zicksee

Zusammenfassend können aus den Flächen am Südufer des Illmitzer Zicksees folgende Ergebnisse abgeleitet werden. Leicht negative Auswirkungen auf die Populationsentwicklung zeitigt die Beweidung in den untersuchten Vegetationseinheiten bei *Plantago*

Tab. 6: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der unbeweideten Fläche S18. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 6 alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the ungrazed plot S18 in species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2003	2004	2005	Diff. 90-05	Diff. 90-05 Pop.	Diff. max/a
<i>Juncus gerardii</i>	20	16	20	5	13,1	15	21,9	15,7	16,5	21,5	15,75		10,625	-9,4	-88,2	15,8
<i>Agrostis stolonifera</i>	2,5	2,5	2,5	2,5	3,3	4,9	3,2	0,1	0,38	1	0,75	1,15	0,45	-2,1	-455,6	3,1
<i>Phragmites australis</i>	2,5	0,5	2,5	2,5	0,8	1,9	2,1	1,1	2,2	1,375	1,85		0,875	-1,6	-185,7	2,0
<i>Aster tripolium</i>	0,5	2,5	0,5	2,5	16	7,2	2,4	27,6	11	0,075	0,1	22,25		-0,5	†	25,2
<i>Cuscuta epithymum</i>	0,5	0,5	0,1	2,5	0,1				0,75		0,075			-0,5	†	2,4
<i>Taraxacum bessarabicum</i>	0,5	11	2,5	2,5	12,1	1,2	3,4	0,8	0,95	0,9	0,25	0,225		-0,5	†	10,9
<i>Daucus carota</i>	0,1	0,5	0,5											-0,1	†	0,4
<i>Rosa canina</i>											0,325		0,2	0,2	!!	0,3
<i>Lotus glaber</i>	2	16	2,5	5	3,1	1,3	0,1	0,5	3,08	5,25	1,525	26,5	2,325	0,3	16,3	25,0
<i>Carex distans</i>											0,225	0,5	0,5	0,5	!!	0,3
<i>Galium verum</i>										0,05	0,3		0,5	0,5	!!	0,5
<i>Centaurea jacea</i>				0,5	0,8		0,1		0,07	0,225	0,45		1	1,0	!!	1,0
<i>Odontites vulgaris</i>	0,5	7	0,5	2,5	0,2				1,13	2,8	1,2		1,675	1,2	235,0	6,5
<i>Plantago maritima</i>	5	8	11	2,5	1,4	6,6	9,7	7,2	11,63	5,875	5,25	2,7	11,2	6,2	124,0	8,5
<i>Poa angustifolia</i>		2,5	0,5	2,5	1,3	0,1				1,5	3,625	5,575	8,625	8,6	!!	3,1
<i>Artemisia santonicum</i>	5	28	2,5	11	9,9	4,3	5,9	5,8	6,98	16,45	21,5	4,125	13,75	8,8	175,0	25,5
<i>Cynodon dactylon</i>	14	11	20	31	20	54	45,3	40,3	47,5	33,25	19,25		25,625	11,6	83,0	34,0
<i>Festuca pseudovina</i>	2,5	2,5	11	29	20,8		0,8	0,9	1	9,25	10,75		21,375	18,9	755,0	21,4
Artenzahl	13	18	16	15	16	10	11	11	14	19	19	14	14			

Tab. 7: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche S15. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 7: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot S15. In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2004	2005	2007	Diff. 90-07	Diff. 90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Lepidium cartilagineum</i>	2,5	0,1	0,1		0,1									-2,5	†	2,4
<i>Artemisia santonicum</i>	2,5	16,0	0,5	6,0	10,0							0,1	1,7	-0,8	-47,1	15,5
<i>Atriplex prostrata</i>	0,5	0,1	0,5	0,5	0,1	0,2	0,2	1,0	0,1	0,1		0,8		-0,5	†	0,8
<i>Plantago maritima</i>												1,1	0,7	0,7	!!	1,1
<i>Aster tripolium</i>	11,0	16,0	5,0	24,0	14,0	0,1		10,9	5,6	44,5	40,5	48,5	13,9	2,9	26,4	13,9
<i>Puccinellia peisonis</i>	0,5	2,5	2,5	4,0	4,4			0,1	0,2	0,9		6,7	8,5	8,0	1600,0	6,7
<i>Spergularia maritima</i>	1,5	1,5		2,5	0,8	0,1	0,1	0,1	1,8	2,4	0,3	1,2	13,0	11,5	766,7	1,7
<i>Suaeda maritima</i>	9,0	9,0	11,0	2,5	1,8	0,3	0,5	38,0	36,3		0,2	1,3	57,5	48,5	538,9	37,5
Artenzahl	7	11	7	10	10	7	5	7	7	4	10	9				

Tab. 8: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der unbeweideten Fläche S19. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 8: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the ungrazed plot S19 In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2005	2007	Diff. 90-07	Diff. 90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Suaeda maritima</i>	26,0	14,0	13,0	1,5	0,2	6,6	0,4	22,0	2,7				-26,0	†	21,6
<i>Puccinellia peisonis</i>	9,0	4,0	13,0	17,0	7,8			1,0	1,6	5,6	2,6	1,3	-7,7	-592,3	9,2
<i>Spergularia maritima</i>	2,5	2,5	2,5	0,5	0,2	0,8		2,0	1,2	0,9			-2,5	†	2,0
<i>Aster tripolium</i>	11,0	4,0	12,0	5,0	4,9	1,3		30,3	30,0	30,3	19,3	9,5	-1,5	-13,6	30,3
<i>Atriplex prostrata</i>	0,5	0,5	2,5	0,5	0,4	1,4	0,4	0,8	0,3				-0,5	†	2,0
<i>Lepidium cartilagineum</i>	0,5	0,5	0,1	0,5	0,1								-0,5	†	0,4
<i>Juncus gerardii</i>										0,7		0,2	0,2	!!	0,0
<i>Carex distans</i>									0,0	0,4	0,0	0,3	0,3	!!	0,0
<i>Galium verum</i>												0,4	0,4	!!	0,0
<i>Lolium perenne</i>												2,5	2,5	!!	0,0
<i>Bupleurum tenuissimum</i>											1,7	3,6	3,6	!!	0,0
<i>Artemisia santonicum</i>	11,0	23,0	7,0	26,0	32,0						2,8	16,3	5,3	32,5	32,0
<i>Lotus glaber</i>	0,5	0,5	0,1	0,5	0,4					14,8	30,8	9,9	9,4	1880,0	0,4
<i>Odontites vulgaris</i>				0,1							9,9	9,5	9,5	!!	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>								0,1	0,5	2,9	22,3	14,6	14,6	!!	0,4
<i>Plantago maritima</i>										1,8	5,0	23,3	23,3	!!	0,0
Artenzahl	8	10	13	14	12	10	9	10	8	7	11	12			

maritima, *Agrostis stolonifera*, *Artemisia santonicum*, *Achillea millefolium*, *Lotus maritimus*, *Juncus gerardii* und *Phragmites australis*.

Ein geringeres Populationswachstum als in den unbeweideten Flächen zeigen *Odontites vulgaris*, *Centaurea jacea*, *Lotus glaber*, *Festuca pseudovina* und *Carex distans*.

Lepidium cartilagineum nimmt in der beweideten Fläche stärker ab als in der unbeweideten.

Positiv auf die Beweidung reagieren *Suaeda maritima*, *Spergularia maritima*, *Puccinellia peisonis* und *Aster tripolium*. Einen deutlicheren Populationsanstieg als in der unbeweideten Fläche zeigt *Cynodon dactylon*. Insgesamt überwiegen jedenfalls die positiven Aspekte, die vor allem in der Reduktion des Schilfbestandes und einer Förderung der Halophyten liegen.

Monitoringflächen der Przewalski-Koppel und des Seedamms

Flächen: D1–D13, D16, K58.

Beobachtungszeitraum: 5 Jahre

Vegetation: Trockenrasen, wechselfeuchte Weiderasen

Management: Beweidung durch Rinder und Przewalski-Pferde, Abbrennen (D5)

Ziele: Als Entwicklungsziel für die beweideten Flächen wird eine Auflichtung der geschlossenen Reitgrasbestände für Pionierarten sandiger Standorte und eine Dynamisie-

Tab. 9: Übersicht über die Populationsveränderungen in den Flächen am Südufer des Illmitzer Zicksee. – Tab. 9: summary of the changes of population density in the plots S12-S19 at the southern rim of the “Illmitzer Zicksee”

Artname	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	Gesamt beweidet	Gesamt unbeweidet	Differenz
<i>Plantago maritima</i>	-33,3	-5400	-10,7	600	-92	4600	124	23200	-4844	27832	-32676
<i>Agrostis stolonifera</i>		0	-455,6		820		456	14500	-456	15776	-16232
<i>Odontites vulgaris</i>	500	300	2650		1300		235	9400	3450	10935	-7485
<i>Artemisia santonicum</i>	100	-300	35	-47,1	300	4860	175	32,5	-212	5368	-5580
<i>Centaurea jacea</i>	4700		-567		7700		900		4133	8600	-4467
<i>Lepidium cartilagineum</i>		226		-2400		304		-400	-2174	-96	-2078
<i>Achillea millefolium</i> agg.		-400	-515,4		700				-915	700	-1615
<i>Lotus maritimus</i>	-400		-400		500				-800	500	-1300
<i>Lotus glaber</i>	2260	-400	-79,5		880		16	1880	1781	2776	-996
<i>Festuca pseudovina</i>	3300	280	1100		4900		755		4680	5655	-975
<i>Juncus gerardii</i>		-400	-246				-88	100	-646	12	-658
<i>Carex distans</i>	152				180		400	200	152	780	-628
<i>Phragmites australis</i>	-78,6	100	-485,4		-108,3		186		-464	78	-542
<i>Cynodon dactylon</i>		300	39,4				83		339	83	256
<i>Aster tripolium</i>	700	-8,7	0	26,4		-257,1	-400	-13,6	718	-671	1388
<i>Puccinellia peisonis</i>		-788		1600		-39,7		-592,3	812	-632	1444
<i>Spergularia maritima</i>				766,7				-2400	767	-2400	3167
<i>Suaeda maritima</i>		-400		538,9		-400		-25900	139	-26300	26439
Artenzahl	9	0	-5	2	8	1	1	4	6	14	

zung der Sanddünenvegetation durch kleinflächig offene Bereiche (Flächen D01, D02, D03, D04; D06, D07, D08, D09, D12, D13, D16, K58), sowie eine Zurückdrängung des Schilfs in den feuchteren Mulden angestrebt (Flächen D05, D10, D11). Auswirkungen der Koppelhaltung auf die Vegetation werden in den Flächenpaaren D08/D09, D10/D11, D12/D13 untersucht.

Weite Teile der Przewalski-Koppel haben noch Anteil am ausklingenden Seedamm, auf dem die Bodenfeuchte aufgrund der sandigen Bodenverhältnisse keine so große Rolle spielt. Die Flächen der Przewalski-Koppel und des Seedamms wurden erst zu Beginn der dritten Projektphase im Jahr 2001 angelegt. Seit dieser Zeit wurden nicht alle Flächen einer jährlichen Erhebung unterzogen, sondern die Erhebungsintervalle an die jeweilige Entwicklung der Monitoringflächen angepasst. Das insgesamt recht wellige Gelände setzt sich aus verschiedenen hohen Sandrücken mit geschlossener Rasendecke zusammen. Feuchtere Mulden mit **Kopfbirse** (*Schoenus nigricans*) und **Kugelbirse** (*Holoschoenus scirpoides*) sind meist verschliff.

Die einzelnen Untersuchungsflächen liegen um den Albersee, das eingezäunte Seevogelgelände und den eigentlichen Seedamm. Im Südtteil der eingezäunten Weidefläche wurde ein kleiner Bereich als Übernachtungskoppel für Rinder abgetrennt und dementsprechend stark zertrampelt. Um die Auswirkungen der Koppelhaltung dokumentieren zu können, wurde 2002 die Stückzahl stark reduziert und 2003 die Standkoppel nicht mehr verwendet.

Entwicklung im Bereich der Sanddünenvegetation

Flächenpaar D01/D02

Beide Flächen liegen am teilweise offenen Seedamm auf einer Trockenrasenkuppe und weisen eine recht typische Artengarnitur der Sandrasen auf. D01 befindet sich auf einer Trockenrasenkuppe südlich des Robinienwäldchens bei der Biologischen Station, D02 liegt innerhalb der Przewalski-Koppel und weist im Gegensatz zur dauerhaft extensiver beweideten Fläche D01 einen stärkeren Anstieg von *Cynodon dactylon* und *Eryngium campestre* und *Poa compressa* auf. In beiden Flächen ist infolge der Beweidung eine Abnahme der Artenzahlen zu beobachten, der Anteil offenen Sandbodens nimmt stark zu, was allerdings für die gebietstypischen Hymenopteren wie die Große Kreiselwespe (*Bembix rostrata*) und die Goldwespe (*Panorpes grandior*) wieder von Vorteil ist.

Flächenpaar D08/D09

Das Flächenpaar D08/D09 liegt im südlichen Teil der Przewalski-Weide, wobei D08 im Bereich der ehemaligen Rinderkoppel liegt. Beide Flächen befinden sich auf Sandrücken im welligen Seevorgelände. Zu Beginn der Monitoringstudie war die Vegetationshöhe im Bereich der Koppel sehr gering und betrug durchschnittlich 2 cm, außerhalb der Koppel durchschnittlich 10 cm. Insgesamt ergibt sich für beide Flächen zwischen 2003 und 2005 ein ähnlicher Entwicklungstrend. Auffallend ist, dass in der ehemals stärker beweideten Fläche nun vermehrt Arten der Trockenrasen aufkommen und sich zum Teil in stärkerem Maße ausbreiten konnten, als in der mäßig intensiv genutzten Fläche. Das Nährstoffdepot aus dem Rinderdung in der Koppel wurde offenbar aufgrund der Trockenheit des Standortes nicht umgesetzt und es ist kein Einwandern deutlicher Nährstoffzeiger festzustellen. So steigen in den ehemaligen Koppelbereichen die Populationen von *Cynodon dactylon*, *Carex liparocarpos*, *Sanguisorba minor*, *Festuca pseudovina*, *Galium verum*,

Tab. 10: Vergleich der Populationsveränderungen im Flächenpaar D01/D02. – Tab. 10: comparative survey of the changes in population density in D01/D02.

Arten	D01-Diff.01-05 Pop.	D02-Diff.01-05 Pop.	Differenz
<i>Linum austriacum</i>	-50	-1950	-1900
<i>Poa bulbosa</i>	1929	71	-1857
<i>Bromus tectorum</i>	1367	0	-1367
<i>Dactylis glomerata</i>	-275	-1067	-792
<i>Alyssum alyssoides</i>	854	136	-717
<i>Artemisia campestris</i>	114	-225	-339
<i>Poa angustifolia</i>	100	-108	-208
<i>Equisetum ramosissimum</i>	104	-48	-152
<i>Cerastium semidecandrum</i>	-144	-196	-53
<i>Eryngium campestre</i>	143	300	157
<i>Cynodon dactylon</i>	-100	359	459
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	-1350	0	1350
<i>Centaurea jacea</i>	-4900	-850	4050
<i>Vulpia myuros</i>	814	fehlt	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	fehlt	-775	
<i>Potentilla arenaria</i>	fehlt	-31	
<i>Poa compressa</i>	fehlt	1200	
Artenzahl	-11	-10	

Achillea millefolium, *Centaurea scabiosa* und *Teucrium chamaedrys* teils deutlich an, wohingegen sie in den außerhalb der Koppel gelegenen Bereichen abnehmen. Einen höheren Anstieg als in den extensiv beweideten Flächen zeigen die Arten *Erysimum diffusum* und *Linum austriacum*.

Eine vergleichsweise starke Abnahme zeigen im Vergleich zur Außenfläche im Koppelbereich die Populationen von *Equisetum ramosissimum*, *Calamagrostis epigejos*, *Carex stenophylla*, *Senecio erucifolius*, *Elymus repens* und *Dactylis glomerata*, die allesamt in der Außenfläche ansteigen. Eine geringere Abnahme als in der Außenfläche zeigt im Koppelbereich *Securigera varia*. Eine geringere Zunahme als im Außenbereich zeigen *Poa angustifolia* und *Scirpoides holoschoenus*.

Flächenpaar D12/D13

Das Flächenpaar D12/D13 liegt auf einem relativ stark beweideten Sandrücken am höchstgelegenen Standortniveau. Die Fläche D12 liegt innerhalb der ehemaligen Koppelbereiche. Ebenso wie im Flächenpaar D8/D9 werden die Nährstoffe aus dem Rinderdung offenbar nicht mobilisiert. Im Koppelbereich zeigen *Eryngium campestre*, *Centaurea stoebe*, *Medicago minima*, *Teucrium chamaedrys*, *Cerastium semidecandrum*, *Plantago lanceolata*, *Centaurea scabiosa*, *Dactylis glomerata* und *Erysimum diffusum* Populationsreduktionen, wohingegen sie im Außenbereich zunehmen. *Cynodon dacty-*

Tab. 11: Vergleich der Populationsveränderungen im Flächenpaar D08/D09. – Tab. 11: comparative survey of the changes in population density in D08/D09.

Name	D08-Diff.01-05 Pop.	D09-Diff.01-05 Pop.	Differenz
<i>Cynodon dactylon</i>	200,0	-11900,0	12100,0
<i>Carex liparocarpos</i>	7746,2	-336,4	8082,5
<i>Sanguisorba minor</i>	25,0	-1900,0	1925,0
<i>Festuca pseudovina</i>	204,3	-1608,3	1812,7
<i>Galium verum</i>	195,8	-752,5	948,3
<i>Achillea millefolium</i>	172,7	-587,5	760,2
<i>Erysimum diffusum</i>	575,0	161,5	413,5
<i>Securigera varia</i>	-25,0	-364,3	339,3
<i>Centaurea scabiosa</i>	110,1	-126,7	236,8
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,0	-150,0	150,0
<i>Teucrium chamaedrys</i>	6,1	-93,1	99,2
<i>Linum austriacum</i>	210,0	133,3	76,7
<i>Eryngium campestre</i>	132,1	136,4	-4,2
<i>Dactylis glomerata</i>	-3,4	20,7	-24,1
<i>Cerastium semidecandrum</i>	-140,0	-66,7	-73,3
<i>Euphorbia cyparissias</i>	475,0	650,0	-175,0
<i>Elymus repens</i>	-143,4	378,9	-522,4
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	-100,0	450,0	-550,0
<i>Poa angustifolia</i>	20,8	700,0	-679,2
<i>Senecio erucifolius</i>	-25,0	1500,0	-1525,0
<i>Carex stenophylla</i>	-2550,0	66,7	-2616,7
<i>Calamagrostis epigejos</i>	-343,1	2475,0	-2818,1
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	650,0	7650,0	-7000,0
<i>Equisetum ramosissimum</i>	-25,9	14650,0	-14675,9
Artenzahl	2	-7	

Tab. 12: Vergleich der Populationsveränderungen im Flächenpaar D12/D13. – Tab. 12: comparative survey of the changes in population density in D12/D13.

Artname	D12-Diff.01-05 Pop.	D13-Diff.01-05 Pop.	Differenz
Cynodon dactylon	24,1	15900,0	-15875,9
Arenaria serpyllifolia	66,7	1550,0	-1483,3
Festuca pseudovina	56,5	1400,0	-1343,5
Carex liparocarpos	53,3	1300,0	-1246,7
Eryngium campestre	-8,3	871,7	-880,0
Centaurea stoebe	-106,8	600,0	-706,8
Linum austriacum	0,0	690,9	-690,9
Medicago minima	-675,0	0,0	-675,0
Potentilla arenaria	0,0	625,0	-625,0
Teucrium chamaedrys	-20,0	321,1	-341,1
Cerastium semidecandrum	-88,9	250,0	-338,9
Plantago lanceolata	-187,5	150,0	-337,5
Saxifraga tridactylites	0,0	150,0	-150,0
Centaurea scabiosa	-93,8	50,0	-143,8
Echium vulgare	0,0	125,0	-125,0
Dactylis glomerata	-28,6	62,2	-90,8
Galium verum	20,8	104,8	-84,0
Poa angustifolia	58,2	111,1	-52,9
Erysimum diffusum	-38,9	0,0	-38,9
Dianthus pontederacae	0,0	25,0	-25,0
Erophila verna	0,0	25,0	-25,0
Alyssum alyssoides	0,0	0,0	0,0
Cuscuta epithimum	0,0	0,0	0,0
Achillea millefolium	10,7	7,4	3,3
Carex stenophylla	32,5	-350,0	382,5
Securigera varia	525,0	-350,0	875,0
Euphorbia cyparissias	-31,6	-2275,0	2243,4
Medicago lupulina	2925,0	0,0	2925,0
Elymus repens	-125,0	-3114,3	2989,3
Veränderung der Artenzahl	-7	11	

lon, Festuca pseudovina, Carex liparocarpos, Linum austriacum, Galium verum und Poa angustifolia zeigen geringere Zuwächse als im Außenbereich. Lediglich Carex stenophylla weist eine stärkere Populationsentwicklung als außerhalb auf. Deutliche Zunahmen zeigen im Koppelbereich Medicago lupulina, Securigera varia und Carex stenophylla, wohingegen die Arten im Außenbereich abnehmen. Geringere Abnahmen als im Außenbereich zeigen Elymus repens und Euphorbia cyparissias. Die Artenzahl nimmt im Koppelbereich ab, steigt im Außenbereich allerdings deutlich an.

Fläche D03

Bei D03 handelt es sich um eine sandige, ca. 10 Jahre alte, extensiv beweidete Weingartenbrache. Aus den Deckungsänderungen der einzelnen Arten ist ein durchaus positiver Einfluss auf die Artengarnitur im Rahmen der Zielvorstellungen abzuleiten. Lückenbesiedler wie Alyssum alyssoides, Silene conica, Vulpia myuros, Bromus tectorum und Cerastium semidecandrum zeigen teilweise hohe Populationszuwächse. Eine deutliche

Tab. 13: Populations- und Deckungsveränderungen in der beweideten Weingartenbrache D03. –
 Tab. 13: Alterations in coverage and population density in the grazed former vine-yard D03.

Name	2001	2003	2004	2005	Diff. 01-05	Diff.01-05 Pop.
<i>Medicago minima</i>	25,0	0,6	1,0		-25,0	†
<i>Cardaria draba</i>	1,4	0,7	0,3	0,1	-1,3	-1250,0
<i>Linaria genistifolia</i> agg.	1,1	1,1	0,9	0,2	-0,9	-450,0
<i>Centaurea stoebe</i>	5,4	10,4	7,9	4,5	-0,9	-19,4
<i>Erophila verna</i>	0,6				-0,6	†
<i>Erysimum diffusum</i>	0,3				-0,3	†
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,5	0,4	0,4	0,3	-0,2	-58,3
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,7	0,3	0,3	0,6	-0,1	-20,8
<i>Dactylis glomerata</i>	0,2			0,1	-0,1	-75,0
<i>Centaurea jacea</i>		0,3			0,0	0,0
<i>Linum austriacum</i>		0,1			0,0	0,0
<i>Alyssum alyssoides</i>				0,1	0,1	!!
<i>Silene conica</i>	0,4	0,7	0,1	0,6	0,2	41,2
<i>Vulpia myuros</i>	0,1			0,5	0,4	566,7
<i>Erysimum diffusum</i>		2,6	2,0	0,6	0,6	!!
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,3	1,0	0,5	1,2	0,9	269,2
<i>Eryngium campestre</i>	0,7	1,1	0,8	2,9	2,2	314,3
<i>Poa angustifolia</i>	1,2	5,2	4,9	5,4	4,2	350,0
<i>Artemisia campestris</i>	2,8	10,0	13,5	15,9	13,2	478,2
<i>Bromus tectorum</i>	3,6	2,4	4,8	17,5	13,9	382,8
Artenzahl	16	15	13	15	-1	

Deckungszunahme zeigt auch die sandige Lebensräume bevorzugende *Artemisia campestris*.

