

MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

Managementindikatoren für naturnahes Wiesen- und Weideland in der Region Neusiedler See – Seewinkel

verfasst von | submitted by

Sarah Spörk BEd

angestrebter akademischer Grad | in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Education (MEd)

Wien | Vienna, 2025

Studienkennzahl lt. Studienblatt | Degree programme code as it appears on the student record sheet:

UA 199 502 510 02

Studienrichtung lt. Studienblatt | Degree programme as it appears on the student record sheet:

Masterstudium Lehramt Sek (AB) Unterrichtsfach
Biologie und Umweltbildung Unterrichtsfach
Geographie und wirtschaftliche Bildung

Betreut von | Supervisor:

Ass.-Prof. i. R. Dr. Thomas Wrška

Zusammenfassung

Der Erhalt der Biodiversität in naturnahen Wiesen- und Weidelandschaften stellt eine zentrale Herausforderung für den Naturschutz dar. Besonders in der Region Neusiedler See – Seewinkel spielen traditionelle Bewirtschaftungsmethoden wie Beweidung und Mahd eine entscheidende Rolle für die Artenvielfalt. Diese Literaturarbeit untersucht auf Grundlage ausgewählter wissenschaftlicher Studien die Auswirkungen verschiedener Managementmaßnahmen auf die Biodiversität unterschiedlicher Graslandtypen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Effekte von Beweidung und Mahd stark vom jeweiligen Lebensraumtyp abhängen. Während extensive Beweidung in vielen Fällen die floristische Diversität fördert, kann eine zu hohe Beweidungsintensität zur Homogenisierung der Vegetation und zum Rückgang empfindlicher Arten führen. Mahd hat sich in bestimmten Habitaten als vorteilhaft erwiesen, kann jedoch negative Auswirkungen auf Arthropoden und Bodenbrüter haben. Die Reaktionen einzelner Organismengruppen auf Bewirtschaftungsmaßnahmen variieren erheblich, sodass für eine ganzheitliche Bewertung mehrere Indikatoren einbezogen werden müssen.

Ein wesentlicher Forschungsbedarf besteht in der Untersuchung bisher wenig analysierter Graslandtypen. Für die Graslandtypen R21 (Frische Dauerweiden des Tieflands und der Gebirge), R22 (Mähwiesen des Tieflands) und R35 (Feuchte bis nasse, meso- bis eutrophe Heuwiesen) konnte keine einzige Studie gefunden werden, sodass über die Auswirkungen von Managementmaßnahmen in diesen Lebensräumen keine Aussagen getroffen werden können. Dies unterstreicht die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen, um gezielte Managementstrategien für diese Habitate zu entwickeln.

Zusammenfassend zeigt diese Arbeit, dass eine nachhaltige Bewirtschaftung naturnaher Wiesen und Weiden essenziell für den Erhalt der Biodiversität ist. Die gewonnenen Erkenntnisse liefern wertvolle Ansätze für eine ökologisch angepasste Nutzung dieser Lebensräume und verdeutlichen die Notwendigkeit weiterer Forschung zur Optimierung des Managements in bislang unzureichend untersuchten Graslandtypen.

Abstract

The conservation of biodiversity in semi-natural grassland and pasture landscapes represents a central challenge for nature conservation. In the Neusiedler See – Seewinkel region in particular, traditional management practices such as grazing and mowing play a crucial role in maintaining species diversity. This literature review examines the effects of different management measures on the biodiversity of various grassland types based on selected scientific studies.

The results show that the effects of grazing and mowing depend on the habitat type. Extensive grazing often increases plant diversity, but too much grazing can lead to more uniform vegetation and the loss of sensitive species. Mowing can be beneficial in some areas but may have negative effects on insects and ground-nesting birds. Different species groups react differently to management methods, so using multiple indicators is important for a complete assessment.

There is a lack of research on some grassland types. No studies were found for mesic permanent pasture of lowlands and mountains (R21), low and medium altitude hay meadow (R22) and moist or wet mesotrophic to eutrophic hay meadow (R35). More research is needed to develop better management strategies for these habitats.

In conclusion, this study shows that sustainable grassland management is essential for protecting biodiversity. The results provide useful insights for ecologically friendly grassland use and highlight the need for further research to improve management in less-studied grassland types.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Wiesen und Weiden	3
1.1.1	Beweidungsmanagement	4
1.1.2	Mahdmanagement und alternative Bewirtschaftungsmethoden	8
1.2	Gebiet Neusiedler See – Seewinkel	9
1.2.1	Geographische Lage	9
1.2.2	Klima und Boden	9
1.2.3	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	10
1.2.4	Historische Landnutzung	11
1.2.5	Beweidungsprogramme im Seewinkel	12
1.3	EUNIS – Klassifizierung	17
1.3.1	Pannonian and pontic sandy steppe (R11)	17
1.3.2	Semi-dry perennial calcareous grassland (meadow steppe) (R1A)	18
1.3.3	Continental dry grassland (true steppe) (R1B)	19
1.3.4	Mesic permanent pasture of lowlands and mountains (R21)	21
1.3.5	Low and medium altitude hay meadow (R22)	21
1.3.6	Moist or wet mesotrophic to eutrophic hay meadow (R35)	22
1.3.7	Temperate and boreal moist or wet oligotrophic grassland (R37)	23
1.3.8	Continental inland salt steppe (R62)	24
1.3.9	Alkaline, calcareous, carbonate-rich small-sedge spring fen (Q41)	25
2	Methodik	27
3	Ergebnisse	29
3.1	Vegetation	29
3.1.1	Beweidung vs. Brachflächen	31
3.1.2	Extensive vs. intensive Beweidung	33
3.1.3	Beweidung vs. Mahd und alternative Managementmethoden	36
3.1.4	Seewinkel – Brache, Weide, Mahd	38
3.2	Vögel	42
3.2.1	Schafstelze	43
3.2.2	Grauammer	44
3.2.3	Feldlerche	46
3.2.4	Rotschenkel	47
3.2.5	Uferschnepfe	49
3.2.6	Schwarzkehlchen	50
3.2.7	Stelzenläufer und Seeregenpfeifer	51
3.3	Arthropoda	51
3.3.1	Spinnen – Araneae	52
3.3.2	Käfer – Coleoptera	56

3.3.3	Heuschrecken – Orthoptera	60
3.3.4	Wanzen – Heteroptera	63
3.3.5	Zikaden – Auchenorrhyncha	65
3.3.6	Bienen – Apiformes.....	66
3.3.7	Ameisen – Formicidae	67
3.3.8	Schmetterlinge – Lepidoptera	69
3.4	Kleinsäuger	70
3.5	Zusammenfassung der Studienergebnisse zur Beweidung und Mahd auf die Organismen....	72
4	Diskussion	74
4.1	Einordnung der Ergebnisse in die Forschungsfrage	74
4.2	Vegetation	75
4.3	Vögel.....	76
4.4	Arthropoden	78
4.5	Fazit	78
5	Schlussfolgerung.....	80
	Literaturverzeichnis.....	82
	Abbildungsverzeichnis	89
	Tabellenverzeichnis	89
	Anhang	94

1 Einleitung

Die biologische Vielfalt schwindet in alarmierendem Tempo, was weitreichende Konsequenzen für die Stabilität von Ökosystemen hat. Ein wesentlicher Treiber dieses Verlustes ist die Intensivierung der Landwirtschaft (Díaz et al. 2019). Die steigende Nachfrage nach Lebensmitteln, Naturfasern und Brennstoffen führt zu einem verstärkten Einsatz von künstlichen Düngemitteln, Pestiziden und landwirtschaftlichen Maschinen sowie zur Umwandlung natürlicher Flächen, wodurch die Artenvielfalt direkt beeinträchtigt wird (Báldi et al. 2013, Janssen et al. 2016). Die Modernisierung und Intensivierung der Landwirtschaft haben in den letzten Jahrzehnten zu einem signifikanten Rückgang der Arten sowie zu einer veränderten Zusammensetzung der Organismengruppen geführt, wodurch insbesondere Vögel (Verhulst et al. 2004), Säugetiere (Mühlböck 2008) und Arthropoden (Báldi et al. 2013) stark betroffen sind (Batáry et al. 2007c, Janssen et al. 2016). Besonders Graslandschaften sind durch veränderte Bewirtschaftungsweisen bedroht: Während einerseits die Intensivierung zu einer Homogenisierung und Verarmung der Lebensräume führt, trägt die Aufgabe traditioneller Bewirtschaftungsmethoden zur Verbuschung und damit zum Verlust offener Habitate bei (Rosenthal et al. 2012). Dies macht den Erhalt naturnaher Wiesen und Weiden zu einer zentralen Herausforderung für den Naturschutz.

Die Bewirtschaftung von Graslandschaften ist essenziell für den Erhalt der Biodiversität – sowohl Übernutzung als auch die Aufgabe traditioneller Methoden gefährden naturnahe Wiesen und Weiden (Young et al. 2005). Während diese in vielen west- und mitteleuropäischen Ländern stark zurückgegangen sind, sind in osteuropäischen Gebieten noch viele naturnahe Graslandschaften erhalten. Allerdings sind auch dort zunehmend Veränderungen in der Landnutzung zu beobachten, die ähnliche negative Effekte wie in West- und Mitteleuropa haben (Tölgyesi et al. 2015). Eine nachhaltige Bewirtschaftung, die an die jeweiligen ökologischen Gegebenheiten angepasst ist, stellt daher eine wesentliche Grundlage für den langfristigen Erhalt dieser wertvollen Lebensräume dar (Young et al. 2005). Im Mittelpunkt der naturnahen Wiesen- und Weidewirtschaft stehen Mahd und Beweidung, welche sowohl positive als auch negative Effekte auf die Artenvielfalt haben können. Mahd bezeichnet das regelmäßige Mähen der Vegetation zur Biomassenentnahme, während Beweidung durch Weidetiere erfolgt, die durch Fraß und Tritt Einfluss auf die Pflanzengesellschaft und die Habitatstruktur nehmen. Die Variation der Beweidungsintensität führt zu strukturell komplexen Landschaften und beeinflusst Prozesse wie die Samenverbreitung, die Habitatvernetzung sowie die Zusammensetzung von Organismengruppen. Gleichzeitig kann eine zu intensive Beweidung oder zu häufige Mahd zu einer Reduktion der Artenvielfalt führen, während eine moderate Nutzung positive Effekte hat. Besonders in produktiven Graslandschaften kann die Wiedereinführung traditioneller

Beweidung die Pflanzenvielfalt erhöhen und verlassene Flächen reaktivieren (Rosenthal et al. 2012). Neben der Landnutzungsänderung spielen auch weitere Faktoren eine entscheidende Rolle für die Biodiversität von Wiesen- und Weidelandschaften. Der Klimawandel, invasive Arten und Stickstoffablagerung bedrohen die Artenvielfalt, indem sie einheimische Arten verdrängen, ökologische Gleichgewichte stören und Lebensräume verändern (Watt und Young 2007). Ein effektives Management muss daher verschiedene Umweltfaktoren mitberücksichtigen, um den langfristigen Erhalt naturnaher Graslandökosysteme zu gewährleisten.

Eine der zentralen Herausforderungen im Graslandmanagement besteht darin, die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmethoden auf die Biodiversität adäquat zu erfassen und zu bewerten. Klassische Messgrößen wie Artenzahl und Individuenzahl allein reichen nicht aus – auch die Zusammensetzung der Arten muss berücksichtigt werden. Spezialisierte Arten bieten beispielsweise wertvolle Hinweise auf die Qualität eines Lebensraumes, während Generalisten weniger spezifische Informationen liefern. Zudem variieren die Effekte der Bewirtschaftung je nach Tier- oder Pflanzengruppe, sodass ein und dieselbe Managementmethode unterschiedliche Auswirkungen auf verschiedene Organismengruppen haben kann (Báldi et al. 2013). In diesem Kontext spielen Managementindikatoren eine entscheidende Rolle. Dabei handelt es sich um Organismen oder ökologische Merkmale, die besonders sensibel auf Veränderungen in der Bewirtschaftung reagieren und somit Rückschlüsse auf die Effektivität bestimmter Managementmaßnahmen zulassen. Beispielsweise kann eine Veränderung in der Zusammensetzung von Bestäuber- oder Pflanzenarten darauf hinweisen, ob eine extensive Beweidung zur Förderung der Biodiversität beiträgt oder ob sich eine intensive Bewirtschaftung negativ auf die Habitatqualität auswirkt. Durch die Identifizierung solcher Indikatoren können gezielte Maßnahmen entwickelt werden, die sowohl die Erhaltung der Artenvielfalt als auch eine nachhaltige Nutzung der Flächen gewährleisten.

Ziel dieser Arbeit ist es, geeignete Managementindikatoren für naturnahe Wiesen- und Weidelandschaften in der Region Neusiedler See – Seewinkel zu identifizieren. Dabei sollen die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmethoden, insbesondere unterschiedlicher Beweidungsintensitäten, Weidetierarten und Mahdregime, auf die Vielfalt der Arten und deren Zusammensetzung untersucht werden. Zudem wird analysiert, inwiefern verschiedene Graslandtypen unterschiedlich auf diese Managementmaßnahmen reagieren. Die Region Neusiedler See – Seewinkel bietet sich als Untersuchungsgebiet besonders an, da hier verschiedene traditionelle Bewirtschaftungsformen noch vorhanden sind, gleichzeitig aber auch Landnutzungsänderungen und damit verbundene Biodiversitätsverluste auftreten. Die gewonnenen Erkenntnisse sollen zur Entwicklung von Empfehlungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung beitragen, die den Erhalt der biologischen Vielfalt in der Region langfristig sichert.

Die zugrundeliegende Forschungsfrage dieser Arbeit lautet daher:

Welche Managementindikatoren existieren für die in der Region Neusiedler See – Seewinkel vorkommenden EUNIS-Graslandtypen, unterscheiden sich diese zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, und lassen sich einheitliche Managementempfehlungen für diese ableiten?

Die Arbeit gliedert sich in mehrere thematische Abschnitte. Nach dieser Einleitung, in der die Relevanz von Wiesen- und Weidelandschaften sowie die Untersuchungsregion genauer vorgestellt werden, folgt die Klassifikation der Lebensraumtypen anhand der EUNIS-Graslandtypen und FFH-Lebensraumtypen. Anschließend wird in der Methodik dargelegt, welche Studien aus dem Pannonischen Becken analysiert wurden und nach welchen Kriterien Managementindikatoren ausgewählt wurden. Die Ergebnisse zeigen die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsformen auf diverse Organismen in unterschiedlichen Graslandtypen. Abschließend werden die Erkenntnisse in der Diskussion analysiert und Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung formuliert.

1.1 Wiesen und Weiden

Wiesen und Weiden sind offene Landschaftsformen, die von krautigen Pflanzen und insbesondere Graminoiden dominiert werden und nur wenige Bäume oder Sträucher enthalten. Diese Lebensräume sind weltweit verbreitet und erfüllen essenzielle ökologische Funktionen. Neben ihrer Bedeutung als Futterquelle für Weidetiere erbringen sie zahlreiche Ökosystemdienstleistungen, darunter Bestäubung, Kohlenstoffspeicherung im Boden und Erosionskontrolle. Zudem beherbergen sie eine hohe biologische Vielfalt, die in vielen Fällen spezifisch an diese Standorte angepasst ist. Einige dieser Graslandschaften zählen zu den artenreichsten Gebieten Europas und sind für das Überleben zahlreicher spezialisierter Arten unerlässlich (Tälle et al. 2016).

Trotz ihrer ökologischen Bedeutung sind Wiesen- und Weidenhabitate zunehmend gefährdet. Sie stehen auf der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs (Essl et al. 2004) und werden auch in der European Red List of Habitats als stark bedroht eingestuft. Laut der Europäischen Umweltagentur sind 53 % der europäischen Wiesen- und Weidenhabitate in einem ungünstigen Erhaltungszustand. Der Verlust dieser Lebensräume ist maßgeblich auf Veränderungen in der Landnutzung zurückzuführen, insbesondere auf die Intensivierung der Landwirtschaft oder die Aufgabe traditioneller Bewirtschaftungsmethoden (Janssen et al. 2016).

Die traditionelle Nutzung von Wiesen und Weiden hat eine lange Geschichte in Europa. Bereits in der Jungsteinzeit führte die Beweidung von Wäldern zur Entstehung von Offenlandhabitaten. Die Praxis

der Mahd begann in der Römerzeit und wurde ab dem Mittelalter als Teil eines gemischten landwirtschaftlichen Systems etabliert. Mit der zunehmenden Mechanisierung der Landwirtschaft im 20. Jahrhundert wurde die Bewirtschaftung intensiviert, was zu einer Umwandlung vieler traditioneller Wiesen und Weiden in ertragreiches Grasland oder Ackerflächen führte. In anderen Regionen hingegen kam es zur Aufgabe der Nutzung, was eine natürliche Sukzession und Verbuschung zur Folge hatte. Beide Entwicklungen – sowohl Intensivierung als auch Nutzungsaufgabe – führten zu einem Rückgang der Artenvielfalt in Graslandhabitaten, da viele spezialisierte Arten auf regelmäßige Störungen angewiesen sind (Körösi et al. 2012, Tälle et al. 2016, Torma et al. 2019).

Die Wahl der Bewirtschaftungsform beeinflusst direkt die Artenvielfalt und Habitatqualität. Sowohl Beweidung als auch Mahd können zur Förderung der Biodiversität beitragen, wirken jedoch unterschiedlich auf die Vegetation und die darin lebenden Organismen. Naturnahe Graslandschaften bieten Lebensraum für zahlreiche Arten, die essenzielle Funktionen wie Bestäubung und Bodenstabilisierung übernehmen. Die nachhaltige Bewirtschaftung dieser Flächen ist daher ein zentraler Faktor für ihren Erhalt. Angesichts der zunehmenden Gefährdung dieser Lebensräume ist es erforderlich, geeignete Managementstrategien zu entwickeln und an die spezifischen Bedingungen einzelner Graslandtypen anzupassen (Briemle et al. 2014).

Die Auswirkungen von Beweidung und Mahd sind jedoch nicht universell, sondern abhängig von Faktoren wie Beweidungsintensität, Weidetierart, Zeitpunkt und Häufigkeit der Mahd sowie den standörtlichen Gegebenheiten. Ein differenziertes Verständnis dieser Zusammenhänge ist entscheidend, um gezielte Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität in Wiesen- und Weidelandschaften zu entwickeln. Die folgenden Kapitel analysieren daher die spezifischen Effekte der verschiedenen Bewirtschaftungsformen und bewerten deren Potenzial zur Erhaltung artenreicher Graslandschaften.

1.1.1 Beweidungsmanagement

Ein effektives Weidemanagement ist entscheidend, um Beweidung gezielt als Maßnahme zur Erhaltung der Biodiversität einzusetzen. Sowohl eine zu intensive als auch eine zu geringe Beweidung kann negative Auswirkungen auf das Ökosystem haben. Überweidung führt zu einer Reduktion der Vegetationsbedeckung, einer verstärkten Bodenverdichtung und einem Rückgang konkurrenzschwacher Arten, während Unterbeweidung die Verbuschung fördert und Offenlandarten verdrängt (Rosenthal et al. 2012).

Um positive Effekte zu erzielen, ist eine durchdachte Planung der Weide- und Herdengröße erforderlich. Standortspezifische Anpassungen, wie die Auswahl geeigneter Weidetiere, die Steuerung der Beweidungsdauer, die temporäre Unterteilung der Flächen oder ergänzende Maßnahmen wie das Entfernen von Sträuchern und Mahd, können dazu beitragen, die Biodiversität zu erhalten (Rosenthal et al. 2012).

Verschiedene Managementoptionen, darunter die Anpassung der Besatzdichte, Weidedauer, Rotationsweiden und die Wahl der Weidetiere, ermöglichen eine gezielte Steuerung der Beweidungsintensität, sodass diese den Naturschutzzielen entspricht. Eine zentrale Herausforderung besteht darin, ein Gleichgewicht zwischen der Förderung einer heterogenen Landschaft mit verschiedenen Sukzessionsstadien und einem ausreichenden Weidedruck zur Offenhaltung der Flächen zu finden (Godó et al. 2017, Rosenthal et al. 2012, Török et al. 2018). Studien zeigen, dass eine zunehmende Beweidungsintensität oft mit einem Rückgang der Artenvielfalt einhergeht (Báldi et al. 2005).

Neben den Eigenschaften der Weidetiere und der Beschaffenheit der Weidefläche beeinflusst auch das jahreszeitliche Beweidungsmanagement (z. B. Frühjahrs-, Sommer- oder Herbstweide) die Entwicklung von Graslandschaften. Der Zeitpunkt der Beweidung spielt eine entscheidende Rolle für das Pflanzenwachstum, da die Reaktion der Vegetation stark davon abhängt, wann die Blätter abgefressen werden (Korner et al. 1999a, Rosenthal et al. 2012).

Bedeutung beweidungsbedingter Störungen für die Pflanzen- und Tierwelt

Im Gegensatz zur Mahd erfolgt der Pflanzenfraß durch Weidetiere selektiv, wodurch bestimmte Arten stärker beeinflusst werden als andere. Fraß, Trittbelastung und Dung schaffen heterogene Strukturen, die zu einer kleinräumigen Diversifizierung der Vegetation führen. Während stark beweidete Flächen oft kurzrasig und lückig sind, weisen extensiv genutzte Weiden eine größere Strukturvielfalt mit Horstgräsern und krautigen Pflanzen auf. Dadurch werden Pionierarten und trittresistente Pflanzen gefördert, während empfindlichere Arten zurückgedrängt werden. Diese kleinräumige Heterogenität führt zu einer mosaikartigen Vegetationsstruktur, die Lebensraum für zahlreiche Tierarten bietet (Briemle et al. 2014, Godó et al. 2017, Rosenthal et al. 2012).

Pflanzen mit vegetativer Vermehrung profitieren besonders von Beweidung, während generativ vermehrende Arten oft im Nachteil sind. Zudem haben Pflanzen mit einer Blütezeit außerhalb der Beweidungsperiode einen Überlebensvorteil (Korner et al. 1999a). Bestimmte Pflanzen, die von Weidetieren gemieden werden – etwa Arten mit Dornen, Brennhaaren oder toxischen Inhaltsstoffen

– können sich ungestört vermehren und treten als Weidefolger vermehrt auf. Werden verholzte Sträucher vor der Beweidung gemäht, fressen Weidetiere hingegen bevorzugt die frischen Triebe, ein Effekt, der auch bei Pflanzen wie Kopfbirse, Kugelbirse, Land-Reitgras und Schilf beobachtet wurde (Korner et al. 1999a).

Durch den Pflanzenfraß wird die Grasnarbe gekürzt, die Bildung von Seitentrieben und Zwergwuchs gefördert und eine übermäßige Ansammlung von Streu verhindert, wodurch die Lichtverfügbarkeit in Bodennähe steigt. Dadurch erhalten konkurrenzschwächere Pflanzenarten bessere Wachstumsbedingungen, was die Artenvielfalt und die Besiedlungsdynamik innerhalb der Pflanzengemeinschaften fördert (Godó et al. 2017). Besonders die durch Beweidung entstehenden Lücken spielen eine zentrale Rolle für die Vegetationszusammensetzung. Während ganzjährige Beweidung größere Lücken erzeugt, führt eine Herbstbeweidung zu länger bestehenden offenen Bereichen als eine Frühjahrsbeweidung. Größe und Zeitpunkt der Lückenbildung beeinflussen zudem, ob sich Pflanzen über Samen (bei großen Lücken) oder vegetativ (bei kleineren Lücken) ausbreiten (Rosenthal et al. 2012).

Neben dem Fraß hat auch die Tritteinwirkung erhebliche Auswirkungen auf die Pflanzengemeinschaften. Das Trampeln der Weidetiere verändert die Bodenstruktur, beeinflusst Lichtverhältnisse und kann die Keimung bestimmter Pflanzenarten fördern. In intensiv genutzten Bereichen kann es hingegen zur Reduktion von Rhizompflanzen wie Schilf kommen (Dvorak et al. 2016, Holzmann et al. 2015, Korner et al. 1999a, Rosenthal et al. 2012, Török et al. 2018). Auch das Suhlen von Weidetieren kann durch Bodenstörungen die Etablierung kurzlebiger Pflanzenarten begünstigen (Rosenthal et al. 2012).

Ein weiterer wichtiger Aspekt der Beweidung ist die Samenverbreitung. Über Epizoochorie (Haften der Samen im Fell) oder Endozoochorie (Verbreitung über den Kot) tragen Weidetiere aktiv zur Samenverbreitung bei (Korner et al. 1999a, Rosenthal et al. 2012, Tälle et al. 2016). Ihr Kot und Urin fungieren zudem als natürliche Düngung und verbessern die Bodenfruchtbarkeit (Kovacsics-Vári et al. 2023).

Neben den direkten Einflüssen auf die Vegetation wirkt sich Beweidung auch auf Arthropodengemeinschaften aus. Während Zertrampeln und Fraß die Population bestimmter Arten verringern können, entstehen durch die Veränderung der Vegetationsstruktur auch neue Lebensräume. Diese Effekte variieren jedoch je nach Arthropodengruppe und Habitattyp (Torma et al. 2023).

Unterschiedliche Auswirkungen diverser Beweidungsintensitäten und Weidetiere

Die Beweidung beeinflusst durch selektive Nahrungsaufnahme die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften. Nährstoffreiche, weniger faserige Pflanzen werden bevorzugt gefressen, während harte oder schlecht verdauliche Arten oft gemieden werden. Mit steigender Beweidungsintensität nimmt die Futterqualität ab, wodurch die Tiere weniger selektiv fressen und auch minderwertigere Pflanzen in ihre Nahrung aufnehmen (Török et al. 2018).

Neben der Intensität spielt die Art der Weidetiere eine zentrale Rolle, da sie unterschiedliche Fressstrategien und Nahrungspräferenzen haben. Pferde und Esel decken ihren Nährstoffbedarf durch die Aufnahme großer Mengen an faserreichem, überreifem Futter wie *Juncus effusus*, *Deschampsia cespitosa* und *Molinia caerulea*. Sie eignen sich daher besonders für die Reduktion von Grasüberwuchs auf nährstoffärmeren Standorten (Rosenthal et al. 2012). Als Fluchttiere benötigen sie zudem eingezäunte Weideflächen (Holzmann et al. 2015).

Rinder beweiden die Vegetation weniger selektiv als Pferde oder Schafe, was eine vielfältigere Pflanzendecke begünstigt. Mit ihrer breiten Zunge reißen sie hohes Gras ab, während sie in niedriger Vegetation das Futter mithilfe ihrer Kauplatten aufnehmen. Diese Fressstrategie führt zu einer gleichmäßigeren Beweidung und kann die Vielfalt der Pflanzenarten erhöhen (Holzmann et al. 2015, Korner et al. 1999a, Rosenthal et al. 2012, Torma et al. 2023, Török et al. 2014, Török et al. 2016).

Schafe und Ziegen hingegen sind deutlich selektiver. Mit ihrem schmalen, spitzen Maul nehmen sie gezielt bestimmte Pflanzenarten auf. Schafe bevorzugen Kräuter und Hülsenfrüchte, während Ziegen auch verholzte Pflanzen fressen und dadurch die Vegetationsstruktur vielfältiger gestalten können (Rosenthal et al. 2012). Aufgrund ihrer starken Selektion kann die Pflanzenvielfalt auf Schafweiden geringer sein als auf Rinderweiden (Tóth et al. 2018). Zudem sind Schafe effektiver darin, unerwünschte Grasbüschel von *Nardus stricta* zu meiden, wodurch dessen Bestände auf Schafweiden zunehmen, während sie auf Rinderweiden zurückgehen (Rosenthal et al. 2012).

Die Selektivität der Weidetiere beeinflusst die Pflanzenartenvielfalt direkt. In Habitaten mit reichlich bevorzugtem Futter wählen die Tiere gezielt ihre Nahrung. Wenn diese seltener wird, verlängert sich die Suchzeit, was eine gleichmäßigere Beweidung zur Folge hat. Beispielsweise bevorzugen Schafe primär Gräser, fressen aber bei abnehmendem Grasbestand vermehrt Zwergsträucher. Ähnlich verhalten sich Rinder, die *Deschampsia flexuosa* bevorzugen, jedoch auf *Calluna vulgaris* umsteigen, wenn keine Alternative verfügbar ist (Rosenthal et al. 2012).

Insgesamt zeigt sich, dass die Pflanzenartenvielfalt auf Rinderweiden tendenziell höher ist als auf Pferde- oder Schafweiden. Während Rinder und Pferde vorwiegend Gräser fressen, selektieren Esel

verstärkt Hülsenfrüchte, und Schafe bevorzugen sowohl Hülsenfrüchte als auch Kräuter (Rosenthal et al. 2012). Die Wahl der Weidetiere ist daher ein entscheidender Faktor für den Erhalt der Biodiversität und sollte an die standortspezifischen Gegebenheiten angepasst werden (Tóth et al. 2018).

Beweidung gilt als effektive Maßnahme, um die Sukzession in Offenlandhabitaten zu steuern und die Dominanz von Gräsern und Sträuchern zu verhindern. Während positive Effekte extensiver Beweidung auf Pflanzengemeinschaften gut belegt sind, sind die Auswirkungen auf Insekten komplexer. Dies liegt an den unterschiedlichen Lebensweisen innerhalb einzelner Arthropodengruppen. Daher ist Beweidung kein universelles Mittel, sondern muss an die spezifischen Anforderungen der jeweiligen Artengruppen und Lebensräume angepasst werden (Rabitsch 2008).

1.1.2 Mahdmanagement und alternative Bewirtschaftungsmethoden

Die Mahd wird als kostengünstige Alternative zur Beweidung angesehen und hat vielfältige Auswirkungen auf die Vegetation und die darin lebenden Organismen. Während die Biomasse bei der Beweidung schrittweise abgebaut wird, erfolgt durch die Mahd eine abrupte, flächendeckende Entfernung der gesamten Vegetation. Dies kann sich negativ auf die Pflanzenvielfalt auswirken, da strukturreiche Lebensräume in homogenere Flächen umgewandelt werden (Tälle et al. 2016, Torma et al. 2019).

Die Mahd dient primär der Futtergewinnung und kann in unterschiedlicher Häufigkeit erfolgen (einschürig, zweischürig oder mehrfach). Mahdflächen zeichnen sich typischerweise durch eine dichte, homogene Grasnarbe aus, da die Vegetation nach jedem Schnitt synchron nachwächst. Da keine Trittbelastung durch Weidetiere erfolgt, bleibt die Bodenstruktur weitgehend erhalten, jedoch geht die mikrostrukturelle Vielfalt im Vergleich zu beweideten Flächen verloren. Durch die regelmäßige Störung werden niederwüchsige, rosettenbildende und konkurrenzschwache Pflanzen gefördert, während Arten, die auf eine heterogene Vegetationsstruktur angewiesen sind, benachteiligt werden (Briemle et al. 2014, Torma et al. 2019).

Das vollständige Entfernen der Vegetation stellt insbesondere für Pflanzenfresser wie Heuschrecken und Wanzen eine erhebliche Bedrohung dar. Ihre Eier werden häufig an Blättern abgelegt und durch die Mahd zerstört. Zudem fehlt den Tieren nach der Mahd der Schutz vor Fressfeinden, und ihre Fluchtmöglichkeiten sind aufgrund der großflächigen, schnellen Bearbeitung stark eingeschränkt. Diese Faktoren können sowohl die Populationsgröße als auch die Artenvielfalt erheblich reduzieren (Torma et al. 2019).

Trotz dieser Nachteile kann die Mahd als gezielte Störungsmaßnahme zur Förderung der Biodiversität beitragen, sofern sie in einer angepassten Intensität und Häufigkeit erfolgt (Tölgyesi et al. 2015).

Alternativ werden Mulchen und kontrolliertes Abbrennen zur Offenhaltung von Grasland eingesetzt. Beim Mulchen bleibt das zerkleinerte Pflanzenmaterial auf der Fläche, wodurch Gehölze zurückgedrängt und Nährstoffe im System gehalten werden. Abbrennen ist eine traditionelle, heute selten genutzte Methode zur schnellen Entfernung von Pflanzenmaterial und zur Gehölzreduzierung (Bódis et al. 2021). Da diese Methoden in den analysierten Studien nur experimentell untersucht wurden und nicht als gängige Managementpraxis gelten, werden sie in dieser Arbeit nicht weiter vertieft.

1.2 Gebiet Neusiedler See – Seewinkel

1.2.1 Geographische Lage

Das Neusiedler-See Gebiet, das sich rund 40 km südöstlich von Wien befindet, wird geographisch von der Parndorfer Platte im Norden, dem Leithagebirge im Nordwesten, dem Ruster Höhenzug im Westen und dem Wolfser Rücken im Süden begrenzt. Die Lage im Grenzgebiet zwischen Österreich und Ungarn hat die Landnutzung wesentlich geprägt und formt bis heute das Landschaftsbild (Dvorak et al. 2016, Geiser et al. 1993).