Fläche D04

Bei D04 handelt es sich um eine stark vergraste, extensiv beweidete Brachfläche am Seedamm. Infolge der Beweidung ist eine deutliche Reduktion der Grasarten *Dactylis glomerata*, *Poa angustifolia* und *Elymus repens* festzustellen. Das bodennah wachsende Gras *Cynodon dactylon* nimmt durch die Beweidung deutlich zu. Ebenfalls deutlich Populationssteigerungen erfahren die Lückenbesiedler wie *Saxifraga tridactylites*, *Cerastium semidecandrum* oder *Arenaria serpyllifolia*. Die typische Sandtrockenrasenart *Artemisia campestris* profitiert ebenfalls von der Beweidung. Bemerkenswert ist auch die deutliche Zunahme der Artenzahl.

Fläche D06

Die Monitoringfläche D06 liegt nördlich der Przewalski-Koppel entlang eines künstlichen von Jägern errichteten Dammes mit einem darauf befindlichen Trockenrasen. Sie stellt keine klassische 2 × 2-m-Monitoringfläche mit vier Teilquadranten dar, sondern erstreckt sich in länglicher Form entlang des Dammes von Süden nach Norden. Infolge der Beweidung zeigen die Problemarten *Calamagrostis epigejos*, *Elymus repens* und *Dactylis glomerata* deutliche Populationsrückgänge, ebenso die offenbar beweidungssensitive Trockenrasenart *Carex liparocarpos*. Eine Populationszunahme ist bei *Artemisia campestris* zu verzeichnen.

Tab. 14: Populations- und Deckungsänderungen in der extensiv beweideten Brachfläche D04. – Tab. 14: Alterations in coverage and population density in the extensively grazed fallow land plot D04.

Name	2001	2004	2005	Diff.01-05	Diff.01-05 Pop.
<i>Dactylis glomerata</i>	16,6	5,3	2,8	-13,8	-493,8
<i>Poa angustifolia</i>	32,8	16,3	19,5	-13,3	-67,9
<i>Centaurea jacea</i>	6,9			-6,9	†
<i>Elymus repens</i>	10,5	1,4	3,9	-6,6	-169,2
<i>Linum austriacum</i>	4,0	0,4	0,2	-3,8	-1912,5
<i>Equisetum ramosissimum</i>	6,9	6,9	4,8	-2,1	-43,2
<i>Erysimum diffusum</i>		0,4	1,1	1,1	!!
<i>Galium spurium</i>			1,2	1,2	!!
<i>Geranium pusillum</i>			1,3	1,3	!!
<i>Melilotus albus</i>		1,0	1,4	1,4	!!
<i>Silene otites</i>		1,5	1,4	1,4	!!
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0,1		1,6	1,6	3100,0
<i>Achillea millefolium</i>	2,5	3,1	4,1	1,6	64,0
<i>Conyza canadensis</i>		0,1	2,0	2,0	!!
<i>Medicago falcata</i>			2,2	2,2	!!
<i>Eryngium campestre</i>	1,8	6,9	6,9	5,1	283,3
<i>Teucrium chamaedrys</i>			5,5	5,5	!!
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,4	0,5	6,3	6,0	1700,0
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,0	1,6	9,8	9,8	39100,0
<i>Phragmites australis</i>			13,4	13,4	!!
<i>Cynodon dactylon</i>	0,4	11,0	15,5	15,1	3775,0
<i>Asparagus officinalis</i>			17,1	17,1	!!
<i>Artemisia campestris</i>	7,8	15,3	25,0	17,3	222,6
Artenzahl	21	32	41		

Die durch die Beweidung entstandenen offenen Flächen wurden von zahlreichen einjährigen Arten besiedelt. So traten in der Fläche im Jahre 2005 etliche annuelle Arten der Trockenrasen, wie das **Kelch-Steinkraut** (*Alyssum alyssoides*), die **Acker-Schmalwand** (*Arabidopsis thaliana*), das **Quendel-Sandkraut** (*Arenaria serpyllifolia*), das **Sand-Hornkraut** (*Cerastium semidecandrum*) und der **Finger-Steinbrech** (*Saxifraga tridactylites*) auf. Die Beweidungsintensität befindet sich, aus den Veränderungen der Artmächtigkeiten zu schließen, im Rahmen der Zielvorstellungen.

Fläche D07

Bei D07 handelt es sich um eine sandig-schottrige Hutweide innerhalb einer ehemaligen Sandentnahmestelle. Infolge der Beweidung verlieren die Problemarten *Calamagrostis epigejos* und *Elymus repens* deutlich an Deckung, wohingegen Lückenbesiedler und typische Sandrasenarten deutliche Populationsgewinne aufweisen. Die Beweidungsintensität befindet sich – aus den Veränderungen der Artmächtigkeiten zu schließen – genau im Rahmen der Zielvorstellungen.

Fläche D16

Die Fläche **D16** wurde im Jahr 2002 angelegt und repräsentiert einen beweideten Bestand mit **Zierlichem Federgras** (*Stipa pennata*) innerhalb einer Aufforstung aus den 60-er Jahren mit lockerem Baumbestand mit Blumen-Esche (*Fraxinus ornus*).

Tab. 15: Populations- und Deckungsänderungen in der extensiv beweideten Fläche D06. – Tab. 15: Alterations in coverage and population density in the extensively grazed plot D06.

Artname	2001	2005	Diff.01-05	Diff.01-05 Pop.
<i>Carex liparocarpos</i>	18,0	0,8	-17,2	-2150,0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	9,0	0,2	-8,8	-4400,0
<i>Elymus repens</i>	5,0	0,7	-4,3	-614,3
<i>Dactylis glomerata</i>	7,0	3,5	-3,5	-100,0
<i>Teucrium chamaedrys</i>	3,0	0,5	-2,5	-500,0
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	2,0		-2,0	†
<i>Potentilla arenaria</i>	2,0	0,8	-1,2	-150,0
<i>Silene multiflora</i>	1,0		-1,0	†
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,6	2,0	1,4	233,3
<i>Carex stenophylla</i>		1,5	1,5	!!
<i>Cynodon dactylon</i>		1,5	1,5	!!
<i>Galium verum</i>	0,6	2,2	1,6	266,7
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0,1	2,0	1,9	1900,0
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		2,0	2,0	!!
<i>Coryza canadensis</i>		2,0	2,0	!!
<i>Artemisia campestris</i>	0,5	3,0	2,5	500,0
<i>Holoschoenus scirpoides</i>		2,7	2,7	!!
<i>Achillea millefolium</i>	0,2	3,5	3,3	1650,0
<i>Centaurea scabiosa</i>		4,5	4,5	!!
<i>Poa angustifolia</i>	3,0	12,0	9,0	300,0
<i>Alyssum alyssoides</i>		12,0	12,0	!!
Artenzahl	30	39		

Tab. 16: Populations- und Deckungsänderungen in der extensiv beweideten Fläche D07. – Tab. 16: Alterations in coverage and population density in the extensively grazed plot D07.

Artname	2001	2004	2005	Diff.01-05	Diff.01-05 Pop.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	12,5	6,4	2,6	-9,9	-385,4
<i>Elymus repens</i>	6,8			-6,8	†
<i>Securigera varia</i>	6,8	1,6	0,4	-6,3	-1488,2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			1,0	1,0	!!
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,1		1,5	1,4	1080,0
<i>Equisetum ramosissimum</i>	1,6	3,6	3,0	1,4	84,6
<i>Alyssum alyssoides</i>	0,5	0,4	2,0	1,6	344,4
<i>Artemisia campestris</i>	0,1	0,5	2,3	2,2	2933,3
<i>Populus canescens</i>		8,0	3,7	3,7	!!
<i>Carex liparocarpos</i>	5,3	13,0	9,8	4,5	85,7
<i>Cynodon dactylon</i>	0,9	15,0	22,8	21,9	2427,8
Artenzahl	14	16	27		

Die Fläche liegt weitgehend im Rahmen der Zielvorgaben und zeigt eine Zunahme von Lückenbesiedlern, wie *Cerastium semidecandrum* und *Alyssum alyssoides*, als auch eine Zunahme der typischen Trockenrasenarten *Carex liparocarpos* und *Stipa pennata*. Ebenfalls angestiegen ist infolge der Beweidung die Artenzahl in der Fläche.

Tab. 17: Populationsveränderungen ausgewählter Arten in der extensiv beweideten Fläche D16.
 – Tab. 17: Alterations in coverage and population density of selected species in the extensively grazed plot D16.

Name	2002	2004	2005	Diff.02-05	Diff.01-05 Pop.
<i>Silene multiflora</i>	2,3	1,8	0,9	-1,4	-150,0
<i>Linum austriacum</i>	1,6	1,3	1,0	-0,6	-65,8
<i>Potentilla arenaria</i>	0,9	0,9	0,6	-0,3	-59,1
<i>Centaurea jacea</i>	0,3			-0,3	†
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0,5	0,2	0,2	-0,3	-125,0
<i>Thlaspi perfoliatum</i>	0,2			-0,2	†
<i>Fraxinus ornus</i>	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Thymus pannonicus</i>	0,5	0,4	0,6	0,0	8,7
<i>Eryngium campestre</i>		0,2	0,1	0,1	!!
<i>Poa bulbosa</i>			0,1	0,1	!!
<i>Erophila verna</i>		0,1	0,2	0,2	!!
<i>Centaurea stoebe</i>			0,2	0,2	!!
<i>Arabidopsis thaliana</i>		0,3	0,3	0,3	!!
<i>Globularia punctata</i>		0,2	0,3	0,3	!!
<i>Poa compressa</i>	0,2	0,5	0,6	0,3	144,4
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	0,3	0,7	0,7	0,4	125,0
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		0,7	0,4	0,4	!!
<i>Saxifraga tridactylites</i>		0,2	0,7	0,7	!!
<i>Galium verum</i>	0,1	0,1	1,2	1,1	2200,0
<i>Alyssum alyssoides</i>		0,7	1,2	1,2	!!
<i>Erysimum diffusum</i>	0,2	1,4	1,8	1,6	700,0
<i>Cerastium semidecandrum</i>		0,5	2,7	2,7	!!
<i>Carex liparocarpus</i>	5,3	7,8	10,5	5,3	100,0
<i>Stipa pennata</i>	11,1	6,8	17,9	6,8	60,7
Artenzahl	14	20	22		

Entwicklung im Bereich der feuchteren Mulden

Fläche D05

Bei D05 handelt es sich um eine verschifftete Reitgrasfläche mit hohen Deckungswerten der Quecke. Die Fläche wurde im Jänner 2001 gezielt abgebrannt um die Auswirkungen dieser Maßnahme auf die drei Problemarten *Calamagrostis epigejos*, *Elymus repens* und *Phragmites australis* dokumentieren zu können. Wie aus Tabelle 13 ersichtlich konnten die Quecke und Landreitgras durch den Brand und die nachfolgende Beweidung deutlich zurückgedrängt werden. Das Schilf nahm hingegen an Deckung zu. Deutliche Zunahmen zeigte auch *Cynodon dactylon*, sowie *Poa angustifolia* und *Teucrium chamaedrys*, was auf eine Unterbeweidung der Fläche schließen lässt, da *Teucrium chamaedrys* sehr weidesensitiv reagiert.

Flächenpaar D10/D11

Das Flächenpaar D10/D11 befindet sich in einer leicht verschifften, sandigen Mulde innerhalb der Przewalski-Weide, wobei D10 im Bereich der ehemaligen Rinderkoppel liegt.

Im ehemaligen Koppelbereich zeigen folgende Arten gegenüber dem Außenbereich deutliche Populationsänderungen. *Centaurea jacea*, *Ononis spinosa*, *Dactylis glomerata*, *Se-*

Tab. 18: Populations- und Deckungsänderungen in der gezielt abgebrannten und extensiv beweideten Fläche D05. – Tab. 18: Alterations in coverage and population density of selected species in plot D16 with controlled burning and extensive grazing.

Artname	2001	2004	Diff.01-05	Diff.01-05 Pop.
<i>Elymus repens</i>	16,5	6,0	-10,5	-175,0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	8,0	2,9	-5,1	-178,3
<i>Galium aparine</i>	5,3	1,0	-4,3	-452,6
<i>Potentilla reptans</i>	2,3	0,7	-1,6	-228,6
<i>Chenopodium album</i>	1,4		-1,4	†
<i>Medicago falcata</i>		1,0	1,0	!!
<i>Dactylis glomerata</i>		1,8	1,8	!!
<i>Medicago minima</i>		1,8	1,8	!!
<i>Erigeron annuus</i>		2,0	2,0	!!
<i>Achillea millefolium</i> agg.		2,9	2,9	!!
<i>Phragmites australis</i>	4,3	8,8	4,5	105,9
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,9	7,1	6,3	714,3
<i>Teucrium chamaedrys</i>	1,1	9,4	8,3	733,3
<i>Poa angustifolia</i>	1,3	21,3	19,9	1503,8
<i>Cynodon dactylon</i>	2,5	22,8	20,3	828,6
Artenzahl	13	22		

Tab. 19: Populationsveränderungen ausgewählter Arten im Flächenpaar D10-D11. – Tab. 19: comparative survey of the changes in population density of selected species in D10/D11.

Name	D10-Diff.01-05 Pop.	D11-Diff.01-05 Pop.	Differenz
<i>Centaurea jacea</i>	-3150,0	300,0	-3450,0
<i>Ononis spinosa</i>	-400,0	1175,0	-1575,0
<i>Dactylis glomerata</i>	-46,3	650	-696,3
<i>Achillea millefolium</i>	69,2	437,7	-368,5
<i>Securigera varia</i>	-88,7	266,7	-355,3
<i>Festuca pseudovina</i>	-62,7	75,8	-138,5
<i>Carex flacca</i>	0,0	125	-125
<i>Picris hieracioides</i>	-108,3	0,0	-108,3
<i>Lotus maritimus</i>	-21,2	62,5	-83,7
<i>Elymus repens</i>	12,0	68,9	-56,9
<i>Carex divisa</i>	44,0	88,0	-44,0
<i>Phragmites australis</i>	120,0	148,6	-28,6
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,0	18,2	-18,2
<i>Galium verum</i>	71,4	70,0	1,4
<i>Equisetum ramosissimum</i>	76,0	57,1	18,9
<i>Schoenus nigricans</i>	-108,3	-200,0	91,7
<i>Calamagrostis epigejos</i>	4,0	-104,5	108,5
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	90,3	-85,7	176,1
<i>Poa angustifolia</i>	1766,7	62,5	1704,2
Veränderung der Artenzahl	-9	9	

Tab. 20: Veränderung der Artabundanzen im Bereich der Hutweideflächen am Seedamm. Problemarten sind gelb unterlegt, Lückenbesiedler grün. – Tab. 20: alterations in population density of selected species in the pastures at the “Seedamm” Problematic, strongly competitive species are marked with yellow. Gap colonizers are marked with green.

Fläche	D09	D10	D11	D03	D13	D05	D01	D04	D06	D07	D08	D16	D12	K58	D02	
<i>Medicago minima</i>				-24900	0	1700	-275	700	100	575			-675		50	
<i>Centaurea jacea</i>	67	-3150	300	0		25	-4900	-6775	-150	0	0	-200	0	0	-850	
<i>Elymus repens</i>	379	12	69		-3114	-175	0	-169	-614	-6650	-143		-125	0	0	
<i>Securigera varia</i>	-364	-89	267		-350			0		-1488	0		525	100	-375	
<i>Festuca pseudovina</i>	-1608	-63	76		1400		-425		-25	75	204		57	-133	-4	
<i>Stipa capillata</i>												61				
<i>Dactylis glomerata</i>	21	-46	650		62	1650	-275	-494	-100	-50	-3		-29	0	-1067	
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	7650	90	-86		-6900				-500		1			133		
<i>Centaurea stoebe</i>				-19	600		100	0			125	50	-107	400	0	
<i>Poa angustifolia</i>	700	1767	63	350	111	1504	100	-68	300	-150	21		58	-2900	-108	
<i>Poa bulbosa</i>							1929		-100			0			71	
<i>Bromus tectorum</i>				383			1367			275					0	
<i>Galium verum</i>	-753	71	70		104	67		11	267		196	2200	21	-25	-150	
<i>Eryngium campestre</i>	136			314	872		143	283	-100		132	0	-8	900	300	
<i>Artemisia campestris</i>				478			114	223	500	2933					-225	
<i>Achillea millefolium</i>	-588	69	438		7	2775		64	1650		173		11	-50	0	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	-93				321	733		5400	-500		6		-20		-775	
<i>Cerastium semidecandrum</i>	-67	-100		269	250		-144	1700	700	1080	-140	2550	-89	-400	-196	
<i>Carex liparocarpos</i>	-336				1300		-56	-2150	86	7746	100	53			6	
<i>Calamagrostis epigeios</i>	2475	4	-105		12400	-178			-4400	-385	-343			-5		
<i>Phragmites australis</i>		120	149			106		13300			40			13		
<i>Alyssum alyssoides</i>				0	0		854		11900	344		1050	0		136	
<i>Cynodon dactylon</i>	-11900	500	1125	-75	15900	829	-100	3775	1400	2428	200		24	400	359	
<i>Asparagus officinalis</i>						-6		17000								
<i>Equisetum ramosissimum</i>	14650	76	57		26150	714	104	-43	233	85	-26			700	-48	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	-150	0		-58	1550		0	39100	1900	875	0	300	67	0	-117	
Artenzahl	-7	-9	9	-2	11	9	-11	20	9	13	2	8	-7	-8	-10	
	unterbeweidet				optimal beweidet								überbeweidet			

curigera varia, *Festuca pseudovina*, *Picris hieracioides* und *Lotus maritimus* zeigen im Koppelbereich deutliche Populationsreduktionen, während sie in der Außenfläche zunehmen. *Scirpoides holoschoenus* und *Calamagrostis epigejos* zeigen im Koppelbereich Zunahmen und nehmen in der Außenfläche ab. Deutlichere Zunahmen als im Außenbereich zeigen *Poa angustifolia* und *Equisetum ramosissimum*, im Außenbereich hingegen nehmen die Arten *Achillea millefolium*, *Elymus repens*, *Carex divisa*, *Phragmites australis* und *Agrostis stolonifera* deutlicher an Deckung zu als im Außenbereich.

Gesamtübersicht der Weideflächen im Bereich des Seedamms:

Betrachtet man die Gesamtübersicht der Tab. 20, so zeigt sich, dass die beiden Problemarten **Landreitgras** (*Calamagrostis epigejos*) und **Gemeine Quecke** (*Elymus repens*) im Beobachtungszeitraum im Großteil der Flächen deutlich an Populationsdichte verlieren.

Das **Hundzahngras** (*Cynodon dactylon*) und der Feld-Mannstreu (*Eryngium campestre*) nehmen als Weidezeiger zumeist zu, ebenso wie die grün unterlegten Lückenbesiedler. Auch der **Feld-Beifuß** (*Artemisia campestris*) zeigt in den sandigen Bereichen bei optimaler Beweidungsintensität durchwegs Populationszuwächse. Das **Schilf** (*Phragmites vulgaris*) zeigt allerdings in allen Flächen, wenn auch geringe, Populationszuwächse.

Monitoringflächen am Westufer des Illmitzer Zicksees

Flächen: W1–W11

Beobachtungszeitraum: 15 Jahre (W1–W11)

Vegetation: Halbtrockenrasen, wechselfeuchte Weiderasen, Salzrasen, Schilfflächen

Management: Beweidung mit Rindern/Weide-Ausschlussflächen

Die Monitoringflächen am Westufer des Illmitzer Zicksees wurden eingerichtet, um Veränderungen entlang eines Gradienten von Halbtrockenrasen, wechselfeuchten Weiderasen, Schilfbeständen, Brackwasserröhrichten, Zickgrasfluren bis hin zu einjährigen Salzpflanzengesellschaften zu beobachten. Die Halbtrockenrasen am Westufer des Illmitzer Zicksees entsprechen im Bereich des tiefer gelegenen Niveaus einem *Caric stenophyllae-Festucetum pseudovinae*.

Die Flächen werden trotz ihrer Nähe zum Lackenrand praktisch nie überschwemmt. Der Lackenwasserstand beeinflusst aber über die Bodenfeuchtigkeit die jährlichen Veränderungen in den Deckungswerten der Arten mit, was für die Aussagen, die im Zusammenhang mit dem Management stehen, von Bedeutung ist. Auch hier wurden jeweils zwei Monitoringflächen pro Vegetationszone eingerichtet, um die Entwicklung der Pflanzengesellschaften im Fall von Beweidung und Weideausschluss zu untersuchen. Als zusätzliche Fläche wurde zum Flächenpaar W2 (beweidet) / W7 (unbeweidet) aufgenommen.

Flächenpaar W01 / W06

Das Flächenpaar W01 und W06 umfasst Trockenrasen des **Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae**. Für folgende Arten ergeben sich Populationsveränderungen, die dem Einfluss der Beweidung zuzuschreiben sind. Deutliche Populationszuwächse in der beweideten gegenüber der unbeweideten Fläche, wo die Abundanz der Art geringer wurde zeigen *Festuca pseudovina*, und *Cynodon dactylon*. Einen stärkeren Populationsanstieg in der beweideten als in der unbeweideten zeigen *Medicago falcata*, *Dactylis glomerata* und *Carex liparocarpos*. Am stärksten ist der negative Einfluss der Beweidung im Flächenpaar bei *Teucrium chamaedrys*, der in der unbeweideten Fläche zunimmt. Einen stärkeren Populationsrückgang in der beweideten Fläche zeigen *Lotus borbasii*, *Agrostis stolonifera*, *Eryngium campestre*, *Poa angustifolia* und *Galium verum*.

Flächenpaar W02/W07

Das Flächenpaar W02/W07 umfasst Trockenrasen des **Centaureo pannonicif-Festucetum pseudovinae**. Für folgende Arten Populationsveränderungen die dem Einfluss der Beweidung zuzuschreiben sind.

Arten wie *Agrostis stolonifera*, *Plantago lanceolata*, *Carex liparocarpos*, *Ononis spinosa*, *Daucus carota*, *Dactylis glomerata* und *Achillea millefolium* profitieren von der Beweidung, während sie in der unbeweideten Fläche abnehmen. Einen stärkeren Zuwachs unter Beweidung weist *Euphorbia cyparissias* auf, während *Galium verum*, *Carex stenophylla*, *Scirpoides holoschoenus* und *Cynodon dactylon* einen geringeren Populations-

Tab. 21: Veränderung der Deckungswerte ausgewählter Arten im Flächenpaar W01 (beweidet) und W06 (unbeweidet). – Tab. 21: alterations in the coverage of selected species in the grazed plot W01 and the ungrazed plot W06.