Von der östlichen Uferregion bis hin zur ungarischen Grenze erstreckt sich das 450 km² große Gebiet des Seewinkels, das für die Bewahrungszone des Nationalparks bekannt ist. Der Wagram der Parndorfer Platte im Norden sowie der Einserkanal im Süden begrenzen die Region. Ein kleiner Teil des Seewinkels liegt auch in Ungarn (Dvorak et al. 2016, Korner et al. 2008). Typisch für die Region des Seewinkels sind Wiesen- und Weideflächen, Weingärten sowie Ackerflächen und die geschützten Salzlacken (Suske et al. 2015).

1.2.2 Klima und Boden

Das Klima im Gebiet rund um den Neusiedler See ist durch seinen pannonischen Einfluss geprägt und weist charakteristische Merkmale auf. Besonders auffällig sind die großen täglichen und jahreszeitlichen Schwankungen sowohl der Temperatur als auch der Luftfeuchtigkeit. Mit einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von 10 °C zählt die Region zu den wärmsten in Österreich. Gleichzeitig ist sie auch eine der trockensten, mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von nur etwa 600 mm. Während die höchsten Niederschlagsmengen im Sommer auftreten, sind die Wintermonate besonders niederschlagsarm. Eine weitere klimatische Besonderheit ist die nahezu

konstante Luftbewegung: Windstille ist selten, und leichte Windbrisen mit Geschwindigkeiten von 0 bis 5 km/h sind fast durchgehend vorhanden. Diese stetige Luftzirkulation trägt zur verringerten Luftfeuchtigkeit bei und verstärkt die Trockenheit in der Region zusätzlich. Die beschriebenen klimatischen Bedingungen und die geologische Entwicklung der Region haben zu einer Vielfalt an Bodenarten geführt. Man findet hier Salzböden, fruchtbare Schwarzerde und sandige Böden. Aufgrund der speziellen Steppenvegetation, den Salzlacken und der salzigen Böden ist diese Gegend eine der ökologisch wertvollsten Landschaften Mitteleuropas (Euller et al. 2014, Geiser et al. 1993, Steingruber 2013).

Die Bodenverhältnisse im Seewinkel gliedern sich in zwei Haupttypen: Im Norden und Osten dominieren Steppenschwarzerden (Tschernoseme), im südlichen Teil hingegen lässt sich ein Mosaik aus unterschiedlichsten Bodentypen erkennen: rotbraune Paratschernoseme, sandige Böden sowie Salzoberflächen (Dvorak et al. 2016).

1.2.3 Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

Die Umgebung des Neusiedler Sees gilt als eines der bedeutendsten Zielgebiete für ornithologische Beobachtungen in Österreich (Dvorak et al. 2016). Viele Vogelarten mit europäischer und teilweise auch weltweiter Relevanz finden hier ihr Brut-, Nahrungs- und Durchzugsgebiet. Für sie sind vor allem der Schilfgürtel des Sees und die Salzlacken im Seewinkel von großer Bedeutung. Der Säbelschnäbler oder der Seeregenpfeifer sind besondere Arten, welche in den heimischen Salzlacken brüten. Für Blässgans, Graugans und Kolbente ist der Seewinkel ein Durchzugs- oder Rastgebiet. Im Schilfgürtel ist das Brutvorkommen der global bedrohten Moorente, aber auch jenes der Silberreiher und Löffler, nennenswert. Am Übergang zwischen Schilf und den angrenzenden Wiesen und Weiden lässt sich die letzte, in Österreich vorkommende, Population der Sumpfwühlmaus finden (Suske et al. 2015). Auch Reiher, Löffler, Stelzenläufer, Wiedehopf, Blaukehlchen und viele weitere Vogelarten sind charakteristisch für dieses Gebiet und locken viele Besucher an (Dvorak et al. 2016).

Der Schutz dieser einzigartigen Vogelwelt leistete einen wesentlichen Beitrag zur Gründung des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel im Norden des Burgenlands im Jahr 1993. Der grenzübergreifende Nationalpark umfasst eine Gesamtfläche von rund 10.000 ha, wovon circa 5.000 ha Naturzone sind (Abbildung 1). Ein besonderes Hauptaugenmerk lag seit der Gründung des Nationalparks in der Wiederetablierung der traditionellen Weidepraktiken (Dvorak et al. 2016).

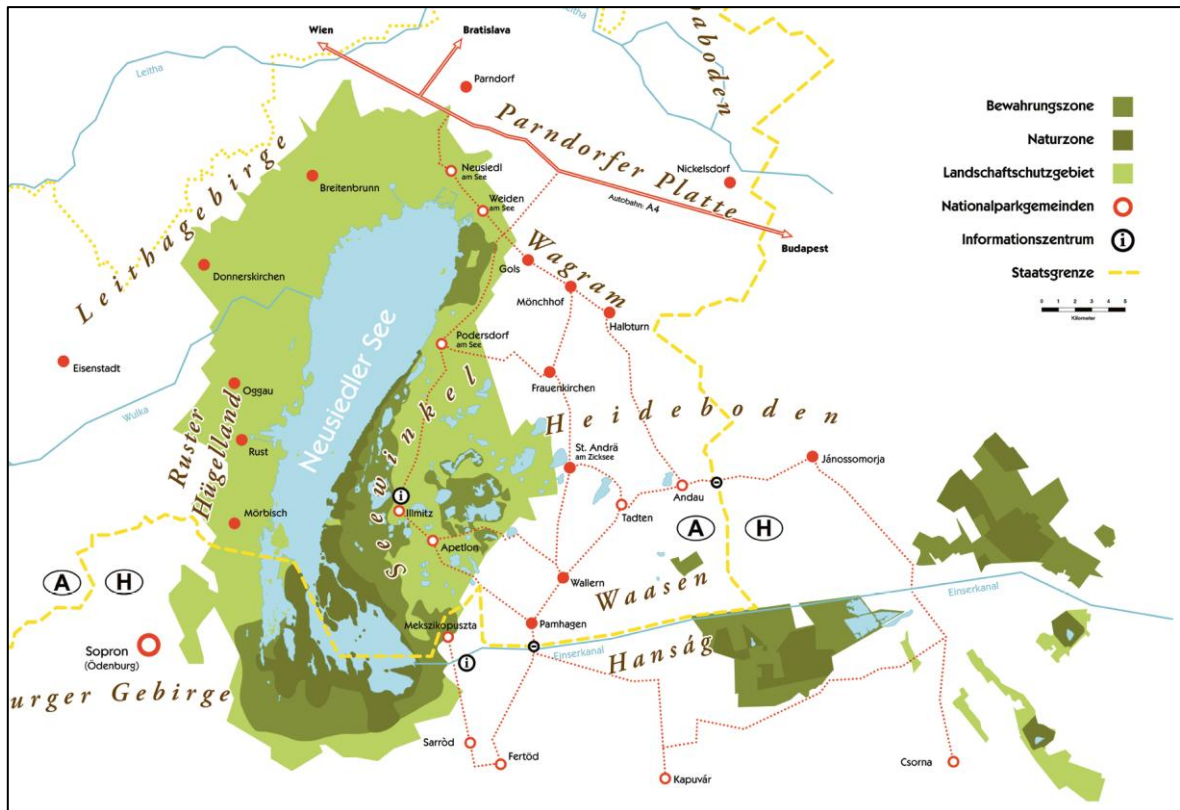


Abbildung 1: Das Gebiet des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel eingeteilt in Bewahrungszone, Naturzone und Landschaftsschutzgebiet (Quelle: Ehrenfeldner 2021)

1.2.4 Historische Landnutzung

Die Puszta im Nationalpark Neusiedlersee – Seewinkel ist ein großes Gebiet, das durch jahrhundertelange Viehzucht geprägt wurde. Einst nutzte man viele Flächen als traditionelle Hutweiden und mähte sie, um Winterfutter für die Tiere zu produzieren. Dabei holte ein Hirte die Tiere des Dorfes am Morgen und brachte diese gemischte Herde auf die Hutweiden. Die Nächte verbrachten die Tiere in ihrem Stall im Dorf. Historische Daten belegen, dass die Zahl der Tiere im Jahr 1816 bei 962 Tieren (156 Ochsen, 313 Kühen, 83 Zugpferde, 111 weitere Pferde, 16 Schweine sowie 283 Schafe) lag. Sie wurden in mehreren Herden auf die Weideflächen gebracht. Nach dem 2. Weltkrieg gab es drei Herden in Illmitz: Pferde- und Rinderherde (ca. 800-1.000 Tiere), Rinderherde (150-200 Tiere) und eine Schweineherde (50-60 Tiere). Diese Praxis machte die Region zu einer der ökologisch wertvollsten in Mitteleuropa (Korner et al. 1999a).

Die Modernisierung der Landwirtschaft ab den 1950er Jahren führte zu einem enormen Verlust der Salzlebensräume sowie Wiesen und Weiden. Da diese wirtschaftlich nicht rentabel waren, wurden sie in Ackerfläche und Weingärten umgewandelt (Dvorak et al. 2016, Euller et al. 2014, Holzmann et al. 2015, Milasowszky und Waitzbauer 2008).

Diese Veränderungen der Landnutzung in den letzten 150 Jahren führten zu alarmierenden Auswirkungen. Im Jahr 1855 gab es etwa 6.300 Hektar Hutweideflächen. Bis 1950 schrumpfte diese Fläche auf 4.140 Hektar und bis 1986 auf lediglich 650 Hektar. Ebenso nahmen die Wiesenflächen ab: von 3.725 Hektar im Jahr 1950 auf 1.025 Hektar im Jahr 1986. Auch die Anzahl der Salzlacken reduzierte sich drastisch: von 139 im Jahr 1855 auf 79 im Jahr 1950, 63 im Jahr 1986 und schließlich auf 35 Lacken im Jahr 1993. Diese alarmierenden Entwicklungen führten auch zu einem Verlust vieler Vogelarten (z.B. Zwergseeschwalbe oder Triel). Die Gründe dafür sind zum einen die Entwässerung, aber auch die Aufgabe der traditionellen Bewirtschaftung (extensive Beweidung oder Mahd). Während viele Flächen verbrachten, kam es an anderen Standorten durch den Nährstoffeintrag der umliegenden intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiete zu einer Verschilfung (Bieringer 2008, Korner et al. 2008, Milasowszky und Waitzbauer 2008).

1.2.5 Beweidungsprogramme im Seewinkel

Mit der Gründung des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel im Jahr 1993 wurde die extensive Beweidung zum Schutz der Wiesen- und Weidenflächen mit ihrer speziellen Flora und Fauna wieder eingeführt und über Managementplänen geregelt. Dadurch kam es zu einer Flächenzunahme der Hutweiden von rund 400 ha im Jahr 1980 auf 815 ha im Jahr 1994. Im Jahr 2008 wurde die Fläche der Hutweiden auf 1.600 ha geschätzt. Gebiete, die bereits vor der Gründung des Nationalparks beweidet wurden sind das Gebiet um die Lange Lacke, welches durch eine Fleckvieh-Rinderherde beweidet wurde, oder auch das von Pferden beweidete Gebiet im Seevorgelände der Hölle (Podersdorfer Pferdeweide). Hier wurde die Beweidung auf Drängen von Vogelkundlern bereits 1987 wiedereingeführt. Mit der Gründung des Nationalparks folgten weitere Gebiete, die durch traditionelle Haustierrassen beweidet werden (Bieringer 2008, Ehrenfeldner 2021, Euller et al. 2014, Korner et al. 1999a, Rabitsch 2008, Traxler et al. 1993).

Um die fortschreitende Sukzession der Lebensräume, welche in den 70ern und 80ern stattfand, zu verhindern wurden Managementpläne entwickelt. Die Eutrophierung durch die Düngung umliegender Gebiete und das Absinken des Wasserspiegels sollen zudem verhindert werden. Ziel solcher Managementpläne sind die Förderung von Spezialisten sowie das gleichzeitige Zurückdrängen der Generalisten. Durch traditionelle Bewirtschaftungsarten, wie Beweidung oder Mahd, wird die typische Offenheit der Landschaften gefördert und gleichzeitig Neophyten verdrängt. Für die optimale Weideintensität müssen viele Faktoren, wie der Graslandtyp, Standort, Wasserverfügbarkeit aber auch die Beschaffenheit und Qualität des Bodens berücksichtigt werden (Holzmann et al. 2015).

Es wurden verschiedene Managementpläne entwickelt, die den Schutz des Lebensraumes abzielen:

- Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebiets Neusiedler See – nordöstliches Leithagebirge (Oktober 2014)
- Europaschutzgebiet Neusiedler See – nordöstliches Leithagebirge: Managementplan (April 2015) (Ehrenfeldner 2021).

Zum aktuellen Zeitpunkt werden keine Wiesen und Weiden im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel gedüngt (Ehrenfeldner 2021). Jedoch gibt es im Seewinkel verschiedenste Beweidungsprogramme (Abbildung 2) welche im folgenden kurz vorgestellt werden:

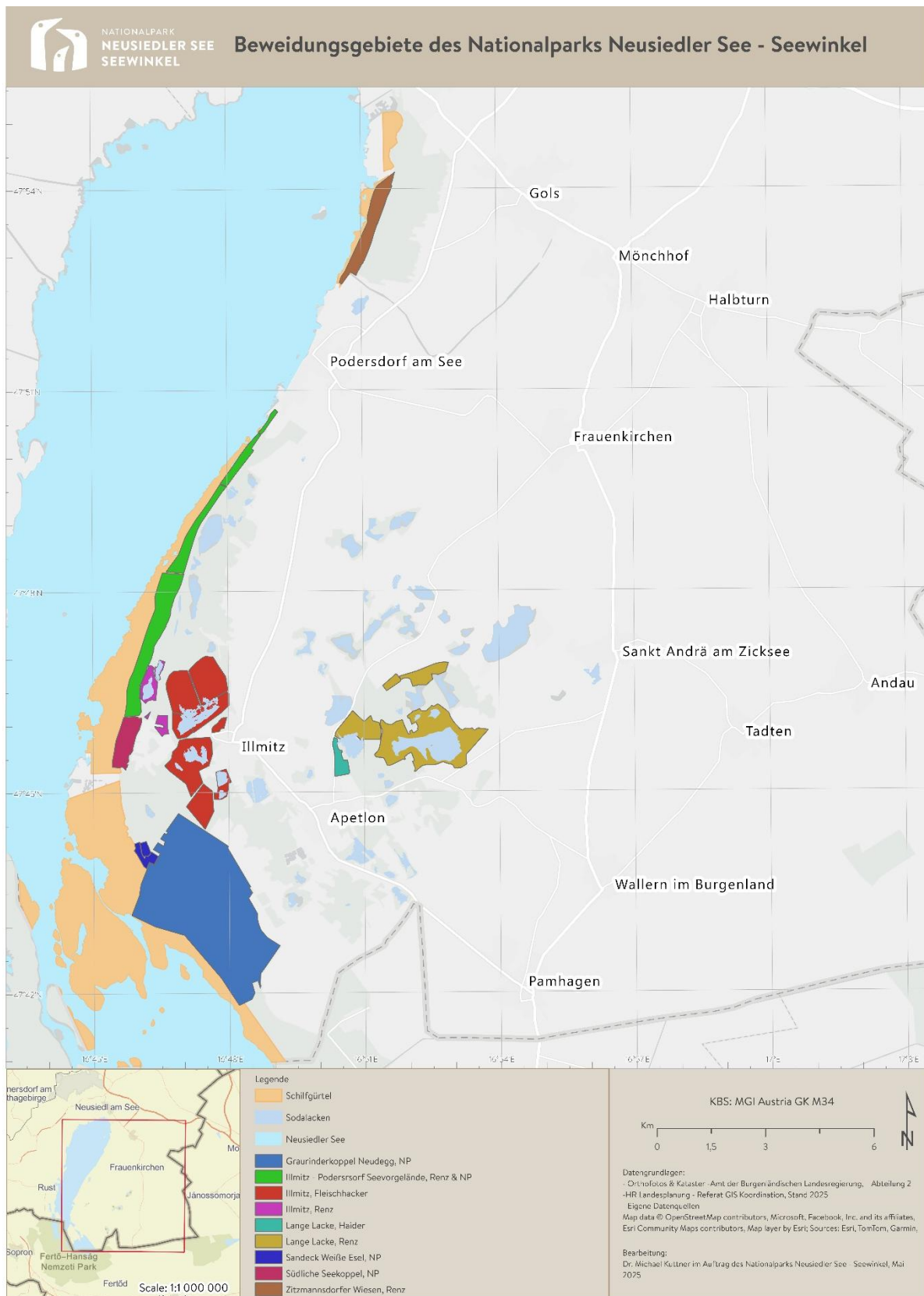


Abbildung 2: Beweidete Gebiete des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. (Quelle: Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Graurinderkoppel Neudegg – Graurinder, Wasserbüffel (Nationalpark)

Die Graurinderkoppel wurde im Jahr 1993 im Zuge der Gründung des Nationalparks eingerichtet. Bereits 1999 wurde der Bestand auf über 100 Tiere geschätzt. Seit 1996 werden die Koppeln nicht nur von Graurindern, sondern auch von Wasserbüffeln genutzt. Im Jahr 2015 erreichte die Population 325 Graurinder und 55 Wasserbüffel (Dvorak et al. 2016, Milasowszky und Waitzbauer 2008). Aktuell weiden insgesamt 179 Graurinder und 124 Wasserbüffel auf der Weide in Neudegg und im Gebiet der südlichen Seekoppel (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Südliche Seekoppel – Graurinder, Wasserbüffel (Nationalpark)

In diesem Gebiet befindet sich ein Teilbestand der oben genannten Graurinder und Wasserbüffel (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Illmitz, Podersdorf Seevorgelände – Przewalskipferde (Nationalpark); Fleckvieh, Black-Angus (Familie Renz)

Die Beweidung des Gebietes begann mit rund 100 Rindern im Jahr 2009, wurde von 2010 bis 2011 eingestellt und anschließend mit 30-35 Rindern erneut weitergeführt (Dvorak et al. 2016). Aktuell werden im Podersdorfer Seevorgelände zwölf Przewalskipferde ganzjährig auf einer Koppel gehalten, die gemeinsam mit Fleckvieh- und Black-Angus-Rindern der Familie Renz genutzt wird (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Illmitz – Fleckvieh, Black-Angus (Familie Renz); Limousin (Familie Fleischhacker)

Hierbei handelt es sich um zwei beweidete Flächen, welche von 1987 bis 2003 von einer Herde beweidet wurden. Der enorme Anstieg der Herdengröße von ursprünglich 15 auf 130 Tiere führte im Jahr 2004 zur Aufteilung der Herde in zwei Gebiete. Von 2008 bis 2012 weideten vor den Rindern 30 Pferde im Gebiet (Dvorak et al. 2016, Korner et al. 1999a, Korner et al. 2008, Milasowszky und Waitzbauer 2008). Aktuell umfasst das Beweidungsregime im Gebiet etwa 150 Rinder der Rassen Fleckvieh und Black-Angus (Familie Renz) sowie rund 150 Limousin-Rinder (Familie Fleischhacker) (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Lange Lacke – Fleckvieh, Black-Angus (Familie Renz); Schafe, Kühe (Familie Haider)

Das Gebiet um die Salzlacke ist die einzige Fläche des Nationalparks, welche kontinuierlich mit Rindern beweidet wurde, jedoch wurde durch den Wandel der Landwirtschaft die Herdengröße immer kleiner. Mit der zunehmenden Bedeutung extensiver Beweidung in den 80er-Jahren wurde der Bestand der Rinderherde größer. Der Bestand im Jahr 2016 umfasste zwischen 300-350 Rinder. Bei diesen

Hutweiden handelt es sich um sehr trockene Steppenstandorte. Der Beweidungsdruck ist lediglich auf der Nordseite ausreichend, da die Südseite durch die große Entfernung weitgehend unterbeweidet bleibt (Dvorak et al. 2016). Zurzeit beweiden rund 80 Rinder der Familie Renz (Fleckvieh, Black-Angus) sowie zehn Schafe und fünf Kühe der Familie Haider das Gebiet um die Lange Lacke (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Sandeck – Weiße Esel (Nationalpark)

1998 begann der Aufbau der Koppel mit Weißen Eseln in Sandeck, wobei im Jahr 2001 bereits 30-40 Tiere weideten. Ab Mai weiden die Weißen Esel beim Sandecker Wäldchen auf erhöhten Sandtrockenrasen. Im Juni ziehen die Tiere in das Vorgelände des Sees (Dvorak et al. 2016, Milasowszky und Waitzbauer 2008). Im Jahr 2025 umfasst der Bestand der Weißen Esel 23 Tiere (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Zitzmannsdorfer Wiesen – Black-Angus (Familie Renz)

Die Zitzmannsdorfer Wiesen bilden ein Mosaik aus diversen Graslandtypen. Aufgrund der Präferenz der Tiere kommt es zu einem deutlich höheren Weidedruck auf den landseitigen Flächen, während die Schilfränder gemieden werden. Hierbei handelt es sich um eine Portionsweide. Das bedeutet, dass im Frühjahr der nördliche Teil und anschließend der Südteil beweidet wird. Danach wird wechselweise das gesamte Gebiet beweidet (Dvorak et al. 2016). Aktuell kommen in diesem Gebiet ungefähr 20 Black-Angus-Rinder der Familie Renz zur Beweidung zum Einsatz (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

Rotationsweide – Dorperschafe und Ziegen (Nationalpark)

Ergänzend zu den festen Weiden werden im Nationalpark auch Rotationsweiden eingesetzt, auf denen aktuell acht Dorperschafe und drei Ziegen gehalten werden. Diese Flächen variieren standortabhängig in Ausdehnung sowie Nutzungshäufigkeit (Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).

1.3 EUNIS – Klassifizierung

Die EUNIS-Klassifikation (European Nature Information System) ist ein europaweit standardisiertes System zur Kategorisierung von Lebensräumen, das in den 1990er Jahren von der Europäischen Umweltagentur (EEA) entwickelt wurde. Es dient als Referenzrahmen für Naturschutzmaßnahmen, Umweltbewertungen und wissenschaftlichen Analysen und findet Anwendung in der Gestaltung von Schutzgebieten, dem Umweltmonitoring, der Managementplanung sowie in ökologischen Restaurierungsmaßnahmen. Die Klassifikation folgt einer hierarchischen Struktur und umfasst sowohl marine als auch terrestrische Lebensräume (Chytrý et al. 2020).

Im Rahmen dieser Untersuchung wird die EUNIS-Klassifikation zur Analyse der Bewirtschaftungseffekte auf Indikatoren in den Graslandtypen des Neusiedler See – Seewinkel herangezogen. Die Unterscheidung der Graslandtypen erfolgt auf Klassifikationsebene 3, wodurch eine detaillierte Differenzierung innerhalb der untersuchten Landschaften möglich wird. Diese Arbeit orientiert sich an den überarbeiteten Definitionen von Chytrý et al. (2020), die eine präzisere und einheitlichere Einordnung der untersuchten Lebensräume ermöglichen.

Die Wahl der EUNIS-Klassifikation beruht auf ihrer europaweiten Gültigkeit und der daraus resultierenden Standardisierung, die insbesondere für vergleichende wissenschaftliche Analysen von Vorteil ist. Allerdings basieren sämtliche im Rahmen dieser Arbeit ausgewerteten Studien auf der FFH-Habitatklassifikation gemäß Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Um dennoch eine einheitliche Darstellung zu gewährleisten, wurden die FFH-Lebensraumtypen den entsprechenden EUNIS-Kategorien zugeordnet. Dadurch wird eine verbesserte Vergleichbarkeit der Studienergebnisse mit bestehenden naturschutzfachlichen Einstufungen ermöglicht.

Besonders hervorzuheben ist hierbei der EUNIS-Graslandtyp „Kontinentale Trockenrasen (R1B)“, dem zwei unterschiedliche FFH-Lebensraumtypen zugeordnet sind: 6240 – Subpannonische Steppentrockenrasen und 6250 – Pannonische Löss trockenrasen. Aufgrund dieser differenzierten naturschutzfachlichen Bedeutung wird bei diesem EUNIS-Typ stets die genauere FFH-Kategorie angegeben.

1.3.1 Pannonian and pontic sandy steppe (R11)

FFH – Lebensraumtyp: 6260 – Pannonic sand steppes

Dieser Graslandtyp umfasst kalkreiche Sandtrockenrasen mit offener, lückiger Vegetationsstruktur, die durch hohe Sonneneinstrahlung und ausgeprägte Windexposition gekennzeichnet sind. Die Graslandschaften entwickeln sich auf basenreichen alluvial Sanden mit humusarmen Karbonat-

Rohböden wie Rendzina und Protorendzina. Sie sind nährstoffarm bis oligotroph, mit einem Wasserhaushalt, der von trocken bis sehr trocken variiert. Das Klima ist subkontinental bis kontinental. Dieser spezifische Lebensraumtyp ist ausschließlich in der kollinen Höhenstufe bis zu einer Seehöhe von etwa 300 Metern zu finden (Ellmauer 2005).

Die Vegetation wird von niederwüchsigen Horstgräsern dominiert, deren Fortbestand maßgeblich durch extensive Beweidung gefördert wurde. Ohne Bewirtschaftung schließt sich die Vegetationsdecke langsam, wodurch sich Trockengebüsche oder -wälder entwickeln. Da die Sukzession in diesem Lebensraumtyp nur äußerst langsam voranschreitet, ist der Erhalt der Bewirtschaftung entscheidend (Ellmauer 2005).

Hauptgefährdungen sind die Intensivierung oder Aufgabe der Nutzung sowie Nährstoffeinträge aus angrenzenden Flächen, die das Eindringen invasiver Neophyten begünstigen. Ist eine extensive Beweidung nicht möglich, sollte eine Mahd einmal jährlich oder alle zwei Jahre erfolgen, während eine Düngung vermieden werden sollte (Ellmauer 2005).

Dieser Lebensraumtyp ist in subkontinentalen Gebieten Mittel-, Ost- und Südosteuropas verbreitet. In Österreich ist er mit 175 ha ausschließlich im Pannonikum zu finden (Ellmauer 2005).

1.3.2 Semi-dry perennial calcareous grassland (meadow steppe) (R1A)

FFH – Lebensraumtyp: 6210 – Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (Festuco-Brometalia)

Halbtrocken- und Trockenrasen auf basenreichen Böden sind stark von extensiver Bewirtschaftung geprägt und weisen je nach Wasserverfügbarkeit unterschiedliche Vegetationsstrukturen auf. Halbtrockenrasen haben eine dichtere, höher wachsende Krautschicht mit breitblättrigen Pflanzenarten, während Trockenrasen in ariden Gebieten vorkommen und eine lückenhafte, niederwüchsige Vegetation mit xerophilen Arten aufweisen (Ellmauer 2005).

Die Böden bestehen aus Karbonat- und Silikatgestein mit humusarmen Rendzina-, Pararendzina-, Ranker- und Kalk-Braunerdeböden, die nährstoffarm bis oligotroph sind. Der Wasserhaushalt variiert von mäßig trocken (Halbtrockenrasen) bis sehr trocken (Trockenrasen). Diese Graslandtypen kommen hauptsächlich in der kollinen bis submontanen Höhenstufe bis 800 m vor, mit Vorkommen in den trockenen Tälern der Zentralalpen (Ellmauer 2005).

Die Vegetation wird durch extensive Bewirtschaftung mittels Beweidung oder Mahd erhalten. Gemähte Flächen sind oft von der Aufrechten Trespe (*Bromus erectus*) dominiert, während in

beweideten Gebieten die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*), der Furchen-Schwingel (*Festuca rupicola*) und das Zittergras (*Briza media*) charakteristisch sind. Viele Orchideenarten sind ebenfalls typisch für Halbtrockenrasen (Ellmauer 2005).

Wird die Bewirtschaftung aufgegeben, führt dies aufgrund der geringen Produktivität zunächst zu einer langsamen Sukzession, die schließlich in eine Verwaldung übergehen kann. Eine intensive Düngung hingegen reduziert die Artenvielfalt und fördert produktive, aber artenarme Bestände (Ellmauer 2005).

Hauptgefährdungen sind die Aufgabe oder Intensivierung der Nutzung, Nährstoffeinträge durch Düngung sowie das Eindringen invasiver Neophyten. Als Managementmaßnahmen werden eine extensive Beweidung oder Mahd empfohlen, wobei Letztere 1–2 Mal jährlich erfolgen sollte. Eine Düngung sollte unterbleiben, um die Artenvielfalt zu erhalten (Ellmauer 2005).

Die Hauptverbreitung dieser Lebensräume liegt in Süd-, Südost- und Südwesteuropa, mit Ausdehnungen in boreale und atlantische Regionen. In Österreich gibt es rund 5.000 ha dieser Graslandtypen, wobei Halbtrockenrasen häufiger vorkommen als Trockenrasen, die vor allem im Pannonikum verbreitet sind (Ellmauer 2005). Im Untersuchungsgebiet kommen Halbtrocken- und Trockenrasen im Norden der Zitzmannsdorfer Wiesen und am Seedamm des östlichen Seeufers vor (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

1.3.3 Continental dry grassland (true steppe) (R1B)

FFH – Lebensraumtyp: 6240 – Sub-pannonic steppic grasslands

Dieser Lebensraumtyp ist typisch für trockene, regenarme Gebiete und wird von einer spärlich bewachsenen Krautschicht mit Horstgräsern dominiert. Durch menschliche Nutzung hat sich diese Vegetation weiter ausgebreitet (Ellmauer 2005).

Die Böden bestehen überwiegend aus Karbonat-Rohböden, seltener aus Sandrohböden oder Tschernosem, und sind meist humusarm und nährstoffarm bis oligotroph. Der Wasserhaushalt reicht von trocken bis sehr trocken, das Klima ist subkontinental bis kontinental und zeichnet sich durch einen Jahresniederschlag von unter 700 mm aus. Vorkommen gibt es hauptsächlich in der kollinen bis submontanen Höhenstufe bis 800 m (Ellmauer 2005).

Eine extensive Beweidung wird als wichtigste Managementmaßnahme empfohlen, während Düngung vermieden werden sollte, da sie die Vegetationszusammensetzung verändert. Bei Nutzungsaufgabe erfolgt eine sehr langsame Sukzession, die langfristig zur Entstehung von Trockengebüschen führt. Zu

den Hauptgefährdungen zählen Nutzungsaufgabe, Intensivierung, Nährstoffeinträge sowie das Eindringen invasiver Neophyten und Ruderalarten (Ellmauer 2005).

Die Hauptverbreitung der subpannonischen Steppen-Trockenrasen liegt in Mittel-, Ost- und Südosteuropa. In Österreich konzentrieren sie sich auf das Pannonikum, das südliche Wiener Becken sowie Teile von Burgenland, Wien, Niederösterreich, Steiermark und Kärnten. Die Gesamtfläche wird auf 4.000 ha geschätzt (Ellmauer 2005).

FFH – Lebensraumtyp: 6250 – Pannonic loess steppic grasslands

Pannonische Steppen-Trockenrasen auf Löss sind ausschließlich im Pannonikum auf Lössböden zu finden. Ursprünglich wurden sie traditionell bewirtschaftet oder lagen brach, jedoch führte die geringe landwirtschaftliche Produktivität zur weitgehenden Nutzungsaufgabe und einem drastischen Flächenrückgang (Ellmauer 2005).

Geologisch sind diese Trockenrasen durch humusarme Tschernosem- und Lössrohböden geprägt, die nährstoffarm bis sehr oligotroph sind. Die Wasserverhältnisse reichen von trocken bis sehr trocken, und das Klima ist subkontinental bis kontinental. Sie kommen ausschließlich in der kollinen Höhenstufe bis 300 m vor und sind auf Ostösterreich begrenzt (Ellmauer 2005).

Verglichen mit anderen Trockenrasen ist die Vegetation relativ geschlossen und hochwüchsig, mit Gräsern, die in Rasen- und Horststrukturen wachsen. Durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung angrenzender Flächen kommt es zur Eutrophierung, die eine dichtere Vegetation fördert und das Eindringen konkurrenzstarker Arten begünstigt. Dies führt zum Verlust spezialisierter Pflanzenarten (Ellmauer 2005).

Eine extensive Beweidung oder Mahd sollte beibehalten oder wieder eingeführt werden, während auf Düngung verzichtet werden sollte. Die Sukzession verläuft sehr langsam, führt aber langfristig zur Entwicklung von Trockenrasengebüschen (Ellmauer 2005).

Die Hauptverbreitung dieser Lebensräume liegt in Ost- und Südosteuropa, in Österreich sind nur noch rund 10 ha erhalten. Laut der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen (Essl et al. 2004) droht den Löss-trockenrasen die vollständige Vernichtung, insbesondere durch Nutzungsaufgabe und Eutrophierung angrenzender Ackerflächen (Ellmauer 2005).

1.3.4 Mesic permanent pasture of lowlands and mountains (R21)

Die *Cynosurion cristati*-Grasländer sind halbnatürliche, produktive Wiesen, die sich auf mesotrophen Böden mit guter Wasserversorgung entwickeln und sowohl in Tieflagen als auch in montanen Gebieten vorkommen (Blasi et al. 2009). Diese Grasländer sind eng mit intensiven Weide- und Düngungspraktiken verknüpft, die ihre Zusammensetzung und Struktur maßgeblich beeinflussen (Rodríguez-Rojo und Fernández-González 2014).