Artname	W01- Deckungs- änderung 90-07	W01- Populations- änderung 90-07	W06- Deckungs- änderung 90-07	W06- Populations- änderung 90-07	Differenz
<i>Festuca pseudovina</i>	11,0	220,0	-4,8	-2122,2	2342,2
<i>Cynodon dactylon</i>	2,0	1900,0	-1,7	-194,0	2094,0
<i>Medicago falcata</i>	5,0	990,0	0,5	450,0	540,0
<i>Carex liparocarpos</i>	15,3	305,0	2,6	52,5	252,5
<i>Dactylis glomerata</i>	4,9	194,8	4,6	92,5	102,3
<i>Sanguisorba minor</i>	-1,5	-144,0	-3,3	-194,1	50,1
<i>Galium verum</i>	-3,1	-166,7	-5,1	-87,2	-79,4
<i>Poa angustifolia</i>	-0,4	-400,0	-3,8	-316,7	-83,3
<i>Teucrium chamaedrys</i>	-11,3	-88,2	5,0	18,5	-106,8
<i>Eryngium campestre</i>	-1,9	-300,0	-2,2	-80,2	-219,8
<i>Agrostis stolonifera</i>	-2,3	-1150,0	-4,2	-525,0	-625,0
<i>Lotus borbasii</i>	-2,3	-1011,1	-1,0	-66,7	-944,4
Artenzahl		3		7	

Tab. 22: Veränderung der Deckungswerte ausgewählter Arten im Flächenpaar W02 (beweidet) und W07 (unbeweidet). – Tab. 22: alterations in the coverage of selected species in the grazed plot W02 and the ungrazed plot W07.

Artname	W02- Deckungs- änderung 90-07	W02- Populations- änderung 90-07	W07- Deckungs- änderung 90-07	W07- Populations- änderung 90-07	Differenz
<i>Leontodon hispidus</i>	-17,5	-269,2	-11,0	-10900,0	10630,8
<i>Agrostis stolonifera</i>	4,2	4150,0	-2,1	-525,0	4675,0
<i>Euphorbia cyparissias</i>	4,0	3900,0	0,3	150,0	3750,0
<i>Plantago lanceolata</i>	3,1	3125,0	-0,5	-400,0	3525,0
<i>Carex liparocarpos</i>	2,3	2225,0	0,0	0,0	2225,0
<i>Ononis spinosa</i>	26,5	240,9	-29,5	-1966,7	2207,6
<i>Daucus carota</i>	2,2	2125,0	0,0	0,0	2125,0
<i>Festuca pseudovina</i>	-4,9	-79,6	-25,5	-1020,0	940,4
<i>Festuca arundinacea</i>	-2,0	-100,0	-9,6	-671,9	571,9
<i>Dactylis glomerata</i>	9,8	390,0	-1,3	-112,8	502,8
<i>Achillea millefolium</i>	2,7	302,8	-0,6	-33,3	336,1
<i>Lotus maritimus</i>	-2,1	-488,2	-0,5	-400,0	-88,2
<i>Phragmites australis</i>	0,0	0,0	2,0	184,1	-184,1
<i>Cynodon dactylon</i>	4,9	195,0	16,0	640,0	-445,0
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	0,5	12,5	17,4	695,0	-682,5
<i>Rhinanthus serotinus</i>	-3,8	-1500,0	-0,5	-400,0	-1100,0
<i>Schoenus nigricans</i>	-0,8	-42,9	6,0	1195,0	-1237,9
<i>Carex stenophylla</i>	1,1	1025,0	2,6	2525,0	-1500,0
<i>Poa angustifolia</i>	0,0	0,0	4,3	4150,0	-4150,0
<i>Galium verum</i>	4,0	100,0	11,4	11275,0	-11175,0
Artenzahl		-2		-3	

Tab. 23: Veränderung der Deckungswerte ausgewählter Arten im Flächenpaar W03 (beweidet) und W08 (unbeweidet). – Tab. 23: alterations in the coverage of selected species in the grazed plot W03 and the ungrazed plot W08.

Artname	W03- Deckungs- änderung 90-07	W03- Populations- änderung 90-07	W08- Deckungs- änderung 90-07	W08- Populations- änderung 90-07	Differenz
<i>Atriplex prostrata</i>	-0,4	-400,0	-2,5	-2400,0	2000,0
<i>Aster tripolium</i>	-10,3	-105,1	-7,75	-238,5	133,3
<i>Phragmites australis</i>	-3,4	-212,5	20	52,6	-265,1
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	-2,1	-488,2	-1,6	-178,0	-310,2
<i>Agrostis stolonifera</i>	52,8	138,8	20,5	820,0	-681,2
<i>Juncus gerardii</i>	-19,7	-6053,8	-2,5	-2400,0	-3653,8
Artenzahl		-8		-2	

zuwachs als in der unbeweideten Fläche aufweisen. Einen geringeren Rückgang in der beweideten Fläche als in der unbeweideten weist lediglich *Festuca pseudovina* auf. Einen sehr geringen Rückgang zeigt *Schoenus nigricans* in der beweideten Fläche, wohingegen sie in der unbeweideten zunimmt. Einen stärkeren Rückgang der Population im Gegensatz zur unbeweideten Fläche zeigen *Rhinanthus serotinus* und *Lotus maritimus*.

Flächenpaar W03 / W08

Das Flächenpaar W03/W08 umfasst salzbeeinflusste Feuchtlebensräume, die dem Bolboschoeno-Phragmitetum zuzurechnen sind. Durch Überschwemmungsereignisse sind die einzelnen Arten allerdings starken jährlichen Populationschwankungen unterworfen, die die Auswirkungen der Beweidung stark überdecken. Bis auf *Agrostis stolonifera*, das allerdings in der unbeweideten Fläche noch stärker zunimmt, nehmen alle Arten mit größeren Deckungsänderungen in der beweideten Fläche ab. Eine geringere Abnahme als in der unbeweideten Fläche zeigen *Atriplex prostrata* und *Aster tripolium*, die in ihrer Abundanz allerdings eine starke Witterungsabhängigkeit aufweisen. *Juncus gerardii* und *Bolboschoenus maritimus* nehmen unter Beweidung stärker ab als ohne. Einzig das **Schilf** (*Phragmites australis*) nimmt in der beweideten Fläche ab, wohingegen es in der unbeweideten Fläche an Deckung deutlich zunimmt.

Tab. 24: Veränderung der Deckungswerte ausgewählter Arten im Flächenpaar W04 (beweidet) und W09 (unbeweidet). – Tab. 24: alterations in the coverage of selected species in the grazed plot W04 and the ungrazed plot W09.

Artname	W04- Deckungs- änderung 90-07	W04- Populations- änderung 90-07	W09- Deckungs- änderung 90-07	W09- Populations- änderung 90-07	Differenz
<i>Juncus gerardii</i>	-10,6	-2.833,3	-29,0	-29000,0	26.166,7
<i>Odontites vulgaris</i>	-0,5	-400,0	-11,0	-11000,0	10.600,0
<i>Aster tripolium</i>	12,5	500,0	-24,0	-1168,3	1.668,3
<i>Agrostis stolonifera</i>	21,8	48,3	-15,5	-114,8	163,1
<i>Sonchus uliginosus</i>	-2,5	-2.500,0	-1,8	-233,3	-2.266,7
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	-2,3	-900,0	9,0	1800,0	-2.700,0
<i>Phragmites australis</i>	5,1	5.125,0	27,5	27500,0	-22.375,0
Artenzahl		-1		0	

Tab. 25: Veränderung der Deckungswerte ausgewählter Arten im Flächenpaar W05 (beweidet) und W10 (unbeweidet). – Tab. 25: alterations in the coverage of selected species in the grazed plot W05 and the ungrazed plot W10.

Artname	W05- Deckungs- änderung 90-07	W05- Populations- änderung 90-07	W010- Deckungs- änderung 90-07	W010- Populations- änderung 90-07	Differenz
<i>Puccinellia peisonis</i>	-10,3	-1417,2	-11,0	-11000,0	9582,8
<i>Agrostis stolonifera</i>	-8,9	-423,8	9,0	-9000,0	8576,2
<i>Spergularia maritima</i>	-1,8	-257,1	-2,5	-2500,0	2242,9
<i>Aster tripolium</i>	10,8	97,7	-10,3	-36,9	134,7
Artenzahl		2		0	

Flächenpaar W04/W09

Die Ergebnisse aus dem Flächenpaar W04/W09 stellen sich folgendermaßen dar: *Aster tripolium* und *Agrostis stolonifera* nehmen in der beweideten Fläche zu, wohingegen sie in der unbeweideten abnehmen. *Juncus gerardii* und *Odontites vulgaris* nehmen in der beweideten Fläche weniger stark zu. *Bolboschoenus maritimus* steigt in der unbeweideten Fläche an und sinkt in der beweideten. Wohingegen *Phragmites australis* einen weniger starken Anstieg in der beweideten gegenüber der unbeweideten Fläche zeigt.

Flächenpaar W05/W10

Aus dem Flächenpaar W05/W10 ergibt sich ebenfalls eine nur eingeschränkte Interpretierbarkeit. Einzig *Aster tripolium* zeigt einen Populationszuwachs unter Beweidung, die anderen Arten nehmen zwar ab, aber deutlich weniger als in den beweideten Flächen.

Tab. 26: Veränderungen der Deckungswerte der einzelnen Arten in der unbeweideten Fläche W11. – Tab. 26: alterations in the coverage of selected species in the ungrazed plot W11.

Artname	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2004	2005	Diff. 90-07	Diff. 90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Juncus gerardii</i>	38,0	5,0	20,0	3,0	7,7	0,6						-38,0	†	33,0
<i>Phragmites australis</i>	38,0	11,0	20,0	14,0	12,4	3,6	14,3	10,3	44,0	9,3	12,9	-25,1	-195,1	33,7
<i>Agrostis stolonifera</i>	38,0	55,0	48,0	63,0	40,0	1,5			10,3	58,0	24,0	-14,0	-58,3	38,5
<i>Atriplex prostrata</i>	0,5	0,5						2,8	31,8			-0,5	†	29,0
<i>Eleocharis uniglumis</i>	0,5	0,5	0,1	2,5	4,2	2,4						-0,5	†	0,0
<i>Chenopodium chenopodioides</i>								14,5				0,0	0,0	14,5
<i>Lotus glaber</i>		0,1										0,0	0,0	0,1
<i>Odontites vulgaris</i>		11,0										0,0	0,0	11,0
<i>Taraxacum officinale</i> agg.									0,2			0,0	0,0	0,2
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	0,5	2,5	20,0	2,5	6,4	7,8	1,5	1,1	2,9	1,6	0,7	0,2	30,0	17,5
<i>Cirsium brachycephalum</i>				0,5				0,6	0,1		0,3	0,3	!!	0,6
<i>Fraxinus excelsior</i>											0,3	0,3	!!	0,3
<i>Scorzonera parviflora</i>		0,1									0,5	0,5	!!	0,5
<i>Sonchus arvensis</i> ssp. <i>uliginosus</i>	0,5	5,0		0,5							2,6	2,1	425,0	5,0
<i>Atriplex hastata</i>										8,1	9,3	9,3	!!	1,1
<i>Aster tripolium</i>	2,5	20,0	2,5	11,0				8,0	3,2	16,5	38,3	35,8	1430,0	21,8
Artenzahl		11	6	8	5	5	2	6	7	5	9			

Fläche W11

Die Fläche W11 entspricht einen Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii und fungiert als Weideausschlussfläche. Deutliche Abnahmen zeigen sich bei *Juncus gerardii*, *Phragmites australis* und *Agrostis stolonifera*. *Aster tripolium* zeigt deutliche Zunahmen in den Deckungsverhältnissen.

Gesamtbetrachtung der Flächen des Westtransektes.

Zusammenfassend betrachtet zeigen sich in den Trockenrasen des Westtransektes folgende Auswirkungen der Beweidung:

- *Galium verum*, *Poa angustifolia*, *Schoenus nigricans*, *Teucrium chamaedrys* nehmen im Zuge der Beweidung ab, während dieselben Arten in den unbeweideten Flächen zunehmen
- *Rhinanthus serotinus*, *Lotus borbasii*, *Eryngium campestre* nehmen in stärkerem Ausmaß ab als in den beweideten Flächen
- Einen geringeren Zuwachs als in den unbeweideten Flächen zeigen *Carex stenophylla* und *Achillea millefolium*
- *Agrostis stolonifera*, *Plantago lanceolata*, *Festuca pseudovina*, *Ononis spinosa*, *Dactylis glomerata* profitieren von der Beweidung, da diese Arten zunehmen, wohingegen sie in den unbeweideten Flächen abnehmen

Tab. 27: Veränderungen der Populationen einzelner Arten in den Trockenrasenflächen des Westtransektes. – Tab. 27: alterations in the population densities of selected species in the arid grassland plots of the “Westtransekt”

Artname	W01- Populations- änderung	W02- Populations- änderung	W06- Populations- änderung	W07- Populations- änderung	beweidet	unbeweidet	Differenz
<i>Galium verum</i>	-166,7	100,0	-87,2	11275,0	-66,7	11187,8	-11254,4
<i>Poa angustifolia</i>	-400,0		-316,7	4150,0	-400,0	3833,3	-4233,3
<i>Carex stenophylla</i>	-1000,0	1025,0	52,5	2525,0	25,0	2577,5	-2552,5
<i>Rhinanthus serotinus</i>	-500,0	-1500,0	-11,1	-400,0	-2000,0	-411,1	-1588,9
<i>Schoenus nigricans</i>		-42,9		1195,0	-42,9	1195,0	-1237,9
<i>Lotus borbasii</i>	-1011,1	-488,2	-66,7	-400,0	-1499,3	-466,7	-1032,6
<i>Teucrium chamaedrys</i>	-88,2	12,5	18,5	695,0	-75,7	713,5	-789,3
<i>Eryngium campestre</i>	-300,0		-80,2		-300,0	-80,2	-219,8
<i>Achillea millefolium</i>	-257,1	302,8	194,1	-33,3	45,7	160,8	-115,1
<i>Sanguisorba minor</i>	-144,0	100,0	-194,1	25,0	-44,0	-169,1	125,1
<i>Medicago falcata</i>	990,0		450,0		990,0	450,0	540,0
<i>Festuca arundinacea</i>		-100,0		-671,9	-100,0	-671,9	571,9
<i>Dactylis glomerata</i>	194,8	390,0	92,5	-112,8	584,8	-20,3	605,1
<i>Cynodon dactylon</i>	1900,0	195,0	-194,0	640,0	2095,0	446,0	1649,0
<i>Carex liparocarpos</i>	305,0	2225,0	52,5		2530,0	52,5	2477,5
<i>Ononis spinosa</i>	250,0	240,9	-500,0	-1966,7	490,9	-2466,7	2957,6
<i>Festuca pseudovina</i>	220,0	-79,6	-2122,2	-1020,0	140,4	-3142,2	3282,6
<i>Plantago lanceolata</i>	30,0	3125,0	-5,3	-400,0	3155,0	-405,3	3560,3
<i>Euphorbia cyparissias</i>		3900,0		150,0	3900,0	150,0	3750,0
<i>Agrostis stolonifera</i>	-1150,0	4150,0	-525,0	-525,0	3000,0	-1050,0	4050,0
<i>Leontodon hispidus</i>		-269,2	-100,0	-10900,0	-269,2	-11000,0	10730,8
Artenzahl	3	-2	7	-3	1	4	

- Einen größeren Zuwachs als in den unbeweideten Flächen zeigen *Euphorbia cyparissias*, *Carex liparocarpos*, *Cynodon dactylon*, *Medicago falcata*.
- Eine geringere Abnahme als in den unbeweideten Flächen zeigen *Leontodon hispidus*, *Festuca arundinacea*, *Sanguisorba minor*.

Zusammenfassend betrachtet zeigen sich in den Feuchtflächen des Westtransektes folgende Auswirkungen der Beweidung:

- *Bolboschoenus maritimus* nimmt im Zuge der Beweidung ab, während er in den unbeweideten Flächen zunimmt.
- *Sonchus uliginosus* nimmt in stärkerem Ausmaß ab als in den beweideten Flächen
- Einen geringeren Zuwachs als in den unbeweideten Flächen zeigt *Phragmites australis*
- *Aster tripolium* profitiert von der Beweidung, da diese Art zunimmt, wohingegen in den unbeweideten Flächen abnehmen.
- Eine geringere Abnahme als in den unbeweideten Flächen zeigen *Atriplex prostrata*, *Spergularia maritima*, *Agrostis stolonifera*, *Puccinellia peisonis*, *Odontites vulgaris* und *Juncus gerardii*.

Tab. 28: Veränderungen der Populationen ausgewählter Arten in den Feuchtflächen des Westtransektes. – Tab. 28: alterations in the population densities of selected species in the periodically wet pastures of the “Westtransekt”

Artname	W03- Popula- tions- änderung	W04- Popula- tions- änderung	W05- Popula- tions- änderung	W08- Popula- tions- änderung	W09- Populat- ions- änderung	W010- Popula- tions- änderung	beweidet	unbe- weidet	Differenz
Phragmites australis	-212,5	5.125,0		52,6	27500,0		4912,5	27552,6	-22640,1
Bolboschoenus maritimus	-488,2	-900,0	100,0	-178,0	1800,0	200,0	-1288,2	1822,0	-3110,2
Sonchus uliginosus		-2.500,0		53,2	-233,3		-2500,0	-180,1	-2319,9
Aster tripolium	-105,1	500,0	97,7	-238,5	-1168,3	-36,9	492,6	-1443,7	1936,3
Atriplex prostrata	-400,0	-500,0		-2400,0	-500,0		-900,0	-2900,0	2000,0
Spergularia maritima			-257,1			-2500,0	-257,1	-2500,0	2242,9
Agrostis stolonifera	138,8	48,3	-423,8	820,0	-114,8	-9000,0	-236,7	-8294,8	8058,2
Puccinellia peisonis			-1417,2			-11000,0	-1417,2	-11000,0	9582,8
Odontites vulgaris		-400,0			-11000,0		-400,0	-11000,0	10600,0
Juncus gerardii	-6053,8	-2.833,3		-2400,0	-29000,0		-8887,2	-31400,0	22512,8
Artenzahl	-8	-1	2	-2	0	0	-7	-2	

Monitoringflächen am Ostufer des Illmitzer Zicksees

Flächen: G20–G22, G23–G27

Beobachtungszeitraum: 18 Jahre (G20–G22), 13 Jahre (G38)

Vegetation: Salzrasen, Brackwasser-Schilfröhricht

Management: Beweidungsausschluss

Das Testgebiet in der Salzsumpfwiese südlich der Nordkoppel am Ostufer des Illmitzer Zicksees enthält 3 Weideausschlussflächen von 10 × 10m (G20–G22), unmittelbar benachbart gelegene beweidete Vergleichsflächen (G23–G27) und eine ab 1993 beweidete

Aufnahmefläche (G38). Der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt in diesen Flächen auf der Frage, wie schnell die Verschilfung bei Aufgabe der Beweidung voranschreitet. Als Folge der Beweidungsaufgabe war eine Veränderung der Weideausschlussflächen von einem niederwüchsigen **Salzrasen** des *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii* hin zu einem hochwüchsigen **Brackwasser-Schilfröhricht** (*Bolboschoeno-Phragmitetum communis*) zu erwarten. In den drei Weideausschlussflächen (G20–G22) lag die **Verschilfung** 1990 bei 2,5 bis maximal 16 %. Infolge des Weideausschlusses stieg die Schilfdeckung in diesem Flächen bereits 1997 auf Werte zwischen 50% und 85 % an. Es haben sich in diesem Zeitraum dichte, hochwüchsige Schilfbestände (bis 2,5 Meter) entwickelt. Während die standörtlichen Unterschiede den Verlauf der Sukzession in den Weideausschlussflächen von 1990–1994 prägten, setzte mit den länger andauernden Überschwemmungen ab 1995 eine Vereinheitlichung der Röhrichte ein. Die anfänglich um die 13 Arten umfassenden Weideausschlussflächen verarmten auf 2–5 Arten. Deutliche Deckungsschwankungen des Schilfs ergeben sich durch Zusammenbruchphasen, wenn sich etwa durch Schneedruck eine dichte Schicht liegenden Altschilfs bildet. Gegen Ende der bisherigen Beobachtungsphase tritt weiters ein Effekt der Eutrophierung durch verrottende Biomasse auf, die Brennessel bereitet sich in den Ausschlussflächen aus, weiters kommt der Holunder als erstes Gehölz auf. Durch die Beweidung hingegen kann eine Akkumulation von Biomasse (und Bildung von Humus) nachhaltig verhindert werden. Die Charakterarten wie die Salz-Simse (*Juncus gerardii*) und Salz-Aster (*Aster tripolium*) nehmen bereits nach wenigen Jahren ohne Beweidung stark ab und verschwinden letztendlich völlig. Typische Arten der Schilfröhrichte wie die Echte Zaunwinde (*Calystegia sepium*) kommen neu in der Fläche auf. Hier kann auf engstem Raum (beweidete und unbeweidete Flächen liegen nur 10 Meter voneinander entfernt) der Wechsel von einer Gesellschaft der Salzsumpfwiese zu einem artenarmen Schilfröhricht beobachtet werden.

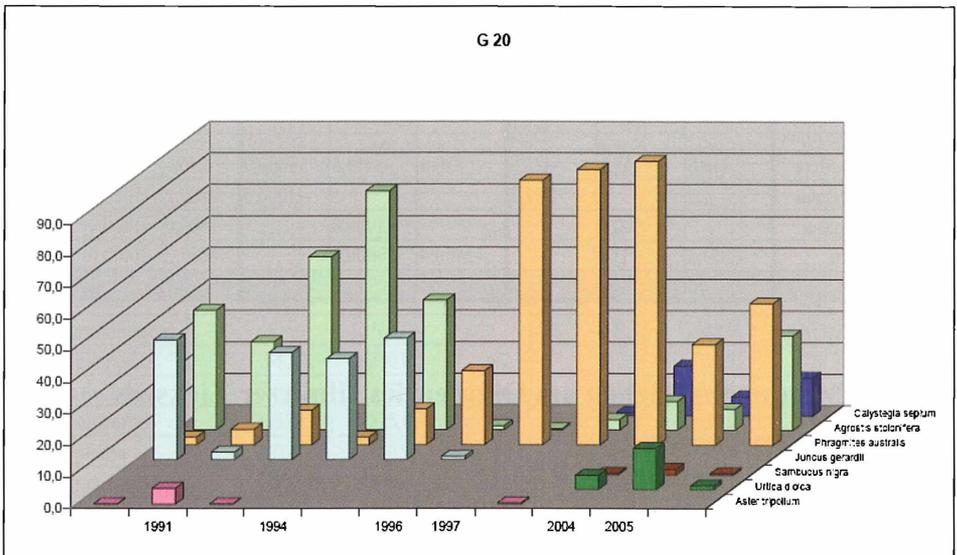


Abb. 6: Langzeitentwicklung einer unbeweideten Salzsumpfwiese am Ostufer des Illmitzer Zicksee. – Fig. 6: long-term changes in the ungrazed salt-marsh meadows at the eastern rim of the „Illmitzer Zicksee”

Tab. 29: Populationsänderungen ausgewählter Arten in den Flächen am Ostufer des Illmitzer Zicksees. Weideausschlussflächen sind stark umrandet. – Tab. 29: Alterations of the population densities of selected species in Plots at the eastern rim of the „Illmitzer Zicksee“ Ungrazed plots are framed with thick lines.