Typisch für diese Wiesen ist ein hoher Anteil an Süßgräsern und Leguminosen, die als Futterquelle für Weidetiere dienen. Die dominante Vegetation besteht überwiegend aus *Cynosurus cristatus* sowie weiteren Arten, die sich durch vegetative Vermehrung über Stolonen, Rhizome oder Zwiebeln an die Bewirtschaftung anpassen. Diese Grasländer sind stark durch Beweidung geprägt, wodurch sich hemikryptophytische und geophytische Pflanzenarten mit niederliegenden Sprossen durchsetzen (Rodríguez-Rojo und Fernández-González 2014).

Die geographische Verbreitung dieser Wiesen liegt vorrangig in der temperaten eurosibirischen Region, wobei sie in der mediterranen Zone vor allem in feuchteren Tallagen und an Berghängen mit ausreichender Wasserverfügbarkeit auftreten (Rodríguez-Rojo und Fernández-González 2014).

Die Nutzungsgeschichte dieser Grasländer zeigt, dass traditionelle Weidepraktiken und Mahd entscheidend für ihren Erhalt sind (Blasi et al. 2009). Die Bewirtschaftung dieser Wiesen trägt maßgeblich zur Erhaltung ihrer Struktur und Biodiversität bei. Eine Nutzungsaufgabe hingegen fördert die Sukzession und führt langfristig zur Verbuschung oder Wiederbewaldung. Gleichzeitig unterliegen sie dem Druck von Landnutzungswandel und Intensivierung, wodurch ihr Fortbestand in vielen Regionen gefährdet ist (Rodríguez-Rojo und Fernández-González 2014).

1.3.5 Low and medium altitude hay meadow (R22)

FFH – Lebensraumtyp: 6510 – Lowland hay meadows (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis* – moister forms)

Glatthaferwiesen (*Arrhenatherum elatius*) sind artenreiche Mähwiesen, die in mäßig trockenen bis wechselfeuchten Gebieten vorkommen. Sie werden traditionell ein- bis dreimal jährlich gemäht und geringfügig bis mäßig gedüngt (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Diese Graslandtypen entwickeln sich auf Karbonat- und Silikatgesteinen mit einer breiten Bodenvariabilität von Braunerde bis Parabraunerde. Der Humus besteht vorwiegend aus Mull, was auf eine mäßige Nährstoffverfügbarkeit hinweist. Der Wasserhaushalt variiert zwischen mäßig trocken

und wechselfeucht, das Hauptverbreitungsgebiet liegt in der kollinen bis submontanen Höhenstufe (600–1.000 m) (Ellmauer 2005).

Die Vegetation wird durch zweischürige Mahd und mäßige Düngung erhalten. Ohne Nutzung verändern sich die Artenzusammensetzung und Vegetationsstruktur: Schlecht mähverträgliche Arten wie Johanniskraut sowie hochwüchsige Stauden (z. B. Wiesen-Storchschnabel, Bärenklau) nehmen zu, was die Diversität verringert und langfristig zur Verbuschung oder Bewaldung führt. Eine intensive Düngung fördert artenarme Graslandschaften mit dominierenden hochwüchsigen Gräsern und Doldenblütlern, die lichtliebende Arten verdrängen. Hingegen profitieren bodennahe Pflanzen von regelmäßiger Mahd (Ellmauer 2005).

Zur Erhaltung von Glatthaferwiesen wird eine Mahd mit maximal zwei Schnitten pro Jahr empfohlen. Eine mäßige Düngung mit Festmist ist möglich, während Gülle vermieden werden sollte (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Die Hauptverbreitung liegt im südlichen Mitteleuropa sowie in subkontinentalen, submediterranen und südlichen borealen Regionen Europas. In Österreich gibt es rund 10.000 ha dieses Lebensraumtyps, der in allen Naturräumen vorkommt (Ellmauer 2005).

1.3.6 Moist or wet mesotrophic to eutrophic hay meadow (R35)

FFH – Lebensraumtyp: 6440 – Alluvial meadows of river valleys of the *Cnidion dubii*

Auenwiesen zeichnen sich durch wechselnde Feuchtigkeitsverhältnisse aus, die von periodischen Überschwemmungen bis hin zu trockenen Phasen reichen. Diese Überflutungen führen zu einem erhöhten Nährstoffeintrag, der die Vegetationsstruktur beeinflusst. Typischerweise werden diese Wiesen ein- bis zweimal jährlich gemäht (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Dieser Wiesentyp entwickelt sich auf Alluvionen großer Flüsse, die aus Feinsedimenten auf karbonatreichem oder -armem Substrat bestehen. Die Böden setzen sich hauptsächlich aus Gleyen, gleyartigen Böden und Semigleyen zusammen, wobei der Humusgehalt von humusarm bis hin zu Mull variiert. Der Wasserhaushalt umfasst wechsellasse bis wechsellrockene Bedingungen, während das Klima subkontinental bis kontinental, in einigen Fällen auch submediterran ist. Das Hauptvorkommen dieser Biotope liegt in der kollinen Stufe bis 200 m, insbesondere in Ostösterreich (Ellmauer 2005).

Die Vegetation zeigt eine hochwüchsige obere Krautschicht und eine niedrigere untere Krautschicht, die sich je nach Nährstoffversorgung unterscheiden. Ohne Bewirtschaftung setzt eine rasche

Sukzession ein, die zur Entwicklung dichter Hochstaudenbestände mit Esche, Pappel und Birke führt, wodurch die Pflanzendiversität abnimmt (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Zur Erhaltung wird eine ein- bis zweischürige Mahd empfohlen, während Düngung vermieden werden sollte (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Dieser Lebensraumtyp kommt in Auenlandschaften trockener Tieflandflüsse vor und erstreckt sich von Russland und der Ukraine über Ostdeutschland bis nach Ostösterreich. In Österreich sind rund 900 ha erhalten, insbesondere im Pannonikum, an der March und Thaya, der Donau, der Leitha sowie im Stembachtal (Ellmauer 2005).

FFH – Lebensraumtyp: 6510 – Lowland hay meadows (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis* – moister forms)

Genauere Beschreibung im Kapitel 1.3.5 Low and medium altitude hay meadow (R22)

1.3.7 Temperate and boreal moist or wet oligotrophic grassland (R37)

FFH – Lebensraumtyp: 6410 – *Molinia* meadows on calcareous, peaty or clayey-silt-laden soils (*Molinia caerulea*)

Pfeifengraswiesen kommen in (periodisch) feuchten bis nassen Gebieten der kollinen bis montanen Höhenstufe vor. Traditionell wurden sie einmal jährlich oder alle zwei Jahre spät im Herbst gemäht, wodurch Mineralstoffe von den Blättern in die Wurzeln verlagert wurden. Das entstehende nährstoffarme Schnittgut wurde als Pferdeheu oder Einstreu genutzt. In jüngerer Zeit erfolgt die Mahd oft früher, während beweidete Pfeifengraswiesen selten sind (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Diese Wiesen entwickeln sich auf Karbonat- und Silikatgestein mit nährstoffarmen Böden, darunter Anmoore, Niedermoore, Gleye und Pseudogleye. Der Wasserhaushalt reicht von wechselfeucht bis feucht, und das Klima ist subatlantisch, mit regionalen Ausprägungen in subkontinentalen Klimazonen. Ihr Hauptverbreitungsgebiet liegt in der kollinen bis submontanen Stufe bis zu 1.200 m (Ellmauer 2005).

Die Vegetation wird durch das Blaue Pfeifengras (*Molinia caerulea*) dominiert. Aufgrund der verzögerten Erwärmung feuchter Böden entwickelt sich die Biomasse erst spät im Jahr, weshalb eine späte Mahd den Fortbestand dieser Wiesen fördert, da Arten mit später Blüte noch Samen ausbilden können (Ellmauer 2005).

Wird die Bewirtschaftung aufgegeben, nimmt die Artenvielfalt durch Verdrängung konkurrenzschwacher Pflanzen ab, was schließlich zur Verbuschung und Waldentwicklung führt. Eine zu frühe oder häufige Mahd kann den Bestand gefährden, ebenso wie eine Düngung, die die Nährstoffarmut beeinflusst (Ellmauer 2005).

Zur Erhaltung dieser Wiesen wird eine Mahd einmal jährlich im Spätsommer bis Herbst empfohlen. Zur Vermeidung von Eutrophierung sollte das Mähgut entfernt werden. An bereits eutrophierten Standorten kann eine frühere Mahd helfen, überschüssige Nährstoffe zu entziehen. Eine Düngung sollte vermieden werden (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Pfeifengraswiesen sind in subatlantischen Gebieten Mitteleuropas verbreitet und in allen Naturräumen Österreichs vertreten. Im Seewinkel kommen sie westlich der Zitzmannsdorfer Wiesen sowie nördlich von Illmitz vor (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

1.3.8 Continental inland salt steppe (R62)

FFH – Lebensraumtyp: 1530 – Pannonic salt steppes and salt marshes

Die pannonischen Salzsteppen und Salzwiesen sind durch das pannonische Klima mit extremen Sommertrockenheiten geprägt. Dies führt zu einer Akkumulation von Alkalisalz in den oberflächlichen Bodenschichten, wodurch die Vegetation stark beeinflusst wird (Ellmauer 2005).

Die Böden bestehen aus Solonchak- und Solonetz-Böden, die humusarm und oligotroph sind. Die Wasserverfügbarkeit und der Salzgehalt bestimmen die Ausprägung dieses Lebensraumtyps. Er umfasst trockene Salzsteppen (Alkalisteppen) mit extrem trockenen Standorten sowie feuchte Salzwiesen (Alkaliwiesen), die periodisch überschwemmt werden. Auch austrocknende Salzseen und ihre Uferzonen gehören zu diesem Ökosystem. Das Klima ist subkontinental bis kontinental, und die Salzsteppen kommen ausschließlich in der kollinen Höhenstufe bis zu 200 m vor (Ellmauer 2005).

Die Vegetationsstruktur variiert stark. Trockene Standorte haben eine geringe Artenvielfalt mit niederwüchsigen Halophyten, während beweidete feuchte Salzwiesen eine niederwüchsige und offene Vegetation aufweisen. Unbewirtschaftete Salzwiesen werden dichter und zunehmend von Schilf dominiert, während ausgetrocknete Salzlacken weitgehend vegetationslos sind (Ellmauer 2005).

Traditionell wurden Salzsumpfwiesen und salzhaltige Trockenrasen durch extensive Beweidung erhalten. Mit dem Rückgang der Weidewirtschaft haben sich jedoch Brackwasserröhrichte stark ausgebreitet, insbesondere im Seewinkel. Zur Wiederherstellung dieser Lebensräume wurden in

einigen Gebieten des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel und im Weinviertel Maßnahmen zur Wiederetablierung traditioneller Mäh- und Weidepraktiken eingeleitet (Ellmauer 2005).

Die größten Gefährdungen sind Nutzungsaufgabe, Nährstoffeinträge aus angrenzenden Flächen und intensive Beweidung. Eine extensive Beweidung wird als wichtigste Managementmaßnahme empfohlen. Wo diese nicht möglich ist, sollte eine Mahd alle ein bis zwei Jahre erfolgen, während eine Düngung vermieden werden sollte (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Das Hauptverbreitungsgebiet liegt in subkontinentalen Regionen Ost- und Südosteuropas. In Österreich sind die Salzsteppen fast ausschließlich im Pannonikum zu finden, wobei der Schwerpunkt im Seewinkel liegt. Kleinere Vorkommen gibt es noch im Weinviertel, während frühere Bestände im Wiener Becken bereits zerstört wurden. Die verbleibende Fläche wird auf ca. 1.500 ha geschätzt (Ellmauer 2005). Im Untersuchungsgebiet befinden sich die meisten Bestände am Ost- und Südostufer des Neusiedler Sees (Weiss und Zechmeister 2017).

1.3.9 Alkaline, calcareous, carbonate-rich small-sedge spring fen (Q41)

FFH – Lebensraumtyp: 7230 – Alkaline fens

Kalkreiche Niedermoore, auch als Kalkflachmoore oder basenreiche Niedermoore bekannt, sind moorige Feuchtstandorte mit hohem Grundwasserstand. Sie reichen von der planaren bis zur subalpinen Höhenstufe und sind durch einen hohen Basengehalt im Substrat oder im Wasser gekennzeichnet (Ellmauer 2005).

Die Böden bestehen aus Torf- und Gleyböden, die in ihrer Kalkversorgung von kalkreich bis kalkarm variieren, jedoch durchgehend basenreich sind ($\text{pH} > 6,0$). Der Nährstoffhaushalt ist oligo- bis mesotroph, mit einem geringen bis mäßigen Mineralstoffgehalt und schwankender Stickstoffverfügbarkeit. Diese Standorte bleiben ganzjährig feucht bis nass, wobei der Grundwasserstand nur geringfügig variiert. Klimatisch sind sie in ozeanischen bis subkontinentalen Regionen verbreitet (Ellmauer 2005).

Diese Lebensräume befinden sich oft auf potenziell waldfähigen Standorten, weshalb eine regelmäßige Mahd notwendig ist, um Verwaldung zu verhindern. Eine Grundwasserabsenkung führt zu erhöhter Mineralisierung und Nährstoffanreicherung, wodurch hochwüchsige Pflanzen gefördert und konkurrenzwache Arten verdrängt werden. Ohne Nutzung erfolgt eine rasche Sukzession hin zu Sumpf- und Buchenwäldern. Eine Düngung beeinträchtigt diese Standorte erheblich und fördert Artenverschiebungen (Ellmauer 2005).

Zur Erhaltung wird eine ein- bis zweischürige Mahd oder eine extensive Beweidung mit leichten Weidetieren wie Ziegen oder Schafen empfohlen (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

Kalkreiche Niedermoore haben eine niederwüchsige Vegetation und sind in ganz Europa verbreitet, mit einem Schwerpunkt in Nordeuropa und den mitteleuropäischen Mittelgebirgen. In Österreich sind sie mit 3.000 ha in fast allen Bundesländern vertreten, außer in Wien. Im Seewinkel kommen sie östlich von Weiden am See und westlich der Biologischen Station in Illmitz vor (Ellmauer 2005, Weiss und Zechmeister 2017).

2 Methodik

Der Methodenteil dieser Arbeit beschreibt die Vorgehensweise zur Auswahl und Analyse relevanter Studien im Rahmen einer Literaturlarbeit. Da es sich um eine reine Literaturlarbeit handelt, basiert die Untersuchung auf der systematischen Auswertung vorhandener wissenschaftlicher Publikationen.

Eingrenzung der Studienauswahl

Diese Arbeit befasst sich ausschließlich mit Graslandtypen, die im Gebiet Neusiedler See – Seewinkel vorkommen. Um eine ausreichende Anzahl relevanter Studien zu gewährleisten, wurden jedoch nicht nur Untersuchungen aus dieser spezifischen Region einbezogen, sondern auch Studien aus dem gesamten Pannonischen Becken herangezogen. Aufgrund der vergleichbaren klimatischen Bedingungen innerhalb des Pannonikums konnten diese Studien sinnvoll verglichen und in die Analyse integriert werden.

Literaturrecherche und Datenerhebung

Die Literatursuche erfolgte über verschiedene wissenschaftliche Datenbanken, darunter die Universitätsbibliothek Wien, Google Scholar und Web of Science. Dabei wurden gezielt relevante Suchbegriffe verwendet, darunter *Biodiversität*, *Beweidung*, *Mahd*, *Lebensraumtypen*, *EUNIS-Graslandtypen*, *FFH-Graslandtypen*, *Seewinkel* und *Pannonisches Becken*. Nach einer umfassenden Recherche wurden die relevanten Studien identifiziert, inhaltlich analysiert und strukturiert ausgewertet.

Zur strukturierten Erfassung der Studieninhalte wurde eine Tabelle (Tabelle 31) erstellt, die zentrale Informationen zusammenfasst:

- Untersuchter Indikator: Welche Organismengruppe wurde als Indikator für den Zustand der Wiesen und Weiden herangezogen?
- EUNIS-Graslandtyp: Zuordnung des untersuchten Graslandtyps gemäß der EUNIS-Klassifikation.
- Untersuchte Managementmaßnahme: Art der Bewirtschaftung (Beweidung (Unterschiede in der Beweidungsintensität und eingesetzten Weidetiere) sowie Mahd (einschürig, zweischürig), etc.).

Analyseverfahren

Die gesammelten Daten wurden qualitativ miteinander verglichen, um Muster und Zusammenhänge zwischen verschiedenen Managementmaßnahmen und deren Auswirkungen auf den jeweiligen Indikator zu identifizieren. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf wiederkehrende Trends in den Studien gelegt, um aussagekräftige Erkenntnisse über die Effekte von Beweidung und Mahd auf unterschiedliche Graslandtypen und Organismengruppen im Pannonischen Becken zu erlangen.

Ziel der Literaturarbeit

Durch diese gezielte Auswahl und Kategorisierung der Studien konnte eine fundierte Datengrundlage geschaffen werden, die eine vergleichende Analyse der Eignung verschiedener Organismengruppen als Managementindikatoren in naturnahen Wiesen und Weiden des Pannonischen Beckens ermöglicht. Anstatt ausschließlich die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsformen auf die Biodiversität zu betrachten, liegt der Fokus darauf, jene Indikatoren zu identifizieren, die besonders empfindlich auf Managementmaßnahmen reagieren und somit als zuverlässige Indikatoren für die Effekte von Beweidung, Mahd oder Brachflächen herangezogen werden können. Die gewonnenen Erkenntnisse liefern daher nicht nur wertvolle Hinweise auf die Wirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsstrategien, sondern tragen auch dazu bei, jene Organismengruppen zu bestimmen, die langfristig zur Erfolgskontrolle und Optimierung des Managements in den Graslandschaften des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel herangezogen werden können.

3 Ergebnisse

Im Ergebnissteil dieser Arbeit werden die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen – insbesondere Beweidung mit variierender Intensität und Weidetierarten sowie Mahd – auf die Artenvielfalt und Zusammensetzung der Organismengruppen in den untersuchten EUNIS-Graslandtypen des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel analysiert. Ziel ist es, geeignete Indikatoren zu identifizieren, die besonders sensitiv auf Managementmaßnahmen reagieren und somit wertvolle Hinweise für eine nachhaltige Bewirtschaftung liefern.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden 48 Studien analysiert, welche die Auswirkungen des Managements auf spezifische Indikatorarten oder Indikatorgruppen untersuchten (Tabelle 31). Die am häufigsten betrachtete Indikatorgruppe war die der Pflanzen, die in 19 Studien untersucht wurden, gefolgt von Spinnen (9 Studien), Käfern (8 Studien) und Vögeln (7 Studien). Heuschrecken wurden in sieben Studien analysiert, während Zikaden und Bienen jeweils in drei Studien betrachtet wurden. Ameisen wurden in zwei Studien untersucht, Schmetterlinge und Kleinsäuger jeweils nur in einer Studie.

Insgesamt wurden sechs verschiedene EUNIS-Graslandtypen in den analysierten Studien untersucht. Am häufigsten wurden die kontinentalen Salzsteppen im Binnenland (R62) analysiert, die in 18 Studien betrachtet wurden, gefolgt von den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern der gemäßigten und borealen Zone (R37) mit elf Studien. Pannonische und pontischen Sandsteppen (R11) wurden in fünf Studien untersucht, während kontinentale Trockenrasen (echte Steppen, R1B) in vier Studien sowie Halbtrockene, mehrjährige kalkreiche Grasländer (Steppenwiesen, R1A) in zwei Studien berücksichtigt wurden. Alkalische, kalk- bzw. karbonatreiche Kleinseggen-Quellmoore (Q41) wurden nur in einer Studie analysiert. Die Lebensraumtypen R21 (Frische Dauerweiden des Tieflands und der Gebirge), Mähwiesen des Tieflands (R22) und feuchte bis nasse, meso- bis eutrophe Heuwiesen (R35) wurden in keiner der analysierten Studien berücksichtigt. Zudem gaben 21 der im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel durchgeführten Studien keinen spezifischen EUNIS-Graslandtyp an.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der untersuchten Indikatorgruppen (Vegetation, Vögel, einige Arthropoden und weitere Artengruppen) dargestellt und hinsichtlich ihrer Reaktion auf verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen analysiert.

3.1 Vegetation

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden 19 Studien analysiert, die sich mit den Effekten unterschiedlicher Managementmaßnahmen auf die Vegetation befassen. Dabei wurden verschiedene Graslandtypen untersucht: sieben Studien konzentrierten sich auf kontinentale Salzsteppen im

Binnenland (R62), sowie jeweils vier auf feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer der gemäßigten und borealen Zone (R37) und kontinentale Trockenrasen (R1B). Drei Untersuchungen befassten sich mit pannonischen und pontischen Sandsteppen (R11). Steppenwiesen (R11), sowie Kleinseggen-Quellmoore (Q41) wurden jeweils in einer Studie analysiert. Darüber hinaus wurden fünf Studien im Seewinkel durchgeführt, ohne eine konkrete Zuordnung zu einem spezifischen Graslandtyp vorzunehmen.

Der Vergleich zwischen Brachflächen und beweideten Flächen wurde in neun Studien untersucht, wobei acht Studien eine höhere Artenvielfalt auf Weideflächen im Vergleich zu unbewirtschafteten Flächen dokumentierten (Bódis et al. 2021, Euller et al. 2014, Korner et al. 1999a, 1999b, 2008, Török et al. 2014, 2016, Traxler et al. 1993). Eine Ausnahme bildete eine Untersuchung in Sandsteppen, in der unbewirtschaftete Gebiete eine höhere Artenzahl aufwiesen (Godó et al. 2017).

Die Effekte unterschiedlicher Beweidungsintensitäten wurden in sieben Studien betrachtet. Vier dieser Studien berichteten über eine höhere Artenvielfalt unter extensiver Beweidung (Báldi et al. 2013, Tölgyesi et al. 2015, Tóth et al. 2018, Török et al. 2018) während drei Studien keine signifikanten Unterschiede zwischen extensiver und intensiver Beweidung feststellten (Batáry et al. 2010, Kovacsics-Vári et al. 2023, Török et al. 2016).

Vergleiche zwischen Mahd und Beweidung wurden in zwei Studien durchgeführt. Während eine Untersuchung eine höhere Artenvielfalt unter Beweidung in Sandsteppen und feuchtem bis nassem, oligotrophen Grasland (R37) feststellte (Tölgyesi et al. 2015), zeigte eine andere Studie bessere Ergebnisse für die Mahd im Graslandtyp R37 (Janisová et al. 2023). Darüber hinaus betrachtete eine weitere Studie ausschließlich die Mahd und wies positive Effekte auf die Gesamtartenanzahl nach, während die Anzahl spezialisierter Arten zurückging (Zuna Pfeiffer et al. 2017). Zusätzlich wurde in einer Untersuchung der Einfluss von Mahd, Mulchen und Abbrennen auf die Vegetation analysiert. Dabei erwies sich die Mahd als die effektivste Methode zur Erhaltung der Artenvielfalt (Bódis et al. 2021).

Die vorliegenden Studien ermöglichen eine differenzierte Analyse der Vegetationsveränderungen unter verschiedenen Managementregimen und liefern wertvolle Erkenntnisse für den Erhalt naturnaher Graslandschaften. Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammengefasst und hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Erhalt der pflanzlichen Biodiversität diskutiert.

3.1.1 Beweidung vs. Brachflächen

Die Untersuchungen verschiedener Studien zeigen, dass die Auswirkungen der Beweidung auf die Pflanzengesellschaften stark vom jeweiligen Lebensraumtyp und der Beweidungsintensität abhängen. Während in kontinentalen Salzsteppen (R62) die Beweidung meist zu einer höheren Artenvielfalt und einer Reduktion dominanter Arten führt (Török et al. 2014, Godó et al. 2017), zeigen sich in Sandsteppen und kontinentalen Trockenrasen teilweise gegenläufige Effekte (Csontos et al. 2022, Godó et al. 2017).

Kontinentale Salzsteppen im Binnenland (R62)

Die Beweidung erwies sich in kontinentalen Salzsteppen als effektive Maßnahme zur Erhöhung der Artenvielfalt. Török et al. (2014) stellten eine geringere Bedeckung durch schädliche Arten auf beweideten Flächen im Vergleich zu unbeweideten Gebieten fest. Insbesondere *Elymus repens* und *Phragmites australis* wurden durch Beweidung unterdrückt, während sich diese Arten in unbewirtschafteten Gebieten stark ausbreiteten. Besonders ausgeprägt war dieser Effekt in feuchteren Salzstandorten, wo die Bedeckung von *Phragmites australis* in unbewirtschafteten Flächen bis zu zwanzigmal höher war als in beweideten Parzellen (79 % vs. 4 %; Tabelle 1). In mesophilen Grasländern zeigte sich ein ähnliches Muster bei *Elymus repens* (44 % vs. 4 %; Tabelle 2). Auch Török et al. (2016) wiesen in unbewirtschafteten kontinentalen Salzsteppen eine höhere Artenzahl als in Weiden nach (Tabelle 32). Dies unterstreicht, dass eine vollständige Nutzungsaufgabe zu einem Rückgang der floristischen Diversität führen kann (Török et al. 2014).

Tabelle 1: Bedeckungswerte (%) der schädlichen Pflanzenart *Phragmites australis* in feuchtem Grasland in unbeweideten und beweideten (1 Graurind/ha) Gebieten der untersuchten Graslandtypen (R1B und R62) (Quelle: Török et al. 2014, eigene Darstellung)

		2006	2007	2008	2009
unbeweidete Gebiete	Standort 1	~0	~38	~41	~18
	Standort 2	~0	~57	~80	~50
	Standort 3	~0	~78	~69	~79
beweidete Gebiete	Standort 1	~0	~0	~0	~0
	Standort 2	~0	~42	~19	~18
	Standort 3	~0	~30	~5	~4

Tabelle 2: Bedeckungswerte (%) der schädlichen Pflanzenart *Elymus repens* in mesophilem Grasland in unbeweideten und beweideten (1 Graurind/ha) Gebieten der untersuchten Graslandtypen (R1B und R62) (Quelle: Török et al. 2014, eigene Darstellung)

		2006	2007	2008	2009
unbeweidete Gebiete	Standort 1	~18	~65	~67	~65
	Standort 2	0	~19	~22	~44
	Standort 3	0	~17	~20	~22
beweidete Gebiete	Standort 1	0	~43	~50	~20
	Standort 2	~5	~38	~10	~4
	Standort 3	0	~18	~11	~3

Weiters bestätigen Godó et al. (2017) diesen Effekt, indem sie eine deutlich höhere Artenzahl auf beweideten Flächen nachwies. In zwei untersuchten kontinentalen Salzsteppen wurden 22 bzw. 39 Pflanzenarten auf beweideten Flächen gezählt, während in unbewirtschafteten Flächen nur 9 bzw. 23 Arten vorkamen (Tabelle 33). Besonders auffällig war, dass in beweideten Salzstandorten die Zahl der spezialisierten Arten zunahm, während die Anzahl an Generalisten kaum beeinflusst wurde. Dies deutet darauf hin, dass eine gezielte extensive Beweidung zur Förderung charakteristischer Salzpflanzen beiträgt (Godó et al. 2017).

Pannonische und pontische Sandsteppen (R11) und kontinentale Trockenrasen (R1B)

Entgegengesetzte Ergebnisse wurden in Sandsteppen beobachtet: Hier führte die Beweidung zu einem Rückgang der Spezialisten und einer Zunahme von Generalisten und ruderalen Arten. Unbewirtschaftete Flächen wiesen eine höhere Artenzahl auf (44 Arten vs. 36 auf beweideten Flächen; Tabelle 33). Dies zeigt, dass die gleiche Beweidungsintensität in verschiedenen Lebensräumen unterschiedliche Effekte haben kann und das Management entsprechend angepasst werden muss (Godó et al. 2017).

In Löss trockenrasen (6250) konnten Csontos et al. (2022) auf unbewirtschafteten Flächen eine Veränderung in der Vegetationszusammensetzung feststellen. Innerhalb von drei Jahren nahm die Bedeckung der verholzten Pflanzenarten (Phanerophyten) (2018: 14, 2020: 18) zu, während Chamaephyten abnahmen (2018: 9, 2020: 7). Besonders bemerkenswert war, dass die Hemikryptophyten und Geophyten zwar weiterhin dominierten, ihre Gesamtzahl jedoch von 183 auf 172 Arten sank (Tabelle 3). Dies weist darauf hin, dass ein Management durch Beweidung oder Mahd notwendig ist, um die Verbuschung zu verhindern und die Offenlandvegetation zu erhalten (Csontos et al. 2022).

Tabelle 3: Veränderung der Pflanzenartenzahl nach Lebensformen der Jahre 2018, 2019 und 2020 im FFH-Graslandtyp 6250 (Quelle: Csontos et al. 2022, eigene Darstellung)

	2018	2019	2020
Therophyten + Hemitherophyten (Bienne)	26	19	23
Hemikryptophyten + Geophyten	183	154	172
Chamaephyten	9	8	7
Nanophanerophyten	4	4	4
Phanerophyten	14	14	18

Die Studien verdeutlichen, dass die Effekte der Beweidung stark habitatabhängig sind und daher keine einheitliche Bewirtschaftungsstrategie für alle Graslandtypen geeignet ist. Während in kontinentalen Salzsteppen (R62) die Beweidung die Artenvielfalt erhöht und dominante Arten wie *Phragmites australis* und *Elymus repens* zurückdrängt, zeigte sich in Sandsteppen (R11) und Löss trockenrasen (6250) ein differenziertes Bild, mit potenziellen negativen Effekten der Beweidung auf Spezialisten.

Die Ergebnisse betonen, dass eine differenzierte Anpassung der Beweidungsintensität an die jeweiligen Standortbedingungen notwendig ist, um die floristische Diversität langfristig zu erhalten. Insbesondere Langzeitstudien weisen darauf hin, dass eine vollständige Nutzungsaufgabe zu einer Verbuschung und einem Rückgang der Offenlandarten führt, während gezielte Bewirtschaftungsmaßnahmen – sei es durch Beweidung oder Mahd – essenziell sind, um wertvolle Graslandschaften zu erhalten.

3.1.2 Extensive vs. intensive Beweidung

Die Auswirkungen unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Pflanzengesellschaften wurden in mehreren Studien untersucht, wobei die Ergebnisse je nach Habitat und untersuchten Parametern variieren. Während einige Studien eine höhere Artenvielfalt unter extensiver Beweidung nachweisen (Báldi et al. 2013, Tölgyesi et al. 2015), zeigen andere eine geringere Abhängigkeit der Diversität von der Beweidungsintensität oder betonen die stärkere Rolle des Habitattyps (Török et al. 2016, 2018).

Báldi et al. (2013) und Batáry et al. (2010) untersuchten in kontinentalen Salzsteppen (R62) und feuchten bis nassen oligotrophen Grasländern (R37) den Einfluss extensiver Beweidung (0,5 Tiere/ha) und intensiver Beweidung (> 1 Tier/ha). Báldi et al. (2013) stellten eine höhere Arten- und Individuenzahl unter extensiver Beweidung (0,5 Tiere/ha) im Vergleich zur intensiven Beweidung (> 1 Tier/ha) fest (266 vs. 256 Arten; 1.709 vs. 1.626 Individuen; Tabelle 34). Dies deutet darauf hin, dass eine geringere Beweidungsintensität die Heterogenität der Vegetation fördert. Auch Tölgyesi et al. (2015) beobachteten in Sandsteppen (R11) die höchste Artenzahl (92 Arten) unter extensiver Beweidung (0,5–1,5 Tiere/ha). Eine Erhöhung auf 2,5–3 Tiere/ha reduzierte die Artenzahl auf 80 (Tabelle 4).

Tabelle 4: Anzahl der Pflanzenarten in Sandsteppen (R11) und feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) unter diversen Managementarten (Mahd, extensive (0,5-1,5 Tiere/ha), intensive (2,5-3 Tiere/ha) Beweidung jeweils in Kombination mit Mahd) (Quelle: Tölgyesi et al. 2015, eigene Darstellung)

	Extensive Beweidung	Intensive Beweidung	Mahd
Anzahl der Arten in R11 (Sandsteppen)	92	80	70
Anzahl der Arten in R37 (feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer)	-	91	64

Batáry et al. (2010) hingegen fanden keinen signifikanten Einfluss der Beweidungsintensität auf die Anzahl der von Insekten bestäubten Pflanzen (Extensivweiden: 35,8 vs. Intensivweiden: 32; Tabelle 35). Ebenso zeigten Török et al. (2016), dass kein direkter Zusammenhang zwischen Beweidungsintensität und Artenreichtum in kontinentalen Salzsteppen besteht (niedrig beweidet (0,1 Tiere/ha): 10, sehr hoch beweidet (4 Tiere/ha): 13 Arten). Allerdings war ein allgemeiner Rückgang der Vegetationsbedeckung mit steigender Beweidungsintensität zu beobachten. Besonders auffällig war die Zunahme von einjährigen Kräutern bei niedriger Weideintensität (25 % Bedeckung), während unter mittlerer Intensität (1,5 Tiere/ha) nur noch 17 % erreicht wurden. Bei sehr hoher Beweidung (4 Tiere/ha) dominierten salztolerante Arten wie *Puccinellia limosa*, *Spergularia media* und *Lotus tenuis*, begleitet von einer sehr hohen Bedeckung des kurzlebigen Graminoiden *Hordeum hystrix*. Zudem war die Kryptogamenbedeckung unter hoher Weideintensität mit nur 1 % am geringsten (Tabelle 32) (Török et al. 2016).