Artname	G20	G21	G22	G23	G24	G25	G27	unbeweidet	beweidet
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	7900,0	0,0	100,0	-550,0	-85,7	200,0	-30,0	8000,0	-465,7
<i>Phragmites australis</i>	1700,0	456,3	3300,0	100,0	300,0	400,0	-260,0	5456,3	540,0
<i>Mentha aquatica</i>	-250,0		4000,0		-6000,0		400,0	3750,0	-5600,0
<i>Rumex stenophyllus</i>			800,0				500,0	800,0	500,0
<i>Eleocharis uniglumis</i>	100,0	0,0			9000,0	200,0	400,0	100,0	9600,0
<i>Ranunculus rionii</i>		100,0					500,0	100,0	500,0
<i>Sonchus arvensis</i> ssp. <i>uliginosus</i>	340,0	-500,0	100,0	100,0	-1400,0	300,0	-500,0	-60,0	-1500,0
<i>Artemisia santonicum</i>	-100,0					100,0		-100,0	100,0
<i>Aster tripolium</i>	-100,0	0,0		-9,1	-20,0	-16,7	-400,0	-100,0	-445,8
<i>Potentilla anserina</i>	-100,0			500,0	-22000,0			-100,0	-21500,0
<i>Atriplex prostrata</i>	200,0	83,3	-500,0	-1000,0	-1000,0		-17000,0	-216,7	-19000,0
<i>Lotus glaber</i>	-250,0	-100,0		400,0	-100,0	550,0	100,0	-350,0	950,0
<i>Carex otrubae</i>			-500,0				1500,0	-500,0	1500,0
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>			-500,0		300,0		800,0	-500,0	1100,0
<i>Plantago major</i>	-500,0	-500,0	-100,0	200,0	100,0	100,0	100,0	-1100,0	500,0
<i>Lycopus europaeus</i>	-250,0	-2500,0	500,0				100,0	-2250,0	100,0
<i>Cirsium brachycephalum</i>	-66,7	-100,0	-9000,0		-4000,0		-150,0	-9166,7	-4150,0
<i>Juncus gerardii</i>	-38000,0		-2500,0	-24900,0	300,0	-97,7	1800,0	-40500,0	-22897,7
<i>Agrostis stolonifera</i>	-26,7	-38000,0	-36000,0	150,0	169,2	183,3	306,3	-74026,7	808,8
Artenzahl	-2	-8	-5	5	1	10	11		

In Tabelle 29 sind die Populationsentwicklungen der Flächen von 1990 bis 2007 zusammengefasst.

Infolge des über 17 Jahre andauernden Beweidungsausschlusses nehmen *Phragmites australis*, *Bolboschoenus maritimus* und *Mentha aquatica* stark zu, wohingegen sie in den beweideten Flächen abnehmen, bzw. das Schilf eine deutlich geringere Zunahme in der beweideten Fläche zeigt. *Juncus gerardii* nimmt sowohl in den beweideten Flächen, als auch in den nicht beweideten ab, verschwindet aber in den Weideausschlussflächen fast vollständig. *Agrostis stolonifera* gewinnt in den beweideten Bereichen allerdings deutlich an Deckung. Durch den Vergleich der Weideausschlussflächen mit den beweideten, zeigt sich, dass auch in den beweideten Flächen das Schilf über lange Zeiträume relativ konstant mit geringen Deckungswerten in der Fläche vorhanden bleibt und sogar leichte Zuwächse zeigt, wohingegen es in den unbeweideten bereits nach sechs Jahren ein dichtes und artenarmes Röhricht aufbauen kann. Dies zeigt deutlich, dass ein ständiger Managementbedarf gegeben ist und nur eine kontinuierliche Beweidung in der Lage ist, die Verschilfung hinten zu halten.

Bemerkenswert ist auch, dass in den zwischen den Weideausschlussflächen liegenden Bereichen der Salzsumpfwiesen, das Schilf deutlich an Deckung zunimmt. Es ist anzunehmen, dass die Rinder die verschilften Weideausschlussflächen als Barriere empfinden und daher auch die Zwischenbereiche meiden. Insgesamt ergibt sich eine deutlich Artabnahme in den verschilften Bereichen unter Weideausschluss, wohingegen in den beweideten Bereichen die Artenzahlen durchwegs zunehmen.

Monitoringflächen Podersdorfer Pferdeweide

Flächen: P36, P37

Beobachtungszeitraum: 17 Jahre

Vegetation: Salzrasen

Management: Beweidung mit Pferden

Die **Podersdorfer Pferdeweide** ist eine große, mehrere Kilometer lange Pferdekoppel im Seevorgelände, die sich sowohl durch die Weidetiere (Pferde), in der Haltungweise (Standkoppel) und auch standörtlich vom Hutweidegebiet am Illmitzer Zicksee unterscheidet. Der Weidedruck ist in der Pferdekoppel größer als in der Hutweidefläche und über die ganze Beweidungssaison sehr konstant. Der Seespiegel unterliegt wesentlich geringeren jährlichen Schwankungen als der Lackenwasserspiegel des Illmitzer Zicksees.

Am südlichen Holzzaun, der die Weidefläche begrenzte, wurden 1990 zwei Aufnahme-flächen (P36, P37) angelegt. P37 liegt etwa 10 cm tiefer als die beweidete Fläche, ein Umstand, der sich in den nassen Jahren stark auf die Vegetationszusammensetzung auswirkt. Nach einigen Jahren wurde der Zaun allerdings im Zuge der Erweiterung der Koppel entfernt, in diesem Bereich befanden sich dichte Schilfbestände, die binnen weniger Jahre von den Pferden enorm reduziert wurden, so dass die Unterschiede zwischen den beiden Flächen letztendlich verschwimmen.

Betrachtet man die Populations- und Deckungsveränderungen in den Tabellen 30 und 31 so zeigen sich bei *Plantago maritima* in beiden Flächen deutliche weidebedingte Rückgänge, die durch die hohen Wasserstände 1996 und 1997 verstärkt werden. Ebenfalls zeigt, wie in fast allen beweideten Flächen die **Salz-Simse** (*Juncus gerardii*), starke Rückgänge, die allerdings in Fläche P37 nicht nur auf die Beweidung zurückzuführen sind, sondern auch abiotische Gründe haben. Der Rückgang von *Carex distans* und *As-*

Tab. 30: Deckungsveränderung ausgewählter Arten in der beweideten Fläche P36. – Tab. 30: Alterations in the coverage of selected species in the grazed plot P36.

Arten	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1999	2001	2004	2007	Diff. 90-07	Diff. 90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Plantago maritima</i>	53,0	63,0	82,0	55,0	26,8	1,0	0,8	4,4	4,0	12,4	10,3	-42,7	-414,6	25,8
<i>Juncus gerardii</i>	26,0	5,0	11,0	16,0	15,3	18,0	24,0	3,9	1,3	2,6	2,8	-23,2	-828,6	21,0
<i>Aster tripolium</i>	26,0	20,0	2,5	38,0	8,9	4,5	1,5	1,7	6,1	42,3	21,5	-4,5	-20,9	17,5
<i>Festuca pseudovina</i>	2,5	0,5	0,5	2,5	0,6							-2,5	†	2,0
<i>Carex distans</i>	2,5	0,5	5,0	9,0	13,6	7,0	1,5	0,8	0,6	1,0	1,1	-1,4	-127,3	6,6
<i>Cuscuta epithimum</i>	0,5	2,5								0,1		-0,5	†	2,5
<i>Cynodon dactylon</i>	0,5		0,1									-0,5	†	0,5
<i>Triglochin maritimum</i>	0,1		0,1				0,4	0,1			0,2	0,1	100,0	0,4
<i>Spergularia maritima</i>					0,1		0,1	2,8	16,8	4,4	0,3	0,3	!!	0,1
<i>Phragmites australis</i>	0,5	1,5	1,5	1,5	0,7		0,5	5,3	3,0	3,1	1,2	0,7	140,0	1,0
<i>Taraxacum bessarabicum</i>	0,5	11,0	2,5	1,5	1,6			0,6	0,6	1,3	1,3	0,8	160,0	10,5
<i>Agrostis stolonifera</i>		2,5	0,1	0,5	0,3	0,5	0,1	2,5			2,4	2,4	!!	2,5
<i>Lotus glaber</i>		5,0	0,5	2,5	0,2						4,5	4,5	!!	5,0
<i>Puccinellia peisonis</i>		0,5	2,5	9,0	9,1	4,0	2,1	3,4	4,4	4,4	9,3	9,3	!!	5,1
<i>Suaeda maritima</i>								22,3	3,0	2,8	35,3	35,3	!!	0,0
Artenzahl	10	12	12	10	11	6	10	13	9	12	12			

Tab. 31: Deckungsänderung in der ab 1993 beweideten Fläche P37. – Tab. 31: Alterations in the coverage of selected species in the plot P36 (grazing since 1993).

Artname	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1999	2001	2004	2007	Diff. 90-07	Diff. 90-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Plantago maritima</i>	76,0	82,0	88,0	34,0	17,0						0,5	-75,5	-15100,0	17
<i>Juncus gerardii</i>	26,0	5,0	11,0	28,0	38,0	8,0	2,0					-26,0	†	30
<i>Carex distans</i>	7,0	2,5	2,5	5,0	9,3	0,5						-7,0	†	8,8
<i>Aster tripolium</i>	2,5	2,5	2,5	16,0	7,2	4,5	0,7			7,1	1,1	-1,4	-127,3	3,8
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,5	2,5	1,0	0,5	0,5	19,5	0,1					-0,5	†	19,4
<i>Cynodon dactylon</i>	0,5	0,5	0,5	2,5	0,5	0,4						-0,5	†	0,4
<i>Triglochin maritimum</i>	0,5	0,5	1,5	1,5	2,0							-0,5	†	2
<i>Taraxacum bessarabicum</i>	0,5	5,0	2,5	0,5	0,4					6,0		-0,5	†	4,5
<i>Chenopodium chenopodioides</i>										0,2		0,0	0,0	0
<i>Atriplex hastata</i>										0,2		0,0	0,0	0
<i>Puccinellia peisonis</i>					0,3		0,3		0,2	0,9		0,0	0,0	0,3
<i>Cyperus pannonicus</i>							2,1			1,0		0,0	0,0	2,1
<i>Spergularia maritima</i>									0,5	4,2	0,3	0,3	!!	0
<i>Phragmites australis</i>	2,5	2,5	2,5	2,5	2,0		0,7	0,5	2,0	27,0	12,3	9,8	980,0	2
<i>Suaeda maritima</i>								0,2	1,3	6,5	36,8	36,8	!!	0
Artenzahl	9	9	9	9	10	5	6	2	4	9	5			

ter tripolium kann nur beschränkt auf die Auswirkungen der Beweidung zurückgeführt werden, da die jährlichen Deckungsschwankungen beträchtlich sind. Die doch recht deutliche Zunahme des **Schilfs** (*Phragmites australis*) in P37 zeigt eine Unterbeweidung an, der möglichst rasch entgegen gewirkt werden sollte. *Festuca pseudovina* verschwindet

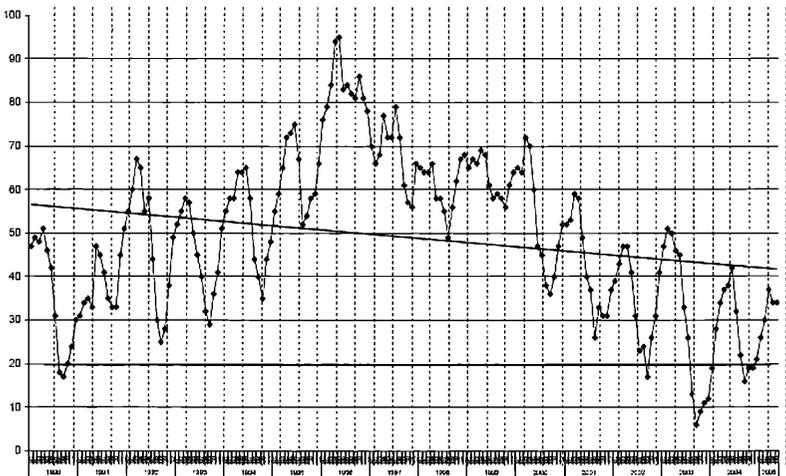


Abb. 7: Wasserspiegellagen des Neusiedler Sees von 1990 bis 2005 in cm über 115,0 Meter, deutlich fallende Trendlinie. – Fig. 7: alterations in the water level of the lake Neusiedl from 1990 to 2005 in cm above 115 m, with a decreasing trend line.

in Folge der hohen Wasserstände in den Jahren 1996 und 1997 völlig aus der Fläche P36, eine weidebedingte Zunahme zeigt hingegen *Puccinellia peisonis*. Aufgrund des trockenen Frühjahres 2007 nimmt in beiden Flächen die einjährige *Suaeda maritima* große Bereiche ein.

Die Veränderung in der Artenzusammensetzung der Fläche P37 sind zwar durch die Weideeffekte beeinflusst, da sie aber etwas tiefer und näher zum Ufer des Neusiedler Sees liegt, wirkt der schwankende Wasserstand viel stärker. In der Tabelle ist deutlich zu erkennen, dass ein rapider Wechsel der dominanten Arten mit den Jahren 1996 und 1997 eingeleitet wird, als der See seinen bisherigen Höchststand (seit 1965) aufwies.

Monitoringflächen Illmitzer Pferdekoppel/Przewalski-Koppel

Flächen: K49–K57

Beobachtungszeitraum: 8 Jahre (K49–K52), 7 Jahre (K53–K55, K56, K57)

Vegetation: Pfeifengras-Kopfbinsenbestände, Salzrasen

Management: Beweidung mit Pferden

Die Illmitzer Pferdekoppel umfasst einen großflächig eingezäunten Teil des Seevorgeländes und im Süden einen Unterstand mit umgebender Standkoppel für die Wintermonate. Die Weidefläche ist zum hochwüchsigen Schilfgürtel hin offen und gegen den landseitigen Seedamm mit einem Elektrozaun begrenzt. Seit 1999 werden hier Reit- und Kutschenpferde Illmitzer Unternehmer eingestellt, die Stückzahl schwankt zwischen 20 und 40 Stück. Wie bei allen Herden erfolgt die Beweidung nur zwischen 1. Mai und 31. Oktober, in den Wintermonaten bleiben die Tiere innerhalb der stallnahen Koppel. Die noch größere Przewalski-Koppel liegt nördlich der Biologischen Station und weist zusätzlich kleinere Anteile des Seedamms mit Sandtrockenrasen auf. Der feste Unterstand befindet sich am nördlichen Ende der Koppel.

Auf der Gesamtfläche der Weide dominieren mit einem Flächenanteil von fast 80% großflächige wechselfeuchte **Pfeifengras-Kopfbinsenbestände** (*Junco obtusiflori-Schoenetum nigricantis*), die seeseitig in den Schilfgürtel übergehen. Landseitig treten sandige Rücken mit **wechselfeuchten Weiderasen** (*Centaureo pannoniciflorae-Festucetum pseudovinae*) auf. Im Norden, nahe der Biologischen Station Illmitz sind Zickstellen ausgebildet, die von **Salzrasen** (*Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii, Atropidetum peisonis*) umgeben sind. Salzrasen sind auch im Bereich des Unterstandes für die Przewalski-Pferde ausgebildet, in denen die Flächen K53 bis K55 liegen.

Im Frühjahr 1999 wurden im südlichen Teil in der Nähe des Unterstandes und der anschließenden kleinen Koppel mehrere Dauerbeobachtungsflächen angelegt. Die entlang eines Transektes vom Randes des Illmitzer Seewäldchens bis in den Uferbereich des Neusiedler Sees positionierten Flächen (K49–K51) liegen durchwegs in stark beweideten Bereichen, da die Flächen stark verbracht waren und nur durch intensiven Einsatz der Herden in einen günstigen Erhaltungszustand übergeführt werden konnten. Auch wenn auf der gesamten Koppelfläche (bis zur biologischen Station) Fraßspuren zu bemerken sind, können nur die koppelnahen Bereiche als intensiv, die koppelfernerer als mittelstark und die nördlichsten als extensiv beweidet eingestuft werden. Bemerkenswert ist vor allem die Entwicklung auf Landschaftsebene – aus einem stark verschilften Ufer des Neusiedler Sees wurde durch die Pferdebeweidung ein weitgehend schilffreies Ufer geschaffen, dass für Watvögel einen optimalen Lebensraum darstellt. Das Schilf wurde am

Tab. 32: Zusammenfassende Übersicht der Deckungsänderungen ausgewählter Arten im Bereich der Illmitzer Pferdekoppel von 1999–2005 (ausgewählte Flächen bis 2007). Orange unterlegt sind Flächen des Scorzonero-Juncetum gerardii, grün die des Junco obtusiflori – Schoenetum nigricantis, und gelb diejenigen des Atropidetum peisonis. – Tab. 32: comparative survey of the alterations in coverage of selected species at the horse paddock near Illmitz. (orange: Scorzonero-Juncetum gerardii; green: Junco obtusiflori – Schoenetum nigricantis; yellow: Atropidetum peisonis).

Artname	K50 (99-07)	K51 (99-07)	K49 (99-07)	K52 (99-07)	K56 (01-05)	K53 (99-04)	K54 (99-04)	K55 (99-04)	K57 (01-05)
Agrostis stolonifera	-150	-1660	1500	!!	517	!!	†	†	114
Aster tripolium	67	700	125			2063	-1162	†	88
Carex distans	9233		-160	!!					!!
Centaurea jacea	3900		!!	650	!!				
Cirsium brachycephalum	-8900	†		†					
Festuca arundinacea	167		-100	1275	!!				
Festuca pseudovina	!!		50	!!					
Junucus gerardii	!!	!!	-568			!!		†	15
Lotus glaber	2900	200	!!	1400					
Lotus maritimus			-140	2400	!!				
Molinia caerulea				-29	-133				
Phragmites australis	-1900	-1278	-1700	-150		!!	†	†	-87
Plantago maritima	!!		-94						
Puccinellia peisonis		!!	!!			-861	-42	233	!!
Pulicaria dysenterica	-5233	†	!!	150					
Schoenus nigricans	-775		-1248	83	-33				
Scorzonera parviflora	!!		-500						
Suaeda maritima						-96	9	29791	!!
Triglochin maritimum	-5900	-900	-67	†		-297	†	†	-6692
Änderung der Artenzahl	7	-4	5	4	11	3	-6	-5	3

Ufer gänzlich bis in die permanent wasserbedeckten Uferabschnitte, aber auch landseitig um ca. 200 Meter in Richtung See zurückgedrängt.

Betrachtet man Tabelle 32, in der diejenigen Arten zusammengefasst sind, die mindestens in einer der analysierten Flächen Abundanzänderungen von mehr als 10% zeigen so ergibt sich folgendes Bild:

Durch die Beweidung wird das **Schilf** (*Phragmites australis*) in allen Flächen außer K53 zurückgedrängt, wo die Art allerdings erst im Jahr 2004 zum ersten Mal aufgetreten ist. *Agrostis stolonifera* nimmt in den Flächen des *Scorzonero-Juncetum gerardii* deutlich ab, wohingegen es in denen des *Schoenetum nigricantis* ansteigt. Positiv auf die Beweidung reagieren auch *Aster tripolium*, *Centaurea jacea*, *Festuca pseudovina* und *Lotus glaber*. Eine deutlich negative Tendenz zeigt *Triglochin maritimum*, das durch die Beweidung (vermutlich Trittbelastung) beeinträchtigt wird. Eine leicht abnehmende Tendenz zeigt auch *Schoenus nigricans*. Die Veränderung der Artenzahlen ist ungleich verteilt. Im *Schoenetum nigricantis* steigen die Artenzahlen in den jeweiligen Flächen. Im *Scorzonero-Juncetum gerardii* ist die Situation uneinheitlich, insgesamt ist aber ein leichter

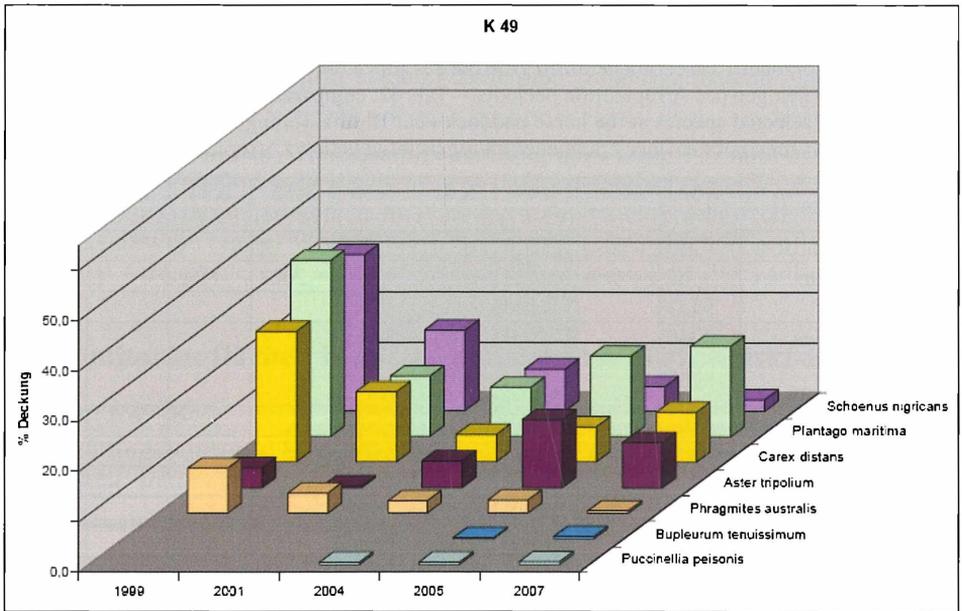


Abb. 8: Veränderungen der Populationen ausgewählter Arten in der von Pferden beweideten Fläche K49 (*Junco obtusiflori* – *Schoenetum nigricantis*). – Fig. 8: alterations of the population densities of selected species in the plot K49, grazed by horses (*Junco obtusiflori* - *Schoenetum nigricantis*).

Anstieg der Artenzahl auszumachen. Im *Atropidetum peisonis* ist eine leichte Abnahme der Artenzahlen infolge der Beweidung festzustellen. Die Artabnahme in den Zickgrasfluren deutet auf eine etwas zu starke Beweidungsintensität in diesen Bereichen hin, wenngleich die Zurückhaltung des Schilfs durchaus erfolgreich ist. Für die anderen Vegetationseinheiten kann die Beweidungsintensität derzeit als optimal eingestuft werden, da sowohl der Verschilfung Einhalt geboten wird, als auch eine Erhöhung der Artenzahl zu beobachten ist.

Selbst wenn die Vegetation aufgelichtet wird und einige der Charakterarten des Standortes wie *Schoenus nigricans* an Deckung abnehmen, wie etwa in der Fläche K 49, die zu den intensiv beweideten zählt, so bieten die Bestandeslücken günstige Möglichkeiten für die Neuansiedelung seltener Pflanzenarten. Bemerkenswert ist das Auftreten des stark gefährdeten Salz-Hasenohrs (*Bupleurum tenuissimum*) ab 2005. Auch die Salz-Aster profitiert von der Beweidung, *Plantago maritima* und *Carex distans* nehmen zunächst im ersten Jahr der Beweidung (1999) stark ab, bleiben in den Folgejahren mit leichten Schwankungen stabil.

Die Beweidung bedingt in der Fläche K 50 eine deutliche Abnahme des Schilfs, währenddessen *Carex distans* zunimmt und von den geänderten Konkurrenzverhältnissen profitiert. Ausgesprochen beweidungssensitiv ist *Pulicaria dysenterica*, die vor allem unter dem Betritt leidet, aber wenig gefressen wird. Eine geringe Abnahme der Deckungswerte weisen sowohl *Schoenus nigricans* (Verbiss) als auch eine wenig für das Weidevieh attraktive Art, das Schneidried (*Cladium mariscus*). Die Salz-Aster (*Aster tripolium*) kann trotz Trittwirkung leicht profitieren, ebenso steigt die Deckung bei *Plantago maritima* leicht an.

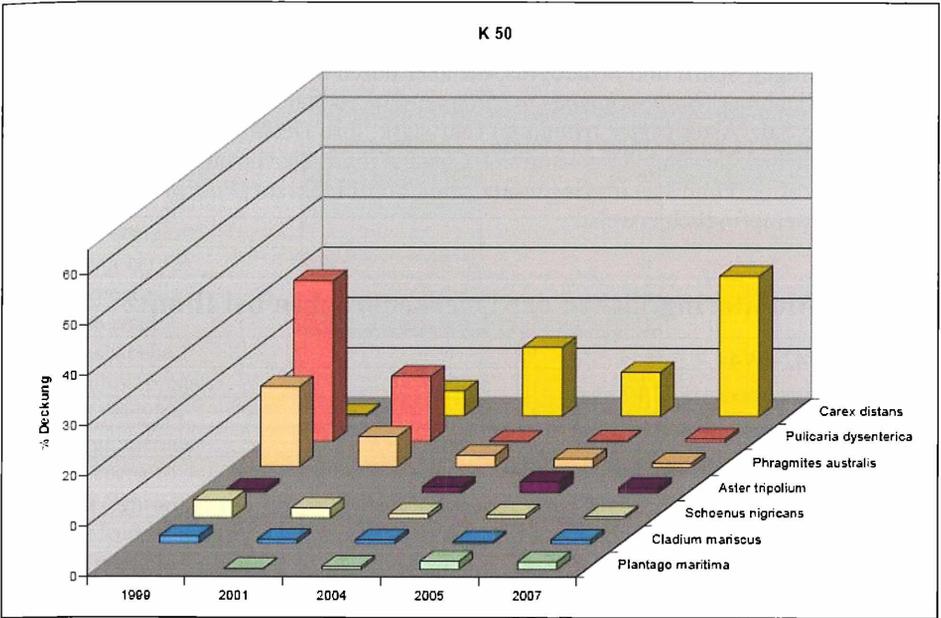


Abb. 9: Veränderungen der Populationen ausgewählter Arten in der von Pferden beweideten Fläche K50 (*Scorzonero-Juncetum gerardii*). – Fig. 9: alterations of the population densities of selected species in the plot K50, grazed by horses (*Scorzonero-Juncetum gerardii*).

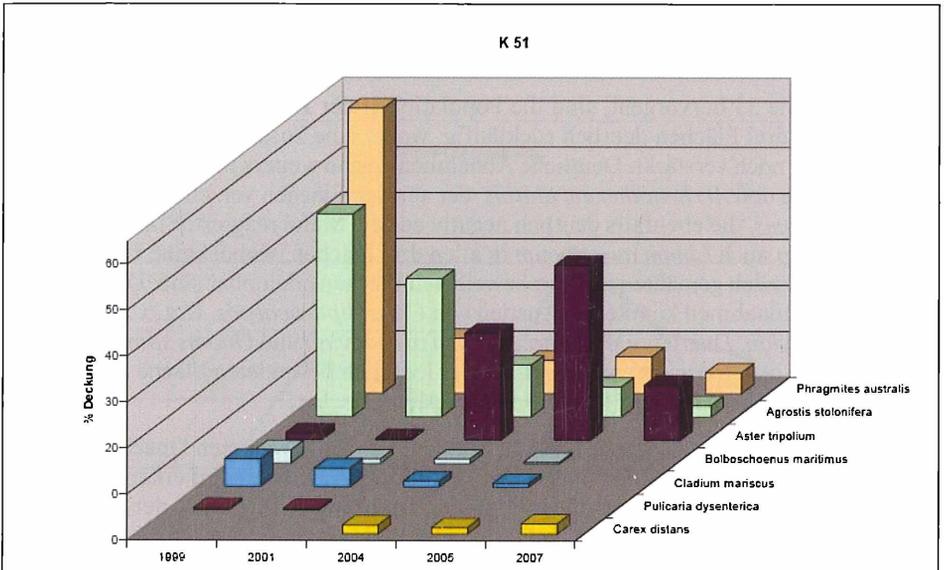


Abb. 10: Veränderungen der Populationen ausgewählter Arten in der von Pferden beweideten Fläche K51 (*Scorzonero-Juncetum gerardii*). Bemerkenswert ist der starke Rückgang des Schilfs. – Fig. 10: alterations of the population densities of selected species in the plot K51, grazed by horses (*Scorzonero-Juncetum gerardii*), with a remarkable reduction of reed.

Von den drei entlang eines Transektes in Richtung Ufer des Neusiedler Sees angeordneten Dauerflächen liegt K 51 nahe dem Seeufer, die etwas feuchteren Standortverhältnisse begünstigen Schilf und Straußgras, die aber durch die Beweidung ebenso wie die Strand-Knollenbinse (*Bolboschoenus maritimus*) stark reduziert werden konnten. Davon profitiert die Salz-Aster (*Aster tripolium*) sehr stark, ihre Deckungswerte steigern sich um ein Vielfaches. Neu etablieren kann sich *Carex distans*, die von einer Auflichtung des Bestandes profitiert und sich im Gegensatz zum Groß-Flohkraut (*Pulicaria dysenterica*) als kaum trittempfindlich erweist.

Monitoringflächen der Queckenbrachen bei Illmitz

Flächen: W42–W44

Beobachtungszeitraum: 13 Jahre

Vegetation: queckenreiche Ackerbrache

Management: Beweidung mit Rindern

Die hier betrachteten queckenreichen Ackerbrachen liegen in der Nähe des Kirchentellinsfurter Platzes und unterliegen in ihrem Management dem Fernziel einer Umwandlung in Halbtrocken- oder Trockenrasen, die bis in die 70-er Jahre des vorigen Jahrhunderts im Gebiet noch großflächig vorhanden waren und erst zu dieser Zeit in Äcker umgewandelt wurden. Der Abschnitt des Zickseeufers vom Kirchentellinsfurter-Platz bis zur Mittagskoppel und jener am Südufer werden jährlich mittelstark beweidet, wobei ca. alle 3 Jahre ein „extensives“ Beweidungsmanagement mit später Beweidung eingeschoben wird, um den „seedpool“ durch ungestörtes Fruchten aller Arten wieder aufzufüllen. Um die Zielvorstellung der Revitalisierung eines Halbtrockenrasen zu erreichen, wurde versucht, durch kurzfristige Überbeweidungen im Frühjahr (Portionsweide mit Elektrozaun) die Grasnarbe der dichten Queckenbestände aufzureißen, um eine Ansiedlung von Halbtrockenrasenarten zu ermöglichen.

Wie aus Tabelle 33 hervorgeht, sind die Populationen der **Kriech-Quecke** (*Elymus repens*) in allen drei Flächen deutlich rückläufig, wobei eine zusätzliche Mahd im Herbst den Rückgang noch verstärkt. Deutliche Abnahmen zeigen weiters folgende Arten: *Achillea millefolium* und *Arrhenatherum elatius*, der aus den Flächen verschwunden ist, *Convolvulus arvensis*, die ebenfalls deutlich negativ auf die Mahd reagiert. Einen deutlichen Rückgang zeigt auch *Linum austriacum* in allen drei Flächen, wobei keine Unterschiede zwischen zusätzlich gemähten und nur beweideten Flächen erkennbar sind. Durch die angewandten Maßnahmen konnte ein Anstieg von *Carex liparocarpos*, *Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pseudovina* und *Ononis spinosa* bewirkt werden. Der Anstieg der Artenzahlen ist in der lediglich beweideten Fläche am größten, in der Fläche mit zweimaliger Mahd am geringsten.

Betrachtet man die Entwicklung der Artenzahlen auf den beweideten Queckenbrachen, so ist ein rascher Anstieg sofort nach dem Beginn der Beweidung zu erkennen. In den Folgejahren sinkt die Artdiversität infolge der zu geringen Intensität der Beweidung wieder leicht ab. Erst die „Portionsweide“, bei der die gesamte Herde für jeweils einen Halbttag mit Elektrozaun auf der Fläche gehalten wird, bringt 2004 einen weiteren markanten Anstieg der Diversität. Vor allem die Licht liebenden Annuellen, die auf offenen Boden angewiesen sind, können sich nach einer Intensivbeweidung gut etablieren. Die sich wieder schließende Vegetationsdecke bedingt schließlich ein leichtes Absinken der Artenzahlen, allerdings auf höherem Niveau, verglichen mit dem Ausgangspunkt.

Tab. 33: Populationsveränderungen ausgewählter Arten in den Queckenbrachen W42-W44. – Tab. 33: Alterations in population densities of selected species in the fallow land plots W42-W44 dominated by *Elymus repens*.

Artname	W42-Diff.95-05 Pop.	W43-Diff.95-05 Pop.	W44-Diff.95-05 Pop.
Maßnahme	keine Mahd	Mahd Frühjahr	Mahd Frühjahr & Herbst
<i>Achillea millefolium</i>	-228	-1000	-586
<i>Arrhenatherum elatius</i>	†	†	†
<i>Artemisia campestris</i>		!!	†
<i>Carex liparocarpos</i>	1775	!!	458
<i>Carex stenophylla</i>	456	346	2338
<i>Centaurea jacea</i>	525	588	58
<i>Centaurea stoebe</i>		!!	!!
<i>Convolvulus arvensis</i>	-700	-4100	†
<i>Cynodon dactylon</i>	!!	520	4483
<i>Dactylis glomerata</i>	145	860	!!
<i>Elymus repens</i>	-2626	-7967	-7650
<i>Falcaria vulgaris</i>	-850		
<i>Festuca pseudovina</i>	!!	1775	1025
<i>Koeleria pyramidata</i>		!!	-44
<i>Linum austriacum</i>	-1300	-1008	-3820
<i>Lotus borbasii</i>	-173	425	-407
<i>Ononis spinosa</i>	8650	!!	!!
<i>Plantago lanceolata</i>		!!	-54
<i>Poa angustifolia</i>	†	142	-20
<i>Polygala comosa</i>	1500	!!	
<i>Potentilla arenaria</i>		-172	
<i>Rhinanthus serotinus</i>	†		†
Veränderung der Artenzahl	14	9	2

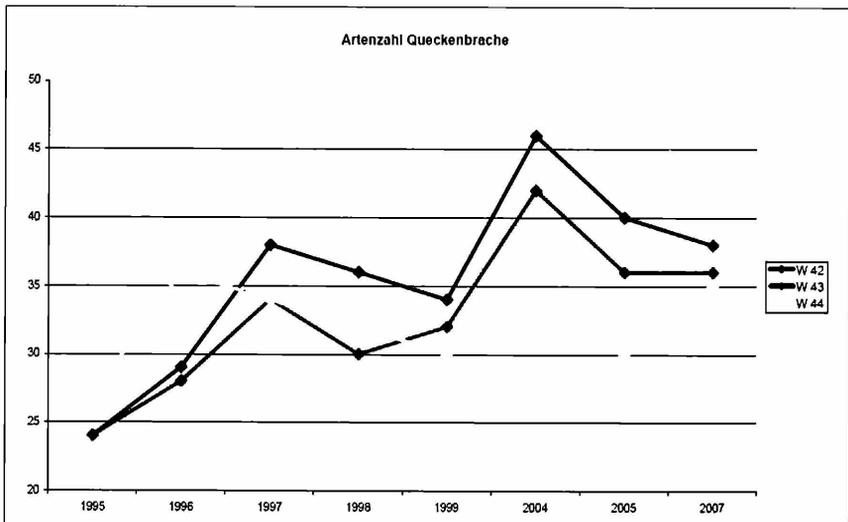


Abb. 11: Veränderung der Artenzahlen in den Flächen W42, W43 und W44 zwischen 1995 und 2007. – Fig. 11: Changes in species numbers in the plots W42-W44 between 1995 and 2007.

Das Balkendiagramm der Langzeitreihe einer beweideten Queckenbrache am Westufer zeigt den Wechsel der Pflanzengesellschaft von einer Brachflur hin zu einem Halbtrockenrasen innerhalb von 13 Jahren. Der Bestand der vorher dominanten Quecke bricht fast völlig zusammen, die dem Standort entsprechenden Arten wie *Carex liparocarpos* und *Polygala comosa* hingegen nehmen stetig an Deckung zu, *Festuca pseudovina* beginnt nach 4 Jahren einzuwandern und erreicht aktuell fast 10% Deckung. Beweidungs-sensitive Arten wie *Thymus kosteleckyanus* bleiben konstant in der Fläche bzw. nehmen leicht zu.

Angesichts dieser Ergebnisse wäre es durchaus sinnvoll, angrenzende Acker- und Weingartenbrachen für eine Flächenarrondierung zu gewinnen und in die Hutweiden zu einbeziehen, um mittelfristig größere Halbtrockenrasenflächen etablieren zu können. Dies gilt vor allem für Brachflächen, in welchen sich vereinzelt schon Trockenrasenarten beimischen und die dort vorhandenen Ruderalgesellschaften bereits zu den echten Trockenrasen referieren, diese sich aber auf Grund der konkurrenzstarken Ausläufergräser dennoch nicht etablieren können. Die Beweidung dieser Bracheflächen wäre allerdings Voraussetzung für die Wiederherstellung eines Halbtrockenrasens, da ansonsten die Sukzession von Arten wie *Elymus repens* oder *Calamagrostis epigejos* beherrscht wird, bzw. aufgrund limitierter Verbreitungsmöglichkeiten die Halbtrockenrasenpflanzen gar nicht in die Fläche gelangen, da der Sameneintrag über Kot und Bodensubstrat in den Hufen der Rinder wegfällt.

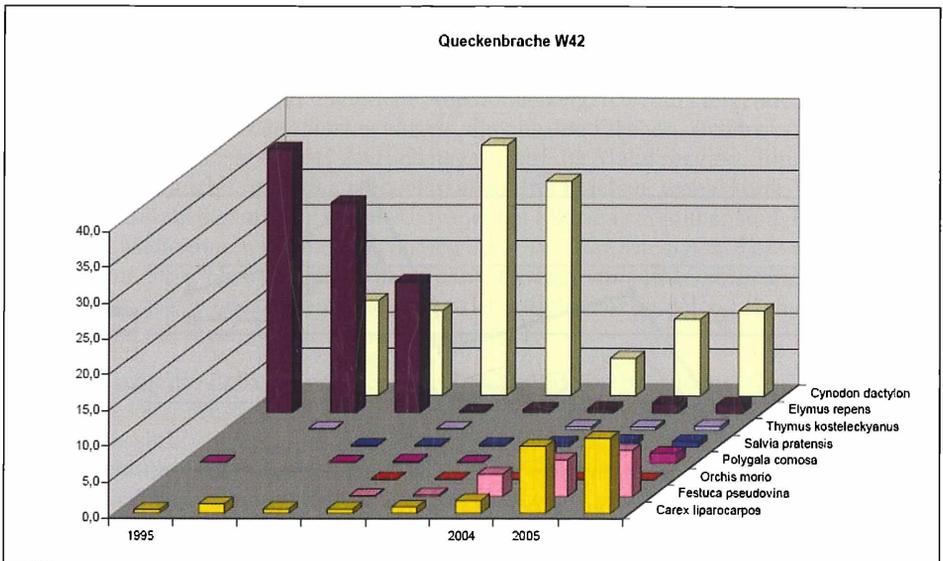


Abb. 12: Änderung der Deckungsverhältnisse in der Queckenbrache W42 von 1995–2007. – Fig. 12: alterations in coverage of selected species in the fallow-land-plot W42 between 1995–2007.

Monitoringflächen der Reitgrasbrachen am Kirchsee

Flächen: K45 und K47

Beobachtungszeitraum: 13 Jahre

Vegetation: reitgrasreiche Weingartenbrache

Management: Beweidung mit Rindern

Die beiden mit Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) verwachsenen Flächen liegen in einem gerodeten ehemaligen Weingarten zwischen Kirchsee und Krautinglacke und würden den Standortverhältnissen nach einem sandigen Halbtrockenrasen entsprechen. Die Verbrachungssukzession begann bereits 2 bis 3 Jahre vor der Beweidung. 1995 wurden in der Fläche K45 Rasensoden zur Etablierung von Halbtrockenrasenarten ausgebracht. Die Bestände zeigten eine Tendenz zur Verbuschung mit Hundsrose (*Rosa canina*). Das Landreitgras breitet sich klonal aus und wird von Rindern kaum beweidet, außer wenn es nach einer Mahd wieder frisch austreibt. Beobachtungen auf nahe gelegenen Flächen haben allerdings gezeigt, dass frisch aufgelassene Weingärten, die sofort beweidet werden, kaum Reitgrasbestände ausbilden.

In der Fläche K45 (Tab. 34) zeigen die den Halbtrockenrasen zuzuordnenden Arten Schafgarbe (*Achillea millefolium*), Salz-Schwingel (*Festuca pseudovina*), *Plantago lanceolata*, *Arenaria serpyllifolia* und *Sanguisorba minor* eine Deckungszunahme, die aufgrund der Datenlage auf die Beweidung zurückzuführen ist. Deckungszunahmen, die keine Eindeutigkeit bezüglich der Beweidung zulassen, zeigen *Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon* und *Poa angustifolia*. Deckungsabnahmen zeigen die beiden einjährigen Arten Zwergschneckenklee (*Medicago minima*), der aber immer noch die deckungsstärkste Art ist und die Dach-Trespe (*Bromus tectorum*) die 2007 nicht mehr in der Fläche nachgewiesen werden konnte. Die deutlichsten Abnahmen auf Populationsniveau zeigen *Convolvulus arvensis* und *Bromus hordeaceus*.

Ein entscheidendes Ergebnis ist, dass durch das gewählte Beweidungsmanagement ein Aufkommen des Land-Reitgrases (*Calamagrostis epigejos*) in der Fläche verhindert werden konnte. Die Artenzahl blieb seit 1995 relativ konstant, allerdings bei einem starken Wechsel der beteiligten Arten und einer deutlichen Zunahme der Trockenrasenarten.

Von den angesalbtten Arten, die durch Verpflanzung von Rasensoden in die Fläche gebracht worden sind, konnten sich lediglich die Steinbrech-Felsenelke (*Petrorhagia saxifraga*) und die Glanz-Segge (*Carex liparocarpos*) in der Fläche halten, allerdings mit sehr geringen Deckungswerten.

Die Fläche K47 stellt als Vergleichsfläche eine Weingartenbrache dar, die schon bei der Einrichtung 1995 einen relativ starken Bewuchs mit Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) aufwies. Infolge der Beweidung sank der Anteil von *Calamagrostis epigejos* an der Gesamtdeckung der Fläche bis 1999 auf nur noch 1%, stieg allerdings bis 2004 wieder auf rund 15% an und sank nach intensiverer Beweidung auf nunmehr 5% ab. Aufgrund der Datenlage auf Beweidungseinflüsse zurückzuführende Populationsveränderungen zeigt weiters *Bromus tectorum*. Starke Zunahmen zeigen Zwerg-Schneckenklee (*Medicago minima*) sowie Schmalblättriges Rispengras (*Poa angustifolia*), die allerdings aufgrund starker Populationschwankungen nicht eindeutig auf Beweidungseffekte zurückzuführen sind. Mit dem Auftreten von *Cynodon dactylon*, *Festuca pseudovina* und *Arenaria serpyllifolia* zeichnet sich der Trend zur Entwicklung hin zu einem Halbtrockenrasen bereits deutlich ab.

Tab. 34: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche K45. Orange unterlegte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab.34: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot K45. In species marked with orange the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Artname	1995	1996	1997	1998	1999	2004	2007	Diff. 95-07	Diff. 95-07 Pop.	Diff. max/a
<i>Medicago minima</i>	45,0	23,8	6,2	20,0	10,0	17,5	21,0	-24,0	-114,3	21,2
<i>Bromus tectorum</i>	23,5	33,3	3,4	1,2		0,8		-23,5	†	29,9
<i>Convolvulus arvensis</i>	7,3	3,6	2,5	1,9	1,9	4,9	0,3	-7,0	-2333,3	3,7
<i>Bromus hordeaceus</i>	1,3	3,6				0,3	0,1	-1,2	-1200,0	3,6
<i>Melilotus sp.</i>	0,5							-0,5	†	0,5
<i>Taraxacum laevigatum agg.</i>	0,4			0,2	0,2			-0,4	†	0,4
<i>Cirsium arvense</i>	0,3	0,2	0,6	0,3	0,1			-0,3	†	0,4
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,1	0,1				0,2	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Erodium cicutarium</i>	1,2	2,6	3,9	2,9	0,6	1,6	1,2	0,0	0,0	2,4
<i>Dactylis glomerata</i>	0,9	2,5	6,4	5,5	2,6	1,4	1,0	0,1	11,1	3,9
<i>Erophila verna</i>						0,1	0,2	0,2	!!	0,0
<i>Petrorhagia saxifraga</i>		0,2	4,7	2,7	4,2	0,4	0,2	0,2	!!	4,5
<i>Carex liparocarpus</i>		0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3	!!	0,2
<i>Centaurea stoebe</i>						0,1	0,3	0,3	!!	0,0
<i>Agrostis stolonifera</i>					0,4	0,3	0,3	0,3	!!	0,4
<i>Silene multiflora</i>				0,4	0,3		0,5	0,5	!!	0,4
<i>Euphorbia cyparissias</i>						0,3	0,5	0,5	!!	0,0
<i>Chondrilla juncea</i>			0,3			0,4	0,5	0,5	!!	0,3
<i>Cichorium intybus</i>		0,3					0,6	0,6	!!	0,3
<i>Scabiosa ochroleuca</i>		0,2	0,7	0,7	0,7	0,4	0,8	0,8	!!	0,5
<i>Saxifraga tridactylites</i>						1,0	0,8	0,8	!!	0,0
<i>Sanguisorba minor</i>		0,4	0,6	0,9	0,6	0,2	1,0	1,0	!!	0,4
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,1	0,2				2,9	2,0	1,9	1900,0	0,2
<i>Plantago lanceolata</i>				0,3	0,4	1,5	2,2	2,2	!!	0,3
<i>Festuca pseudovina</i>	0,3	0,4	2,1	2,7	2,9	3,5	3,5	3,2	1066,7	1,7
<i>Poa angustifolia</i>	0,4	0,7	5,0	15,4	14,0	6,9	4,0	3,6	900,0	10,4
<i>Cynodon dactylon</i>			2,1	9,7	16,5	3,8	4,0	4,0	!!	7,6
<i>Rosa canina</i>						5,0	6,0	6,0	!!	0,0
<i>Carex stenophylla</i>						9,3	10,5	10,5	!!	0,0
<i>Achillea millefolium</i>		0,1	1,5	5,3	7,4	11,5	15,0	15,0	!!	3,8
Artenzahl	28	27	31	28	28	28	27			

Auch in dieser Grafik ist das allmähliche Einwandern der Arten der Trockenrasen bemerkbar, bei gleichzeitiger starker Abnahme der Problemart Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*). Die für die Gesellschaft des „*Centaureo pannonici-Festucetum pseudovinae*“ Namen gebende Art tritt im dritten Jahr nach dem Beginn der Beweidung in der Fläche auf und kann seine Deckungswerte allmählich auf 8% steigern. Gleichzeitig kommt auch das Hundszahng Gras (*Cynodon dactylon*), das typisch für beweidete Trockenrasen ist, auf. Diese Art profitiert von der Öffnung des Bodens und wird aufgrund seiner