Török et al. (2018) bestätigten, dass die Auswirkungen der Beweidungsintensität (< 1 bis > 20 Tiere/ha) stark vom Habitattyp abhängen. In Lösstrockenrasen (6250) war die Artenvielfalt bei niedriger Beweidung am höchsten (26 Arten) und nahm mit steigender Beweidung ab, während in kontinentalen Salzsteppen (R62) bis zu einer mittleren Intensität (1-2,5 Tiere/ha) kein Rückgang beobachtet wurde (13 Arten). Erst unter hoher Intensität (> 20 Tiere/ha) reduzierte sich die Artenzahl signifikant. Dies verdeutlicht, dass der Lebensraumtyp entscheidend für die optimale Beweidungsintensität ist. Unter hoher Beweidungsintensität sowie bei Überbeweidung (> 20 Tiere/ha) wurde in beiden Graslandtypen ein deutlicher Rückgang der Artenzahl festgestellt (Tabelle 5) (Török et al. 2018).

Tabelle 5: Artenreichtum der Pflanzen diverser Graslandtypen (Lösstrockenrasen (6250), kontinentale Salzsteppen (R62)) bei unterschiedlicher Beweidungsintensität (niedrig (<1 Graurinder/ha), mittel (1-2,5 Graurinder/ha), hoch (3-8 Graurinder/ha), sehr hoch/überbeweidet (>20 Graurinder/ha)) (Quelle: Török et al. 2018, eigene Darstellung)

	Beweidungsintensität			
	niedrig	mittel	hoch	überbeweidet
Lösstrockenrasen (6250)	~26	~16	~13	~6
Kontinentale Salzsteppen (R62)	~13	~13	~8	~7

Neben der Beweidungsintensität spielt auch die Art des Weidetiers eine wesentliche Rolle für die Vegetationsentwicklung. Tóth et al. (2018) stellten in kontinentalen Salzsteppen (R62) fest, dass Rinderweiden eine höhere Artenvielfalt aufwiesen als Schafweiden. Die Artenzahl sank bei Schafen von 12 auf 10, bei Rindern von 15 auf 13 mit steigender Beweidungsintensität (0,5-1,5 und 2,5-3 Tiere/ha). Zudem reduzierte sich die Bedeckung von kurzlebigen Graminoiden auf Schafweiden stärker als auf Rinderweiden (5 vs. 1 bei Schafen; 2 vs. 1 bei Rindern). Mehrjährige Graminoide waren hingegen von der Beweidungsintensität weitgehend unbeeinflusst. Krautige Pflanzen, sowohl mehrjährige als auch kurzlebige, waren auf Schafweiden weniger verbreitet als auf Rinderweiden. Zudem war die Bedeckung mit Hülsenfrüchten auf den Schafweiden deutlich geringer als auf den Rinderweiden. Es wurde gezeigt, dass Rinderbeweidung zu einer vielfältigeren Vegetation führt als Schafbeweidung, insbesondere im Hinblick auf Kräuter (Tabelle 6). Die Studie von Tóth et al. (2018) zeigt zudem, dass Schafe effektiver im Unterdrücken unerwünschter Kräuter sind, während Rinder eine größere pflanzliche Diversität fördern. Dies verdeutlicht, dass die Art des Weidetiers einen größeren Einfluss auf die Vegetation haben kann als die Beweidungsintensität allein (Tóth et al. 2018).

Tabelle 6: Unterschiede in der Anzahl der Pflanzenarten, Bedeckung kurzlebiger/mehrjähriger Graminoiden, Bedeckung kurzlebiger/mehrjähriger krautiger Pflanzen, sowie Bedeckung mit Hülsenfrüchten in % durch unterschiedliche Weidetiere (Schafe, Graurinder) bei unterschiedlicher Besatzdichte (0,5-1,5 Tiere/ha und 2,5-3 Tiere/ha) in R62 Grasland (kontinentale Salzsteppen) (Quelle: Tóth et al. 2018, eigene Darstellung)

	Beweidung mittels Schafe		Beweidung mittels Graurinder	
	0,5-1,5 Tiere pro Hektar	2,5-3 Tiere pro Hektar	0,5-1,5 Tiere pro Hektar	2,5-3 Tiere pro Hektar
Anzahl der Arten	~12	~10	~15	~13
Bedeckung mit kurzlebigen Graminoiden (%)	~2	~1	~5	~1
Bedeckung mit mehrjährigen Graminoiden (%)	~50	~48	~43	~44
Bedeckung mit kurzlebigen krautigen Pflanzen (%)	~8	~7	~12	~18
Bedeckung mit mehrjährigen krautigen Pflanzen (%)	~23	~18	~28	~20
Bedeckung mit Hülsenfrüchten (%)	~3	~1	~9	~8

Interessanterweise konnte Kovacsics-Vári et al. (2023) im Gegensatz dazu keinen Einfluss der Weidetierart (Schaf, Rind) auf die Vegetation in Sandsteppen (R11) feststellen. Eine höhere Beweidungsintensität führte jedoch zur Reduktion der Gras- und Streubiomasse, während krautige Pflanzen und Moose unverändert blieben. Zudem war die Artenzahl unter intensiver Beweidung (1,1-4 Tiere/ha) leicht erhöht (22 vs. 20 bei extensiver Beweidung; Tabelle 36) (Kovacsics-Vári et al. 2023).

Die Ergebnisse zeigen, dass der Einfluss der Beweidung auf die Vegetationsstruktur stark von der Beweidungsintensität, der Weidetierart und dem Habitattyp abhängt. Während extensive Beweidung in vielen Fällen die höchste Artenvielfalt aufweist, führt eine zunehmende Beweidungsintensität meist zu einer Abnahme der Diversität, insbesondere in trockenen Grasländern. Mittlere Beweidungsintensitäten können jedoch in kontinentalen Salzsteppen (R62) stabilisierend wirken. Zudem zeigt sich, dass Rinderbeweidung in vielen Fällen eine größere pflanzliche Diversität begünstigt als Schafbeweidung, während Schafe gezielt unerwünschte Kräuter reduzieren.

3.1.3 Beweidung vs. Mahd und alternative Managementmethoden

Die Studien zeigen, dass verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Beweidung, Mahd, Abbrennen und Mulchen unterschiedlich auf die Artenzusammensetzung und -vielfalt wirken. Dabei variiert der Einfluss je nach Lebensraumtyp und Managementintensität. Während in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) und Sandsteppen (R11) die Beweidung eine höhere Artenvielfalt fördert als Mahd (Tölgyesi et al. 2015), konnte in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) durch Mahd ebenfalls eine hohe Diversität erreicht werden (Janisová et al. 2023).

Vergleich von Beweidung und Mahd

Die Untersuchungen von Janisová et al. (2023) und Tölgyesi et al. (2015) verdeutlichen, dass der Einfluss von Beweidung und Mahd stark vom Standort abhängt. Während in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) die höchste Artenvielfalt in gemähten Wiesen nachgewiesen wurde (45 vs. 27 Arten auf Weiden; Tabelle 37; Janisová et al. 2023), dokumentierte Tölgyesi et al. (2015) für denselben Graslandtyp einen höheren Artenreichtum unter Beweidung (91 vs. 64 Arten in Mähflächen). Auch in Sandsteppen (R11) war die Artenzahl unter Beweidung höher (92 Arten bei extensiver Beweidung, 80 bei intensiver Beweidung) als unter Mahd (70 Arten) (Tabelle 4; Tölgyesi et al. 2015). Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass Mahd zwar positive Effekte haben kann, jedoch meist nicht die gleiche Diversität fördert wie Beweidung.

Langfristige Untersuchungen von Zuna Pfeiffer et al. (2017) zeigen, dass eine einschürige Mahd am Ende der Vegetationsperiode in Steppentrockenrasen (6240) die Diversität steigern kann. Während sich zwischen 2000 und 2015 die Gesamtzahl der Arten von 139 auf 157 erhöhte (Tabelle 38), nahm gleichzeitig die Zahl der Spezialisten ab (11 auf 6 Arten; Tabelle 7). Die Mahd fördert dabei besonders Generalisten und niedrig wachsende Arten mit Rosettenstruktur (*Bellis perennis*, *Cardaminopsis arenosa*, *Crepis capillaris*), während einige nicht windverbreitete Spezialisten verschwinden (*Centaureum erythraea subsp. erythraea*, *Betonica officinalis*, *Euphrasia stricta*). Zudem führt Mahd zu

einer Reduktion hochwachsender Staudenarten und kann dadurch die Vegetationszusammensetzung über lange Zeiträume verändern. Die floristische Zusammensetzung der untersuchten Steppentrockenrasen zeigte in den letzten 15 Jahren deutliche qualitative Veränderungen. Hemikryptophyten waren mit 88 Arten im Jahr 2015 und 83 Taxa im Jahr 2000 in beiden Jahren am häufigsten vertreten, gefolgt von Therophyten mit 35 Taxa im Jahr 2015 und 26 Taxa im Jahr 2000, Geophyten mit 23 Taxa im Jahr 2015 und 21 Taxa im Jahr 2000, Chamaephyten mit 5 Taxa im Jahr 2015 und 4 Taxa im Jahr 2000 sowie Phanerophyten mit 6 Taxa im Jahr 2015 und 5 Taxa im Jahr 2000 (Tabelle 39). Dies bestätigt, dass kontinuierliche Mahd eine störungsresistente Vegetationsgemeinschaft begünstigt (Zuna Pfeiffer et al. 2017).

Tabelle 7: Charakteristik der Pflanzen in den Jahren 2000 und 2015 in Steppentrockenrasen (6240) (Quelle: Zuna Pfeiffer et al. 2017, eigene Darstellung)

		2000	2015
Wuchs	Niedrig (10-20cm)	26	37
	Mittel (30-50cm)	68	66
	Hoch (>50cm)	42	43
Lebensdauer	Einjährig	18	28
	Mehrjährig	121	129
	Generalisten	128	151
	Spezialisten	11	6
Blattrosette		2	10
Kriechender Stamm (parasitär)		1	1

Mulchen, Abbrennen und Mahd im Vergleich

In kleinseggen Quellmooren (Q41) untersuchten Bódis et al. (2021) verschiedene Managementmaßnahmen. Das Abbrennen reduzierte die Laubstreubedeckung am stärksten (-83 %), gefolgt von Mahd (-30 %), während Mulchen keinen signifikanten Effekt hatte (Tabelle 8). Dies deutet darauf hin, dass Mahd und Abbrennen zur Nährstoffregulierung beitragen und die Keimung spezialisierter Kräuterarten fördern könnten. Allerdings hatte keine der Maßnahmen einen direkten Einfluss auf den Naturschutzwert, da das Abbrennen Risiken für die Luftqualität sowie überwinternde Insekten birgt. Eine langfristige Lösung könnte Mahd mit Heuabfuhr sein, um überschüssige Nährstoffe nachhaltig zu entfernen (Bódis et al. 2021).

Tabelle 8: Mittelwerte der Bedeckung mit Streu (%) vor Beginn der eingesetzten Maßnahmen im Jahr 1999 und nach den eingesetzten Managementmaßnahmen (Mahd, Mulchen, Abbrennen, keine Bewirtschaftung) im Jahr 2000 in kleinseggen Quellmooren (Q41) (Quelle: Bódis et al. 2021, eigene Darstellung)

	Mahd	Mulchen	Abbrechen	Keine Maßnahme
1999	99	98	99	97
2000	66	96	18	97

Die Studien verdeutlichen, dass Beweidung und Mahd je nach Standort unterschiedlich wirken. Während Mahd in einigen Gebieten eine hohe Diversität ermöglicht (z. B. feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer), zeigt sich in anderen Lebensräumen (z. B. Sandsteppen), dass Beweidung die Vielfalt besser erhält. Zudem kann eine Mahd am Ende der Vegetationsperiode die Artenzahl langfristig erhöhen, begünstigt jedoch meist Generalisten. In kleinseggen Quellmooren hat die Mahd einen positiven Einfluss auf die Reduktion von Laubstreu, während Abbrennen diesen Prozess beschleunigt, jedoch negative ökologische Effekte mit sich bringt. Eine langfristige Strategie könnte Mahd mit Heuabfuhr sein, um Nährstoffeinträge zu minimieren.

Zusammenfassend zeigt sich, dass eine Kombination aus Beweidung und Mahd in vielen Fällen effektiver für den Erhalt der Biodiversität ist als eine isolierte Maßnahme. Je nach Lebensraumtyp müssen jedoch die Managementmaßnahmen angepasst werden, um die spezifischen Anforderungen der Vegetation zu berücksichtigen.

3.1.4 Seewinkel – Brache, Weide, Mahd

In insgesamt fünf Studien wurden die Vegetationsentwicklungen in Brachflächen, Weiden und Mahdgebieten im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel untersucht.

Problematische Arten

In den Weidelandschaften des Seewinkels stellen insbesondere drei Grasarten eine besondere Herausforderung für den Naturschutz dar: Quecke (*Elymus repens*), Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und das Schilfrohr (*Phragmites australis*). Diese Pflanzen breiten sich in unbewirtschafteten Gebieten stark aus und schränken somit die floristische Vielfalt ein (Euller et al. 2014). Studien zeigen jedoch, dass gezielte Managementmaßnahmen wie Beweidung und Mahd der Ausbreitung dieser Arten entgegenwirken können.

Eine der am besten untersuchten problematischen Arten ist das Schilfrohr (*Phragmites australis*), das eine erhebliche Herausforderung für den Erhalt offener Salzrasen im Seewinkel darstellt. Ohne Bewirtschaftung nimmt seine Bedeckung stetig zu, während Beweidung und Mahd nachweislich zu einem Rückgang der Art führen (Tabelle 9) (Traxler et al. 1993, Korner et al. 1999a, Euller et al. 2014). Studien zeigen, dass Mahd zunächst effektiver ist als Beweidung, jedoch nur in Kombination mit anschließender Beweidung eine langfristige Kontrolle gewährleistet werden kann (Korner et al. 1999a). Besonders in nicht bewirtschafteten Flächen wurde eine starke Zunahme des Schilfs beobachtet, während es auf beweideten Flächen deutlich reduziert oder sogar vollständig zurückgedrängt wurde (Euller et al. 2014). Eine nachhaltige Reduktion gelingt insbesondere durch eine Kombination aus Mahd

und extensiver Beweidung. Pferde haben sich dabei effektiver als Rinder erwiesen, da ihre Tritteinwirkung zur mechanischen Zerstörung der Schilfpflanze beiträgt (Korner et al. 2008). In Kombination mit einer vorhergehenden Sommer- oder Herbstmahd konnte in einigen Gebieten der Schilfgürtel um bis zu 200 Meter zurückgedrängt werden, was gleichzeitig die Lebensbedingungen für Salzpflanzen und typische Vogelarten verbesserte (Korner et al. 2008).

Tabelle 9: Schilftrend, dargestellt an Abundanzwerten der Jahre 1990, 1991 und 1992 in unbeweideten, beweideten und gemähten Flächen der Region Neusiedler See – Seewinkel (Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)

	unbeweidet			beweidet			gemäht		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Abundanz	4	3,5	5	3,5	3	3	7	4,5	4,5

Eine weitere problematische Art ist die Quecke (*Elymus repens*). Euler et al. (2014) beobachteten, dass sie in beweideten Flächen bereits nach drei Jahren signifikant zurückging. Dies bestätigt frühere Ergebnisse von Korner et al. (2008), die belegten, dass eine frühzeitige Frühjahrsbeweidung die Vermehrung der Quecke erheblich reduzieren kann. Dieser Effekt wird durch die erhöhte Trittbelastung und den Fraßdruck auf junge Triebe erklärt, wodurch die Regeneration der Pflanze eingeschränkt wird (Korner et al. 2008).

Während die Quecke relativ schnell auf Beweidung reagiert, zeigt das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) eine deutlich langsamere Dynamik. Euler et al. (2014) stellten fest, dass eine signifikante Reduktion dieser Art erst nach vier Jahren kontinuierlicher Beweidung eintrat. Dies lässt sich mit der hohen Konkurrenzkraft des Land-Reitgrases erklären, das dichte Bestände bildet und dadurch andere Pflanzen unterdrückt. Die Notwendigkeit einer langfristigen Bewirtschaftung zur effektiven Kontrolle dieser Art wird auch durch Korner et al. (2008) unterstrichen, die hervorhoben, dass erst durch eine Kombination aus Mahd und Beweidung eine nachhaltige Zurückdrängung erreicht werden kann.

Horstpflanzen

Die Kombination aus Mahd und anschließender Beweidung ist eine effektive Strategie zur Reduktion von Horstpflanzen wie Kugelbinse (*Juncus conglomeratus*) und Schwarze Kopfbins (*Schoenus nigricans*), die in nicht bewirtschafteten Flächen zunehmen und andere Arten verdrängen (Korner et al. 1999a, 2008). Während Mahd kurzfristig Horstpflanzen reduziert, führt erst die anschließende Beweidung durch Tritt- und Fraßwirkung zu einer nachhaltigen Zurückdrängung (Korner et al. 2008). Allerdings kann eine dauerhafte Mahd auch charakteristische Arten beeinträchtigen, weshalb ein angepasstes Weidemanagement entscheidend ist (Korner et al. 1999a).

Orchideen

Die Beweidung fördert Orchideenarten wie das Kleine Knabenkraut (*Orchis morio*) und die Spinnen-Ragwurz (*Ophrys sphegodes*). In beweideten Gebieten wurden fast doppelt so viele Individuen von *Orchis morio* gezählt (276 vs. 166 in nicht bewirtschafteten Flächen), ebenso war die Anzahl von *Ophrys sphegodes* auf extensiven Weiden fast doppelt so hoch (42 vs. 22; Tabelle 10) (Traxler et al. 1993). Auch Korner et al. (1999a, 2008) bestätigen eine erhöhte Anzahl dieser Orchideenarten in beweideten Flächen im Vergleich zu nicht bewirtschafteten Gebieten (Tabelle 40).

Tabelle 10: Anzahl der Orchideenarten unter extensiver Beweidung und auf unbewirtschafteten Flächen im Gebiet SW-Ufer des Seewinkels (Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)

	unbewirtschaftet	extensiv beweidet
<i>Orchis morio</i>	166	276
<i>Ophrys sphegodes</i>	22	42

Salzpflanzen

In den Salzstandorten zeigte sich eine deutliche Förderung salztoleranter Pflanzen durch die Beweidung. So nahmen die Salz-Binse (*Juncus gerardii*) und die Strand-Aster (*Aster tripolium*) unter Beweidung zu, während in nicht bewirtschafteten Flächen die Deckung der Salz-Binse (*Juncus gerardii*) stagnierte oder leicht zurückging (Tabelle 41) (Traxler et al. 1993, Euller et al. 2014).

Die Beobachtung, dass Salzpflanzen wie die Strand-Aster (*Aster tripolium*) und das Gänsefußgewächs (*Chenopodium chenopodioides*) durch Beweidung profitieren, unterstreicht deren Anpassung an Offenlandhabitats, die durch Weidetiere stabilisiert werden (Euller et al. 2014). Ebenso konnte die Entferntährige Segge (*Carex distans*) in beweideten Flächen verstärkt nachgewiesen werden, während sie in unbewirtschafteten Flächen seltener war (Korner et al. 1999a). Bemerkenswert ist, dass sich diese Art seit ihrer Erstnachweisung im Jahr 2004 dauerhaft etablieren konnte, obwohl sie als empfindlich gegenüber Trittschäden gilt (Tabelle 11; Korner et al. 2013b).

Tabelle 11: Deckungswerte (%) einiger Pflanzen in der Dauerbeobachtungsfläche R1 der Graurinderweide im Seewinkel von 2001 bis 2014 (Quelle: Korner 2013b, eigene Darstellung)

	2001	2004	2005	2011	2013	2014
<i>Juncus maritimus</i>	17,75	19,8	17,0	28,5	32,25	46,75
<i>Phragmites australis</i>	0,575	1,0	1,5	2,2	2,3	0,375
<i>Dactylis glomerata</i>		0,1				
<i>Carex distans</i>		0,1	0,6	1,2	0,875	0,2
<i>Spergularia maritima</i>		0,1	0,2			
<i>Plantago maritima</i>		0,2	0,5	0,3	0,2	

Eine Besonderheit stellt die Strand-Binse (*Juncus maritimus*) dar, deren Deckung unter verstärkter Beweidung zunahm, da sie von Weidetieren gemieden wird (Tabelle 11; Korner et al. 2013b).

Gleichzeitig wurden leichte Rückgänge bei der Salz-Schwarzwurz (*Scorzonera parviflora*) und dem Salz-Dreizack (*Triglochin maritimum*) verzeichnet. Währenddessen nahm die Individuenzahl des Pannonischen Schwingelgrases (*Festuca pseudovina*) unter Beweidung zu, während der Strand-Wegerich (*Plantago maritima*) und der Silber-Beifuß (*Artemisia santonicum*) zurückgingen (Tabelle 11, Tabelle 42, Tabelle 43; Korner et al. 2008).

Die Ergebnisse zeigen, dass Beweidung entscheidend zur Förderung halophiler Pflanzen beiträgt. Während Arten wie die Salz-Binse (*Juncus gerardii*), die Strand-Aster (*Aster tripolium*) und die Entferntährige Segge (*Carex distans*) von offenen Weideflächen profitieren, gehen andere Arten unter Beweidung zurück. Dies verdeutlicht, dass das Weidemanagement gezielt angepasst werden sollte, um sowohl charakteristische Salzpflanzen als auch die floristische Vielfalt im Seewinkel zu erhalten.

Andere Pflanzen

Eine gezielte Kombination aus Mahd und Beweidung trägt nicht nur zur Offenhaltung der Kulturlandschaft bei, sondern wirkt auch der zunehmenden Verbuschung durch neophytische Gehölze wie der Ölweide (*Elaeagnus angustifolia*), der Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und dem Eschenahorn (*Acer negundo*) wirksam entgegen. Besonders effektiv ist dabei eine vorhergehende Mahd mit anschließender dauerhafter Beweidung, da sie die Etablierung dieser konkurrenzstarken Gehölze verhindert (Korner et al. 2008).

Darüber hinaus beeinflussen Bewirtschaftungsmaßnahmen auch die Verbreitung feuchtigkeitsliebender Arten. Während sich die Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) unter Mahdmanagement stark ausbreiten kann (Tabelle 44; Traxler et al. 1993), wurde diese Art unter Beweidung seltener, was auf den Fraßdruck und die Bodenverdichtung durch Weidetiere zurückzuführen ist (Euller et al. 2014). Ähnlich zeigt sich, dass das Gras *Agrostis stolonifera*, das häufig in feuchten Standorten dominiert, durch Beweidung effektiv zurückgedrängt werden kann (Korner et al. 1999a).

Neben der Kontrolle problematischer Arten fördert Beweidung auch die Verbreitung wertvoller Wiesenarten wie den Wiesensalbei (*Salvia pratensis*), der unter beweideten Bedingungen eine erhöhte Populationsdichte aufweist (Traxler et al. 1993).

Beweidung trägt wesentlich zur Förderung gefährdeter Gefäßpflanzen und zur Regulierung dominanter Arten bei (Traxler et al. 1993). Sie stabilisiert Salzstandorte, indem sie salztolerante Arten fördert und problematische Pflanzen wie das Schilf (*Phragmites australis*) und das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) zurückdrängt (Euller et al. 2014).

Eine Kombination aus Mahd und extensiver Beweidung erwies sich als besonders wirksam zur Offenhaltung der Landschaft und zur Verhinderung der Verdrängung konkurrenzschwacher Arten (Korner et al. 2008). Für eine nachhaltige floristische Vielfalt wird ein rotierendes Weidemanagement empfohlen, das eine jährliche Frühjahrsbeweidung mit regelmäßigen Pausen kombiniert. Ergänzend kann das Abbrennen von Schilfbeständen zur Reduktion der Verschilfung beitragen (Korner et al. 2008).

Langfristig zeigt sich eine stabile Entwicklung der Salzhabitats, während die Ausbreitung von Schilf durch Beweidung zurückgedrängt wurde. Dies unterstreicht die zentrale Rolle einer gezielten Weidestrategie für den nachhaltigen Erhalt der Biodiversität im Seewinkel und die Anpassungsfähigkeit der Vegetation an veränderte Umweltbedingungen (Korner et al. 2013b).

3.2 Vögel

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden sieben Studien ausgewertet, die sich mit den Auswirkungen unterschiedlicher Managementmethoden auf Vogelpopulationen befassen. Dabei variieren die Studien hinsichtlich der untersuchten Lebensraumtypen sowie der geographischen Lage und des angewandten Managements. Vier Studien fokussierten sich auf den prioritären Lebensraumtyp *R62* (kontinentale Salzsteppen), während drei Untersuchungen den Lebensraumtyp *R37* (feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer) behandelten. Eine weitere Studie befasste sich mit dem Lebensraumtyp *R11* (Sandsteppen). Die drei Untersuchungen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel weisen eine weniger detaillierte Habitatklassifikation auf: Eine Studie wurde auf der Graurinderweide durchgeführt, eine weitere in den Zitzmannsdorfer Wiesen. Die dritte Studie gibt lediglich „Seewinkel“ als Untersuchungsgebiet an, ohne eine genauere räumliche Eingrenzung vorzunehmen.

Die analysierten Studien bieten eine Grundlage für eine differenzierte Bewertung der Managementmaßnahmen in verschiedenen Graslandtypen. Betrachtet man die Auswirkungen der verschiedenen Managementarten, so liefern die Studien teils widersprüchliche Ergebnisse hinsichtlich der Artenvielfalt und Individuenzahl. Bezogen auf die Beweidung ergaben vier Studien Vergleiche zwischen extensiver (0,5 Rinder pro Hektar) und intensiver Beweidung (> 1 Rind pro Hektar). Eine Studie zeigte, dass unter intensiver Beweidung eine höhere Artenvielfalt zu verzeichnen war als unter extensiver Nutzung (Báldi et al. 2005). Zwei weitere Studien hingegen betonten, dass eine extensive Beweidung die Artenvielfalt fördert (Batáry et al. 2007a, Verhulst et al. 2004). Eine weitere Untersuchung wies hinsichtlich der Artenzahl keine Unterschiede zwischen den Beweidungsintensitäten nach, dokumentierte jedoch eine höhere Individuenzahl unter extensiver Beweidung (Báldi et al. 2013).

Brachflächen wurden in zwei Studien betrachtet. Eine Untersuchung kam zu dem Ergebnis, dass Brachflächen eine höhere Artenvielfalt aufweisen als extensiv beweidete Flächen (Verhulst et al. 2004). Eine weitere Studie betonte die Bedeutung von Brachflächen für den Rotschenkel (*Tringa totanus*), der dort höhere Vorkommen zeigte als auf gemähten oder beweideten Flächen (Rauer und Kohler 1993).

Ein direkter Vergleich zwischen Mahd und Brachflächen wurde in zwei Studien durchgeführt, wobei keine Angaben zur Häufigkeit der Mahd gemacht wurden. Hierbei zeigte sich, dass auf gemähten Flächen eine höhere Artenvielfalt als auf Brachflächen vorhanden war (Dvorak et al. 2011, Rauer und Kohler 1993).

Im Folgenden wird genauer untersucht, wie sich Beweidung, Mahd und Brachflächen auf die Individuenzahl, Populationsdichte und Bruterfolge von diversen Wiesenvögeln auswirken. Dabei werden Vogelarten, welche am häufigsten untersucht wurden, näher beschrieben. Schafstelze, Grauammer, Feldlerche, und Rotschenkel sind mit vier Studien die am besten untersuchten Vogelarten. Uferschnepfe und Schwarzkehlchen werden in 3 Studien erwähnt. Der Stelzenläufer und der Seeregenpfeifer werden in nur einer Studie untersucht, dennoch werden diese beiden Vogelarten in den folgenden Kapiteln genauer erläutert.

3.2.1 Schafstelze

Insgesamt wurden vier Studien gefunden, die sich mit den Auswirkungen diverser Managementstrategien auf die Schafstelze befassen. Báldi et al. (2005) und Batáry et al. (2007a) untersuchten extensiv beweidete Flächen mit einer Besatzdichte von 0,5 Rinder pro Hektar und intensiv beweidete Flächen mit einer Besatzdichte von > 1 Rind pro Hektar in Ungarn. Untersucht wurden dabei die Graslandtypen R62 und R37. In beiden Graslandtypen konnten unter extensiver Beweidung mehr Individuen festgestellt werden als bei intensiver Beweidung. Zehn Schafstelzen wurden in kontinentalen Salzsteppen (R62) bei extensiver Beweidung und fünf bei intensivem Weidedruck erfasst. In den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) wurden 60 bzw. 20 Schafstelzen gesichtet (Tabelle 45; Báldi et al. 2005). Auch Batáry et al. (2007a) kamen zu vergleichbaren Ergebnissen. Hier wurden im Graslandtyp R62 auf extensiv beweideten Flächen vier Tiere und auf intensiven zwei Tiere festgestellt. Im Lebensraumtyp R37 waren dies ein bzw. kein Individuum (Tabelle 12; Batáry et al. 2007a).

Tabelle 12: Durchschnittliche Individuenzahl der Schafstelze in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) bei diversen Managementbedingungen (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/Hektar) (Quelle: Batáry et al. 2007a, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Schafstelze	~4	~2	~1	0

Die Studie von Verhulst et al. (2004) liefert ähnliche Ergebnisse wie jene von Báldi et al. (2005) und Batáry et al. (2007a). Verhulst et al. (2004) untersuchten in den Graslandtypen R62 (kontinentale Salzsteppen) und R11 (Sandsteppen) Brachflächen, extensive Weideflächen (0,4 Rinder pro Hektar) und intensive Weideflächen (> 1 Rind pro Hektar) Ungarns. Schafstelzen kommen mit rund 8,3 Individuen in extensiven Weiden am häufigsten vor, gefolgt von 3,98 Individuen auf Brachflächen. In Intensivweiden wurden lediglich etwa 0,93 Individuen gezählt (Tabelle 46; Verhulst et al. 2004).

Auch die Mahd führte in den Zitsmannsdorfer Wiesen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel zu einem Anstieg der Brutbestände der Schafstelzen. Während im Jahr 1991 35 Reviere gezählt wurden, waren es im Jahr 2011 bereits 39-42 (Dvorak et al. 2011).

Insgesamt untersuchten vier Studien die Schafstelze. Davon beschäftigten sich drei Studien mit Beweidung und eine Studie mit Mahd. Alle drei Studien zur Beweidung stellten positive Effekte unter extensiver Beweidung (0,4–0,5 Rinder/ha) fest, während intensive Beweidung (> 1 Rind/ha) in allen Fällen zu einem Rückgang der Individuenzahl führte (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a, Verhulst et al. 2004). Die einzige Studie zur Mahd dokumentierte einen positiven Effekt, da die Anzahl der Brutreviere in den Zitsmannsdorfer Wiesen zwischen 1991 und 2011 anstieg (Dvorak et al. 2011).

Zusammenfassend zeigt sich, dass extensive Beweidung die beste Bewirtschaftungsform für die Schafstelze ist, während intensive Beweidung zu deutlich geringeren Beständen führt. Mahd kann sich positiv auf die Brutbestände auswirken, während Brachflächen nur eine untergeordnete Rolle spielen.

3.2.2 Grauammer

Die Grauammer wurde in den selben vier Studien, wie auch die Schafstelze untersucht. Im Graslandtyp R62 kamen Grauammern auf Weiden mit intensiver Weideintensität (> 1 Rind/ha) häufiger (14) vor als auf Extensivweiden (10; 0,5 Rinder/ha). Anders waren die Ergebnisse in den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37). Hier wurden in den extensiv beweideten Gebieten deutlich mehr (32) Individuen gefunden als unter Intensivbeweidung (10) (Tabelle 45 ;Báldi et al. 2005). Batáry et al. (2007a) kamen zu gleichen Ergebnissen. In den Salzsteppen (R62) konnte unter extensiver Beweidung kein Individuum und bei intensiver Beweidung ein Tier gesichtet werden. Im Graslandtyp R37 wurden

zwei Individuen unter extensiver und eine Grauammer unter intensiver Beweidung gezählt (Tabelle 13; Batáry et al. 2007a).

Tabelle 13: Durchschnittliche Individuenzahl der Grauammer in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) bei diversen Managementbedingungen (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/Hektar) (Quelle: Batáry et al. 2007a, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Grauammer	0	~1	~2	~1

Eine Präferenz der Grauammer für Extensivweiden konnte auch von Verhulst et al. (2004) in kontinentalen Salzsteppen (R62) sowie in Sandsteppen (R11) nachgewiesen werden. In extensiv beweideten Gebieten wurden rund 2,08 Individuen gezählt, während es in den Intensivweiden nur 0,93 waren. In dieser Studie wurden jedoch auch Brachflächen untersucht, wodurch eine deutliche Präferenz der Grauammern für unbewirtschaftete Flächen erkennbar wird. In diesen Gebieten wurden 11,94 Individuen gesichtet (Tabelle 46; Verhulst et al. 2004).