Tab. 35: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche K47. Orange unterlegte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 35: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot K47. In species marked with orange the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Artname	1995	1996	1997	1998	1999	2004	2007	Diff. 95-07	Diff. 95-07Pop.	Diff. max/a
<i>Calamagrostis epigejos</i>	26,5	30,1	25,0	13,8	1,0	14,5	5,2	-21,3	-409,6	12,8
<i>Vicia hirsuta</i>	3,5					0,1	0,1	-3,4	-3400,0	3,5
<i>Bromus tectorum</i>	3,0	0,9				0,1	0,3	-2,7	-900,0	2,1
<i>Sanguisorba minor</i>	1,1	0,8	3,3	2,3	1,3			-1,1	†	2,5
<i>Medicago lupulina</i>	0,2	0,2	1,2	3,5	0,1	0,3		-0,2	†	3,4
<i>Tragopogon orientalis</i>	0,2	0,9	1,1	0,9	0,1			-0,2	†	0,8
<i>Cirsium arvense</i>	0,1		0,1					-0,1	†	0,1
<i>Erigeron annuus</i>	0,1	0,2	0,6	0,2				-0,1	†	0,4
<i>Thesium linophyllum</i>	0,1	0,1	0,2					-0,1	†	0,2
<i>Veronica praecox</i>	0,1							-0,1	†	0,1
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,1	1,6				0,2	0,1	0,0	0,0	1,6
<i>Anthyllis vulneraria</i>		0,1	0,5		0,5	0,1	0,1	0,1	!!	0,5
<i>Erophila verna</i>	0,1	0,1					0,2	0,1	100,0	0,1
<i>Veronica agrestis</i>						0,2	0,1	0,1	!!	0,0
<i>Vicia angustifolia</i>	0,2	0,3				0,7	0,3	0,1	50,0	0,3
<i>Agrostis stolonifera</i>		0,6	0,4				0,2	0,2	!!	0,6
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,1					0,2	0,3	0,2	200,0	0,1
<i>Elymus repens</i>		0,4				0,2	0,2	0,2	!!	0,4
<i>Lolium perenne</i>			2,5	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	!!	2,5
<i>Saxifraga tridactylites</i>						1,0	0,2	0,2	!!	0,0
<i>Centaurea stoebe</i>				0,1	0,6		0,4	0,4	!!	0,5
<i>Eryngium campestre</i>							0,5	0,5	!!	0,0
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,1	0,3		0,1	0,0	2,5	1,4	1,3	1300,0	0,3
<i>Dactylis glomerata</i>	0,4	1,3	2,9	4,0	2,4		2,0	1,6	400,0	1,6
<i>Convolvulus arvensis</i>			0,3	0,1	0,1	9,8	3,5	3,5	!!	0,3
<i>Verbascum thapsus</i>						2,5	4,0	4,0	!!	0,0
<i>Cynodon dactylon</i>			0,1	0,2	1,4	2,0	5,5	5,5	!!	1,2
<i>Plantago lanceolata</i>	0,3	1,6	19,1	21,8	24,0	1,8	6,0	5,7	1900,0	17,5
<i>Poa angustifolia</i>	0,8	1,8		6,4	8,0	7,8	6,5	5,7	712,5	6,4
<i>Festuca pseudovina</i>			0,2	0,3	0,1	4,5	6,0	6,0	!!	0,2
<i>Achillea millefolium</i>		0,1	0,9	1,7	1,3	4,9	10,0	10,0	!!	0,8
<i>Erodium cicutarium</i>	1,0	0,5	0,2	0,2		1,1	12,0	11,0	1100,0	0,5
<i>Medicago minima</i>	13,5	30,8	3,8	35,3	0,1	36,3	30,0	16,5	122,2	35,2
Artenzahl	20	25	25	24	20	26	26			

bodennahen Kriechtriebe von den Rindern nicht so stark verbissen. Die stark schwankenden Deckungswerte von *Medicago minima* als Pionier offener Sandflächen weisen darauf hin, dass die Fläche noch immer von einer „stabilen“ Trockenrasengesellschaft entfernt ist.

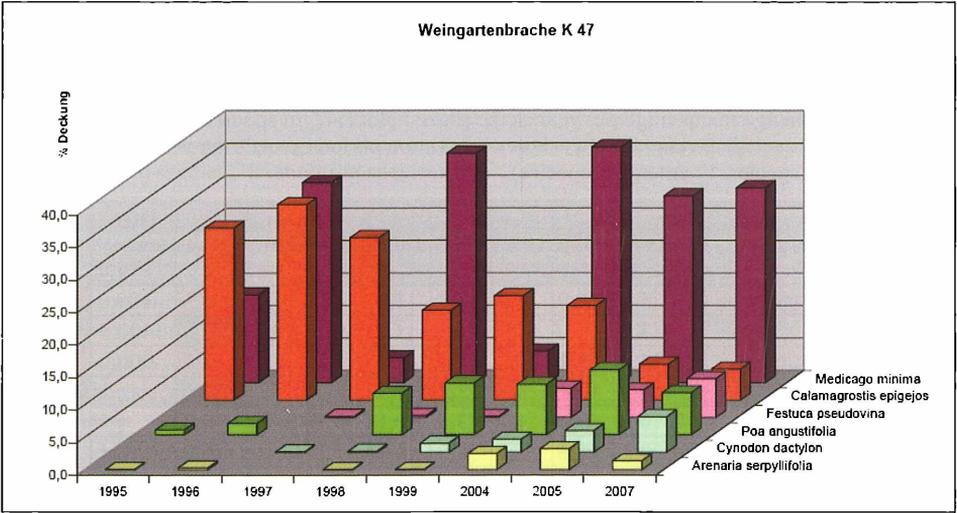


Abb. 13: Veränderungen der Deckungswerte in der beweideten Weingartenbrache K47. – Fig. 13: alterations in the population densities of selected species in the former vine-yard plot K47.

Die drei Untersuchungsflächen zeigen einen deutlichen Anstieg der Biodiversität über die gesamte Beobachtungsperiode, wobei es aber immer wieder zu kleineren Einbrüchen der Artenvielfalt kommt. Dies liegt in erster Linie im Umstand, dass nach einer „Pionier- bzw. Segetalphase“ erste Trockenrasen einwandern und die Pionierarten etwas zurückgehen. Erste Erfolge der Restituierung von Trockenrasen wurde durch eine beginnende Verbuschung mit Hundsrosen wieder zunichte gemacht, da die Rinder den Gebüsch ausweichen und in den Flächen dazwischen nicht ausreichend lange weiden, Auch ein Ausbreitungsschub des Landreitgrases trug zu dieser negativen Entwicklung bei. Ab dem

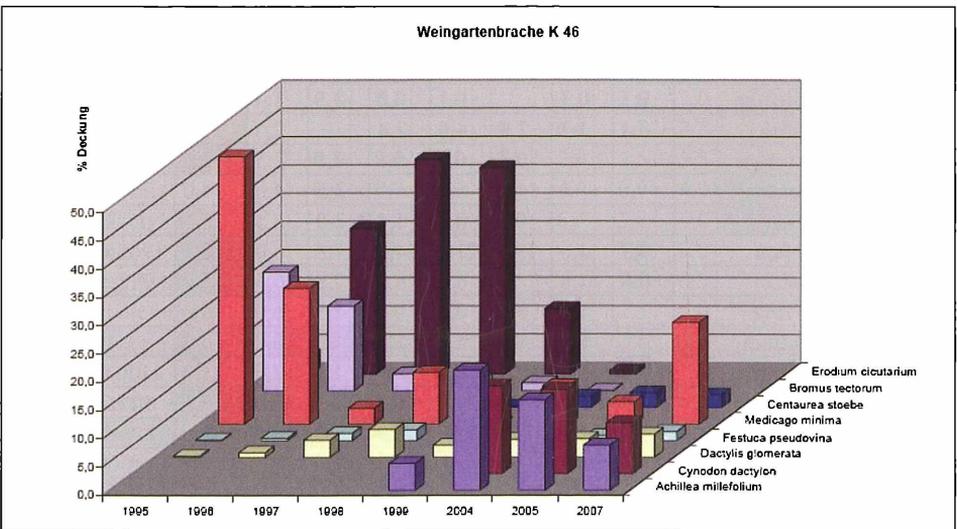


Abb. 14: Veränderungen der Deckungswerte in der beweideten Weingartenbrache K46. – Fig. 14: alterations in the population densities of selected species in the former vine-yard plot K46.

Jahr 2003 wurde die Beweidungsintensität deutlich erhöht, zudem wurden in den Wintermonaten alle Gehölzinitialen geschwendet, was sich als sehr günstig für die weitere Entwicklung erwiesen hat. Die Gehölzentfernung wird mittlerweile bei Bedarf ca. jedes 2. Jahr wiederholt. Durch dieses gezielte Management stiegen die Artenzahlen rasch wieder an und erreichten 2004 einen Höhepunkt, der auch bei den Ackerbrachen am Zicksee beobachtet werden konnte. Diese überproportionale Zunahme der Artendiversität ist jedoch auch auf die klimatischen Bedingungen des Frühjahres 2004 zurückzuführen, wo regelmäßige Niederschläge das Aufkommen von Annuellen in den von der Beweidung geschaffenen Lücken begünstigte. Die leicht unterschiedliche Entwicklung der Fläche K45 erklärt sich aus den dort ausgebrachten Rasensoden eines Trockenrasens, wodurch bereits zu Beginn der Untersuchung mehr Arten der „Zielgesellschaft“ vorhanden waren. Eine gänzlich unterschiedliche Entwicklung unterlag die Fläche K46, die sehr lange von Segetal- und Pionierarten wie *Erodium cicutarium* und *Medicago minima* dominiert wurde. Erst nach dem Zusammenbruch dieser Phase konnten sich andere Arten etablieren, die Biodiversität stieg bis 2004 fast linear an. Ab diesem Jahr verläuft die Trendlinie wieder exakt konform mit den beiden weiteren Untersuchungsflächen, was auf die fein abgestimmten Managementmaßnahmen zurückzuführen ist.

Monitoringflächen der Esel-Koppel im Sandeck

Flächen: E1, E3, E4

Beobachtungszeitraum: 5 Jahre

Vegetation: Trockenrasen, wechselfeuchte Weiderasen

Management: Beweidung mit Eseln

Die Trockenrasen und angrenzenden wechselfeuchten Weiderasen des Sandecks werden mit ca. 20 Eseln beweidet. Die Weide ist in zwei Flächen geteilt. Die westliche Hälfte, die

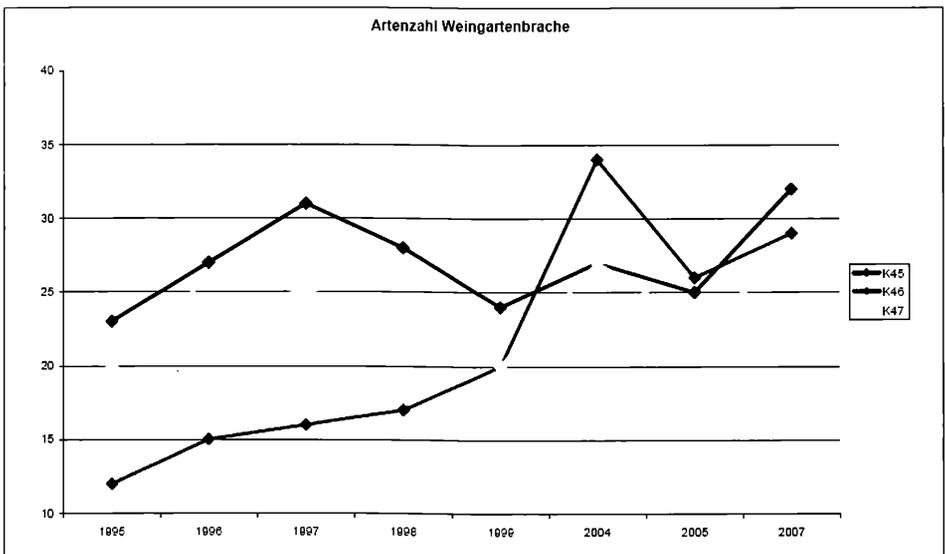


Abb. 15: Anstieg der Artenzahlen in den beweideten Flächen der von *Calamagrostis epigejos* dominierten Weingartenbrachen. – Fig. 15: Changes in the species number of grazed plots in former vine-yards dominated by *Calamagrostis epigejos*.

Tab. 36: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche E1. Orange unterlegte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab.36: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot E1. In species marked with orange the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Artname	2001	2002	2003	2004	2005	Diff. 01-05	Diff. 01-05 Pop.	Diff.max/a
<i>Cerastium semidecandrum</i>	8,3	3,1	1,2	5,5		-8,3	†	5,5
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	8,3	9,0	2,7	5,0	2,1	-6,1	-288,2	6,3
<i>Centaurea jacea</i>	3,4	1,5	1,1	1,6		-3,4	†	1,9
<i>Elymus repens</i>	3,4	1,5	2,1	0,8	0,5	-2,9	-610,5	1,9
<i>Dianthus pontederæ</i>	3,5	2,0	1,7	3,8	0,6	-2,9	-460,0	3,2
<i>Achillea millefolium</i>	3,5	1,5	1,9	0,9	1,3	-2,3	-180,0	2,0
<i>Chondrilla juncea</i>	3,3	2,4	1,9	4,4	1,1	-2,1	-188,9	3,3
<i>Trifolium campestre</i>	1,9	2,3	0,4	1,6		-1,9	†	1,9
<i>Echium vulgare</i>	2,3	0,0		2,5	0,5	-1,8	-350,0	2,5
<i>Falcaria vulgaris</i>	2,6	3,0	2,9	2,7	1,0	-1,7	-169,2	1,7
<i>Saxifraga tridactylites</i>	1,9	1,5	0,6	4,4	0,3	-1,6	-541,7	4,1
<i>Astragalus onobrychis</i>	3,6	5,9	4,9	11,3	2,1	-1,5	-70,6	9,1
<i>Astragalus austriacus</i>	1,3	0,0				-1,3	†	1,3
<i>Medicago minima</i>	1,0	0,4	0,1	1,0	0,1	-0,9	-700,0	1,0
<i>Silene multiflora</i>	0,8	0,6	0,7	0,2		-0,8	†	0,6
<i>Medicago falcata</i>	3,3	4,0	1,7	8,8	2,8	-0,6	-20,9	7,1
<i>Erophila verna</i>	0,5	0,1	0,1	1,9		-0,5	†	1,9
<i>Thymus kosteleckyanus</i>	0,5	1,5	0,1	0,1		-0,5	†	1,5
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,5	0,3	0,2	0,1	0,1	-0,4	-400,0	0,3
<i>Koeleria pyramidata</i>	1,1	1,0	1,4	1,4	0,8	-0,4	-50,0	0,6
<i>Erodium cicutarium</i>	0,3		0,3	0,3		-0,3	†	0,3
<i>Veronica arvensis</i>	0,3	0,5		3,4		-0,3	†	3,4
<i>Eryngium campestre</i>	0,2	0,1				-0,2	†	0,2
<i>Poa angustifolia</i>	0,8			0,1	0,6	-0,2	-32,0	0,8
<i>Carex stenophylla</i>	0,1		0,3			-0,1	†	0,3
<i>Vicia angustifolia</i>	0,1	0,2		0,3		-0,1	†	0,3
<i>Myosotis ramosissima</i>	0,1			0,6	0,5	0,5	900,0	0,6
<i>Dactylis glomerata</i>	0,8	0,5	0,5	0,6	1,3	0,5	66,7	0,6
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0,6	0,8	0,8	1,3	1,3	0,7	117,4	0,6
<i>Centaurea stoebe</i>					0,7	0,7	!!	0,7
<i>Medicago lupulina</i>					0,8	0,8	!!	0,8
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,5	0,4	0,9	0,9	1,7	1,2	240,0	0,9
<i>Cynodon dactylon</i>	1,8	5,8	7,5	5,5	8,0	6,3	357,1	4,0
<i>Carex liparocarpus</i>	3,5	4,6	4,3	5,5	13,3	9,8	278,6	7,8
<i>Festuca pseudovina</i>	26,8	33,3	32,8	13,0	38,5	11,8	43,9	25,5
Artenzahl	36	33	29	36	25			

Tab. 37: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche E4. Orange unterlegte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 37: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot E4. In species marked with orange the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Artname	2001	2002	2003	2004	2005	Diff. 01-05	Diff. 01-05Pop.	Diff. max/a
<i>Festuca pseudovina</i>	43,8	42,5	38,3	15,3	25,0	-18,8	-75,0	23,0
<i>Euphorbia cyparissias</i>	11,3	3,9	4,3	6,9	4,5	-6,8	-150,0	7,3
<i>Cerastium semidecandrum</i>	2,4	1,3	0,3	9,1		-2,4	†	9,1
<i>Dianthus pontederacae</i>	4,0	2,2	2,6	3,0	2,9	-1,1	-36,8	1,8
<i>Thymus kosteleckyanus</i>	8,0	6,4	6,1	5,1	7,1	-0,9	-12,3	2,0
<i>Asparagus officinalis</i>	0,9	1,3	1,1	2,3	0,3	-0,6	-191,7	2,0
<i>Medicago minima</i>	0,5	0,3	0,2	0,9	0,0	-0,5	-1900,0	0,8
<i>Muscari neglectum</i>	0,4		0,1	0,2		-0,4	†	0,4
<i>Medicago falcata</i>	3,1		5,2	6,6	2,9	-0,3	-9,6	5,2
<i>Achillea millefolium</i>	0,3	0,5	0,4	0,1		-0,3	†	0,3
<i>Poa bulbosa</i>	0,2			1,0		-0,2	†	1,0
<i>Hieracium bauhini</i>	0,1	0,1	1,3			-0,1	†	1,3
<i>Linum catharticum</i>	0,1					-0,1	†	0,1
<i>Eryngium campestre</i>					0,1	0,1	!!	0,1
<i>Iris pumila</i>	1,0	1,3	1,3	2,2	1,3	0,3	25,0	1,0
<i>Astragalus onobrychis</i>	0,3	0,2	0,4	0,3	0,6	0,3	120,0	0,3
<i>Centaurea stoebe</i>	0,9	0,7	0,5	0,3	1,2	0,3	34,3	0,9
<i>Falcaria vulgaris</i>		0,2	0,1	0,3	0,5	0,5	!!	0,2
<i>Sanguisorba minor</i>	1,4	1,0	0,6	0,9	1,9	0,5	38,2	1,0
<i>Galium verum</i>	0,1	0,3	0,5	0,9	0,7	0,6	440,0	0,4
<i>Dactylis glomerata</i>		0,3	0,2		0,6	0,6	!!	0,6
<i>Cynodon dactylon</i>	0,6	0,8	0,5	0,4	1,2	0,7	122,7	0,8
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,6	0,6	0,6	0,7	1,5	0,9	141,7	0,7
<i>Cuscuta epithymum</i>	1,3	0,6	0,3	0,2	2,1	0,9	70,0	1,9
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		0,5		1,1	1,0	1,0	!!	1,1
<i>Echium vulgare</i>	0,4				1,6	1,2	313,3	1,6
<i>Koeleria macrantha</i>	6,3	5,5	4,6	4,8	8,6	2,4	38,0	3,9
<i>Stipa capillata</i>					2,5	2,5	!!	2,5
<i>Artemisia campestris</i>	4,3	1,8	2,6	5,4	7,0	2,7	63,5	2,8
<i>Carex liparocarpus</i>	1,9	2,8	2,9	1,8	5,0	3,1	164,0	3,2
<i>Sedum sexangulare</i>	0,3	0,7	1,2	2,8	4,1	3,8	1275,0	1,6
<i>Teucrium chamaedrys</i>	4,4	4,3	5,3	10,4	8,6	4,3	97,1	5,1
Artenzahl	28	31	28	33	27			

direkt an den Schilfgürtel angrenzt, wird im Frühjahr bestoßen. Die landseitig jenseits des Weges angrenzende Fläche (am Seedamm) wird meist im Juni gemäht und erst ab Juli beweidet. Die Vegetationseinheiten der 30 – 40 ha großen Weide umfassen gemähte Halbtrockenrasen, stark beweidete Trockenrasen des *Centaureo pannonic-Festucetum pseudovinae*, leicht verschilfte Feuchtwiesen und alte Brachen auf gefestigten Sanddünen mit Pioniervegetation.

Tab.38: Deckungs-, Populations-, und maximale Deckungsveränderung pro Jahr der Arten in der beweideten Fläche E3. Kursiv dargestellte Arten zeigen Deckungsänderungen die über den Gesamtzeitraum hinweg größer sind, als die jährlichen Deckungsschwankungen. (†: verschollene Arten; !!: neu hinzugekommene Arten). – Tab. 38: alterations in coverage, population density and the maximum change in coverage per year in the grazed plot E3. In species marked with cursive the increase of coverage throughout the whole observation period exceeds the yearly fluctuations. (†: disappeared species, !!: emerging species).

Name	2001	2002	2003	2004	2005	Diff.01-05	Diff.01-05Pop.	Diff. max/a
<i>Agrostis stolonifera</i>	15,5	11,3	6,8	0,1	0,5	-15,0	-3000,0	6,6
<i>Cirsium canum</i>	14,5	8,5	8,6	6,8	2,9	-11,6	-404,3	6,0
<i>Mentha aquatica</i>	10,0	4,4	2,0	6,0	3,0	-7,0	-233,3	5,6
<i>Festuca arundinacea</i>	24,8	31,3	16,0	13,3	19,3	-5,5	-28,6	15,3
<i>Potentilla reptans</i>	18,0	16,0	27,5	23,3	15,0	-3,0	-20,0	11,5
<i>Calamagrostis epigejos</i>	2,4	3,9	2,4			-2,4	†	2,4
<i>Cirsium arvense</i>	2,4	3,6	1,9	1,2	0,1	-2,4	-4750,0	1,8
<i>Juncus gerardii</i>	2,1	1,4	1,9	1,1	0,1	-2,1	-2733,3	1,1
<i>Phragmites australis</i>	11,5	9,5	8,4	6,1	10,0	-1,5	-15,0	3,9
<i>Potentilla anserina</i>	1,1	2,6	3,2	0,6	0,4	-0,8	-200,0	2,6
<i>Eupatorium cannabinum</i>	1,0	1,3	0,8	0,5	0,4	-0,6	-166,7	0,5
<i>Orchis palustris</i>	0,4					-0,4	†	0,4
<i>Carex distans</i>	0,9	0,4	0,4	0,6	0,6	-0,2	-36,0	0,4
<i>Holoschoenus scirpoides</i>	0,2		0,1	0,2	0,1	-0,1	-60,0	0,2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>				0,1	0,0	0,0	!	0,1
<i>Carex stenopylla</i>					0,1	0,1	!!	0,1
<i>Coryza canadensis</i>					0,1	0,1	!!	0,1
<i>Myosotis ramosissima</i>		0,2	0,2	1,7	0,1	0,1	!!	1,6
<i>Eleocharis quinqueflora</i>					0,2	0,2	!!	0,2
<i>Cerastium semidecandrum</i>					0,4	0,4	!!	0,4
<i>Daucus carota</i>			0,2	0,2	0,5	0,5	!!	0,3
<i>Carex flacca</i>					0,5	0,5	!!	0,5
<i>Cuscuta epithimum</i>					0,6	0,6	!!	0,6
<i>Poa angustifolia</i>			0,2	3,6	0,6	0,6	!!	3,4
<i>Ranunculus acris</i>	0,6	1,3	2,1	3,8	1,8	1,1	180,0	2,1
<i>Galium verum</i>				0,9	1,2	1,2	!!	0,9
<i>Achillea millefolium</i>		0,3		1,8	1,3	1,3	!!	1,8
<i>Centaurea jacea</i>	1,1	1,1	0,8	3,1	2,5	1,4	122,2	2,3
<i>Cicorium intybus</i>					1,5	1,5	!!	1,5
<i>Equisetum palustre</i>	0,7	2,3	2,1	0,9	2,8	2,1	292,9	1,8
<i>Pastinaca sativa</i>	0,6	8,6	4,6	1,6	2,9	2,3	360,0	8,0
<i>Plantago lanceolata</i>	1,1	1,4	0,6	3,2	5,9	4,8	422,2	2,7
<i>Dactylis glomerata</i>	2,3	3,2	4,0	4,1	8,4	6,1	272,2	4,3
<i>Elymus repens</i>	0,2	3,2	4,5	1,6	7,0	6,8	3400,0	5,4
Artenzahl	21	22	27	37	32			

Die Fläche E1 liegt in einem kurzrasigen Furchenschwingel-Trockenrasen (*Potentilla arenariae* – *Festucetum pseudovinae*) im östlichen Teil der Koppel, der eine relativ geringe Dynamik in den Deckungswerten der einzelnen Arten aufweist. Deutliche – aufgrund der Datenlage auf Beweidung zurückzuführende – Anstiege zeigen die Sandrasen-

arten *Carex liparocarpus*, *Cynodon dactylon* und *Equisetum ramosissimum*. Die stärkste Deckungszunahme, bei allerdings geringer Populationszunahme, die zudem auch unter den jährlichen Deckungsschwankungen liegt, zeigt der die Fläche dominierende **Salz-Schwingel** (*Festuca pseudovina*). Erfreulich ist die Abnahme von *Elymus repens*, die ebenfalls als beweidungsbedingt angesehen werden kann. Die Artenzahl ist im Beobachtungszeitraum von 36 auf 25 gesunken, was aber hauptsächlich daran liegt, dass im letzten Beobachtungsjahr ein Teil der Frühjahrsannualen nicht mehr vorgefunden wurde.

Die Monitoringfläche E4 wurde auf einer alten, im Bereich einer Sanddüne gelegenen, Weingartenbrache angelegt und besitzt einige offene Bereiche mit Übergängen zu Sandrasen. Betrachtet man Tabelle 28 so lassen sich keine eindeutigen Auswirkungen der Beweidung ausmachen, die über den jährlichen Populationschwankungen liegen. Die starke Abnahme des Salz-Schwingels (*Festuca pseudovina*) ebenso wie die Zunahme noch niederwüchsigerer Lichtpflanzen wie Echter Gamander (*Teucrium chamaedrys*), *Carex liparocarpus* und *Stipa capillata* liegen im Bereich jährlicher Populationsschwankungen und lassen keine eindeutigen Aussagen zu. Die Artenzahl ist in der Fläche relativ konstant und schwankt um 30.

Die Fläche E3 liegt in einem wechselfeuchten Weiderasen, der aufgrund der Datenlage eine Unterbeweidung aufweist. So zeigt die Problemart *Elymus repens* deutliche Zugewinne, *Phragmites australis* und *Calamagrostis epigejos* können allerdings unter Kontrolle gehalten werden. Die Artveränderungen sind aufgrund der Beweidung teilweise nur schwer interpretierbar, so ist etwa ein genereller Trend der Abnahme von Feuchtezeigern, bei einem gleichzeitigen Ansteigen von Arten der Fettwiesen festzustellen, was entweder auf eine Austrocknung der Fläche, als auch auf eine Nährstoffmobilisierung zurückgeführt werden kann.

Monitoringflächen der Graurinderkoppel-Koppel südlich von Illmitz

Flächen: R1, R3, R5

Beobachtungszeitraum: 5 Jahre

Vegetation: Salzrasen, Halbtrockenrasen

Management: Beweidung mit Graurindern und Wasserbüffeln

Seit 1997 wird das Vorgelände des Neusiedler Sees südwestlich von Illmitz von einer Graurinderherde und einigen Wasserbüffeln beweidet. Die Herdengröße konnte sukzessive von ca. 180 bis 200 Stück im Jahr 2000 auf gegenwärtig fast 400 Stück gesteigert werden. Die mehrere Kilometer lange Weidefläche ist sehr weiträumig eingezäunt und reicht bis zur Eselweide am Sandeck. Zum Ufer des Neusiedler Sees hin ist die Weidefläche offen, der Schilfgürtel wird bis ins knietiefe Wasser relativ intensiv mitbeweidet. Die Vegetation ist aufgrund der effizienten Beweidung kurzrasig, aufgrund der Größe der Weide verteilt sich der Weidedruck allerdings recht gut. Die fünf Flächen in der Graurinderkoppel umfassen einerseits die offenen schottrigen Halophytenfluren (R1, R3) mit der in Österreich äußerst seltenen und stark gefährdeten Strand-Simse (*Juncus maritimus*), eine Fläche mit *Cladium mariscus* und einen ruderalisierten Rücken (R2, R5), der als wechselfeuchtes *Potentillo arenariae* – *Festucetum pseudovinae* angesprochen werden kann.

Die Salzrasenflächen zeigen durchaus unterschiedliche Entwicklungen. So zeigt die naturschutzfachlich wertvolle **Strand-Simse** (*Juncus maritimus*) in R03 einen Zuwachs ihrer Deckungswerte, in R01 eine geringe Abnahme. Das **Schilf** (*Phragmites australis*)

Tab. 39: Populationsveränderungen ausgewählter Arten in den Salzrasenflächen der Graurinderkoppel von R01-R04. – Tab. 39: alterations of population densities of selected species in the grazed salt-meadows of the plots R01-R04.

Artname	R1	R3	R4	Gesamt
Triglochin maritimum	-2566,7	-94,1	-220,0	-2880,8
Schoenoplectus tabernaemontani			-960,0	-960,0
Bolboschoenus maritimus		-200,0	-312,5	-512,5
Juncus articulatus		-625,0	260,0	-365,0
Phragmites australis	152,2	-143,2	-82,4	-73,4
Cladium mariscus			-3,7	-3,7
Scorzonera parviflora	14,0	-3,8		10,3
Juncus maritimus	-4,4	131,3		126,8
Eleocharis uniglumis		575,0	307,4	882,4
Agrostis stolonifera	177,8	121,5	1233,3	1532,6
Aster tripolium	28,4	2500,0		2528,4
Carex distans	550,0	2200,0		2750,0
Lotus glaber	7400,0	23500,0	25,0	30925,0
Artenzahl	3	5	6	

Tab. 40: Deckungs- und Populationsveränderungen ausgewählter Arten in den beweideten Salzrasen der Fläche R02. – Tab. 40: alterations in coverage and population densities of selected species in the grazed salt-meadows of plot R02.

Artnamen	2001	2005	Diff.01-05	Diff.01-05Pop.
Carex distans	42,0	19,3	-22,8	-118,2
Lotus maritimus	3,0		-3,0	†
Cynodon dactylon	2,3	1,0	-1,3	-125,0
Galium verum	1,3	0,2	-1,1	-525,0
Festuca arundinacea	2,5	2,1	-0,4	-17,6
Scorzonera parviflora	0,4	0,2	-0,2	-150,0
Picris hieracioides	0,1		-0,1	†
Polygala comosa	0,0		0,0	†
Leontodon hispidus		0,1	0,1	!!
Achillea millefolium		0,1	0,1	!!
Elymus repens	1,9	2,2	0,3	14,3
Phragmites australis		0,3	0,3	!!
Medicago lupulina		0,4	0,4	!!
Odontites vulgaris		0,4	0,4	!!
Taraxacum laevigatum agg.		1,1	1,1	!!
Plantago maritima	2,9	4,1	1,2	41,7
Lotus glaber	0,2	1,8	1,6	700,0
Dactylis glomerata	0,5	2,4	1,9	380,0
Agrostis stolonifera	4,0	7,0	3,0	75,0
Centaurea jacea	15,0	20,8	5,8	38,3
Taraxacum bessarabicum	2,5	9,6	7,1	285,0
Festuca pseudovina	0,7	14,8	14,1	2085,2
Artenzahl	16	19		

nimmt insgesamt leicht ab. Die deutlichsten Abnahmen infolge der Beweidung zeigen *Triglochin maritimum*, *Schoenoplectus tabernaemontani* und *Bolboschoenus maritimus*. Deutliche Zunahmen zeigen in den Flächen *Lotus glaber*, *Carex distans*, *Aster tripolium* und *Agrostis stolonifera*. Die Artenzahlen steigen in allen drei Flächen an.

Die Fläche R02 wurde in einem wechselfeuchten Rasen angelegt und zeigt deutliche Auswirkungen des Beweidungsmanagements. So steigen die Populationen von *Festuca pseudovina*, *Taraxacum bessarabicum* und *Centaurea jacea* deutlich an. Eine deutliche Abnahme infolge der Beweidung zeigt indessen *Carex distans*, allerdings von einem sehr hohen Niveau (über 40%). Die Artenzahl steigt geringfügig an.

Die durch einen vorbeiführenden Trampelpfad stark beeinflusste Fläche R5 zeigt deutlichere Veränderungen als die nahe gelegenen Salzrasenflächen. So kam es zu einer massiven Abnahme des **Salz-Schwingels** (*Festuca pseudovina*), also zu einer Verdrängung der an diesem Standort Matrix bildenden Art durch *Poa angustifolia* und *Cynodon dactylon*. Insgesamt stellt die Fläche aber auf die Gesamtweide bezogen eine Ausnahme dar und ist für deren Zustand als nicht repräsentativ anzusehen.

Diskussion

Der Schwerpunkt der Monitoringstudie im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel liegt in der Evaluierung der Auswirkungen der Weideeffekte auf die halophile Lackenrandvegetation, die Trockenrasen, sowie den Brachen auf potenziellen Trockenrasenstandorten.

Das naturschutzfachliche Leitbild für das Projekt lautet: „*Ein durch extensive Hutweide geprägtes Landschaftsmosaik zu schaffen*“. Der Hutweidebetrieb schafft aufgrund des ständigen Wechsels des Weidegebietes ein räumlich-zeitliches Nutzungsmosaik, das für eine hohe Diversität der Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften sorgt. Diese dyna-

Tab. 41: Deckungs- und Populationsveränderungen ausgewählter Arten in den beweideten Salzrasen der Fläche R05. – Tab. 41: alterations in coverage and population densities of selected species in the grazed salt-meadows of plot R05.

Artname	2001	2003	2004	2005	Diff.01-05	Diff. 01-05Pop.
<i>Festuca pseudovina</i>	56,3	39,3	17,3	2,5	-53,8	-2150,0
<i>Cynodon dactylon</i>	22,3	36,5	65,8	15,5	-6,8	-43,5
<i>Thymus kosteleckyanus</i>	1,3	0,6		0,1	-1,1	-900,0
<i>Dianthus pontederacae</i>	0,9	0,1	0,2	0,1	-0,8	-1066,7
<i>Plantago lanceolata</i>	1,2			0,4	-0,8	-213,3
<i>Scorzonera cana</i>		0,2		0,5	0,5	!!
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,8	0,5	0,3	2,0	1,3	166,7
<i>Lolium perenne</i>				2,1	2,1	!!
<i>Elymus repens</i>	0,8	1,9	0,5	4,1	3,3	400,0
<i>Dactylis glomerata</i>	0,9	1,0	0,7	4,4	3,5	400,0
<i>Galium verum</i>	2,0	4,8	3,3	6,0	4,0	200,0
<i>Medicago falcata</i>	3,3	2,8	5,1	8,4	5,1	151,9
<i>Festuca arundinacea</i>	2,8	3,4	3,2	10,5	7,8	281,8
<i>Poa angustifolia</i>				31,0	31,0	!!
Artenzahl	11	11	9	14		

mische Weideform ist einer Standweide vorzuziehen, wenn es sich um räumlich nicht direkt zusammenhängende Flächen handelt, die beweidet werden sollen. Im Unterschied zu kleinen Koppelhaltungen, die langfristig meist einen negativen Effekt auf die Vegetationsvielfalt zeigen, unterscheiden sich die großen Koppeln nur durch eine fehlende Steuerbarkeit der Intensität der Beweidung. Sehr ausgedehnte Koppeln wie jene der Przewalski-Pferde, der Illmitzer und Podersdorfer Pferde und der Graurinderherde haben sich als sehr effizient erwiesen, da bei derartigen Ausdehnungen (mehrere km lang) auch eine abgestufte Beweidungsintensität erzielt wird. Im Projektverlauf wurden die gewonnenen Erkenntnisse in jährlichen Beweidungsplänen umgesetzt und Managementforderungen für Zielflächen festgelegt.

In den bisher über 17 Beobachtungsjahren wurden folgende Managementziele erreicht:

Als größter Managementerfolg konnte die Sukzession von Brachen durch gezielte Beweidung entscheidend in Richtung des „Zielzustandes Halbtrockenrasen“ gelenkt werden. Durch das Monitoring konnte nachgewiesen werden, dass extensiv beweidete Trockenrasen durch den Biomasseentzug sowie durch die Entstehung zahlreicher Bestandeslücken artenreicher sind als nicht beweidete. Darüber hinaus konnte die Beweidung erfolgreich eingesetzt werden, um Acker- und Weingartenbrachen wieder in Richtung Trockenrasen zu entwickeln. Von entscheidender Bedeutung für die Etablierung neuer Arten ist der Sameneintrag durch die Rinder (Verbreitung über Kuhfladen und Substrat zwischen den Hufen), der die Besiedelung der Flächen durch Trockenrasenarten deutlich beschleunigt. Die Ausbreitung von Problemarten wie Quecke (*Elymus repens*) oder Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) auf jungen Brachflächen wird deutlich reduziert.

Das Management von verschilften Lackenrändern durch gezielte Beweidung und bedarfsweiser einmaliger Zusatzmäh führte, nach anfangs geringen Erfolgen, schließlich zum Verschwinden oder zu einem starken Rückgang der Verschilfung.

Halbtrockenrasen und wechselfeuchte Weiderasen können durch den normalen Hutweidebetrieb vor Verbuschung, Versaumung und Verfilzung bewahrt werden, was sich bereits in der Artenzusammensetzung bemerkbar macht. Der Seedamm bei Illmitz ist ein gutes Beispiel für die Förderung von Arten, die offenen Sandstellen benötigen. Typische Arten für Sandstandorte sind der Sand-Wegerich (*Plantago arenaria*) und der Montpellier-Schneckenklee (*Medicago monspeliaca*), die beide seit 2004 im Bereich der Weideflächen am Seedamm nachgewiesen werden konnten. Diese Arten sind vom Aussterben bedroht (Rote Liste) und wurden von WENDELBERGER (1950) als typische Weidezeiger beschrieben. Es kann angenommen werden, dass die Samen dieser Arten von den Rindern in den Klauen oder über die Kuhfladen von anderen Trockenrasen verbreitet wurden.

Das Management von verschilften Lackenrändern durch gezielte Beweidung und bedarfsweiser Zusatzmäh bewirkt sukzessive das Verschwinden oder einen starken Rückgang der Verschilfung. Die so deutlich verbesserten Lebensraumbedingungen führen zu einer Förderung seltener Salzpflanzen im Bereich des Lackenrandes und Lackenbodens. In vorher verschilften Bereichen im Seevorgelände konnte das (niedrigwüchsige) Schilf um bis zu 200 Meter zurückgedrängt werden – offene, niedrigwüchsige Habitate für standortstypische Salzpflanzen, aber auch für eine Vielzahl von Watvögel wurden vermehrt geschaffen. Im Bereich der Lackenrand- und Lackenbodengesellschaften sind seltene Halophyten im Projektverlauf immer öfter aufgetreten, wobei eine Förderung durch Beweidung aufgrund der Autökologie der betroffenen Arten anzunehmen ist. Das betrifft vor allem die Arten *Cyperus pannonicus*, *Salicornia europaea*, *Plantago tenuiflora* (vom

Aussterben bedroht) und *Bupleurum tenuissimum* am Illmitzer Zicksee. Eine Verbreitung der Samen durch Rinder, auch von einer Lacke zur nächsten, ist für diese annuellen Arten als ein wesentlicher Faktor anzunehmen.

In den extensiven Hutweideflächen sind im Vergleich zu den unbeweideten Flächen deutlich verringerte Deckungswerte und eine geringere Vegetationshöhe beobachtbar (strukturelle Veränderungen). Die Kernarten der Pflanzengesellschaften bleiben aber konstant vorhanden. Die niedrigeren und offeneren Vegetationsverhältnisse in den beweideten Flächen begünstigt die Zuwanderung von Offenbodenarten und führen somit zu einem deutlichen Ansteigen der Biodiversität. Neben den positiven Auswirkungen auf die Artzusammensetzung der typischen Vegetationseinheiten wurden durch die Beweidung wieder wesentlich günstigere Lebensraumbedingungen für Watvögel geschaffen, die offene bzw. kurzrasige Standorte benötigen.

Ergänzend konnten als Neufunde (bzw. Funde nach längerer Absenz) die Salzpflanzen „Gemeiner Queller“ (*Salicornia europaea*), „Salz-Zyperngras“ (*Cyperus pannonicus*) in großen Beständen und punktuell auch der Dünnähren-Wegerich (*Plantago tenuiflora*) sowie die Amerikanische Teichbinse (*Schoenoplectus americanus* bzw. *S. pungens*) nachgewiesen werden.

Am Seedamm nördlich der Biologischen Station treten zahlreich Arten der Trockenrasen sowie eine typische Art für Sandstandorte, der Sand-Wegerich (*Plantago arenaria*), auf. Dieser konnte ab 2004 gemeinsam mit einem weiteren Sandspezialisten, dem Montpellier-Bockshornklee (*Trigonella monspeliaca*) im Bereich der Weideflächen auf Höhe des Albersees nachgewiesen werden. Beide Arten sind nach der Roten Liste vom Aussterben bedroht und wurden als typische Weidezeiger beschrieben. Es kann angenommen werden, dass die Samen dieser Arten von den Rindern in den Klauen oder über die Kuhfladen von anderen Sodalacken verbreitet wurden.

Der Hutweidebetrieb hat sich in der sehr extensiven Form, wie sie derzeit praktiziert wird, als hervorragendes Management zur Pflege der Lebensräume um den Illmitzer Zicksee herausgestellt und wird in der Gesamtbilanz seiner Wirkungen naturschutzfachlich positiv bewertet. Wissenschaftlich fundierte Weidepläne, die auf die Besonderheiten der lokalen Pflanzendecke, die Standortssituation und zoologische Aspekte eingehen, sind kombiniert mit einer begleitenden Erfolgskontrolle unabdingbar für den Erfolg der Managementmaßnahmen. Als Faustregel für das Weidemanagement gilt, dass nur sehr extensive Beweidung langfristig naturschutzfachlich positiv bewertet werden kann. Überbeweidung führt rasch zu unerwünschten Begleiterscheinungen. Positiv bewertet werden weidebedingte Veränderungen, die typische Weidefolger, seltene Arten oder typisch ausgeprägte Pflanzengesellschaften mit gebietstypischer Artengarnitur, Vegetationsstruktur, Artendiversität, Dynamik und Phänologie fördern. Negativ bewertet werden Veränderungen, die seltene und gefährdete Arten oder Pflanzengesellschaften negativ beeinflussen, sodass die Naturschutzziele nicht eingehalten werden können. Bisher konnten negative Effekte durch Änderung der Weidepläne vermieden werden. Beispielsweise soll die verschlechterte Frühjahrs-Blühphase von regelmäßig im Frühjahr beweideten Halbtrockenrasen durch eine Regenerationspause im 5-jährigen Rhythmus ausgeglichen werden. Für die positive Bewertung des Gesamtprojekts ist die flächig erfolgreiche Wirkung des Managements verantwortlich. Ein Hutweidemanagement kann nur als Gesamtpaket durchgeführt werden, was bedeutet, dass kleinflächig auch unerwünschte Effekte auftreten können, die oft nur kurzfristig negativ erscheinen und durch entsprechende Weidepläne reduzierbar sind.

Die beim Beweidungsmanagement angewandte Koppelhaltung mit ausgedehnten Koppeln, wie jene der Graurinder, Apetloner und Illmitzer Reitpferde und der Przewalski-Pferde unterscheidet sich vom der traditionellen Hutweidebetrieb eigentlich nur durch die fehlende Steuerbarkeit der Beweidungsintensität und schafft eine vergleichbare Vielfalt an räumlich verteilten Vegetationsnischen.

Reaktion von Problemarten auf die Beweidung

Bei den behandelten und durch das Monitoring intensiv beobachteten Problemarten handelt es sich vor allem um Ausläufer bildende Gräser, die als konkurrenzfähige hochwüchsige oder dicht wachsende Arten die Lichtverhältnisse so stark beeinflussen können, dass andere Arten auskonkurriert werden. Ohne gezieltes Management würden sich diese Arten auf den Trockenrasen und Salzflächen rasch ausbreiten und die Lichtverhältnisse für die niederwüchsigen Salz- und Trockenrasenarten stark ungünstig beeinflussen.

Zu den Problemarten mit hoher Ausbreitungstendenz im Gebiet zählen die **Kriech-Quecke** (*Elymus repens*) und das **Land-Reitgras** (*Calamagrostis epigejos*) auf Trocken- und Halbtrockenrasen sowie das **Schilf** (*Phragmites australis*) in feuchten Wiesen, Sümpfen, Röhrichten und an Lackenrändern.

Calamagrostis epigejos (Land-Reitgras)

Das Land-Reitgras dominiert teilweise größere Flächen im Bereich des Seedammes, und den dortigen ehemaligen Weingartenbrachen sowie am Westufer des Illmitzer Zicksees in verbrachten Ackerflächen. Großflächige Reitgrasbestände konnten sich im Bereich des Seedammes in erster Linie an ruderalisierten Standorten entlang eines an der Uferkante verlaufenden Weges zwischen Illmitz und Podersdorf, etablieren. Im Jahre 2001 wurden dort erstmalig Monitoringflächen angelegt, um den Einfluss der Beweidung auf diese Reitgrasbestände zu untersuchen

Calamagrostis epigejos ist gegen Beweidung relativ resistent, da die älteren Triebe von den Weidetieren kaum mehr angenommen werden. Ein wichtiger Faktor ist der Einfluss des Betritts auf die Populationsentwicklung, da dieser die Rhizome offenbar nachhaltig schädigt.

Als eine erfolgreiche Strategie zur Rückdrängung des Land-Reitgrases stellte sich die intensive Frühjahrsbeweidung heraus, da die jungen Triebe von den Rindern noch angenommen werden. Derselbe Effekt kann auch durch eine saisonal nicht fixierte Mahd mit anschließender intensiver Beweidung erreicht werden, da auch dann die frisch austreibenden Blätter und Sprosse abgeweidet werden und das Wachstum des Land-Reitgrases gehemmt wird.

Die Beweidung führte in nahezu allen Monitoringflächen zu einer Rückdrängung des Land-Reitgrases, zu einer Öffnung der Vegetationsdecke und meist zu einer ansteigenden Artenzahl. Am deutlichsten ist dieser Rückgang in den Flächen am Westufer des Illmitzer Zicksees und auf dem Seedamm zu erkennen.

Zu den einzelnen Flächen ist anzumerken, dass D05 vor dem Beginn der Beweidung abgebrannt wurde, D08 und D11 zu Beginn des Beobachtungszeitraums eine kurze, aber sehr intensive Beweidung erfuhren, während die Flächen D09 und D10 nur extensiv beweidet wurden, was sich in der Entwicklung des Reitgrasbestandes widerspiegelt.

Tab. 42: Veränderung der Deckungswerte von *Calamagrostis epigejos* in den einzelnen beweideten, trockeneren Flächen. Rot: intensive Beweidung, orange: extensive Beweidung, grün: fehlende Beweidung. – Tab. 42: alterations in the coverage of *Calamagrostis epigejos* in different grazed plots. Intensive grazing marked in red, extensive grazing marked in orange, lack of grazing in green.