Auch die Mahd wirkt sich positiv auf Grauammern aus. Während im Jahr 1991 lediglich 2-3 Brutbestände in den Zitzmannsdorfer Wiesen gezählt wurden, erhöhte sich die Zahl der Reviere auf 29-31 im Jahr 2011 (Tabelle 47; Dvorak et al. 2011).

Die Grauammer zeigt je nach Lebensraum unterschiedliche Präferenzen. In kontinentalen Salzsteppen (R62) wurde sie häufiger unter intensiver Beweidung gefunden, während sie in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) deutlich höhere Bestände unter extensiver Beweidung aufwies (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a). Verhulst et al. (2004) bestätigten die Präferenz für Extensivweiden, zeigten aber auch, dass Brachflächen am meisten genutzt wurden. Zudem hatte die Mahd in den Zitzmannsdorfer Wiesen einen positiven Effekt, da die Brutbestände anstiegen (Dvorak et al. 2011).

Insgesamt untersuchten vier Studien die Grauammer. Davon analysierten drei Studien die Auswirkungen der Beweidung und eine Studie die Effekte der Mahd. Zwei Studien zur Beweidung stellten fest, dass in kontinentalen Salzsteppen (R62) intensive Beweidung mit höheren Individuenzahlen verbunden war als extensive Beweidung (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a). In feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) hingegen wurde eine höhere Individuenzahl unter extensiver Beweidung festgestellt (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a). Eine weitere Studie zeigte, dass Brachflächen am häufigsten genutzt wurden (Verhulst et al. 2004). Die einzige Studie zur Mahd dokumentierte einen positiven Effekt dieser Bewirtschaftungsform (Dvorak et al. 2011).

Zusammenfassend profitiert die Grauammer besonders von Brachflächen und Mahd, während extensive Beweidung je nach Graslandtyp ebenfalls förderlich sein kann. Intensive Beweidung ist

hingegen nur im Graslandtyp R62 von Vorteil. Ihre Präferenz für Brachflächen lässt sich durch deren vielfältige Struktur und Heterogenität erklären. Diese Flächen bestanden aus einer Mischung aus Gras- und Buschland, was sie ideal für verschiedene Vogelarten wie Grauammern, aber auch Neuntöter, Kohlmeisen und Grünfinken macht (Verhulst et al. 2004).

3.2.3 Feldlerche

Auch die Feldlerche wurde in denselben vier Studien untersucht wie zuvor die Schafstelze und die Grauammer. Báldi et al. (2005) beschreiben, dass die Feldlerche in den kontinentalen Salzsteppen (R62) Gebiete mit höherem Gras (10-15 cm, Extensivweide) den intensiver beweideten Flächen mit kürzerer Vegetation (5-10 cm) vorzog. In extensiv beweideten Flächen wurden 145 Individuen gezählt, während es in intensiv beweideten Gebieten nur 60 waren. In den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) fanden sich dagegen auf den weniger intensiv beweideten Flächen Grashöhen über 25 cm, was zu anderen Vogelpräferenzen führte. Hier wurden in den intensiv beweideten Flächen 40 Individuen gezählt, während es bei extensiver Beweidung nur 30 waren (Tabelle 45). Die Feldlerchen passten ihre Revierwahl an, um weder zu kurzes noch zu hohes Gras zu nutzen (Báldi et al. 2005). Auch Batáry et al. (2007a) konnten in den Graslandtypen R37 und R62 unter extensiver Beweidung mehr Individuen feststellen. So waren in den kontinentalen Salzsteppen (R62) 13 Individuen in den Extensivweiden und 11 in den Intensivweiden. Im Graslandtype R37 waren die Ergebnisse ähnlich. Hier wurden 15 Feldlerchen in extensiv beweideten Flächen und 11 in intensiv beweideten festgestellt (Tabelle 14; Batáry et al. 2007a). Während der Untersuchungen von Verhulst et al. (2004) konnte ebenso eine Präferenz der Feldlerche für Extensivweiden festgestellt werden. Rund 10,10 Individuen wurden unter extensiver Weideintensität gefunden, während bei intensiver Intensität nur 7,03 Tiere gesichtet wurden. Mit 0,80 Tieren war die Individuenzahl in den Brachflächen am niedrigsten (Tabelle 46; Verhulst et al. 2004).

Tabelle 14: Durchschnittliche Individuenzahl der Feldlerche in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) bei diversen Beweidungsintensitäten (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/Hektar) (Quelle: Batáry et al. 2007a, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Feldlerche	~13	~11	~15	~11

Die Mahd wirkte sich ebenfalls positiv auf die Brutbestände der Feldlerche aus. Im Jahr 1991 wurden 49-52 Bestände gezählt, während es im Jahr 2011 bereits 78-79 waren (Tabelle 47; Dvorak et al. 2011).

Die Feldlerche bevorzugt mittelhohe Grasstrukturen und zeigt je nach Lebensraum unterschiedliche Präferenzen. In kontinentalen Salzsteppen (R62) wurden unter extensiver Beweidung mehr Individuen gezählt, während in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) intensivere Beweidung vorteilhafter war (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a). Verhulst et al. (2004) bestätigten eine höhere Individuenzahl auf Extensivweiden, während Brachflächen kaum genutzt wurden. Zudem zeigte die Mahd positive Effekte, da die Brutbestände in den Zitzmannsdorfer Wiesen zwischen 1991 und 2011 anstiegen (Dvorak et al. 2011).

Insgesamt untersuchten vier Studien die Feldlerche, davon drei die Auswirkungen der Beweidung und eine die Effekte der Mahd. Zwei Studien stellten positive Effekte extensiver Beweidung fest, eine zeigte je nach Lebensraumtyp unterschiedliche Präferenzen der Art (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a, Verhulst et al. 2004). Die Mahd hatte in einer Studie positive Auswirkungen auf die Brutbestände (Dvorak et al. 2011).

Zusammenfassend profitiert die Feldlerche von extensiver Beweidung, sofern die Grasstruktur nicht zu hoch wird, sowie von der Mahd, während Brachflächen kaum genutzt werden.

3.2.4 Rotschenkel

Der Rotschenkel wurde in insgesamt vier Studien untersucht, von denen drei bereits in den vorherigen Kapiteln detailliert beschrieben wurden. Eine weitere Studie von Rauer und Kohler (1993) analysierte die Auswirkungen von Beweidung, Mahd und Brachflächen auf den Rotschenkel im Seewinkel. In den Untersuchungen von Báldi et al. (2005) wurden unterschiedliche Ergebnisse je nach betrachtetem Graslandtyp identifiziert. In den kontinentalen Salzsteppen (R62) bevorzugte der Rotschenkel mit 80 Individuen Extensivweiden. In intensiv beweideten Gebieten wurden nur 5 Tiere nachgewiesen. Anders verhält es sich in den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37). Hier wurde Intensivbeweidung bevorzugt. So wurden unter extensiver Beweidung 5 Individuen gezählt, während es unter intensiver Beweidung 20 waren (Tabelle 45; Báldi et al. 2005).

Verhulst et al. (2004) konnten in Brachflächen und intensiv beweideten Flächen keine Individuen nachweisen. Lediglich 0,14 Rotschenkel wurden unter extensiver Beweidung gesichtet (Tabelle 46; Verhulst et al. 2004).

Ergebnisse der Studie von Rauer und Kohler (1993) im Seewinkel ergaben, dass über vier Untersuchungsjahre (1986-1989) hinweg die Dichte der Brutbestände in den Brachflächen am höchsten war, während auf Weideflächen und in gemähten Gebieten geringere Bestandsdichten nachgewiesen wurden. Beispielsweise waren im Jahr 1989 etwa 1,13 Brutbestände in Brachflächen, in

Weideflächen und Mähwiesen waren es jeweils 0,13 Bestände. Somit bevorzugt der Rotschenkel Brachflächen im Untersuchungsgebiet (Tabelle 15; Rauer und Kohler 1993).

Tabelle 15: Dichte der Brutbestände des Rotschenkels in Mähwiesen, Weiden und Brachland des Seewinkels von 1986-1989 (Quelle: Rauer und Kohler 1993, eigene Darstellung)

		1986	1987	1988	1989
Rotschenkel	Mähwiese	0,56	0,91	0,47	0,13
	Weide	0,79	0,90	0,47	0,13
	Brachland	1,51	1,24	1,20	1,13

Während bei Rauer und Kohler (1993) die Brutbestände des Rotschenkels langfristig gesehen in Mähwiesen abnahmen, beschrieben Dvorak et al. (2011) positive Auswirkungen der Mahd auf den Rotschenkel. So waren es im Jahr 1991 10 Brutbestände und im Jahr 2011 bereits 14 (Tabelle 47; Dvorak et al. 2011).

Die Auswirkungen des Managements auf den Rotschenkel variieren je nach Lebensraumtyp. In kontinentalen Salzsteppen (R62) bevorzugt er extensiv beweidete Flächen, während er im Graslandtyp R37 unter intensiver Beweidung häufiger vorkommt (Báldi et al. 2005). Verhulst et al. (2004) stellten fest, dass der Rotschenkel kaum auf Intensivweiden oder Brachflächen vorkommt, sondern vereinzelt unter extensiver Beweidung zu finden ist. Im Seewinkel zeigten Rauer und Kohler (1993) hingegen eine klare Präferenz für Brachflächen, die die höchste Brutbestandsdichte aufwiesen. Auch die Mahd zeigte positive Effekte und führte zu einem deutlichen Anstieg der Brutbestände (Dvorak et al. 2011).

Insgesamt wurden vier Studien zur Untersuchung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Rotschenkel durchgeführt. Drei davon analysierten die Effekte der Beweidung, zwei Studien untersuchten die Mahd. Positive Effekte extensiver Beweidung wurden in zwei Studien nachgewiesen (Báldi et al. 2005, Verhulst et al. 2004), während eine keinen klaren Zusammenhang zeigte (Rauer und Kohler 1993). Die Mahd wurde in einer Untersuchung als positiv bewertet (Dvorak et al. 2011), während eine andere einen langfristigen Rückgang der Brutbestände auf Mähwiesen dokumentierte (Rauer und Kohler 1993).

Zusammenfassend ist das bevorzugte Management vom jeweiligen Graslandtyp abhängig. In kontinentalen Salzsteppen (R62) sind extensiv beweidete Flächen am besten geeignet, während in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) intensive Beweidung förderlich sein kann. Brachflächen bieten ebenfalls wichtige Bruträume, während auch die Mahd positive Effekte zeigt.

3.2.5 Uferschnepfe

In drei Studien wurden die Unterschiede diverser Bewirtschaftungsformen auf die Uferschnepfe untersucht. Die Untersuchungen von Verhulst et al. (2004) zeigten eine Präferenz der Uferschnepfe für extensiv beweidete Flächen. Hier konnten 0,69 Tiere nachgewiesen werden, während in Brachflächen und unter intensiver Beweidung keine Individuen gesichtet wurden (Tabelle 46; Verhulst et al. 2004). Ebenso zeigten Rauer und Kohler (1993) eine höhere Dichte der Brutbestände von Uferschnepfen über vier Jahre hinweg in bewirtschafteten Flächen als in unbewirtschafteten. So wurden zum Beispiel im Jahr 1987 in Mähwiesen 0,93, in Weiden 0,72 und in Brachflächen lediglich 0,27 Brutbestände nachgewiesen (Tabelle 16; Rauer und Kohler 1993).

Tabelle 16: Dichte der Brutbestände der Uferschnepfe in Mähwiesen, Weiden und Brachland des Seewinkels von 1986-1989 (Quelle: Rauer und Kohler 1993, eigene Darstellung)

Uferschnepfe		1986	1987	1988	1989
	Mähwiese	0,67	0,93	0,25	0,17
	Weide	0,64	0,72	0,21	0,16
	Brachland	0,23	0,27	0,14	0,14

Hingegen wurden negative Effekte der Mahd über einen Zeitraum von 20 Jahren in der Studie von Dvorak et al. (2011) nachgewiesen. Während im Jahr 1991 noch 18 Reviere der Uferschnepfe gezählt wurden, waren es 2011 nur noch acht (Tabelle 47; Dvorak et al. 2011).

Die Uferschnepfe zeigt eine Präferenz für bewirtschaftete Flächen. Verhulst et al. (2004) fanden unter extensiver Beweidung geringe Individuenzahlen, während auf Intensivweiden und Brachflächen keine Tiere nachgewiesen wurden. Rauer und Kohler (1993) stellten fest, dass Brutbestände in Mähwiesen und Weiden höher waren als in Brachflächen. Langfristig zeigte sich jedoch ein negativer Effekt der Mahd, da die Brutreviere zwischen 1991 und 2011 zurückgingen (Dvorak et al. 2011).

Insgesamt wurden drei Studien zur Uferschnepfe durchgeführt. Zwei davon untersuchten die Auswirkungen von Beweidung, zwei weitere die Effekte der Mahd. Positive Effekte der Beweidung konnten in beiden Studien nachgewiesen werden – insbesondere auf extensiv beweideten Flächen (Verhulst et al. 2004, Rauer und Kohler 1993). Eine Studie zeigte einen langfristigen negativen Einfluss der Mahd auf die Bestandsentwicklung der Uferschnepfe (Dvorak et al. 2011), während eine weitere kurzfristig höhere Brutbestände in Mähwiesen nachwies (Rauer und Kohler 1993).

Zusammenfassend scheinen sowohl extensiv beweidete als auch gemähte Flächen besser für die Uferschnepfe zu sein als ungenutzte Brachflächen. Allerdings kann sich eine langfristige Mahd negativ auf die Bestände auswirken.

3.2.6 Schwarzkehlchen

Zur Wirkung verschiedener Bewirtschaftungsformen auf das Schwarzkehlchen liegen insgesamt drei Studien vor. Báldi et al. (2005) fanden heraus, dass Schwarzkehlchen in kontinentalen Salzsteppen (R62) Intensivweiden (3 Individuen) den Extensivweiden (kein Vorkommen) bevorzugen, während in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) eine leichte Präferenz für Extensivweiden, mit sieben Tieren, erkennbar ist. In intensiv beweideten Gebieten wurden nur sechs Schwarzkehlchen nachgewiesen (Tabelle 45; Báldi et al. 2005).

Unbewirtschaftetes Grasland beherbergte eine hohe Anzahl an Schwarzkehlchen, aber auch Graumammern und Neuntöttern, die dort in Bäumen und Büschen nisteten und ruhten – diese Arten waren in bewirtschafteten Gebieten kaum zu finden. Schwarzkehlchen konnten mit rund 4,77 Tieren ausschließlich in Brachflächen nachgewiesen werden (Tabelle 46; Verhulst et al. 2004).

Auch die Mahd wirkt sich negativ auf die Population der Schwarzkehlchen aus. Während im Jahr 1991 noch 30-38 Brutbestände in den Zitzmannsdorfer Wiesen nachgewiesen wurden, verringerte sich diese Zahl bis 2011 auf 18-20 (Tabelle 47; Dvorak et al. 2011).

Die Präferenzen des Schwarzkehlchens variieren je nach Lebensraum. In kontinentalen Salzsteppen (R62) bevorzugt es intensiv beweidete Flächen, während in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) eine leichte Präferenz für Extensivweiden erkennbar ist (Báldi et al. 2005). Verhulst et al. (2004) fanden Schwarzkehlchen ausschließlich in Brachflächen, was auf die Bedeutung unbewirtschafteter Flächen mit Gehölzstrukturen hinweist. Die Mahd zeigte langfristig negative Auswirkungen, da die Brutbestände zwischen 1991 und 2011 in den Zitzmannsdorfer Wiesen abnahmen (Dvorak et al. 2011).

Drei Studien untersuchten die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf das Schwarzkehlchen, zwei zur Beweidung und eine zur Mahd. Eine Studie zeigte positive Effekte intensiver Beweidung (Báldi et al. 2005), während eine weitere Studie eine höhere Individuenzahl in Brachflächen nachwies (Verhulst et al. 2004). Mahd hatte in einer Studie langfristig negative Auswirkungen (Dvorak et al. 2011).

Zusammenfassend profitieren Schwarzkehlchen von Brachflächen mit heterogenen Strukturen, während Beweidung je nach Standort unterschiedlich wirkt. Intensive Beweidung (> 1 Tier/ha) ist in kontinentalen Salzsteppen (R62) vorteilhaft, während im Graslandtyp R37 eher extensiv bewirtschaftete Flächen (0,5 Tiere/ha) bevorzugt werden. Mahd hat hingegen negative Effekte auf die Population.

3.2.7 Stelzenläufer und Seeregenpfeifer

Korner (2014) untersuchte die Auswirkungen der Beweidung auf der Graurinderweide im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel auf die Bestandsentwicklung der Stelzenläufer und Seeregenpfeifer in den Jahren 2006-2013. Im Jahr 2006 wurde noch kein Brutpaar des Stelzenläufers registriert. Bereits 2008 hatte sich die Situation, mit 14 Brutpaaren, deutlich verbessert. Bis 2011 stieg die Zahl der Brutpaare auf 28. 2013 zählt die Graurinderweide zu den bedeutendsten Brutgebieten für den Stelzenläufer im Seewinkel. In diesem Jahr wurden 24 Brutpaare gezählt, nur geringfügig weniger als an der Langen Lacke (Tabelle 17; Korner 2014).

Tabelle 17: Bestandsentwicklung von Stelzenläufer und Seeregenpfeifer auf der Graurinderweide im Seewinkel von 2006 bis 2013 (Quelle: Korner 2014, eigene Darstellung)

	2006	2007	2008	2010	2011	2013
Stelzenläufer	0		14		28	24
Seeregenpfeifer	0	0	5	10		6

Auch für den Seeregenpfeifer hat die Bedeutung des Gebietes deutlich zugenommen. Während in den Jahren 2006 und 2007 keine Brutnachweise erbracht werden konnten, wurden 2008 erstmals fünf Bruten auf der Graurinderweide dokumentiert. Die Beweidungsmaßnahmen haben die Bedeutung des Gebietes in den folgenden Jahren weiter gesteigert. Bis 2010 verdoppelte sich die Anzahl der Brutpaare auf der Graurinderweide auf zehn. Im Jahr 2013 wurde diese Fläche mit durchschnittlich sechs Brutpaaren (zwischen fünf und sieben) zum individuenreichsten Brutgebiet des Seewinkels (Tabelle 17; Korner 2014).

Diese positiven Entwicklungen sind auf die Verbesserung der Habitatqualität durch die Beweidung zurückzuführen. Zu Beginn der Beweidungsmaßnahmen im Jahr 1997 war die Herde noch zu klein, um die ausgedehnten Schilfbestände am Seeufer deutlich zu reduzieren. Erst mit dem Anstieg der Herdenzahl auf rund 150 Tiere im Jahr 2003 und später auf über 400 Tiere konnte die Effizienz der Beweidung ausreichend gesteigert werden. Seit 2004 wird der Schilfgürtel deutlich zurückgedrängt und aufgelockert, was wesentlich zur Schaffung geeigneter Brutbedingungen beigetragen hat. Die Beweidung wirkte sich daher positiv auf die Bestände beider Arten aus (Korner 2014).

3.3 Arthropoda

In diesem Kapitel werden Studien analysiert, welche die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Arthropoden untersuchen. Dabei werden Spinnen (9 Studien), Käfer (8 Studien), Heuschrecken (7 Studien), Wanzen (6 Studien), Zikaden (3 Studien), Bienen (3 Studien),

Ameisen (2 Studien) und Schmetterlinge (1 Studie) betrachtet. Der Fokus liegt auf dem Vergleich von Beweidung, Mahd und Brachflächen sowie deren Einfluss auf Artenzahl, Individuenzahl und Gemeinschaftszusammensetzung in unterschiedlichen Graslandtypen. Die Ergebnisse werden zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Relevanz für das Management naturnaher Wiesen- und Weidelandschaften interpretiert.

3.3.1 Spinnen – Araneae

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden neun Studien analysiert, die sich mit den Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf Spinnen befassen. Der Großteil der Studien (sechs) wurde in kontinentalen Salzsteppen (R62) durchgeführt, während zwei Studien feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer (R37) und eine Studie Sandsteppen (R11) untersuchten. Zwei weitere Studien fanden im Seewinkel statt, ohne eine genauere Graslandtypen-Klassifikation anzugeben.

Hinsichtlich der Bewirtschaftung untersuchten drei Studien die Effekte extensiver und intensiver Beweidung. Dabei wiesen zwei Studien eine erhöhte Spinnenvielfalt unter extensiver Beweidung nach (Báldi et al. 2013, Horváth et al. 2009), während eine Untersuchung keinen Einfluss der unterschiedlichen Intensitäten auf die Spinnenfauna feststellen konnte (Batáry et al. 2008). In fünf Studien stand der Vergleich zwischen Brachflächen und Beweidung im Fokus. Dabei konnten drei Studien eine höhere Artenvielfalt in beweideten Flächen dokumentieren (Geiser et al. 1993, Malicky 1968, Zulka et al. 1997), während in einer Studie Brachflächen bessere Bedingungen für die Spinnenfauna darstellten (Torma et al. 2023). Eine weitere Untersuchung konnte keine Unterschiede zwischen den beiden Managementarten identifizieren (Milasowszky und Waitzbauer 2008). Zwei Studien betrachteten die unterschiedlichen Auswirkungen von Mahd und Beweidung, wobei kaum Unterschiede zwischen beiden Managementformen hinsichtlich der Spinnenvielfalt festgestellt werden konnten (Geiser et al. 1993, Torma et al. 2019).

Die vorliegenden Untersuchungen ermöglichen eine differenzierte Analyse der Auswirkungen verschiedener Managementmethoden auf die Spinnengemeinschaften in unterschiedlichen Graslandtypen. Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt und hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität in Graslandökosystemen diskutiert.

Batáry et al. (2008) fanden keinen signifikanten Einfluss der Beweidungsintensität (extensiv: 0,5 Tiere/ha; intensiv: > 1 Tier/ha) auf die Gesamtzahl der Spinnenarten, ihre Vielfalt oder die Zusammensetzung der Gemeinschaften in kontinentalen Salzsteppen (R62). Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die untersuchten Weideintensitäten relativ niedrig waren und sich kaum unterschieden. Allerdings zeigte sich, dass seltene Spinnenarten auf weniger intensiv beweideten

Flächen häufiger vorkamen, was darauf hindeutet, dass sie als Indikatoren für geringfügige ökologische Unterschiede dienen könnten (Batáry et al. 2008). Báldi et al. (2013) untersuchten unter denselben Bedingungen und bestätigten diese Ergebnisse, da die Anzahl der Spinnenarten zwischen extensiver (79 Arten) und intensiver Beweidung (73 Arten) nur geringfügig variierte. Auch die Individuenzahl war unter extensiver (2.874 Individuen) und intensiver Beweidung (2.783 Individuen) nahezu gleich, was darauf hindeutet, dass der Weidedruck zwar die Artenzusammensetzung beeinflusst, jedoch nicht zwingend die Gesamtzahl der Spinnen (Tabelle 34; Báldi et al. 2013).

Während Batáry et al. (2008) keine Unterschiede zwischen extensiver und intensiver Beweidung feststellten, zeigen die Daten von Horváth et al. (2009) einen klaren Zusammenhang zwischen Beweidungsintensität und Vegetationshöhe in Sandsteppen (R11), die wiederum die Spinnenvielfalt beeinflusst. Extensive Beweidung (> 10 cm Vegetationshöhe) förderte eine höhere Diversität, während unter intensiver Beweidung (< 10 cm Vegetationshöhe) nur störungstolerante Arten wie *Theridion impressum*, *Mangora acalypha* und *Xysticus striatipes* vorkamen. Zwei davon (*Theridion impressum*, *Mangora acalypha*) bauen kleine Spinnennetze, die auch in kurzem Gras funktionierten, sodass ihre Präsenz nicht von der Beweidungsintensität abhängt. Die dritte Art (*Xysticus striatipes*) jagt an den unteren Pflanzenteilen und ist daher ebenfalls unempfindlich gegen intensive Beweidung. Die meisten Netzspinnen überleben nur in extensiv beweideten Flächen (> 10 cm Vegetationshöhe), da ihre großen Radnetze in niedriger Vegetation nicht halten. Größere Netzspinnen wie *Agalenatea redii* (extensive Beweidung: 225; intensive Beweidung: 17 Tiere), *Argiope bruennichi* (446; 28), *Neoscona adianta* (810; 72), *Dictyna arundinacea* (284; 29) und *Thomisus onustus* (412; 23) wurden fast ausschließlich in höherer Vegetation gefunden. Diese Arten konnten in intensiv beweideten Graslandschaften mit geringer Vegetationshöhe nicht überleben, da die Größe ihres Netzes größer als die Vegetationshöhe wäre. Zudem verschwanden tagaktive Jäger wie *Oxyopes heterophthalmus* (106; 0) und *Philaeus chrysops* (141; 1) in intensiv beweideten Flächen, da ihre bevorzugten Jagdbereiche – Blüten und obere Pflanzenteile – nicht mehr vorhanden waren (Tabelle 18). In intensiven beweideten Gebieten, in denen die Vegetationshöhe unter 10 cm liegt, konnten keine spezifischen Arten festgestellt werden. Die Beweidung wirkte sich somit schädlich auf netzbildende Spinnen und tagaktive Jäger aus (Horváth et al. 2009).

Tabelle 18: Anzahl diverser Spinnenarten bei unterschiedlicher Vegetationshöhe (unter/über 10cm) in Sandsteppen (R11)
(Quelle: Horváth et al. 2009, eigene Darstellung)

	Vegetationshöhe niedriger als 10 cm	Vegetationshöhe höher als 10 cm
Theridion impressum	65	106
Xysticus striatipes	30	65
Mangora acalypha	28	215
Argiope bruennichi	28	446
Neoscona adianta	72	810
Evarcha arcuata	0	33
Tibellus oblongus	0	49
Dictyna arundinacea	29	284
Misumena vatia	5	56
Thomisus onustus	23	412
Philaeus chrysops	1	141
Heliophanus flavipes	11	86
Xysticus sabulosus	1	58
Oxyopes heterophthalmus	0	106
Xysticus cristatus	0	28
Agalenatea redii	17	225
Xysticus ninnii	0	19

Weitere Untersuchungen von Malicky (1968) im Seewinkel zeigen, dass Spinnen in unbewirtschafteten Wiesen seltener waren als in beweideten. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass beweidete Flächen eine offenere Vegetationsstruktur mit mehr Versteckmöglichkeiten und Jagdhabitaten bieten. Die niedrigere Vegetationshöhe der beweideten Flächen fördert schnell laufende Tiere wie *Cicindela* (unbeweidete Fläche: 0 Individuen, beweidete Fläche: 13 Individuen), *Bembidion* (6, 411), *Dorcadion* (0, 2) sowie Spinnen der Familie *Lycosidae* (Tabelle 48; Malicky 1968). Milasowszky und Waitzbauer (2008) fanden hingegen keine signifikanten Unterschiede zwischen beweideten und unbewirtschafteten Flächen des Seewinkels. Mit jeweils 15 Arten und ähnlichen Individuenzahlen (57 in Brachflächen, 55 in Weiden; Tabelle 49) deutet dies darauf hin, dass Beweidung nur in Kombination mit anderen Faktoren die Spinnenvielfalt beeinflusst. Die Autoren vermuten, dass die Beweidungsflächen erst seit kurzer Zeit genutzt wurden, was eine Erklärung für das Fehlen deutlicher Effekte sein könnte (Milasowszky und Waitzbauer 2008).

Dass sich die Struktur der Vegetation langfristig auf die Spinnenzusammensetzung auswirkt, zeigen die Ergebnisse von Zulka et al. (1997). In einer Vergleichsstudie im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel in kontinentalen Salzsteppen (R62) wurde festgestellt, dass beweidete Flächen mit 59 Arten und 3.177 Individuen artenreicher waren als unbewirtschaftete Flächen (56 Arten, 1.565 Individuen; Tabelle 19). Besonders *Pardosa agrestis*, eine Art, die für offene Landschaften typisch ist, war in beweideten Gebieten stark vertreten. Auch andere Pionierarten wie *Meioneta rurestris* und *Erigone*

atra traten bevorzugt in beweideten Gebieten auf, während hygrophile Arten wie *Trichopterna thorelli*, *Drassyllus lutetianus* und *Pocadicnemis juncea* in unbewirtschafteten Feuchtgebieten häufiger waren (Tabelle 50; Zulka et al. 1997).

Tabelle 19: Anzahl der Arten/Individuen von Spinnen insgesamt, Anzahl der Arten/Individuen der seltenen Arten (%), sowie Anzahl der halophilen Arten/Individuen (%) in unbeweideten und extensiv beweideten (0,8 Rinder/ha) kontinentalen Salzsteppen (R62) (Quelle: Zulka et al. 1997, eigene Darstellung)

	unbeweidet	extensiv beweidet
Anzahl der Arten	56	59
Anzahl der Individuen	1.565	3.177
Seltene Arten (%)	21,43	22,03
Anzahl der Individuen an seltenen Arten (%)	15,02	9,41
Halophile Arten (%)	5,36	6,68
Anzahl der Individuen an halophilen Arten (%)	0,19	7,43

Auch die Feuchtigkeit des Standorts spielt eine Rolle. Torma et al. (2023) stellten fest, dass in unbewirtschafteten Salzwiesen (R62) sowohl die Artenzahl (21 vs. 19) als auch die Individuenzahl (130 vs. 110) höher war als in beweideten Flächen. In Salzsteppen (R62) war der Unterschied geringer (15 vs. 14 Arten, 90 vs. 85 Individuen), was darauf hindeutet, dass Beweidung in trockeneren Lebensräumen weniger Einfluss hat als in feuchten Gebieten (Tabelle 51, Tabelle 52; Torma et al. 2023). Torma et al. (2019), konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen Mahd- und Beweidungsflächen (einschürig; 0,5 Rinder/ha) feststellen (Mähwiesen: 24 Arten, 110 Individuen; Weiden: 23 Arten, 105 Individuen; Tabelle 53) (Torma et al. 2019).

Besonders auffällig sind die Ergebnisse von Geiser et al. (1993), die zeigen, dass der Mahd-Einfluss auf Spinnen stark von der Vegetationsstruktur abhängt. In Trockenwiesen dominierten bodenlebende Spinnen der Familie Lycosidae, wobei in gemähten Wiesen (2.269 Individuen) deutlich mehr Tiere gefunden wurden als in beweideten (733) oder brachliegenden Flächen (488). In den gemähten und unbewirtschafteten Flächen ist die Vegetation (vor allem unmittelbar vor der Mahd) dichter und höher. Daher wurden hier vor allem netzbildende Spinnenfamilien identifiziert. Dazu gehören Linyphiidae und Araneidae. Diese beiden Familien wurden in den beweideten Flächen selten gefunden, da hier die Vegetation aufgrund der Weidetiere niedriger ist. In den Mähwiesen wurden 272, in den unbewirtschafteten Flächen 193 und in den beweideten Gebieten 70 Individuen der Linyphiidae identifiziert. Bei den Araneidae waren es in den gemähten Gebieten 11 Individuen, auf der Weide 25 und in den Brachflächen 35. In Feuchtwiesen waren hingegen beweidete Gebiete am artenreichsten, mit 3.222 Individuen gegenüber 1.567 in unbewirtschafteten Flächen. Auch die Familie der Linyphiidae und Thomisidae zählen zu den häufigsten in Feuchtwiesen. Mit 1.463 Individuen kommen die

Linyphiidae am häufigsten in den gemähten Wiesen vor. Unter Beweidung wurden 765 und bei keiner Bewirtschaftung 443 Tiere erfasst. Der Verbreitungsschwerpunkt der Thomisidae liegt in den Weiden (719), dicht gefolgt von den Mähwiesen (677). In den Brachflächen wurden lediglich 201 Individuen gefangen (Geiser et al. 1993).

Die analysierten Studien zeigen, dass Spinnengemeinschaften stark von der Bewirtschaftungsform beeinflusst werden. Extensive Beweidung (0,4-0,5 Rinder/ha) kann die Spinnenvielfalt erhalten, solange eine ausreichende Vegetationshöhe bestehen bleibt, da netzbauende Arten wie *Argiope bruennichi* oder *Neoscona adianta* höhere Strukturen benötigen (Horváth et al. 2009). Intensive Beweidung (> 1 Rind/ha) reduziert hingegen die Artenvielfalt deutlich, da viele Spinnenarten in zu niedriger Vegetation nicht überleben können. Besonders tagaktive Jäger wie *Oxyopes heterophthalmus* verschwinden fast vollständig (Horváth et al. 2009). Brachflächen fördern insbesondere hygrophile Arten in Feuchtgebieten, während bodenbewohnende Spinnen dort seltener vorkommen (Torma et al. 2023, Zulka et al. 1997). Mahd zeigte keine signifikanten negativen Effekte auf die Gesamtanzahl der Spinnen, führte jedoch kurzfristig zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung (Torma et al. 2019).