	1995	1996	1997	1998	1999	2001	2002	2003	2004	2005	2007	Deckungsänderung
D05						8			2,9	0		-8
D06						9				0,2		-8,8
D07						12,5			6,4	2,6		-9,9
D08						6,4			2,1	1,5		-4,9
D09							6,8		3,3	2,6		2,6
D10								2,5	4,4	2,6		2,6
D11						22,5		7	6,5	11		-11,5
K45	0	0	0,6	1,7	0,6				0		0	0
K46									0,3	0,03	0,3	0,3
K47	26,5	30,1	25	13,8	1				14,5		5,2	-21,3
E01						0,5	0,25	0,2	0,1	0,1		-0,4
E03						2,4	3,9	2,4	0	0		-2,4

Die Probeflächen am Westufer des Kirchsees (K45–K47) wurden 1995 errichtet, um den Einfluss der Beweidung auf Brachflächen mit Reitgrasbeständen zu untersuchen. Zwei Jahre zuvor kam es zu einer Rodung der Weingärten am Westufer der Kirchsees und einer Stilllegung der Flächen. In K47 hatten sich die Reitgrasbestände schon über die Fläche ausgebreitet

Auf der Eselweide (E01, E03) ist der Anteil des Land-Reitgrases relativ gering, es konnte jedoch durch eine extensive Beweidung auch in diesen Flächen erfolgreich an der Ausbreitung gehindert werden.

***Elymus repens* (Kriech-Quecke)**

Die Kriech-Quecke besitzt im Gebiet eine Tendenz zu etwas besser feuchteversorgten Standorten als *Calamagrostis epigejos*, mischt sich aber bei ausreichender Wasserversorgung auch in Land-Reitgras-Bestände. Großflächige Queckenbrachen finden sich in erster Linie innerhalb der geschlossenen Weinbauareale wo sie Brachestadien bzw. Dauergesellschaften an aufgelassenen Weingärten und Ackerstandorten bilden. Auch *Elymus repens* bildet aufgrund seines klonalen Wachstums dichte, monodominante Bestände und verhindert das Aufkommen lichtliebender, kleinwüchsiger Trockenrasenarten.

Im Gegensatz zum Reitgras wird die Kriech-Quecke auch später im Jahr von den Rindern noch gefressen. Ein einfacher Hutweidebetrieb reicht allerdings für die Zurückdrängung der Art nicht aus. Dies kann erst dann erreicht werden, wenn die Grasnarbe so weit aufgerissen wird, dass die Ausläufer der Quecke beschädigt werden. Kurze Portionsweiden, d. h. intensive Beweidungsphasen im Frühling, erzielen mitunter einen merklichen Rückgang der Quecke und schaffen offene Flächen für die Keimung von Trockenrasenarten.

Die Flächen D04 und D05 liegen außerhalb der Przewalski-Koppel und waren zu Beginn des Monitoringprojektes von der Kriech-Quecke dominiert. Beide Flächen zeigen einen deutlichen Einfluss der bereits im Mai intensiv begonnenen Beweidung auf den Kriech-Quecken-Bestand.

Tab. 43: Veränderung der Deckungswerte von *Elymus repens* in den einzelnen beweideten Flächen. Rot: intensive Beweidung, orange: extensive Beweidung, grün: fehlende Beweidung. – Tab. 43: alterations in the coverage of *Elymus repens* in different grazed plots. Intensive grazing marked in red, extensive grazing marked in orange, lack of grazing in green.

	1995	1996	1997	1998	1999	2001	2002	2003	2004	2005	Deckungsänderung
D04						10,5			1,4	3,9	-6,6
D05						16,5				6	-10,5
D08						6,75		4,6	1,8	1,9	-4,85
D09						1,4		15	10,25	6,82	5,42
D10						0		0,6	0,5	0,7	0,7
D11						1,1		0,4	0,9	1,9	0,8
D12						0		5,6	4,9	2,5	2,5
D13						22,5		1,3	0,6	0,7	-21,8
E01						3,4	1,5	2,1	0,8	0,5	-2,9
E02						5,9	5,8	5	7,3	1	-4,9
E03						0,2	3,2	4,5	1,6	7	6,8
W42	36,8	29,3	18,3	0,1	0,4				0,5	1,35	-35,45
W43	36,3	16,5	9		0,6				0,8	0,5	-35,8
W44	31	10,8	6	1,2					1,3	0,4	-30,6

Wie auch bei *Calamagrostis epigejos* entwickelt sich auch die Quecke im Bereich des Seevorgeländes und im Bereich der Koppel flächenabhängig unterschiedlich. So wirken sich unterschiedliche Beweidungsintensitäten auch unterschiedlich auf die Queckenpopulationen aus, so dass es in einigen Flächen (D04, D05, D08) zu einem deutlichen Rückgang, in anderen Flächen (D09, D10, D11, D12) zu einem leichten Anstieg kommt.

Im Bereich der Eselweide (E01–E03) verlief die Populationsentwicklung der Kriech-Quecke aufgrund der geringen Beweidungsintensität unterschiedlich. Eine abnehmende Tendenz ist allerdings auszumachen.

Die Untersuchungsflächen am Westufer des Zicksees wurden 1995 angelegt. Die Ackerflächen auf ehemaligen Halbtrockenrasen waren bereits seit 25 Jahren aus der Nutzung genommen, was zu einer starken Verbrachung mit der Kriech-Quecke führte. Aufgrund der starken Ausbreitung von *Elymus repens* konnte sich *Calamagrostis epigejos* in diesen Bereichen nicht durchsetzen. Die hochwüchsigen Bestände waren zu Beginn der Monitoringstudie deutlich von den umliegenden Trocken- und Halbtrockenrasen von ihrer räumlichen Struktur zu unterscheiden und besaßen eine relativ geringe Artenzahl.

Um eine deutliche Reduktion der Kriech-Quecke und eine Wiederherstellung der ursprünglichen Halbtrockenrasen zu ermöglichen wurden folgende Maßnahmen gesetzt:

- Entfernung von Nährstoffüberschüssen (starke Beweidung)
- Schaffung von Lücken als Keimbetten für neue Arten und Erhalten einer Kurzrasigkeit
- Einbringung von Samen der Trockenrasenarten durch Kuhdung und Erdmaterial aus Rinderhufen

Die intensive Beweidung in Form einer Portionsweide im Frühjahr und eine darauf folgende extensivere Sommerbeweidung konnte im Laufe von 10 Jahren einen deutlichen Rückgang von *Elymus repens* bewirken, bis hin zum fast völligen Verschwinden. Die Entwicklung zu Trockenrasen des *Centaureo pannonici-Festucetum pseudovinae* ist auf-

grund der Entfernung von Nährstoffüberschüssen, der Schaffung von Keimlücken und der Einbringung von Diasporen über Dung und Hufe infolge der Beweidung erfolgreich in Gang gesetzt worden.

Phragmites australis (Schilf)

Das Schilf dominiert in der Regel unbeweidete, überstaute, feuchte zum Teil salzhaltige Standorte. Bei hoch anstehendem Grundwasser wandert es auch in feuchte, oder wechselfeuchte Weiden ein. In der Regel sind dichte Schilfbestände äußerst artenarm und bedrohen bei einer stärkeren Ausbreitung den Artenreichtum der spezifischen Vegetation des Seewinkels.

Die Beweidung wirkt sich insofern negativ auf die Ausbreitung des Schilfs aus, als auch die Rhizome zertrampelt werden. Direkter Verbiss der relativ harten Blätter und Halme trägt bei der Rinderbeweidung nur wenig zu Reduktion der Bestände bei, Pferde agieren hier viel effizienter, wie die Erfolge im Seevogelände beweisen. Dies liegt einerseits am Fraßverhalten, das bei Rindern vorwiegend eine Reißbewegung mit der Zunge ist, bei den Pferden ein direktes Abbeißen. Weiters tendieren die Pferde beim Fressen wesentlich stärker zu „gröberen“ Futterpflanzen als die Rinder.

Die 1990 angelegten Flächen am Geißelsteller dienen in erster Linie dazu, einen Vergleich der Vegetationsentwicklung zwischen unbeweideten und beweideten Salzsumpfwiesen im Übergang zu Brackwasserröhrichten zu untersuchen. Die Gegenüberstellung der beweideten Bereiche mit den angelegten Weideausschlussflächen zeigen eine sehr starke Abhängigkeit von Schilfdeckung und Beweidung. Die Weideausschlussflächen (G 20, G21, G22, G38) zeigen nach 15 Jahren eine über 80%ige Schilfdeckung, bei anfäng-

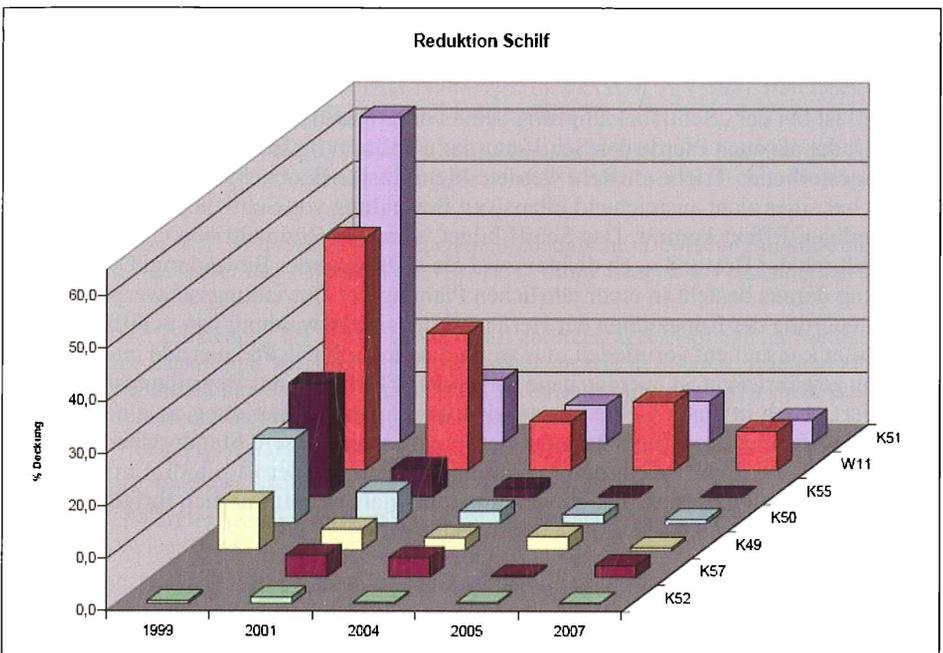


Abb. 16: Auswirkungen der Beweidung durch Pferde (K49 bis K55) und Rinder (W11) auf die Deckung des Schilfs auf leicht und stark verschilfte Feuchtstandorte. – Fig. 16: alterations in the coverage of reed (*Phragmites australis*) due to grazing with horses (K49-K55) and cattle (W11).

lich vergleichbaren Deckungswerten der beweideten Bereiche. Eine Ausnahme bildet nur die Fläche G20, die sich bereits in einem Zusammenbruchstadium des Schilfs befindet (von 92% Schilf auf 32% durch Schneedruck) und in der sich Brennessel und Holunder ausbreiten. Die beweideten Bereiche weisen eine maximale Deckung von 5% auf, nur die Fläche G27 ist zu Beginn der Beweidung stärker verschilft. Die Ergebnisse der Studie zeigen sehr deutlich, dass sich Salzumpfwiesen ohne entsprechendes Management rasch zu Schilf- und Brackwasserröhrichten hin entwickeln und die Biodiversität stark abnimmt.

Tab. 44: Entwicklung von Salzumpfwiesen bei Weideausschluss und Beweidung, in der rechten Spalte sind Zu- oder Abnahme der Schilfdeckung von 1990 bis 2007 angegeben. – Tab. 44: alterations in the coverage of reed (*Phragmites australis*) in grazed (orange) and ungrazed (green) plots in salt-marshes at the “Geißelsteller”

Geißelsteller / Ostufer Illmitzer Zicksee											
	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	2004	2005	2007	Veränderung
G20	2,5	5	11	2,5	11,4	23,5	84	93	32	45	+42,5
G21	16	5	11	4	5,6	6,4	49,8	90	90	89	+73
G22	2,5	2,5	11	2,5	13,8	39	65,5	85	85	85	+82,5
G23	5	*	*	*	*	*	*	8	5	6	+1
G24	5	*	*	*	*	*	*	3	1	1,2	-3,8
G25	1,1	*	*	*	*	*	*	5	1,5	5,5	+4,4
G27	18	*	*	*	*	*	*	9	8	5	-13
G38	*	*	20	2,5	5,4	20	74	70	70	75	+75

Weideausschluss

Beweidung

Generell ist bei der „Schilfbekämpfung“ eine vorbereitende Mahd sehr effizient, da sowohl Rinder als auch Pferde das Schilf nur dann vollständig fressen, wenn die vorjährigen, abgestorbenen Triebe entfernt werden. Mehrjährige Beobachtungen haben gezeigt, dass es bei einer nicht ausreichend intensiven Beweidung von Schilfbeständen zu einem gegenteiligen Effekt kommt. Das Schilf bildet vermehrt Büscheltriebe („Angsttriebe“) aus, wodurch der Bestand noch dichter wird als zu Beginn der Beweidung. Die Schlussfolgerung daraus besteht in einer jährlichen Planung der Beweidungsschwerpunkte und einer Steuerung der Kapazitäten der Herden. Extensive Beweidung von Schilfröhrichten wird daher konsequent vermieden, nur wenn eine mehrjährig andauernde intensive Beweidung gewährleistet ist, werden neue verschilfte Flächen in das Beweidungsprogramm inkludiert. Auch in jenen Gebieten, wo eine konsequente Beweidung zu einer niedrigwüchsigen Vegetation geführt hat und die Salzpflanzen bessere Standortbedingungen vorfinden, ist das Schilf nicht ganz verdrängt worden, sondern weiterhin mit wenigen Deckungsprozenten präsent. Die Beweidung muss daher kontinuierlich fortgeführt werden, um die Erfolge nachhaltig absichern zu können.

Literatur

- ANDERSON V. J. & BRISKE D. D., 1995: Herbivore-induced species replacement in grasslands: is it driven by herbivory tolerance or avoidance? – *Ecol. Appl.* 5: 1014–1024.
- BERENDSE F., 1985: The effect of grazing on the outcome of competition between plant species with different nutrient requirements. – *Oikos* 44: 35–39.
- BURKART B., GAERTNER M., KONOLD W., 2007: Einsatz von Wildtieren und Haustieren in Offenlandbiotopen – Ein kombiniertes Weideverfahren zum Erhalt gefährdeter Arten. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 325–335.
- COLEY P. D., BRYANT J. P. & CHAPIN F. S. III, 1985: Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science* 230, 895–899.
- COUGHENOUR M. B., 1985: Graminoid responses to grazing by large herbivores: adaptations, exaptations and interacting processes. – *Annals of the Missouri Botanical Garden* 72, 852–853.
- DÍAZ S., ACOSTA A. & CABIDO M., 1992: Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *Journal of Vegetation Science* 8, 463–474.
- 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.
- GANDER A. et al., 2003: Habitat use by Scottish Highland cattle in a lakeshore wetland. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* (2003), 69, 3–16.
- HASLER A., 1996: Mit Rindern gegen Büsche und Schilf. *Ornis* 4/96, 14–15.
- JENSEN K., 2000: Auswirkungen extensiver Beweidung auf die Vegetationszusammensetzung und Diversität im Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ In: *Verh. d. Ges. f. Ökologie* 30
- KÖLLNER J., 1983: Vegetationsstudien im westlichen Seewinkel (Burgenland) – Zitzmannsdorfer Wiesen und Salzlackenränder (Dissertation). Univ. Salzburg.
- KORNER I., TRAXLER A., WRBKA T., 1998: Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel 1990–1997. In: TRAXLER, A. (1998): *Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings*, UBA-Monographie, 89.
- KORNER I., TRAXLER A., WRBKA T., 1999: Trockenrasenmanagement und –restituierung durch Beweidung im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich*, 136, 181–212.
- KORNER I., TRAXLER A., WRBKA T., 2000: Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel 1990–1998. *Burgenländische Forschungsberichte* Nr. 88.
- 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., 1959: Das Seewinkelgebiet im Burgenland (Oesterreich). In: *Landschaft Neusiedler See*. Burgenländisches Landesmuseum, Eisenstadt, 10–15.
- LÖFFLER H., 1982: *Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft*. Verlag Niederösterreich. Pressehaus, St.Pölten–Wien. 160 S.
- LÜHR D., 2007: Extensive Beweidung mit Sennerpferden – Auswirkungen auf die Vegetation eines halboffenen Sandmagerasenkomples im NSG „Moosheide“ (Kreise Gütersloh und Paderborn, Nordrhein-Westfalen). In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 07(9), 281–288.
- MILCHUNAS D. G., SALA, O. E. & LAUENROTH, W. K., 1988: A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. – *American Naturalist* 132, 87–106.

- OLFF H. & RITCHIE M. E., 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. – *TREE* 13–7, 261–265.
- POHL M., 2004: Beweidung eines Flachmoores im Naturschutzgebiet „Grande Cariçaie“ (Schweiz) durch Schottische Hochlandrinder – Auswirkungen auf das Ökosystem und deren Beurteilung aus Naturschutzsicht. Diplomarbeit an der ETH Zürich
- PROULX M. & MAZUMDER A., 1998: Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. – *Ecology* 79: 2581–2592.
- REISINGER E., 2004: Ausgewählte naturschutzfachliche und sozioökonomische Anforderungen für die Etablierung großflächiger Weidesysteme. In: FINCK P., HÄRDTLE W., REDECKER, B., & RIECKEN, U. (Bearb.): Weidelandschaften und Wildnisgebiete – Vom Experiment zur Praxis. – *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.*, 78
- SCHMID W., 2003: Themenbericht extensive Weiden. Praxis und Forschung für Natur und Landschaft der ETH Zürich, 1–24.
- SCHWABE A. & KRATOCHWIL A., Hrsg., 2004: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – *NNA-Berichte* 17. Jg., H. 1. Schneverdingen. 237 S.
- SCHWABE A., ZEHL A., NOBIS M., STORM C. & SÜSS K., 2004: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. In: Schwabe, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg., 2004), *NNA-Berichte* 17. Jg., H. 1. Schneverdingen, 39–55.
- STAMMEL B., 2003: Impact of grazing on vegetation and on selected plant species of calcareous fens. Dissertation Technische Universität München. 125 S.
- STAMMEL B., KIEHL K. & PFADENHAUER J., 2003: Alternative management on fens: response of species composition and species traits to grazing or mowing. *Applied Vegetation Science* 6, 245–254.
- STROH M., KRATOCHWIL A. & SCHWABE A., 2004: Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). In: SCHWABE A. & KRATOCHWIL A., Hrsg., 2004, *NNA-Berichte* 17. Jg., H. 1. Schneverdingen, 133–147.
- SCHÄDLER, M., 2004: Vegetationsentwicklungen, Verschilfung und Beweidung durch Galloway-Rinder im Zwischenmoor Burgmoos. Diplomarbeit an der ETH Zürich.
- SCHLEY L. & LEYTEM M., 2004: Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturlauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. *Bull. Soc. Nat. luxemb.* 105, 65–85
- WAGNER F., LUICK R., 2007: Extensive Weideverfahren und normativer Naturschutz im Grünland – Ist auf FFH-Grünland die Umstellung von Mähnutzung auf extensive Beweidung ohne Artenverlust möglich? In: *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 301–308.
- WENDELBERGER G., 1959: Die Vegetation des Neusiedler See Gebietes. *Sitzungsbericht der österr. Akademie d. Wissenschaften, Math.-naturwiss. Kl. I, Bd.168 (H. 4 u.5.)*, 21–41.
- WENDELBERGER G., 1967: Zwei bodenständige Laubwaldreste im Seewinkel. *Wiss. Arb. Bgld.* 58:115–122.
- ZEHL A. et al., 2002: Beweidung in Sand-Ökosystemen. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 241-02(2-3).
- ZEHL A., 2004: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg., 2004), *NNA-Berichte* 17. Jg., H. 1. Schneverdingen. 221–233.

Anschrift:

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

Dr. Thomas WRBKA, Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsschutz, Biozentrum der Universität Wien, Althanstrasse 14, 1090, Wien. E-Mail: thomas.wrbka@univie.ac.at

Mag. Markus STAUDINGER, AVL Arge Vegetationsökologie und Landschaftsplanung GmbH, Theobaldgasse 16/4, 1060 Wien. E-Mail: markus.staudinger@a-v-l.at

Mag. Manuel BÖCK, Dorfstrasse 6, 2831, Haßbach. E-Mail: boeckstein@gmx.at

Fotodokumentation ausgewählter Flächen



Abb. 17: Transekt am Westufer des Zicksees mit Weideausschluss und beweideten Flächen; hoher Wasserstand 1997. – Fig. 17: The transect at the western shore of the „Zicksee” with permanent plots both in grazed and ungrazed areas in 1997 documenting high water levels



Abb. 18: Transekt am Westufer des Zicksees mit Weideausschluss und beweideten Flächen; niedriger Wasserstand 2002. – Fig. 18: The transect at the western shore of the „Zicksee” with permanent plots both in grazed and ungrazed areas in 2002 documenting low water levels.



Abb. 19: Transekt am Westufer des Zicksees mit Weideausschluss und beweideten Flächen; Asterblüte 2004. – Fig. 19: The transect at the western shore of the “Zicksee” with permanent plots both in grazed and ungrazed areas in 2004 documenting mass flowering of *Aster tripolium* (= *Tripolium pannonicum*) at low water levels.



Abb. 20: Weideausschluss am Ostufer des Zicksees 1992, nach 2 Jahren ohne Beweidung. – Fig. 20: permanent plot in an ungrazed part of a pasture at the eastern shore of the “Zicksee” in 1992 at low water levels, after 2 years of exclusion.



Abb. 21: Weideausschluss am Ostufer des Zicksees 1997, nach 7 Jahren ohne Beweidung und hohem Wasserstand. – Fig. 21: permanent plot in an ungrazed part of a pasture at the eastern shore of the “Zicksee” in 1997 at high water levels, after 7 years of exclosure.



Abb. 22: Weideausschluss am Ostufer des Zicksees 2007, nach 17 Jahren ohne Beweidung. – Fig. 22: permanent plot in an ungrazed part of a pasture at the eastern shore of the “Zicksee” in 2007 at low water levels, after 17 years of exclosure.



Abb. 23: Scharfe Grenze zwischen Weidefläche und Weideausschluss im Seevorgelände südlich von Podersdorf 2006. – Fig. 23: Hard gradient from grazed to ungrazed parts of a pasture at the shore of lake Neusiedel south of Podersdorf in 2006.



Abb. 24: Öffnung der Uferzone des Neusiedler Sees durch die Beweidung mit Reitpferden, Förderung der Salzpflanzen und Zwergbinsenfluren; Schaffung von Habitaten für Wasservögel und Limikolen (Bildquelle: Nationalparkverwaltung Neusiedler See – Seewinkel). – Fig. 24: Preservation of open habitats for halophile vegetation and limicoles at the shoreline of lake Neusiedel due to grazing with horses. (source: Nationalparkverwaltung Neusiedler See / Seewinkel).



Abb. 25: Erfolgreiche Bekämpfung der Verschilfung am Ufer des Illmitzer Zicksees durch die Herde der Aberdeen-Angus. – Fig. 25: A herd of Aberdeen-Angus in the surroundings of the „Illmitzer Zicksee“, preventing the emergence of reed.