Die Ergebnisse legen nahe, dass eine Kombination aus extensiv beweideten und ungenutzten Flächen besonders geeignet ist, eine hohe Spinnenvielfalt zu fördern, wohingegen intensive Beweidung negative Auswirkungen haben kann und daher möglichst zu vermeiden ist.

3.3.2 Käfer – Coleoptera

Innerhalb dieser Analyse wurden acht Studien analysiert, die sich mit den Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf Käfergemeinschaften befassen. Dabei wurden verschiedene Graslandtypen untersucht: vier Studien fokussierten sich auf den Lebensraumtyp R62 (kontinentale Salzsteppen), zwei Studien untersuchten feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer (R37) und drei Studien wurden im Seewinkel durchgeführt, ohne eine genaue FFH-Klassifikation anzugeben. Eine weitere Studie fand in den Hundsheimer Bergen statt.

Zwei Studien verglichen extensive und intensive Beweidung und stellten in beiden Fällen eine höhere Anzahl an Blattkäferarten in extensiv beweideten Gebieten fest (Báldi et al. 2013, Batáry et al. 2007b). Eine dieser Studien zeigte zudem ein erhöhtes Vorkommen von Rüsselkäfern und Laufkäfern auf Extensivweiden (Báldi et al. 2013). Der Vergleich von Brachflächen und extensiv beweideten Gebieten wurde in drei Studien durchgeführt, die alle keine signifikanten Unterschiede feststellen konnten (Malicky 1968, Torma et al. 2023, Truxa und Waitzbauer 2008). Auch die Effekte von Mahd und

extensiver Beweidung wurden in zwei Studien untersucht. Während eine Studie eine geringere Aktivitätsdichte von Käfern in gemähten Wiesen nachwies (Torma et al. 2019), zeigte die zweite Studie, dass Mahdflächen individuen- und artenreicher waren (Geiser et al. 1993).

Die Ergebnisse dieser Studien liefern wertvolle Erkenntnisse über die Zusammenhänge zwischen Managementmaßnahmen, Graslandtyp und der Käferdiversität. Im Folgenden werden die Auswirkungen der verschiedenen Bewirtschaftungsformen auf die Käfergemeinschaften analysiert und hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Artenschutz bewertet.

Batáry et al. (2007b) analysierten den Einfluss der Beweidung auf drei Käfergruppen in kontinentalen Salzsteppen (R62) sowie feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) und stellten fest, dass insbesondere spezialisierte Blattkäferarten unter extensiver Beweidung (0,5 Tiere/ha) häufiger vorkamen, während der spezialisierte Laufkäfer *Harpalus serripes* oder der Rüsselkäfer *Pseudocleonus cinereus* intensive Beweidung (> 1 Tier/ha) bevorzugte (Batáry et al. 2007b). Báldi et al. (2013) bestätigten diese Ergebnisse für dasselbe Untersuchungsgebiet und fanden auf extensiv beweideten Flächen eine höhere Artenzahl an Blattkäfern (76 vs. 64 Arten), während die Individuenzahl unter intensiver Beweidung höher war (2.321 vs. 1.882 Individuen). Ein ähnliches Muster zeigte sich bei Rüsselkäfern (100 Arten/762 Individuen vs. 97 Arten/737 Individuen) und Laufkäfern (77 Arten/1.154 Individuen vs. 75 Arten/1.6363 Individuen), wobei die Individuenzahl ebenfalls unter intensiver Beweidung höher war (Tabelle 34; Báldi et al. 2013).

Geiser et al. (1993) untersuchten den Einfluss der Mahd auf Trockenwiesen im Seewinkel und stellten fest, dass gemähte Flächen arten- und individuenreicher waren als Brachflächen und beweidete Flächen. Insbesondere Käfer der Familien Carabidae (Laufkäfer) und Staphylinidae (Kurzflügelkäfer) dominierten in diesen Gebieten, während in beweideten Flächen die Tenebrionidae (Schwarzkäfer) am häufigsten vertreten waren (Geiser et al. 1993).

Die Auswirkungen von Mahd (einschürig) und extensiver Beweidung (0,5 Tiere/ha) wurden von Torma et al. (2019) in kontinentalen Salzsteppen (R62) untersucht. Während sich die Artenzahlen zwischen beiden Methoden kaum unterschieden (18 vs. 19 Arten), wurden in beweideten Flächen mehr Individuen gezählt (140 vs. 98; Tabelle 53). Auffällig war, dass Laufkäfer besonders empfindlich auf Mahd reagierten, insbesondere in Salzweiden, wo die Artenvielfalt zurückging. In Salzsteppen hingegen blieb der Effekt geringer. Laufkäfer scheinen Weideflächen zu bevorzugen, vermutlich aufgrund der feuchteren mikroklimatischen Bedingungen und der höheren Vegetation. Bodenfeuchtigkeit stellt einen entscheidenden Umweltfaktor für Laufkäfer dar, da ihre Eier während der gesamten Embryonalentwicklung auf Wasseraufnahme aus dem umgebenden Substrat angewiesen sind und die

Larven eine hohe Sensitivität gegenüber Austrocknung zeigen. In feuchter und hoher Wiesenvegetation sind die Veränderungen der physikalischen Umweltbedingungen nach der Mahd größer als in Salzsteppen, was sich möglicherweise negativ auf Laufkäfer auswirkt (Torma et al. 2019).

Auch Torma et al. (2023) fanden, dass Beweidung (0,5 Tiere/ha) nur einen geringen Einfluss auf die Käferarten in Salzlebensräumen (R62) hatte. In Salzsteppen blieb die Artenvielfalt nahezu konstant (15 vs. 14 Arten), während sie in Salzwiesen leicht abnahm (21 vs. 19 Arten). Besonders betroffen war hier die Individuenzahl, die in beweideten Salzwiesen niedriger war (110 vs. 130 Individuen), was darauf hindeutet, dass Beweidung vor allem die Gesamtpopulation, nicht aber die Artenvielfalt beeinflusst. In Salzsteppen wurden in unbeweideten Flächen 90 Individuen gezählt, während es unter Beweidung 85 Individuen waren (Tabelle 51, Tabelle 52; Torma et al. 2023).

Ein Vergleich von Brachflächen mit beweideten Flächen in drei Studien zeigte, dass keine deutlichen Unterschiede in der Artenvielfalt festgestellt wurden. Malicky (1968) fand eine ähnliche Artenanzahl in beweideten und unbeweideten Flächen im Seewinkel (Tabelle 54). Hingegen kamen Truxa und Waitzbauer (2008) zu folgenden Ergebnissen: Im beweideten Standort der Pferdeweide im Seewinkel wurden die meisten Individuen (107 aus 20 Arten; Tabelle 20) dokumentiert. *Harpalus luteicornis* stellte mit 20 Individuen die häufigste Art in den unbeweideten Standorten der Eselweide dar. Die meisten Flächen, mit Ausnahme der Eselweide, zeigten eine Vorherrschaft von Arten, die trockene und/oder salztolerante (xerophile und/oder halophile) Bedingungen bevorzugen. Das Gebiet Zicksee Süd ist das einzige auf dem eudominante Arten vorkommen. Sowohl auf den beweideten sowie unbeweideten Flächen wurde *Calathus fuscipes* als eudominante Art erfasst, mit einer Individuenzahl von 21 bzw. 17 Exemplaren. Diese Art bevorzugt überwiegend sandige oder kalkreiche, kultivierte Böden und ist charakteristisch für Lebensräume wie Sandgruben oder Trockenhänge. *Calathus fuscipes* wird als eurytop-xerophil eingestuft und konnte auf nahezu allen untersuchten Flächen in hoher Anzahl nachgewiesen werden. Auf den Flächen des unbeweideten Zicksee Süd-Standortes wurde neben *Calathus fuscipes* auch die thermophile und halotolerante Art *Ophonus diffinis* als eudominant festgestellt. Diese Art ist in Österreich vor allem an Wärmehängen sowie Binnenlandsalzstellen, Hutweiden und Ruderalstandorten verbreitet. In dieser Studie wurden bestimmte Arten wie *Dyschirius globosus*, *Amara sp.* und *Calathus sp.* ausschließlich auf kurzrasigen, beweideten Flächen gefunden, während die drei salzliebenden Arten *Pogonus chalceus*, *Pogonus luridipennis* und *Scarites terricola* nur auf Flächen ohne Beweidung vorkamen. Es zeigt sich, dass Beweidung keinen klaren Einfluss auf Laufkäfer hat. Wichtiger als die Vegetation scheinen für Laufkäfer der Salzgehalt, die Bodenqualität und das Mikroklima zu sein, sodass keine Vorlieben für bestimmte Beweidungsarten erkennbar sind (Truxa und Waitzbauer 2008).

Tabelle 20: Gesamtanzahl der Arten und Individuen, sowie Anzahl der diversen Laufkäferarten in den Untersuchungsgebieten unter den Managementbedingungen unbeweidet oder beweidet im Seewinkel (Quelle: Truxa und Waitzbauer 2008, eigene Darstellung)

	Pferdeweide beweidet	Pferdeweide unbeweidet	Zicklacke Süd beweidet	Zicklacke Süd unbeweidet	Zicklacke West beweidet	Zicklacke West unbeweidet	Eselweide beweidet	Eselweide unbeweidet
Anzahl der Arten	20	23	7	6	18	18	8	12
Anzahl der Individuen	107	80	42	39	72	49	14	20

Die Untersuchung von Wurth (2002) im Naturschutzgebiet Hundsheimer Berge beleuchtet die langfristigen Effekte der Beweidung auf Laufkäfergemeinschaften. Nach der Einstellung der Weidenutzung 1964 breiteten sich Sträucher und Hochgräser aus, was zu einem Rückgang von xerothermophilen Käferarten führte. Erst nach Wiedereinführung der Beweidung 1982 konnte dieser Prozess teilweise umgekehrt werden. Zwischen 1987 und 2000 sank die Artenzahl in der Schwendungsfläche (41 vs. 24) und der Rasensteppe (19 vs. 16), während sie im Trockenbusch (20 vs. 36) zunahm (Tabelle 21). In der trockenen Rasensteppe wurden generell wenige Arten erfasst, wobei Beweidung in der Rasensteppe die Diversität weiter verringerte. Nach 13 Jahren extensiver Beweidung entstanden in der Rasensteppe und Schwendungsfläche artenarme, einheitliche Laufkäfer-Gemeinschaften mit geringer Diversität und verstärktem Auftreten von Weidefolgern. Im Trockenbusch hingegen begünstigte die Beweidung offene Strukturen und förderte xerophile Arten, wodurch die Artenvielfalt dort zunahm (Wurth 2002).

Tabelle 21: Individuen- und Artenzahl der Laufkäfer in den 3 Untersuchungsgebieten der Hundsheimer Berge (Rasensteppe, Schwendungsfläche, Trockenbusch) in den Jahren 1987 und 2000 (Quelle: Wurth 2002, eigene Darstellung)

	Rasensteppe		Schwendungsfläche		Trockenbusch	
	1987	2000	1987	2000	1987	2000
Individuenzahl	70	488	936	276	357	1194
Artenzahl	19	16	41	24	20	36

Die Auswirkungen des Managements auf Käfer sind artspezifisch und variieren je nach Lebensraum. Extensive Beweidung (0,5 Rinder/ha) begünstigt spezialisierte Blattkäfer, die unter geringem Weidedruck eine höhere Artenvielfalt aufweisen als unter intensiver Beweidung (> 1 Rind/ha) (Báldi et al. 2013, Batáry et al. 2007b). Laufkäfer und Rüsselkäfer zeigen hingegen keine klare Präferenz für eine bestimmte Beweidungsintensität, wobei einige spezialisierte Arten wie *Harpalus serripes* oder *Pseudocleonus cinereus* unter intensiver Beweidung häufiger vorkommen (Batáry et al. 2007b). Die Mahd hat keinen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl, kann aber die Individuenzahl je nach

Lebensraum beeinflussen. Mahd reduziert die Laufkäfervielfalt in Salzwiesen, zeigt aber in Salzsteppen keine negativen Effekte (Torma et al. 2019). In Trockenwiesen trägt die Mahd stärker zur Förderung der Artenvielfalt bei als Beweidung oder brachliegende Flächen (Geiser et al. 1993). Die Auswirkungen der Beweidung auf Laufkäfer sind uneinheitlich, da Bodenfeuchte, Salzgehalt und Mikroklima eine größere Rolle spielen als die Vegetation. Einige Arten bevorzugen kurzrasige, beweidete Flächen, während salztolerante Arten nur auf unbeweideten Flächen vorkommen (Truxa und Waitzbauer 2008). In langjährig beweideten Gebieten kann sich die Diversität der Laufkäfer verringern, wenn die Vegetation zu einheitlich wird (Wurth 2002).

Zusammenfassend profitieren spezialisierte Blattkäfer von extensiver Beweidung, während Laufkäfer keine klare Präferenz zeigen. Mahd kann positive Effekte haben, während intensive Beweidung für viele Käferarten nachteilig sein kann.

3.3.3 Heuschrecken – Orthoptera

In dieser Studie wurden sieben Studien analysiert, die Heuschrecken als Indikator betrachten. Vier dieser Studien wurden in Ungarn und drei im Seewinkel durchgeführt. Bezüglich der untersuchten Graslandtypen fokussierten sich vier Studien auf den prioritären Lebensraumtyp R62 (kontinentale Salzsteppen) und zwei auf den Lebensraumtyp R37 (feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer). Die Studien im Seewinkel enthalten keine konkreten Angaben zu den Lebensraumtypen.

Die Unterschiede zwischen extensiver und intensiver Beweidung wurden in zwei Studien untersucht. Eine davon fand keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl (Báldi et al. 2013), während die zweite Studie unter extensiver Beweidung eine höhere Vielfalt dokumentierte (Batáry et al. 2007c). Drei Untersuchungen verglichen Brachflächen und beweidete Gebiete. Eine Studie stellte keine deutlichen Unterschiede fest (Bieringer 2008), während eine andere eine erhöhte Individuenzahl in Brachflächen nachwies (Malicky 1968). Die dritte Studie zeigte, dass dieser Effekt nur in Salzsteppen auftrat, während in Salzwiesen die Individuenzahl auf beweideten Flächen höher war (Torma et al. 2023). Zwei weitere Studien kamen zu dem Ergebnis, dass Mahd die Artenvielfalt verringert (Geiser et al. 1993, Torma et al. 2019).

Die vorliegenden Untersuchungen ermöglichen eine differenzierte Bewertung der Managementmaßnahmen auf Heuschreckengemeinschaften in verschiedenen Graslandtypen. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Studien zusammengefasst und ihre Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität in diesen Lebensräumen diskutiert.

Eine Abnahme der Artenzahlen mit Zunahme der Beweidungsintensität dokumentierten Batáry et al. (2007c). Während in kontinentalen Salzsteppen (R62) bei extensiver Beweidung (0,5 Tiere/ha) durchschnittlich 14 Arten dokumentiert wurden, waren es bei intensiver Beweidung (> 1 Tier/ha) 13 Arten. In den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) zeigte sich eine deutlichere Abnahme von 12 Arten auf 9 Arten bei höherer Weideintensität. Diese Präferenz der Extensivweiden trifft jedoch nicht auf alle Orthopterenarten zu. Die Beweidungsintensität hat einen artenabhängigen Einfluss: Während *Aiolopus thalassinus*, *Dociostaurus brevicollis* und *Omocestus petraeus* intensive Weiden bevorzugten, kamen *Chorthippus oschei* häufiger in extensiv beweideten Gebieten vor. Die Vegetationsstruktur spielte eine zentrale Rolle: Arten wie *Decticus verrucivorus* und *Gampsocleis glabra* bevorzugten höhere Vegetation in extensiv beweideten Flächen, die ihnen Schutz vor Austrocknung und Prädation bot (Tabelle 22; Batáry et al. 2007c). Hingegen zeigte sich in der Studie von Báldi et al. (2013) kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Beweidungsintensität und Artenzahl (extensiv: 37 Arten, intensiv: 38 Arten), allerdings wurden unter extensiver Beweidung mehr Individuen gezählt (1.868 vs. 1.441; Tabelle 34) (Báldi et al. 2013).

Tabelle 22: Durchschnittliche Artenzahl der Heuschrecken, sowie Individuenzahl der im Zuge der Untersuchungen am häufigsten vorkommenden Orthopterenarten unter extensiver und intensiver Beweidung (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/ha) in den untersuchten Graslandtypen (R62, R37) (Quelle: Batáry et al. 2007c, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Durchschnittliche Artenzahl	~14	~13	~12	~9
<i>Acrida hungarica</i>	~10	~12	0	~9
<i>Aiolopus thalassinus</i>	~10	~55	0	~2
<i>Chorthippus mollis</i>	~3	~14	~12	0
<i>Chorthippus oschei</i>	~410	~290	~10	~20
<i>Chorthippus parallelus</i>	~70	~30	~5	0
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	~20	~110	~5	0
<i>Euchorthippus declivus</i>	~400	~460	~20	~10
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	~12	~15	~9	~2
<i>Omocestus petraeus</i>	~75	~145	~5	~1
<i>Stenobothrus crassipes</i>	~48	~18	~43	~3

Auch Torma et al. (2023) belegten wie Batáry et al. (2007c) einen Einfluss der Vegetation: In Salzsteppen war die Individuenzahl in unbeweideten Flächen höher (140 vs. 100 Individuen aus jeweils 12 Arten), während in Salzwiesen Beweidung die Individuenzahl förderte (Brachflächen: 10 Arten, 60 Individuen; Weiden: 12,5 Arten, 90 Individuen; Tabelle 51, Tabelle 52). Dies zeigt, dass die Bewirtschaftungsform je nach Standort unterschiedliche Auswirkungen hat (Torma et al. 2023). Bieringer (2008) hingegen fand keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl zwischen unbeweideten Flächen, kürzlich beweideten (unter 10 Jahre) und langfristig beweideten Gebieten

(über 10 Jahre). Allerdings war die Anzahl an Rote-Liste-Arten in beweideten Flächen höher (30 Arten), wobei Flächen mit über 10 Jahren Beweidung mehr Arten (75) als kürzlich beweidete (60) aufwiesen (Tabelle 23). Die Art der Beweidung (Rinder vs. Pferde) hatte dabei keinen Einfluss (Bieringer 2008). Weiters konnte Malicky (1968) in unbeweideten Gebieten eine leicht erhöhte Artenzahl als in Weiden dokumentieren (Tabelle 54).

Tabelle 23: Durchschnittliche Zahl der Rote-Liste-Arten der Heuschrecken bei unterschiedlichen Managementarten (unbewirtschaftet, < 10 Jahre Beweidung, > 10 Jahre Beweidung) im Seewinkel (Quelle: Bieringer 2008, eigene Darstellung)

	unbewirtschaftet	< 10 Jahre Beweidung	> 10 Jahre Beweidung
Durchschnittliche Anzahl der Rote-Listen-Arten der Heuschrecken	~30	~60	~75

Entgegengesetzte Ergebnisse liefern Geiser et al. (1993). In ihrer Studie wurden in bewirtschafteten Trockenwiesen (Beweidung oder Mahd) mehr Heuschreckenarten nachgewiesen als in Brachflächen. Arten wie *Chorthippus brunneus* und *Chorthippus cf. mollis* zeigten eine Präferenz für kurzrasige Standorte, wohingegen *Aiolopus thalassinus* in feuchteren Wiesen mit höherer Vegetationsstruktur häufiger vorkam (Geiser et al. 1993).

Torma et al. (2019) fanden keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl zwischen Mahd (5 Arten) und Beweidung (6 Arten), allerdings war die Individuenzahl in beweideten Flächen (60) deutlich höher als in gemähten (35; Tabelle 53). Heuschrecken, die vorwiegend auf Pflanzen leben, reagierten empfindlicher auf Mahd als bodenbewohnende Arten. Indikatorarten wurden nur auf beweideten Flächen nachgewiesen, was den negativen Einfluss der Mahd bestätigt (Torma et al. 2019).

Die analysierten Studien zeigen, dass Heuschrecken je nach Lebensraum und Bewirtschaftung unterschiedlich reagieren. Extensive Beweidung (0,5 Rinder/ha) fördert Heuschrecken, die höhere Vegetation bevorzugen, während intensive Beweidung (> 1 Rind/ha) eher Arten begünstigt, die kurzrasige Flächen bevorzugen. In trockenen Salzsteppen (R62) wurden in unbeweideten Flächen mehr Individuen gezählt als in beweideten, während in feuchten Salzwiesen (R62) beweidete Flächen eine höhere Individuenzahl aufwiesen (Torma et al. 2023). Die Mahd hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl, führte jedoch zu einer geringeren Individuenzahl im Vergleich zu beweideten Flächen (Torma et al. 2019). Brachflächen wurden in Salzsteppen von xerophilen Arten bevorzugt, während sie in Salzwiesen eine geringere Artenvielfalt aufwiesen (Geiser et al. 1993).

Es zeigt sich, dass die Auswirkungen des Managements stark vom Lebensraum abhängen. Während in Salzsteppen und Trockenrasen unbeweidete oder extensiv beweidete Flächen wichtig für

Heuschrecken sind, kann Beweidung in Salzwiesen zur Förderung der Artenvielfalt beitragen. Eine gezielte Kombination aus extensiver Beweidung, Mahd in Feuchtwiesen und dem Erhalt unbewirtschafteter Salzsteppen ist daher essenziell für den Schutz und die Förderung der Heuschreckendiversität.

3.3.4 Wanzen – Heteroptera

Im Kontext dieser Arbeit wurden sechs Studien analysiert, die Wanzen als Indikatoren betrachten. Drei dieser Studien wurden in Ungarn und drei im Seewinkel durchgeführt. Bezüglich der untersuchten Graslandtypen konzentrierten sich drei Studien auf den Lebensraumtyp R62 (kontinentale Salzsteppen) und zwei auf den Lebensraumtyp R37 (feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer). Die Studien im Seewinkel enthalten keine konkreten Angaben zu den Lebensraumtypen.

Die Effekte von extensiver (0,5 Tiere/ha) und intensiver Beweidung (> 1 Tier/ha) wurden in zwei Studien analysiert. Während eine Untersuchung keine Unterschiede in der Wanzenfauna fand (Körösi et al. 2012), dokumentierte die zweite eine höhere Arten- und Individuenzahl unter extensiver Beweidung (Báldi et al. 2013). Drei Studien untersuchten die Auswirkungen von Brachflächen und Beweidung, wobei in keiner signifikante Unterschiede zwischen den beiden Managementformen festgestellt wurden (Geiser et al. 1993, Malicky 1968, Rabitsch 2008). Zwei weitere Studien befassten sich mit Mahdflächen und kamen übereinstimmend zu dem Ergebnis, dass Mahd – verglichen mit Beweidung – die Artenvielfalt negativ beeinflusst (Geiser et al. 1993, Torma et al. 2019).

Die vorliegenden Untersuchungen ermöglichen eine detaillierte Analyse der Auswirkungen verschiedener Managementmaßnahmen auf Wanzenpopulationen in unterschiedlichen Graslandtypen. Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammengefasst und analysiert.

Während Körösi et al. (2012) in kontinentale Salzsteppen (R62) keine signifikanten Effekte zwischen extensiver (17 Arten) und intensiver Beweidung (16 Arten) fanden, wurden in den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) deutliche Unterschiede festgestellt: Hier traten unter extensiver Beweidung 28 Arten auf, während in Intensivweiden nur 21 Arten nachgewiesen wurden (Tabelle 24; Körösi et al. 2012). Eine ähnliche Tendenz zeigte sich in der Studie von Báldi et al. (2013), die unter extensiver Beweidung 116 Arten (4.250 Individuen) dokumentierte, während unter intensiver Beweidung nur 104 Arten (2.425 Individuen) vorkamen (Tabelle 34; Báldi et al. 2013).

Tabelle 24: Artenzahl sowie durchschnittliche Individuenanzahl der Wanzen unter extensivem (0,5 Rinder/ha) und intensivem (>1Rind/ha) Weidedruck in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Körösi et al. 2012, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Artenzahl	~17	~16	~28	~21
Individuenzahl	~5	~4,7	~4,8	~4,5

Die Untersuchungen von Brachflächen und Weiden lieferten gleiche Ergebnisse: Rabitsch (2008) erkannte keine signifikanten Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen des Seewinkels, unabhängig von der Art des Weidetieres (Esel, Pferd, Rind) (Tabelle 55). Auch Malicky (1968) konnte keinen Unterschied in der Wanzenfauna zwischen Weiden und Brachflächen des Seewinkels feststellen (Tabelle 54).

Im Gegensatz dazu belegten Torma et al. (2019), dass sowohl Artenzahl als auch Individuenzahl in gemähten Flächen deutlich niedriger waren (14 Arten, 90 Individuen) als in beweideten Gebieten (19 Arten, 210 Individuen) (Tabelle 53; Torma et al. 2019). Auch Geiser et al. (1993) stellten fest, dass Mahdflächen die geringste Individuenzahl aufweisen, während beweidete und unbewirtschaftete Flächen eine höhere Artenvielfalt zeigten. In Mahdflächen dominierten vor allem Tingidae, während in beweideten und unbewirtschafteten Flächen Lygaeidae die dominierende Familie war. Besonders in Feuchtwiesen war die Individuenzahl auf Weiden am höchsten, während Mahd- und Brachflächen deutlich individuenärmer waren (Geiser et al. 1993).

Die analysierten Studien zeigen, dass Wanzen unterschiedlich auf verschiedene Bewirtschaftungsarten reagieren. Extensive Beweidung (0,5 Tier/ha) begünstigt die Artenvielfalt und Individuenzahl, insbesondere in kontinentalen Salzsteppen (R62), während intensive Beweidung (> 1 Tier/ha) zu einem leichten Rückgang der Artenzahl führen kann (Báldi et al. 2013, Körösi et al. 2012). In den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) wurde unter extensiver Beweidung eine höhere Artenvielfalt festgestellt als unter intensiver Beweidung (Körösi et al. 2012). Die Mahd wirkte sich negativ auf die Wanzenpopulationen aus, da sowohl die Artenzahl als auch die Individuenzahl in gemähten Flächen niedriger war als in beweideten Gebieten (Torma et al. 2019). Auch Geiser et al. (1993) stellten fest, dass Mahdflächen die geringste Individuenzahl aufwiesen, während beweidete und unbewirtschaftete Flächen artenreicher waren. Brachflächen zeigten keine eindeutigen Vorteile für Wanzen, da keine signifikanten Unterschiede zu beweideten Standorten festgestellt wurden (Malicky 1968, Rabitsch 2008).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass extensive Beweidung die günstigste Managementform für Wanzen ist, da sie eine hohe Artenvielfalt fördert, insbesondere in kontinentalen Salzsteppen.

Mahd stellt hingegen eine ungünstige Bewirtschaftungsform dar, da sie zu einem starken Rückgang der Wanzenpopulationen führt.

3.3.5 Zikaden – Auchenorrhyncha

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden drei Studien analysiert, die Zikaden als Indikatoren betrachten. Zwei dieser Studien wurden in Ungarn und zwei im Seewinkel durchgeführt. Hinsichtlich der untersuchten Graslandtypen beforschten jeweils zwei Studien den Lebensraumtyp R62 (kontinentale Salzsteppen) und R37 (feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländer). Die Studien im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel geben keine genaueren Angaben zu den untersuchten Lebensräumen.

Beweidung wurde in allen Studien untersucht, wobei zwei Studien extensive (0,5 Tiere/ha) und intensive Beweidung (> 1 Tier/ha) verglichen. Beide dokumentierten unter extensiver Beweidung eine höhere Artenzahl, jedoch mit geringerer Individuenzahl (Báldi et al. 2013, Körösi et al. 2012). Eine weitere Untersuchung verglich Brachflächen mit beweideten Gebieten und zeigte, dass Beweidung in mäßig feuchten Standorten förderlich für die Artenvielfalt war, während sie in feuchten Gebieten negative Effekte hatte (Holzinger und Nickel 2008).

Die vorliegenden Untersuchungen ermöglichen eine differenzierte Bewertung der Auswirkungen verschiedener Managementmaßnahmen auf Zikadenpopulationen in unterschiedlichen Graslandtypen. Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammengefasst und hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität diskutiert.

In kontinentalen Salzsteppen (R62) unter extensiver Beweidung (0,5 Tiere/ha) dokumentierten Körösi et al. (2012) insgesamt 22 Arten (Generalisten: 3, Spezialisten: 19), verglichen mit 18 Arten (4 Generalisten und 14 Spezialisten) unter intensiver Beweidung (> 1 Tier/ha). In den feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) war dieser Unterschied noch deutlicher: 31 Arten (8 Generalisten, 23 Spezialisten) in Extensivweiden im Vergleich zu 27 Arten in Intensivweiden (6 Generalisten, 21 Spezialisten) (Tabelle 25, Tabelle 26; Körösi et al. 2012). Auch Báldi et al. (2013) lieferten interessante Ergebnisse. Während hier die Individuenzahl in den Intensivweiden höher war als in den Extensivweiden (12.299 vs. 11.968 bei extensiver Beweidung), war die Artenzahl trotz geringerer Individuenzahl in den Extensivweiden höher (79 vs. 69 Arten in Intensivweiden; Tabelle 34) (Báldi et al. 2013).

Tabelle 25: Artenzahl der Zikaden insgesamt sowie Artenzahl der Generalisten und Spezialisten von Zikaden unter extensivem (0,5 Rinder/ha) und intensivem (>1Rind/ha) Weidedruck in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Körösi et al. 2012, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Artenzahl insgesamt	~22	~18	~31	~27
Artenzahl Generalisten	~3	~4	~8	~6
Artenzahl Spezialisten	~19	~14	~23	~21

Tabelle 26: Durchschnittliche Individuenanzahl der Zikaden insgesamt sowie Individuenzahl der Generalisten und Spezialisten von Zikaden unter extensivem (0,5 Rinder/ha) und intensivem (>1Rind/ha) Weidedruck in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Körösi et al. 2012, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Individuenzahl insgesamt	~6	~7	~6	~6,2
Individuenzahl Generalisten	~2,2	~3,8	~4,4	~5,1
Individuenzahl Spezialisten	~6,1	~7	~5,9	~5,8

Holzinger und Nickel (2008) untersuchten im Seewinkel: Die Autoren zeigten, dass Beweidung in trockenen bis mäßig feuchten Lebensräumen des Seewinkels positive Effekte auf die Zikadenfauna haben kann, während sie in feuchten Gebieten teils negative Auswirkungen zeigt, möglicherweise aufgrund zu hoher Beweidungsintensität (Tabelle 56, Tabelle 57; Holzinger und Nickel 2008).

Die Studien zeigen, dass extensive Beweidung (0,5 Rinder/ha) die Zikadenvielfalt in kontinentalen Salzsteppen (R62) und feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) fördert, während intensive Beweidung (> 1 Tier/ha) zu einem Rückgang der Artenzahlen führen kann (Körösi et al. 2012, Báldi et al. 2013). Besonders Spezialisten profitieren von extensiver Bewirtschaftung (Körösi et al. 2012). In trockenen bis mäßig feuchten Gebieten zeigte Beweidung meist positive Effekte, während sie in feuchten Lackenrandbereichen eher negative Auswirkungen hatte (Holzinger und Nickel 2008).

Zusammenfassend ist extensive Beweidung die beste Managementstrategie für Zikaden, während intensive Beweidung vermieden werden sollte.

3.3.6 Bienen – Apiformes

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden drei Studien analysiert, die sich mit den Auswirkungen von Beweidung auf die Bienenvielfalt befassen. Alle Studien wurden in kontinentalen Salzsteppen (R62) sowie feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) durchgeführt. Der Fokus lag auf dem Vergleich zwischen extensiver (0,5 Tiere/ha) und intensiver Beweidung (> 1 Tier/ha).

Báldi et al. (2013) dokumentierten eine höhere Artenvielfalt in extensiv beweideten Flächen im Vergleich zu intensiv beweideten Gebieten (93 vs. 85 Arten), während die Individuenzahl in Intensivweiden leicht erhöht war (245 vs. 238 Individuen in Extensivweiden; Tabelle 34). Ähnliche Muster wurden von Sárospataki et al. (2009) beobachtet, die in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) eine höhere Artenzahl unter extensiver Beweidung nachwies (38 vs. 28 Arten), während die Individuenzahl in intensiv beweideten Flächen größer war (50 vs. 70 Individuen). In kontinentalen Salzsteppen (R62) zeigte sich hingegen sowohl eine höhere Artenvielfalt als auch eine höhere Individuenzahl in extensiv beweideten Flächen (50 Arten, 89 Individuen vs. 42 Arten, 78 Individuen in Intensivweiden; Tabelle 27). Batáry et al. (2010) fanden hingegen nur geringfügige Unterschiede zwischen den Beweidungsformen, mit einer durchschnittlichen Artenzahl von 7,7 (11,3 Individuen) in extensiv beweideten und 7,1 Arten (11,7 Individuen) in intensiv beweideten Flächen (Tabelle 35).

Tabelle 27: Individuen- und Artenzahl der Bienen sowie die Zahl der seltenen Arten unter extensiven und intensiven Weidedruck (extensiv (0,5 Rinder/ha), intensiv (>1 Rind/ha)) in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Sárospataki et al. 2009, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Individuenzahl	89	78	51	70
Artenzahl	50	42	38	28
Zahl der seltenen Arten	9	7	2	2

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die Auswirkungen der Beweidungsintensität auf Bienenpopulationen habitatabhängig sind und sich keine generalisierbaren Muster erkennen lassen. Weitere Untersuchungen sind erforderlich, um die spezifischen Mechanismen hinter diesen Effekten besser zu verstehen und geeignete Managementmaßnahmen abzuleiten.

3.3.7 Ameisen – Formicidae

Die Auswirkungen der Beweidung auf Ameisenpopulationen wurden im Seewinkel in zwei Studien untersucht, wobei keine spezifische Zuordnung zu einem Graslandtyp erfolgte. In beiden Studien wurden beweidete und unbeweidete Flächen gegenübergestellt, um deren Einfluss auf die Artenvielfalt zu analysieren. Die Ergebnisse zeigen, dass Beweidung tendenziell zu einer geringeren Artenzahl führen kann, jedoch keinen einheitlichen Einfluss auf die Ameisenfauna hat.

Malicky (1968) dokumentierte in unbeweideten Gebieten prozentual höhere Individuenzahlen als in beweideten Flächen, was darauf hindeutet, dass bestimmte Arten in ungestörten Habitaten häufiger

vorkommen (Tabelle 54, Tabelle 28). Tista (2007) fand in unbeweideten Flächen durchschnittlich 11 Ameisenarten, während auf beweideten Flächen 10,5 Arten nachgewiesen wurden (Tabelle 58). Dabei traten viele Ameisenarten in beiden Flächentypen in ähnlicher Individuenzahl auf, während insbesondere Arten der Gattung *Myrmica* überwiegend in unbeweideten Gebieten nachgewiesen wurden (Tista 2007).

Tabelle 28: Erfasste Formicidae in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten im Seewinkel in % (Quelle: Malicky 1968, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
<i>Ponera coarctata</i>	0,1	-
<i>Myrmica scabrinodis</i>	11,1	0,1
<i>Myrmica schencki</i>	0,1	-
<i>Solenopsis fugax</i>	3,6	0,7
<i>Tetramorium caespitum</i>	5,0	2,9
<i>Tapinoma erraticum</i>	8,8	-
<i>Camponotus lateralis</i>	-	0,1
<i>Lasius alienus</i>	69,6	85,0
<i>Lasius niger</i>	0,1	0,1
<i>Lasius flavus</i>	02	-
<i>Formica rufibarbis</i>	1,2	7,9
<i>Formica cunicularia</i>	0,1	0,7
<i>Polyergus rufescens</i>	0,1	2,5

Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsgebiete von Tista (2007) verdeutlichen, dass die Auswirkungen der Beweidung von den Standortbedingungen abhängen. Während sich die Ameisengemeinschaften auf den beweideten und unbeweideten Flächen der Zicklacke West sowie der Eselweide kaum unterschieden, zeigten andere beweidete Flächen deutliche Abweichungen zu ihren unbeweideten Vergleichsflächen. So wurden auf der Podersdorfer Pferdeweide im unbeweideten Bereich 13 Arten nachgewiesen, während der beweidete Teil nur 9 Arten aufwies, was möglicherweise auf die langjährige, kontinuierliche Beweidung und die damit verbundene Bodenverdichtung zurückzuführen ist. Auch auf der Graurinderweide wurden vergleichsweise wenige Arten registriert, was auf den starken Einfluss der Beweidung hindeuten könnte. Im Gegensatz dazu zeigte die erst seit zwei Jahren bestehende Eselweide keinen signifikanten Einfluss der Beweidung auf die Ameisenfauna (Tabelle 59; Tista 2007).

Die bisherigen Studien deuten darauf hin, dass die gegenwärtige Beweidungsstrategie im Seewinkel keine gravierenden negativen Auswirkungen auf die Ameisenvielfalt hat, jedoch eine tendenzielle Abnahme der Artenzahl in beweideten Gebieten beobachtet werden kann. Zwei Studien untersuchten die Auswirkungen von Beweidung auf Ameisen. Eine dokumentierte eine geringere Artenzahl in

beweideten Flächen (Malicky 1968), während die zweite keine signifikanten Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen feststellte (Tista 2007).

Weitere Untersuchungen sind erforderlich, um die langfristigen Effekte der Beweidung auf Ameisengemeinschaften differenzierter zu erfassen und Managementstrategien entsprechend anzupassen.

3.3.8 Schmetterlinge – Lepidoptera

In der vorliegenden Untersuchung wurde eine Studie analysiert, die sich mit der Schmetterlingsfauna in beweideten und unbewirtschafteten Gebieten im Seewinkel befasste. Eine Zuordnung zu spezifischen Graslandtypen wurde in dieser Studie nicht vorgenommen (Lampropoulos et al. 2008).

Die Ergebnisse von Lampropoulos et al. (2008) zeigen, dass die Individuenzahl der Schmetterlinge auf beweideten Flächen höher war als auf unbewirtschafteten Flächen, obwohl sich die Schmetterlingsarten insgesamt nicht signifikant unterschieden. Beweidung begünstigte insbesondere das Vorkommen von Poaceen und Cyperaceen, wodurch Schmetterlingsarten bevorzugt gefördert wurden, deren Raupen sich von Gräsern ernähren. Besonders häufig wurde *Pieris rapae* (Kleiner Kohlweißling) mit 113 Individuen auf beweideten Flächen beobachtet, wobei er die intensiv beweideten Hutweiden deutlich bevorzugte. *Maniola jurtina* wurde mit 118 Individuen nachgewiesen und trat ebenfalls vorwiegend auf beweideten Flächen auf (Tabelle 60; Lampropoulos et al. 2008).

Die Habitatnutzung durch Schmetterlinge variierte jedoch je nach Bewirtschaftungsintensität. Im Jahr 2001 wurde die höchste Anzahl an Tagfaltern auf weniger intensiv beweideten Flächen festgestellt, gefolgt von Brachflächen. Dieser Unterschied lässt sich auf die höhere Nektarverfügbarkeit an diesen Standorten zurückführen. Die geringste Individuenzahl wurde auf intensiven Hutweiden dokumentiert, wo das Nahrungsangebot für adulte Falter begrenzt war (Tabelle 60; Lampropoulos et al. 2008).

Obwohl die mittlere Arten- und Individuenzahl pro Standort über alle untersuchten Habitattypen ähnlich war, unterschieden sich die Schmetterlingsgemeinschaften deutlich in ihrer Zusammensetzung. Während auf Brachflächen die höchste Artenvielfalt dokumentiert wurde, wiesen beweidete Flächen insgesamt eine geringere Diversität auf. Nur wenige Schmetterlingsarten kamen ausschließlich auf Weiden vor, während die Mehrheit sowohl in Brachflächen als auch in beweideten Gebieten nachgewiesen wurde. Besonders auffällig war die unterschiedliche Zusammensetzung der Fauna zwischen Hutweiden und weniger intensiv beweideten Flächen. Letztere wiesen eine relativ homogene Artenvielfalt auf, während sich die Schmetterlingsgemeinschaften der einzelnen

Brachflächen deutlicher unterschieden, was auf lokale Variationen in der Vegetationsstruktur und Nahrungsverfügbarkeit hinweist (Lampropoulos et al. 2008).

Einige Arten zeigten eine klare Präferenz für bestimmte Bewirtschaftungsformen: *Heliothis maritima* und *Jordanita globulariae* wurden ausschließlich auf weniger intensiv beweideten Flächen nachgewiesen. Dies deutet darauf hin, dass diese Artengruppe von moderater Störung profitiert, während intensive Beweidung die Lebensraumbedingungen für viele spezialisierte Schmetterlinge verschlechtern kann (Lampropoulos et al. 2008).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Beweidung sowohl positive als auch negative Effekte auf die Schmetterlingsfauna haben kann. Während eine extensive Beweidung die Individuenzahl steigern und das Vorkommen bestimmter Arten begünstigen kann, führt eine intensive Beweidung zu einer Reduktion der Artenvielfalt durch eine geringere Nektarverfügbarkeit. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer differenzierten Managementstrategie, die sowohl die Nahrungsverfügbarkeit für adulte Falter als auch die Habitatansprüche der Raupen berücksichtigt.

3.4 Kleinsäuger

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde eine Studie im Seewinkel analysiert, die sich mit der Verbreitung von Kleinsäufern auf beweideten und unbeweideten Flächen befasste. Eine Zuordnung zu spezifischen Graslandtypen erfolgte in der Studie nicht (Mühlböck 2008).

Die Ergebnisse von Mühlböck (2008) zeigen, dass die Individuenzahl auf unbeweideten Flächen signifikant höher war (167 vs. 66 Individuen auf beweideten Flächen). Trotz dieser Unterschiede war die Artenzahl auf beweideten Flächen nur leicht reduziert (10 vs. 12 Arten in unbeweideten Gebieten; Tabelle 29). Dies deutet darauf hin, dass Beweidung zwar die Populationsdichte von Kleinsäufern beeinflussen kann, die Artenvielfalt jedoch weitgehend erhalten bleibt (Mühlböck 2008).

Tabelle 29: Gefangene Individuen und Arten der Kleinsäuger in unbeweideten und beweideten Gebieten im Seewinkel (Quelle: Mühlböck 2008, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
Individuenzahl	167	66
Artenzahl	12	10
<i>Apodemus sylvaticus</i>	45	19
<i>Apodemus flavicollis</i>	16	0
<i>Apodemus sp.</i>	0	2
<i>Micromys minutus</i>	1	0
<i>Microtus arvalis</i>	12	6
<i>Microtus sp.</i>	1	5
<i>Microtus oeconomus</i>	9	2
<i>Microtus subterraneus</i>	20	1
<i>Neomys anomalus</i>	1	0
<i>Sorex araneus</i>	52	23
<i>Sorex minutus</i>	3	1
<i>Crocidura leucodon</i>	5	4
<i>Crocidura suaveolens</i>	2	3

Die Analyse der Artzusammensetzung zeigt, dass bestimmte Arten von der Beweidung profitieren, während andere eher in ungestörten Habitaten vorkommen. *Microtus sp.* und *Apodemus sp.* wurden häufiger auf beweideten Flächen nachgewiesen bzw. traten dort ausschließlich auf. Besonders auffällig war die höhere Anzahl von *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Microtus subterraneus* und *Sorex araneus* auf unbeweideten Flächen. Darüber hinaus konnten *Apodemus flavicollis*, *Micromys minutus* und *Neomys anomalus* ausschließlich in unbeweideten Gebieten nachgewiesen werden, was darauf hindeutet, dass diese Arten auf dichte Vegetationsstrukturen angewiesen sind (Mühlböck 2008).

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass Beweidung die Habitatbedingungen für Kleinsäuger verändert, insbesondere durch eine Reduktion der Individuenzahlen. Während einige Arten von den offenen Strukturen beweideter Flächen profitieren, scheinen andere, insbesondere feuchtigkeitsliebende Arten, stärker an dichte Vegetation gebunden zu sein. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer differenzierten Bewirtschaftung, die eine ausreichende Habitatheterogenität gewährleistet, um die Vielfalt der Kleinsäugerpopulationen langfristig zu erhalten.

3.5 Zusammenfassung der Studienergebnisse zur Beweidung und Mahd auf die Organismen

Tabelle 30: Anzahl der Studien gesamt, Anzahl der Studien die Beweidung oder Mahd untersuchten; Anzahl der Studien, die positive, negative oder keine Auswirkungen der Beweidung sowie der Erhöhung der Weideintensität oder der Mahd feststellten

Organismen	Anzahl der Studien			Auswirkungen der Beweidung			Erhöhung der Weideintensität			Auswirkungen der Mahd	
	gesamt	Beweidung	Mahd	positiv	negativ	keine	positiv	negativ	keine	positiv	negativ
Vegetation	18	16	4	9	4	3	0	4	3	3	1
Vögel	7	6	2	4	2	0	1	2	1	2	0
Spinnen	9	8	2	5	1	2	0	2	1	2	0
Käfer	7	5	2	2	0	3	0	2	0	1	1
Heuschrecken	7	5	2	2	1	2	0	1	1	0	2
Wanzen	6	5	2	1	0	4	0	1	1	0	2
Zikaden	3	3	0	2	1	0	0	2	0	0	0
Bienen	3	3	0	2	0	1	2	0	1	0	0
Summe	60	51	14	27	9	15	3	14	8	8	6

Insgesamt haben 18 Studien (Tabelle 30) die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen auf die Vegetation untersucht. Die Mehrheit dieser Studien, 16 an der Zahl, konzentrierte sich auf die Effekte der Beweidung. Diese Studien zeigen ein breites Spektrum an Reaktionen: Neun davon dokumentieren positive Effekte der Beweidung, wie die Arbeiten von Bódis et al. (2021), Euler et al. (2014), Korner et al. (1999a, 1999b, 2008), Török et al. (2014, 2016), Traxler et al. (1993), Tölgyesi et al. (2015) und Tóth et al. (2018). Dagegen stellen vier Studien negative Auswirkungen fest (Godó et al. 2017, Batáry et al. 2010, Kovacsics-Vári et al. 2023, Török et al. 2016), und drei weitere konnten keinen signifikanten Einfluss der Beweidung nachweisen (Batáry et al. 2010, Kovacsics-Vári et al. 2023, Török et al. 2016). Bei der Mahd zeigen drei von vier Studien positive Effekte auf die Artenvielfalt (Janisová et al. 2023, Zuna Pfeiffer et al. 2017, Bódis et al. 2021), während eine Studie negative Auswirkungen berichtet (Tölgyesi et al. 2015).

Sieben weitere Studien beschäftigen sich mit den Auswirkungen von Beweidung und Mahd auf die Vogelvielfalt (Tabelle 30) Sechs von ihnen analysierten die Beweidung und zwei die Mahd. Drei Studien berichteten positive Effekte extensiver Beweidung (Batáry et al. 2007a, Verhulst et al. 2004, Báldi et al. 2013), während zwei Studien Brachflächen als günstiger bewerteten (Verhulst et al. 2004, Rauer und Kohler 1993) und eine Studie intensive Beweidung positiv bewertete (Báldi et al. 2005). Von zwei Studien zur Mahd zeigten beide positive Auswirkungen (Dvorak et al. 2011, Rauer und Kohler 1993).

Die Untersuchung der Spinnenfauna umfasste neun Studien, von denen acht die Beweidung und zwei die Mahd einbezogen (Tabelle 30). Fünf der Beweidungsstudien zeigten positive Effekte auf die Spinnenvielfalt (Báldi et al. 2013, Horváth et al. 2009, Geiser et al. 1993, Malicky 1968, Zulka et al. 1997), während eine negative Auswirkungen (Torma et al. 2023) und zwei keine signifikanten Effekte verzeichneten (Batáry et al. 2008, Milasowszky und Waitzbauer 2008). Die Studien zur Mahd fanden keine signifikanten Unterschiede zur Beweidung (Geiser et al. 1993, Torma et al. 2019).

Sieben Studien untersuchten die Effekte von Beweidung und Mahd auf Käfergemeinschaften (Tabelle 30). Fünf Studien befassten sich mit Beweidung, wovon zwei eine erhöhte Artenzahl unter extensiver Beweidung nachwiesen (Báldi et al. 2013, Batáry et al. 2007b), während drei keine Unterschiede zu Brachflächen feststellten (Malicky 1968, Torma et al. 2023, Truxa und Waitzbauer 2008). Negative Effekte der Beweidung wurden nicht beobachtet. Zwei Studien zur Mahd zeigten widersprüchliche Ergebnisse: eine dokumentierte eine höhere Arten- und Individuenzahl (Geiser et al. 1993), die andere eine geringere Aktivitätsdichte (Torma et al. 2019).

Die Effekte auf Heuschrecken wurden in sieben Studien erörtert, wobei fünf die Beweidung und zwei die Mahd betrachteten (Tabelle 30). Von den Beweidungsstudien fanden zwei positive und eine negative Effekte, während zwei keinen signifikanten Einfluss feststellen konnten (Batáry et al. 2007c, Torma et al. 2023, Malicky 1968, Báldi et al. 2013, Bieringer 2008). Beide Mahd-Studien kamen zu dem Ergebnis, dass Mahd die Artenvielfalt verringert (Geiser et al. 1993, Torma et al. 2019).

Die Auswirkungen auf Wanzen wurden in sechs Studien erforscht, wobei fünf die Beweidung und zwei die Mahd analysierten (Tabelle 30). Eine Studie fand positive Effekte der Beweidung (Báldi et al. 2013), während die anderen vier keinen signifikanten Unterschied feststellen konnten (Geiser et al. 1993, Malicky 1968, Rabitsch 2008, Körösi et al. 2012). Beide Mahd-Studien berichteten von negativen Auswirkungen auf die Artenvielfalt im Vergleich zur Beweidung (Geiser et al. 1993, Torma et al. 2019).

Schließlich untersuchten drei Studien die Auswirkungen der Beweidung auf Zikaden, ohne die Mahd zu berücksichtigen (Tabelle 30). Zwei davon dokumentierten eine höhere Artenvielfalt, jedoch mit einer geringeren Individuenzahl (Báldi et al. 2013, Körösi et al. 2012), während eine weitere Studie zeigte, dass Beweidung die Artenvielfalt erhöhte, allerdings in feuchten Gebieten negative Effekte hatte (Holzinger und Nickel 2008).

Diese umfassende Analyse verdeutlicht, wie komplex die Interaktionen zwischen Bewirtschaftungsformen und Biodiversität sind. Es zeigt sich, dass die Wahl der Bewirtschaftungsmethode sorgfältig abgewogen werden muss, um den Erhalt der Artenvielfalt in verschiedenen Ökosystemen zu unterstützen.

4 Diskussion

4.1 Einordnung der Ergebnisse in die Forschungsfrage

Die zentrale Forschungsfrage dieser Arbeit lautete:

Welche Managementindikatoren existieren für die in der Region Neusiedler See – Seewinkel vorkommenden EUNIS-Graslandtypen, unterscheiden sich diese zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, und lassen sich einheitliche Managementempfehlungen für diese ableiten?

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Managementindikatoren stark zwischen den unterschiedlichen Graslandtypen unterscheiden. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer differenzierten Bewirtschaftung, die an die jeweiligen Standortbedingungen angepasst ist. In den analysierten Studien erwiesen sich sowohl Vegetationsstrukturen als auch bestimmte Tiergruppen als aussagekräftige Indikatoren für die Auswirkungen von Beweidung und Mahd.

Für kontinentale Salzsteppen (R62) wurden vor allem spezialisierte Salzpflanzen (*Juncus gerardii*, *Aster tripolium*) sowie typische Laufkäferarten und Wanzen als geeignete Indikatoren identifiziert. Die Ergebnisse zeigen, dass extensive Beweidung hier zur Förderung dieser Arten beiträgt, während eine Nutzungsaufgabe zu einer Verbuschung der Graslandschaften und einem Rückgang der Arten führt (Godó et al. 2017, Török et al. 2014).

In feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) und Sandsteppen (R11) erwiesen sich Heuschrecken und Bienen als geeignete Indikatoren. Während feuchte bis nasse, oligotrophe Grasländern (R37) sowohl auf Mahd als auch auf Beweidung positiv reagierten (Janisová et al. 2023), war die Beweidung in Sandsteppen (R11) vorteilhafter als die Mahd (Tölgyesi et al. 2015).

Die Ergebnisse belegen, dass Wiesenvögel wie die Schafstelze (*Motacilla flava*), die Feldlerche (*Alauda arvensis*) oder der Rotschenkel (*Tringa totanus*) ebenfalls als Managementindikatoren geeignet sind. Während einige Arten wie die Schafstelze extensiv beweidete Flächen bevorzugten, reagierten andere, wie die Grauammer (*Emberiza calandra*), positiver auf unbewirtschaftete Brachflächen (Verhulst et al. 2004).

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass es nicht ausreicht, nur einzelne Indikatoren zu betrachten, um die Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Biodiversität in Graslandökosystemen zu bewerten. Stattdessen ist ein vielschichtiger Ansatz notwendig, der verschiedene Indikatorgruppen berücksichtigt. Unterschiedliche Pflanzenarten, Vogelarten und Arthropoden reagieren je nach Graslandtyp und Bewirtschaftungsmethode verschieden, sodass die Nutzung nur eines einzelnen

Indikators ein unvollständiges Bild der tatsächlichen Veränderungen liefern würde. Beispielsweise können einige Arten besonders empfindlich auf Mahd reagieren, während andere stärker von der Intensität der Beweidung beeinflusst werden. Ebenso können manche Arten als Frühindikatoren für Veränderungen in der Umwelt dienen, während andere erst langfristig auf bestimmte Bewirtschaftungsmethoden reagieren. Ein umfassendes Bewertungssystem, das verschiedene Organismengruppen einbezieht, ermöglicht daher eine differenziertere und genauere Einschätzung der ökologischen Auswirkungen von Managementmaßnahmen und kann so zur Entwicklung nachhaltiger Bewirtschaftungsstrategien beitragen.

4.2 Vegetation

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die Auswirkungen der Beweidung und Mahd auf die Vegetation stark von der Beweidungsintensität, der Weidetierart und dem jeweiligen Graslandtyp abhängen.

Eine wesentliche Erkenntnis ist, dass die Beweidung in kontinentalen Salzsteppen (R62) positive Effekte hatte, da sie dominante Arten wie *Phragmites australis* und *Elymus repens* zurückdrängte und die Artenvielfalt förderte (Godó et al. 2017, Török et al. 2014). Besonders spezialisierte Salzpflanzen wie *Juncus gerardii* und *Aster tripolium* profitierten von der Beweidung, da sie sich besser gegenüber konkurrenzstärkeren Generalisten behaupten konnten (Traxler et al. 1993, Euller et al. 2014). In Sandsteppen (R11) und Lösstrockenrasen (6250) zeigte sich hingegen, dass eine Beweidung zu einem Rückgang der typischen Steppenarten führen kann, während sich Generalisten verstärkt ausbreiteten (Csontos et al. 2022, Godó et al. 2017). Auch Török et al. (2024) bestätigen in ihren Untersuchungen, dass die Auswirkungen des gewählten Managements stark vom Graslandtyp abhängen. In trockenen Graslandtypen waren die Auswirkungen höher als in feuchten Ökosystemen (Török et al. 2024).

Vergleiche zwischen Beweidung und Mahd ergaben, dass Beweidung in vielen Fällen die höhere Artenvielfalt erhält, insbesondere in Sandsteppen (R11) und feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) (Tölgyesi et al. 2015). In feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) konnte durch Mahd jedoch ebenfalls eine hohe Diversität erreicht werden (Janisová et al. 2023). Langzeitstudien zeigen zudem, dass Mahd mit einmal jährlichem Schnitt zu einer stabilen Vegetationszusammensetzung führt, allerdings oft Generalisten fördert und die Zahl spezialisierter Arten reduziert (Zuna Pfeiffer et al. 2017). Eine Analyse von Schneider und Hering (2024) beschreibt sowohl unter extensiver Mahd als auch Beweidung ähnliche Auswirkungen auf die Pflanzengemeinschaft. Die Vermehrung von Bäumen und Sträucher wird unter beiden Bewirtschaftungsmethoden verhindert. Somit können sich vor allem krautige Pflanzen vermehrt

ausbreiten (Schneider und Hering 2024). Tälle et al. (2016) konnten unter beiden Methoden Vorteile erkennen. Allerdings hatte die Beweidung in den meisten Graslandschaften eine positivere Wirkung als die Mahd. Beweidung und Mahd fördern unterschiedliche Arten (Tälle et al. 2016).

Zusätzlich wurde der Einfluss alternativer Bewirtschaftungsmethoden wie Mulchen und Abbrennen untersucht. Abbrennen reduzierte die Laubstreu effektiver als Mahd, brachte jedoch ökologische Risiken mit sich, insbesondere für Insekten und die Luftqualität. Mulchen zeigte hingegen keinen signifikanten Effekt auf die Artenvielfalt. Eine langfristige Strategie könnte die Kombination von Mahd mit Heuabfuhr sein, um Nährstoffeinträge nachhaltig zu minimieren (Bódis et al. 2021). Kahmen et al. (2002) untersuchten die Auswirkungen des Abbrennens auf Graslandschaften in Deutschland. Auch in dieser Studie führte das Abbrennen zu einer sofortigen Reduktion der Laubstreu und der oberirdischen Biomasse. Allerdings sollte diese Methode bereits im frühen Winter durchgeführt werden, da zu diesem Zeitpunkt die Knospen der Geophyten nicht geschädigt werden. Pflanzen, die im Herbst keimen, werden jedoch durch das Abbrennen im Winter beschädigt. Das Mulchen zeigte auch in dieser Studie keine wesentlichen Unterschiede verglichen mit der Mahd (Kahmen et al. 2002).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass eine Kombination aus Beweidung und Mahd in vielen Fällen effektiver für den Erhalt der Biodiversität ist als eine isolierte Maßnahme. Dies unterstreicht die Notwendigkeit eines differenzierten Managementansatzes, der auf die spezifischen Anforderungen der jeweiligen Graslandtypen abgestimmt ist. Auch Chen et al. (2021) bestätigen die positiven Effekte einer Kombination aus Beweidung und Mahd in ihren Untersuchungen in den Niederlanden. Die Kombination beider Bewirtschaftungsformen war in dieser Studie erfolgreicher als die Anwendung von nur einer Bewirtschaftungsform. Dadurch konnten vor allem dominante Pflanzenarten erfolgreich verdrängt werden, wodurch Platz für Spezialisten geschaffen wurde (Chen et al. 2021).

4.3 Vögel

Die Untersuchungen zur Vogelfauna zeigen, dass Wiesenvögel sehr unterschiedlich auf Bewirtschaftungsmaßnahmen reagieren. Während einige Arten, wie die Schafstelze (*Motacilla flava*), die Feldlerche (*Alauda arvensis*) und die Uferschnepfe (*Limosa limosa*), von extensiver Beweidung profitieren (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a, Verhulst et al. 2004), zeigen andere Arten, wie der Rotschenkel (*Tringa totanus*), Präferenzen für unbewirtschaftete Brachflächen (Rauer und Kohler 1993). Sharps et al. (2016) analysierten die Wahl der Brutplätze des Rotschenkels in britischen Graslandschaften und stellten fest, dass Rotschenkel generell in der höchsten verfügbaren Vegetation nisten, um Schutz vor Prädatoren zu finden. Sie bevorzugten jedoch das Gras *Festuca rubra*, das vorwiegend auf beweideten Flächen zu finden ist. Dies führt zu einer Kompromissreaktion des

Rotschenkels: Aufgrund des Vorkommens ihrer bevorzugten Grasart in beweideten Gebieten, nisten sie auch in extensiv beweideten Regionen (Sharps et al. 2016).

Eine besondere Rolle spielt die Vegetationsstruktur: Extensive Beweidung schafft heterogene Lebensräume mit verschiedenen Höhenstrukturen, was einer Vielzahl von Vogelarten zugutekommt. Beispielsweise wiesen extensiv beweidete Flächen mit 0,5 Rindern/ha in kontinentalen Salzsteppen (R62) eine höhere Individuenzahl bei Schafstelzen und Feldlerchen auf, während in feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) intensivere Beweidung für diese Arten vorteilhafter war (Báldi et al. 2005, Batáry et al. 2007a). Vickery et al. (2001) untersuchten Graslandschaften in Großbritannien und beschreiben, dass Schafstelzen und Feldlerchen offene und niedrige Vegetation bevorzugen. Dies verdeutlicht die Wichtigkeit einer Anpassung der Bewirtschaftungsintensität in den unterschiedlichen Graslandtypen (Vickery et al. 2001).

Im Gegensatz dazu wurde für die Grauammer (*Emberiza calandra*) festgestellt, dass sie insbesondere von Brachflächen profitiert (Verhulst et al. 2004). Dies könnte auf die höhere Habitatheterogenität zurückzuführen sein, die unbewirtschaftete Flächen bieten. Ähnlich verhält es sich mit dem Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*), das auf Brachflächen am häufigsten vorkam (Verhulst et al. 2004), während die Bestände in gemähten Flächen langfristig zurückgingen (Dvorak et al. 2011). Auch Vickery et al. (2001) bestätigten in ihrer Studie in Großbritannien die Präferenz unbewirtschafteter Flächen durch die Grauammer (Vickery et al. 2001).

Positiv auf Wiesenvögel wirkte sich auch die Beweidung von Feuchtwiesen aus. So führte die Weidebewirtschaftung in den Zitzmannsdorfer Wiesen zu einer Bestandszunahme des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) und des Seeregenpfeifers (*Charadrius alexandrinus*). Besonders entscheidend war die Reduktion von Schilfbeständen durch die Beweidung, die offene Wasserflächen schuf und damit neue Brutplätze für Limikolen bereitstellte (Korner 2014).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass extensive Beweidung eine geeignete Managementstrategie für viele Wiesenvögel ist, da sie eine vielfältige Vegetationsstruktur erhält. Brachflächen bieten jedoch ebenfalls wertvolle Brutplätze für spezialisierte Vogelarten, während die Mahd, abhängig von der Häufigkeit und dem Zeitpunkt, positive oder negative Effekte haben kann. Eine Langzeitstudie von Antoniazza et al. (2018) bestätigte, dass die Mahd über einen längeren Zeitraum, keine negativen Auswirkungen auf die Vogelpopulation mit sich bringt. Wichtig ist dabei jedoch, dass die Graslandschaften nicht zu oft gemäht werden. Die Autoren empfehlen dabei eine Mahd alle drei Jahre (Antoniazza et al. 2018).

4.4 Arthropoden

Die Untersuchungen zu Arthropoden zeigen eine starke Abhängigkeit der Spinnen-, Käfer-, Heuschrecken- und Wanzenfauna von der Bewirtschaftungsform. Besonders deutlich wurde, dass eine extensive Beweidung die Artenvielfalt vieler Gruppen fördert. Spinnen, insbesondere netzbauende Arten, bevorzugten höhere Vegetationsstrukturen in extensiv beweideten Gebieten (Horváth et al. 2009), während bodenbewohnende Arten wie Lycosidae von niedriger Vegetation profitierten (Zulka et al. 1997). Untersuchungen aus der Schweiz zeigten übereinstimmende Ergebnisse. Auch hier wurden Linyphiidae und Araneidae vor allem in Vegetationen gefunden, die Platz für ihre großen Radnetze bieten (Cattin et al. 2003).

Heuschrecken reagierten je nach Lebensraum unterschiedlich: In Salzsteppen (R62) war die Individuenzahl in unbeweideten Flächen höher als in beweideten, während in Salzwiesen (R62) beweidete Flächen eine höhere Individuenzahl aufwiesen (Torma et al. 2023). Weiss et al. (2013) untersuchte die Vielfalt der Orthoptera in Deutschland. Auch sie stellten fest, dass die Auswirkungen des Managements stark vom betrachteten Graslandtyp abhängen. Generell wurde jedoch festgestellt, dass extensive Beweidung in den meisten Fällen positive Auswirkungen auf die Heuschreckenpopulation mit sich bringt, während Mahd weniger geeignet ist (Weiss et al. 2013).

Laufkäfer zeigten keine eindeutige Präferenz für eine bestimmte Bewirtschaftungsform, da Bodenfeuchte und Mikroklima eine größere Rolle spielten als die Vegetationsstruktur (Truxa und Waitzbauer 2008). Barber et al. (2022) untersuchten die Auswirkungen von Mahd und Beweidung auf die Laufkäfergemeinschaft in Deutschland. Auch hier zeigten sich keine eindeutigen Unterschiede zwischen beweideten und gemähten Graslandschaften. Allerdings wurden durch die Mahd vor allem bedrohte Laufkäferarten verdrängt. Die Intensität der Beweidung hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Laufkäfer (Barber et al. 2022).

Besonders auffällig war die negative Wirkung der Mahd auf viele Arthropodengruppen. Mahdflächen wiesen eine geringere Spinnen- und Wanzenvielfalt auf als beweidete Gebiete (Geiser et al. 1993, Torma et al. 2019). Zudem wurden spezifische Heuschreckenarten nur auf beweideten Flächen nachgewiesen, was die Bedeutung der Beweidung für diese Gruppe unterstreicht (Torma et al. 2019).

4.5 Fazit

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass eine differenzierte Bewirtschaftung notwendig ist, um die Biodiversität der Wiesen- und Weidelandschaften im Seewinkel zu erhalten. Eine Kombination aus extensiver Beweidung und Mahd kann die floristische Diversität fördern, während intensive

Beweidung oder häufige Mahd eher negative Effekte haben. Zudem zeigen sich artspezifische Unterschiede in der Reaktion auf Managementmaßnahmen, weshalb eine flexible und standortangepasste Bewirtschaftung essenziell ist.

5 Schlussfolgerung

Die vorliegende Arbeit hat gezeigt, dass die Bewirtschaftung von Wiesen- und Weidelandschaften im Seewinkel einen entscheidenden Einfluss auf die Biodiversität hat. Durch die systematische Analyse wissenschaftlicher Studien konnten Indikatoren und Managementstrategien identifiziert werden, die für den langfristigen Erhalt artenreicher Graslandschaften von zentraler Bedeutung sind.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass eine pauschale Empfehlung für die beste Bewirtschaftungsmethode nicht möglich ist, da die Auswirkungen von Beweidung, Mahd und Brachflächen stark vom jeweiligen Lebensraumtyp abhängen. Während extensive Beweidung in vielen Fällen die Artenvielfalt fördert, kann eine zu hohe Beweidungsintensität zu einer Homogenisierung der Vegetation und einem Rückgang empfindlicher Arten führen. Ebenso zeigen die Ergebnisse, dass Mahd in bestimmten Habitaten zur Erhaltung seltener Pflanzenarten beitragen kann, während sie in anderen Lebensräumen nachteilige Effekte auf Arthropoden und bodenbrütende Vogelarten haben kann.

Besonders deutlich wurde, dass verschiedene Organismengruppen unterschiedlich auf Managementmaßnahmen reagieren. Pflanzenarten, Vögel und Arthropoden weisen jeweils artspezifische Reaktionen auf Bewirtschaftungsintensität, Weidetierart und Mahdhäufigkeit auf. Daraus ergibt sich, dass für eine umfassende Bewertung der ökologischen Auswirkungen ein vielseitiger Ansatz notwendig ist, der verschiedene Indikatoren einbezieht.

Die Analyse der Studien aus dem Pannonischen Becken zeigt zudem, dass sich naturnahe Graslandschaften ohne regelmäßige Bewirtschaftung langfristig stark verändern. Ohne Mahd oder Beweidung nimmt die Verbuschung zu, was den Lebensraum zahlreicher Offenlandarten bedroht. Gleichzeitig erfordert eine nachhaltige Nutzung eine angepasste Beweidungsintensität, um negative Effekte zu vermeiden.

Trotz der gewonnenen Erkenntnisse zeigt sich, dass weiterer Forschungsbedarf besteht, um genauere Aussagen über die optimale Bewirtschaftung der unterschiedlichen Graslandtypen in der untersuchten Region treffen zu können. Besonders für die Graslandtypen R21 (Frische Dauerweiden des Tieflands und der Gebirge), R22 (Mähwiesen des Tieflands) und R35 (Feuchte bis nasse, meso- bis eutrophe Heuwiesen) konnte keine einzige Studie gefunden werden, sodass über die Auswirkungen von Managementmaßnahmen in diesen Lebensräumen keine Aussagen getroffen werden können. Auch für Steppentrockenrasen (6240) liegt nur eine Studie vor. Dies liegt unter anderem daran, dass diese Graslandtypen außerhalb des Pannonikums häufiger vorkommen und daher vor allem in westlicheren Regionen besser untersucht sind. In der untersuchten Region hingegen besteht eine deutliche

Forschungslücke, die die Notwendigkeit weiterer Studien unterstreicht, um fundierte Erkenntnisse für eine nachhaltige Bewirtschaftung aller relevanten Graslandtypen abzuleiten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Bewirtschaftung naturnaher Wiesen- und Weidelandschaften einen entscheidenden Beitrag zum Erhalt der Biodiversität leistet. Die Ergebnisse dieser Arbeit können als Grundlage für zukünftige Managementstrategien genutzt werden, um artenreiche Graslandschaften im Seewinkel langfristig zu erhalten. Zukünftige Forschungsarbeiten sollten insbesondere die bislang wenig untersuchten Graslandtypen in den Fokus nehmen, um auch für diese Habitate gezielte Maßnahmen entwickeln zu können. Nur durch eine wissenschaftlich fundierte und standortangepasste Bewirtschaftung können diese wertvollen Lebensräume langfristig geschützt werden.

Literaturverzeichnis

- ANTONIAZZA M., CLERC C., LE NÉDIC C., SATTLER T. UND LAVANCHY G. (2017): Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. In: *Biodiversity and Conservation* 27 (1), S. 749-763.
- BÁLDI A., BATÁRY P. UND ERDÖS S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108 (3), S. 251-263.
- BÁLDI A., BATÁRY P. UND KLEIJN D. (2013): Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – analysing assemblages of 1200 species. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166 (1), S. 28- 34.
- BARBER N., SAUER N., KRAUSS J. UND BOETZL F. (2022): Grazing conserves threatened carabid beetles in semi-natural calcareous grasslands better than mowing, especially at low intensities. In: *Biodiversity and conservation* 31 (11), S. 2857-2873.
- BATÁRY P., BÁLDI A. UND ERDÖS S. (2007a): Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effect. In: *Biodivers. Conserv.* 16 (1), S. 871-881.
- BATÁRY P., BÁLDI A. UND ERDÖS S. (2010): Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136 (1), S. 35-39.
- BATÁRY P., BÁLDI A., SAMU F., SZÜTS T. UND ERDÖS S. (2008): Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures. In: *Biological Conversation* 141 (1), S. 2062-2070.
- BATÁRY P., BÁLDI A., SZÉL G., PODLUSSÁNY A., ROZNER I. UND ERDÖS S. (2007b): Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. In: *Diversity and Distributions* 13 (1), S. 196-202.
- BATÁRY P., ORCI K., BÁLDI A., KLEIJN D., KISBENEDEK T. UND ERDÖS S. (2007c): Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. In: *Basic and Applied Ecology* 8 (1), S. 280-290.
- BLASI C., BURRASCANO S., DEL VICO E., DI PIETRO R., IOCCHI M. UND ROSATI L. (2009): *Cynosurion cristati* grasslands in the central Apennines (Tyrrheniansector): A phytosociological survey in the Lepini and Prenestinimountains. In: *Plant Biosystems* 143, S. 69-77.
- BIERINGER G. (2008): Auswirkungen der Beweidung auf die Heuschreckenfauna (Orthoptera) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. In: *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37 (1): S. 145-153.
- BÓDIS J., FÜLÖP B., LÁBADI V., MÉSZÁROS A., PASCAI B., SVAJDA P., VALKÓ O. UND KELEMEN A. (2021): One year of conservation management is not sufficient for increasing the conservation value of abandoned fen meadows. In: *Tuexenia* 41 (1), S. 381-394.
- BRIEMLE G., ECKERT G. UND NUßBAUM H. (2014): Wiesen und Weiden. *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, S. 1-57.

- CARNOHAN S., TRIER X., LIU S., CLAUSEN L., CLIFORD-HOLMES J., HANSEN S., BENINI L. UND MCKNIGHT U. (2023): Next generation application of DPSIR for sustainable policy implementation. In: *Current Research in Environmental Sustainability* 5 (1), S. 1-9.
- CARR E., WINGARD P., YORTY S., THOMPSON M., JENSEN K. UND ROBERSON J. (2009): Applying DPSIR to sustainable development. In: *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 14 (6), S. 543-555.
- CATTIN M., BLANDENIER G., BANASEK-RICHTER C UND BERSIER L. (2003): The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. In: *Biological Conservation* 113 (1), S. 179-188.
- CHEN Q., BAKKER J., ALBERTI J., BAKKER E., SMIT C. UND OLFF H. (2021): Long-term cross-scale comparison of grazing and mowing on plant diversity and community composition in a salt-marsh system. In: *Journal of Ecology* 109 (10), S. 3737-3747.
- CHYTRÝ M., TICHÝ L., HENNEKENS S., KNOLLOVÁ I., JANSSEN J., RODWELL J., PETERKA T., MARCENÒ C., LANDUCCI F., DANIHELKA J., HÁJEK M., DENGLE J., NOVÁK P., ZUKAL D., JIMÉNEZ-ALFARO B., MUCINA L., ABDULHAK S., AČÍČ S., AGRILLO E., ATTORRE F., BERGMEIER E., BIURRUN I., BOCH S., BÖLÖNI J., BONARI G., BRASLAVSKAYA T., BRUELHEIDE H., CAMPOS J., ČARNÍ A., CASELLA L., ČUK M., ČUŠTEREVSKA R., DE BIE E., DELBOSC P., DEMINA O., DIDUKH Y., DÍTĚ D., DZIUBA T., EWALD J., GAVILÁN R., GÉGOUT J., GIUSSO DEL GALDO G., GOLUB V., GONCHAROVA N., GORAL F., GRAF U., INDREICA A., ISERMANN M., JANDT U., JANSEN F., JANSEN J., JAŠKOVÁ A., JIROUŠEK M., KAČKI Z., KALNÍKOVÁ V., KAVGACI A., KHANINA L., KOROLYUK A., KOZHEVNIKOVA M., KUZEMKO A., KÜZMIČ F., KUZNETSOV O., LAIVIŇŠ M., LAVRINENKO I., LAVRINENKO O., LEBEDEVA M., LOSOSOVÁ Z., LYSENKO T., MACIEJEWSKI L., MARDARI C., MARINŠEK A., NAPREENKO M. G., ONYSHCHENKO V., PÉREZ-HAASE A., PIELECH R., PROKHOROV V., RAŠOMAVIČIUS V., RODRÍGUEZ ROJO M., RŪSIŇA S., SCHRAUTZER J., ŠIBÍK J., ŠILC U., ŠKVORC Ž., SMAGIN V., STANČIČ Z., STANISCI A., TIKHONOVA E., TONTERI T., UOGINTAS D., VALACHOVIČ M., VASSILEV K., VYNOKUROV D., WILLNER W., YAMALOV S., EVANS D., LUND M., SPYROPOULOU R., TRYFON E., SCHAMINÉE J. (2020): EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. In: *Applied vegetation science* 23 (4), S. 648-675.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KOVÁCS Z., SCHELLENBERGER J., PENKSZA K., SZILI-KOVÁCS T. UND KALAPOS T. (2022): Vegetation Dynamics in a Loess Grassland: Plant Traits Indicate Stability Based on Species Presence, but Directional Change When Cover Is Considered. In: *Plants* 11 (6), S. 1-19.
- DÍAZ S., SETTELE J., BRONDÍZIO E., NGO H., AGARD J., ARNETH A., BALVANERA P., BRAUMAN K., BUTCHART S., CHAN K., GARIBALDI L., ICHII K., LIU J., SUBRAMANIAN S., MIDGLEY G., MILOSLAVICH P., MOLNÁR Z., OBURA D., PFAFF A., POLASKY S., PURVIS A., RAZZAQUE J., REYERS B., CHOWDHURY R., SHIN Y., VISSEREN-HAMAKERS I., WILLIS K. UND ZAYAS C. (2019): Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. In: *Science* 366 (6471).
- DÍTE Z., ŠUVADA R., TÓTH T., JUN P., PÍŠ V. UND DÍTE D. (2021): Current Condition of Pannonic Salt Steppes at Their Distribution Limit: What Do Indicator Species Reveal about Habitat Quality?. In: *Plants* 10 (530), S. 1-19.
- DÚBRAVKOVÁ D., HAJNALOVÁ M. (2012): The dry grasslands in Slovakia: History, classification and management. In: WERGER M. UND VAN STAALDUINEN M. (Hrsg.) *Eurasian Steppes: Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Dordrecht: Springer, S. 253-271.

- DVORAK M., BIERINGER G., BRAUN B., GRÜLL A., KARNER-RANNER E., KOHLER B., KORNER I., LABER J., NEMETH E., RAUER G. UND WENDELIN B. (2016): Bestand, Verbreitung und Bestandsentwicklung gefährdeter und ökologisch bedeutender Vogelarten im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel: Ergebnisse aus den Jahren 2001 bis 2015. In: *Egretta* 54 (1), S. 4-86.
- DVORAK M., WENDELIN B. UND LEHNER H. (2011): Die Brutvögel der Zitzmannsdorfer Wiesen in den Jahren 1991 bis 2011. Auswirkungen von Wiesenrückführungen und Managementmaßnahmen. Studie von BirdLife Österreich im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel.
- EHRENFELDNER J. (2021): Managementplan Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel 2021 – 2031.
- ELLMAUER T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. – Wien.
- ESSL F., EGGER G., KARRER G., THEISS M. UND AIGNER, S. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. Umweltbundesamt.
- EULLER K., ZMELIK K., SCHEIDERGRUBER A., WRBKA T. UND KORNER I. (2014): Auswirkungen der Beweidung in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel – Eine statistische Analyse der Vegetationsdaten des Dauerflächenmonitorings. In: *Acta ZooBot Austria* 150/151(1), S. 41-62.
- GAJDOS P., CERNECKÁ L. UND SESTÁKOVÁ A. (2019): Pannonic salt marshes revealed six new spiders to Slovakia (Araneae, Gnaphosidae, Linyphiidae, Lycosidae, Theridiidae). In: *Biologia* 74 (1), S. 53-64.
- GODÓ L., VALKÓ O., TÓTHMÉRÉSZ B., TÖRÖK P., KELEMEN A., DEÁK B. (2017): Scale-dependent effects of grazing on the species richness of alkaline and sand grasslands. In: *Tuexenia* 37 (1), S. 229-246.
- HOLZINGER W. UND NICKEL H. (2008): Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) als Erfolgsindikatoren der Beweidungsmaßnahmen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. In: *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37 (1): S. 173-190.
- HOLZMANN C., PLANK C., SIMON E., DANZINGER F., KIM H., GIANORDOLE I., ESSL I., FELDBACHER J., SCHMÖLZ K., OTT M., WAGNER S., STÖGERER S., VÖLSGEN S., FUCHS S. UND SCHMIDT V. (2015): Beweidungsprojekte im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel - Naturschutz oder Haustierhaltung?. – Wien.
- HORVÁTH R., MAGURA T., SZINETÁR C. UND TÓTHMÉRÉSZ B. (2009): Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130 (1), S. 16-22.
- JANISOVÁ M., MAGNES M., DEVÁNOVÁ K. UND DÚBRAVKOVÁ D. (2023): Mid-term changes of dry grasslands with conservation management in the Hainburger Berge Mountains. In: *Biologia* (2023).
- JANSSEN J., RODWELL J. ET AL. (2016): European Red List of Habitats. Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. – England.

- KAHMEN S., POSCHLOD P. UND SCHREIBER K. (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. In: *Biological Conservation* 104 (3), S. 319-328.
- KORNER I. (2012): Flächenmanagement durch Rinderherden im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. In: FALLY J. & KÁRPÁTI L. (Hrsg.): *Fertő–Hanság Nemzeti Park Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Monographische Studien über das Gebiet Neusiedler See und Hanság. Nationalparkverwaltung Fertő–Hanság Szaktudás Kiadó Ház AG. – Budapest*, S. 256-262.
- KORNER I. (2013a): Long term monitoring of grazing in salt habitats on the eastern shore of Lake Neusiedl. In: *5th Symposium for Research in Protected Areas*, S. 403-406.
- KORNER I. (2013b): Durchführung eines wissenschaftlichen Begleitmonitoringprogrammes in der Graurinderweide des Seevorgeländes. Tätigkeitsbericht Juni 2012 bis Juni 2013. Wien.
- KORNER I. (2014): Durchführung eines wissenschaftlichen Begleitmonitoringprogrammes in der Graurinderweide des Seevorgeländes. Projektbericht Juni 2012 bis November 2014. Wien.
- KORNER I., TRAXLER A. UND WRBKA T. (1999a): Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Seewinkel 1990-1998. Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel & ARGE f. Vegetationsökologie und angewandte Naturschutzforschung. S. 1-118.
- KORNER I., TRAXLER A. UND WRBKA T. (1999b): Trockenrasenmanagement und -restituierung durch Beweidung im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. In: *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 136 (1), S. 181-212.
- KORNER I., WRBKA T., STAUDINGER M. UND BÖCK M. (2008): Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmonitoring-Studie 1990 bis 2007. In: *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37 (1), S. 1-84.
- KÖRÖSI A., BATÁRY P., OROSZ A., RÉDEI D. UND BÁLDI A. (2012): Effects of grazing, vegetation structure and landscape complexity on grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) and true bugs (Hemiptera: Heteroptera) in Hungary. In: *Insect Conservation and Diversity* 5 (1), S. 57-66.
- KOVACSICS-VÁRI G., SONKOLY J., TÓTH K., MCINTOSH-BUDAY A., DÍAZ CANDO P., TÖRÖ-SZIGYÁRTO V., BALOGH N., GUALICHICO SUNTAXI L., ESPINOZA AMI F., LÁSZLO D., TÓTHMÉRÉSZ B. UND TÖRÖK P. (2023): Intensity-dependent effects of cattle and sheep grazing in sand grasslands — Does livestock type really matter? In: *Applied vegetation science* 26 (2), S. 1-14.
- LAMPROPOULOS M., BAUDER J., KAINZ M., NEMEC A., SCHEIBLHOFFER J. UND WAITZBAUER W. (2008): Auswirkungen der Beweidung im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel auf ausgewählte tagaktive Schmetterlingsgruppen (Lepidoptera). In: *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37 (1): S. 261-291.
- MALICKY H. (1968): Der Einfluss andauernder Beweidung auf die Kleintierfauna der Hutweiden im Seewinkel (Burgenland): Allgemeines und Formicidae. In: *Wissenschaftliche Arbeiten Burgenland* 40 (1), S. 58-64.
- MAXIM L., SPANGENBERGER J. UND O'CONNOR M. (2009): An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. In: *Ecological Economics* 69 (1). S. 12-23.

- MILASOWSKY N. UND WAITZBAUER W. (2008): Die Spinnenfauna (Arachnida, Araneae) beweideter und unbeweideter Trockenrasen und Salzwiesen im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel. In: Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 37 (1): 107-124.
- MÜHLBÖCK P. (2008): Einfluss der Beweidung auf die Kleinsäugerzönosen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (Burgenland, Österreich). In: Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 37 (1): S. 325-344.
- NIEMEIJER D. UND DE GROOT R. (2006): A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. In: Ecological indicators 8 (1). S. 14-25.
- RABITSCH W. (2008): Notizen zur Wanzenfauna (Insecta, Heteroptera) im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel und Anmerkungen zu deren Eignung als Indikator von Pflegemaßnahmen. In: Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 37 (1): S. 155-172.
- RAUER G. UND KOHLER B. (1990): Schutzgebietspflege durch Beweidung. Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See.
- RAUER G. UND KOHLER B. (1991): Wieviel Beweidung verträgt der Rotschenkel? Populationsbiologische Untersuchungen zu Managementfragen. In: BFB-Bericht 77 (1), S. 25-33.
- RAUER G. UND KOHLER B. (1993): Populationsbiologische Untersuchungen zum Wiesenvogel – Management im Seewinkel, Illmitz.
- RAUER G., KOHLER B. UND GRÜLL A. (1988): Das AGN-Projekt "Schutzgebietspflege durch Beweidung", erste Ergebnisse. BFB-Bericht 68 (1). S. 135-143. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz.
- Rodríguez-Rojo M. und Fernández-González F. (2014): Diversity Patterns and Typology of *Cynosurus cristatus* Grasslands (*Cynosurion cristati* Tüxen 1947) in the Iberian Peninsula. In: Folia Geobotanica, 49 (4), S. 461-485.
- ROSENTHAL G., SCHRAUTZER J. UND EICHBERG C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. In: Tuexenia 32 (1), S. 167-205.
- SÁROSPATAKI M, BÁLDI A., BATÁRY P., JÖZAN Z., ERDÖS S. UND RÉDEI T. (2009): Factors affecting the structure of bee assemblages in extensively and intensively grazed grasslands in Hungary. In: Community Ecology 10 (1), S. 182-188.
- SCHNEIDER A. UND HERING D. (2024): Effects of extensive grazing and mowing compared to abandonment on the biodiversity of European grasslands: A meta-analysis. In: Applied Vegetation Science 27 (4), S. 1-11.
- SHARPS E., GARBUTT A., HIDDEN J., SMART J. UND SKOV M. (2016): Light grazing of saltmarshes increases the availability of nest sites for Common Redshank *Tringa totanus*, but reduces their quality. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 221 (1), S. 71-78.
- SPANGENBERG H., MARTINAZ-ALIER J., OMANN I., MONTEROSSO I. UND BINIMELIS R. (2009): The DPSIR scheme for analysing biodiversity loss and developing preservation strategies. In: Ecological Economics 69 (1), S. 9–11.

- STEINGRUBER R. (2013): Auswirkung der Beweidung auf die Vegetation und Bodennährstoffe im Nationalpark Neusiedler See -Seewinkel und Bedeutung für den Naturschutz am Beispiel Hutweide – Lange Lacke und Graurinderkoppel – Sandeck. Diplomarbeit Universität Wien.
- SUSKE W., BIERINGER G., ELLMAUER T., HORVATH K., HUBER J., PREISEL H. (2015): Managementplan Europaschutzgebiet Neusiedler See – Nordöstliches Leithagebirge. – Wien.
- TÄLLE M., DEÁK B., POSCHLOD P., VALKÓ O., WESTERBERG L. UND MILBERG P. (2016): Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 222 (1), S. 200-212.
- TISTA M. (2007): Die Auswirkungen von Beweidung auf die Ameisenfauna (Formicidae, Hymenoptera) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. In: *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37 (1): S. 307-323.
- TÖLGYESI C., BÁTORI Z., ERDÖS L., GALLÉ R. UND KÖRMÖCZI L. (2015): Plant diversity patterns of a Hungarian steppe-wetland mosaic in relation to grazing regime and land use history. In: *Tuxenia* 35 (1), S. 399-416.
- TORMA A., CSÁSZÁR P., BOZSÓ M., DEÁK B., VALKÓ O., KISS O. UND GALLÉ R. (2019): Species and functional diversity of arthropod assemblages (Araneae, Carabidae, Heteroptera and Orthoptera) in grazed and mown salt grasslands. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 273 (1), S. 70-79.
- TORMA A., RÉVÉSZ K., GALLÉ-SZPISJAK N., SEAT J., SZÉL G., KUTASI C., MALENOVSKY I., BATÁRY P. UND GALLÉ R. (2023): Differences in arthropod communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 341 (1), S. 1-10.
- TÖRÖK P., LINDBORG R., ELDRIDGE D. UND PAKEMAN R. (2024): Grazing effects on vegetation: Biodiversity, management, and restoration. In: *Applied Vegetation Science* 27 (3), S. 1-8.
- TÖRÖK P., PENKSZA K., TÓTH E., KELEMEN A., SONKOLY J. UND TÓTHMÉRÉSZ B. (2018): Vegetation type and grazing intensity jointly shape grazing effects on grassland biodiversity. In: *Ecology and Evolution* 8 (1), S. 10326-10335.
- TÖRÖK P., VALKÓ O., DEÁK B., KELEMEN A. UND TÓTHMÉRÉSZ B. (2014): Traditional Cattle Grazing in a Mosaic Alkali Landscape: Effects on Grassland Biodiversity along a Moisture Gradient. In: *PLOS ONE* 9 (5), S. 1-9.
- TÖRÖK P., VALKÓ O., DEÁK B., KELEMEN A., TÓTH E. UND TÓTHMÉRÉSZ B. (2016): Managing for species composition or diversity? Pastoral and free grazing systems in alkali steppes. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 234 (1), S. 23-30.
- TÓTH E., DEÁK B., VALKÓ O., KELEMEN A., MIGLÉCZ T., TÓTHMÉRÉSZ B. UND TÖRÖK P. (2018): Livestock Type is More Crucial Than Grazing Intensity: Traditional Cattle and Sheep Grazing in Short-Grass Steppes. In: *Land Degradation and Development* 29 (1), S. 231-239.
- TRAXLER A., KORNER I. UND WRBKA T. (1993): Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Seewinkel 1990-1992. Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel & ARGE f. Vegetationsökologie und angewandte Naturschutzforschung. S. 1-82.

- TRUXA C. UND WAITZBAUER W. (2008): Ist die Beweidung ein Selektionsfaktor für Laufkäfer (Carabidae) im Nationalpark Neusiedler See -Seewinkel?. In: Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 37 (1): S. 217-227.
- VERHULST J., BÁLDI A. UND KLEIJN D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. In: Agriculture, Ecosystems and Environment 104 (1), S. 465-473.
- VICKERY J., TALLOWIN J., FEBER R., ASTERAKI E., ATKINSON P., FULLER R. UND BRAUN V. (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. In: Journal of applied science 38 (3), S. 647-664.
- WATT A. UND YOUNG J. (2007): Nature conservation in the EU and the DPSIR framework. In: CHIELEWSKI (2007): Nature Conservation Management: From Idea to Practical Results: Chapter - Multifunctionality and biodiversity conservation – institutional changes. Lublin.
- WEISS S. UND ZECHMEISTER T. (2017): Naturschutzfachliches Managementkonzept Seevorgelände Neusiedler See. Arbeitsgemeinschaft natürliche Ressourcen (AGN). – Eisenstadt.
- WEISS N., ZUCCHI H. UND HOCHKIRCH A. (2013): The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. In: Biodiversity and conservation 22 (10), S. 2167-2178.
- WILLNER W., KUZEMKO A., DENGLE J., CHYTRY M., BAUER N., BECKER T., BITÁ-NICOLAE Z., CARNI A., CSIKY J., IGIC R., KACKI Z., KOROTCHENKA I., KROPF M., KRISTIVOJEVIC-CUK M., KRSTONOSIC D., RÉDEI T., RUPRECHT E., SCHRATT-EHRENDORFER L., SEMENISHCHENKOV Y., STANCIC Z., VASHENYAK Y., VYNOKURDOV D. UND JANISOVÁ M. (2016): A higher-level classification of the Pannonian and western Pontic steppe grasslands (Central and Eastern Europe). In: Applied Vegetation Science 20 (1), S. 143–158.
- WURTH C. (2002): Einfluss langjähriger Pflegemaßnahmen auf die Laufkäferfauna von Trockenrasen (NSG „Hundsheimer Berge"). In: Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 139 (1), S. 25-52.
- YOUNG J., WATT A., NAWICKI P., ALARD D., CLITHEROW J., HENLE K., JOHNSON R., LACUKO E., MCCracken D., MATOUCH S., NIEMELA J. UND RICHARDS C. (2005): Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. In: Biodiversity and Conservation 14 (1), S. 1641–1661.
- ZULKA P., MILASOWSZKY N. UND LETHMAYER C. (1997): Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park 'Neusiedler See-Seewinkel' (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). In: Biodiversity & Conservation 6 (1), S. 75-88.
- ZUNA PFEIFFER T., SPOLJARIC MARONIC D., ZAHIROVIC V., STEVIC F. UND MIHALJEVIC M. (2017): Effectiveness of mowing for the flora diversity preservation: a case study of steppe-like grassland in Croatia (NATURA 2000 site). In: Biodivers Conserv 26 (1), S. 439-460.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Das Gebiet des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel eingeteilt in Bewahrungszone, Naturzone und Landschaftsschutzgebiet (Quelle: Ehrenfeldner 2021)	11
Abbildung 2: Beweidete Gebiete des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. (Quelle: Kuttner, persönliche Mitteilung, Mai 2025).....	14

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bedeckungswerte (%) der schädlichen Pflanzenart <i>Phragmites australis</i> in feuchtem Grasland in unbeweideten und beweideten (1 Graurind/ha) Gebieten der untersuchten Graslandtypen (R1B und R62) (Quelle: Török et al. 2014, eigene Darstellung)	31
Tabelle 2: Bedeckungswerte (%) der schädlichen Pflanzenart <i>Elymus repens</i> in mesophilem Grasland in unbeweideten und beweideten (1 Graurind/ha) Gebieten der untersuchten Graslandtypen (R1B und R62) (Quelle: Török et al. 2014, eigene Darstellung)	32
Tabelle 3: Veränderung der Pflanzenartenzahl nach Lebensformen der Jahre 2018, 2019 und 2020 im FFH-Graslandtyp 6250 (Quelle: Csontos et al. 2022, eigene Darstellung)	33
Tabelle 4: Anzahl der Pflanzenarten in Sandsteppen (R11) und feuchten bis nassen, oligotrophen Grasländern (R37) unter diversen Managementarten (Mahd, extensive (0,5-1,5 Tiere/ha), intensive (2,5-3 Tiere/ha) Beweidung jeweils in Kombination mit Mahd) (Quelle: Tölgyesi et al. 2015, eigene Darstellung)	34
Tabelle 5: Artenreichtum der Pflanzen diverser Graslandtypen (Lössrockenrasen (6250), kontinentale Salzsteppen (R62)) bei unterschiedlicher Beweidungsintensität (niedrig (<1 Graurind/ha), mittel (1-2,5 Graurinder/ha), hoch (3-8 Graurinder/ha), sehr hoch/überbeweidet (>20 Graurinder/ha)) (Quelle: Török et al. 2018, eigene Darstellung)	34
Tabelle 6: Unterschiede in der Anzahl der Pflanzenarten, Bedeckung kurzlebiger/mehnjähriger Graminoiden, Bedeckung kurzlebiger/mehnjähriger krautiger Pflanzen, sowie Bedeckung mit Hülsenfrüchten in % durch unterschiedliche Weidetiere (Schafe, Graurinder) bei unterschiedlicher Besatzdichte (0,5-1,5 Tiere/ha und 2,5-3 Tiere/ha) in R62 Grasland (kontinentale Salzsteppen) (Quelle: Tóth et al. 2018, eigene Darstellung)	35
Tabelle 7: Charakteristik der Pflanzen in den Jahren 2000 und 2015 in Steppentrockenrasen (6240) (Quelle: Zuna Pfeiffer et al. 2017, eigene Darstellung)	37
Tabelle 8: Mittelwerte der Bedeckung mit Streu (%) vor Beginn der eingesetzten Maßnahmen im Jahr 1999 und nach den eingesetzten Managementmaßnahmen (Mahd, Mulchen, Abbrennen, keine Bewirtschaftung) im Jahr 2000 in kleinseggen Quellmooren (Q41) (Quelle: Bódis et al. 2021, eigene Darstellung)	37
Tabelle 9: Schilftrend, dargestellt an Abundanzwerten der Jahre 1990, 1991 und 1992 in unbeweideten, beweideten und gemähten Flächen der Region Neusiedler See – Seewinkel (Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)	39

Tabelle 10: Anzahl der Orchideenarten unter extensiver Beweidung und auf unbewirtschafteten Flächen im Gebiet SW-Ufer des Seewinkels (Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)	40
Tabelle 11: Deckungswerte (%) einiger Pflanzen in der Dauerbeobachtungsfläche R1 der Graurinderweide im Seewinkel von 2001 bis 2014 (Quelle: Korner 2013b, eigene Darstellung).....	40
Tabelle 12: Durchschnittliche Individuenzahl der Schafstelze in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) bei diversen Managementbedingungen (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/Hektar) (Quelle: Batáry et al. 2007a, eigene Darstellung)	44
Tabelle 13: Durchschnittliche Individuenzahl der Grauammer in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) bei diversen Managementbedingungen (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/Hektar) (Quelle: Batáry et al. 2007a, eigene Darstellung)	45
Tabelle 14: Durchschnittliche Individuenzahl der Feldlerche in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) bei diversen Beweidungsintensitäten (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/Hektar) (Quelle: Batáry et al. 2007a, eigene Darstellung)	46
Tabelle 15: Dichte der Brutbestände des Rotschenkels in Mähwiesen, Weiden und Brachland des Seewinkels von 1986-1989 (Quelle: Rauer und Kohler 1993, eigene Darstellung).....	48
Tabelle 16: Dichte der Brutbestände der Uferschnepfe in Mähwiesen, Weiden und Brachland des Seewinkels von 1986-1989 (Quelle: Rauer und Kohler 1993, eigene Darstellung).....	49
Tabelle 17: Bestandsentwicklung von Stelzenläufer und Seeregenpfeifer auf der Graurinderweide im Seewinkel von 2006 bis 2013 (Quelle: Korner 2014, eigene Darstellung)	51
Tabelle 18: Anzahl diverser Spinnenarten bei unterschiedlicher Vegetationshöhe (unter/über 10cm) in Sandsteppen (R11) (Quelle: Horváth et al. 2009, eigene Darstellung)	54
Tabelle 19: Anzahl der Arten/Individuen von Spinnen insgesamt, Anzahl der Arten/Individuen der seltenen Arten (%), sowie Anzahl der halophilen Arten/Individuen (%) in unbeweideten und extensiv beweideten (0,8 Rinder/ha) kontinentalen Salzsteppen (R62) (Quelle: Zulka et al. 1997, eigene Darstellung)	55
Tabelle 20: Gesamtanzahl der Arten und Individuen, sowie Anzahl der diversen Laufkäferarten in den Untersuchungsgebieten unter den Managementbedingungen unbeweidet oder beweidet im Seewinkel (Quelle: Truxa und Waitzbauer 2008, eigene Darstellung).....	59
Tabelle 21: Individuen- und Artenzahl der Laufkäfer in den 3 Untersuchungsgebieten der Hundsheimer Berge (Rasensteppe, Schwendungsfläche, Trockenbusch) in den Jahren 1987 und 2000 (Quelle: Wurth 2002, eigene Darstellung)	59
Tabelle 22: Durchschnittliche Artenzahl der Heuschrecken, sowie Individuenzahl der im Zuge der Untersuchungen am häufigsten vorkommenden Orthopterenarten unter extensiver und intensiver Beweidung (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/ha) in den untersuchten Graslandtypen (R62, R37) (Quelle: Batáry et al. 2007c, eigene Darstellung)	61
Tabelle 23: Durchschnittliche Zahl der Rote-Liste-Arten der Heuschrecken bei unterschiedlichen Managementarten (unbewirtschaftet, < 10 Jahre Beweidung, > 10 Jahre Beweidung) im Seewinkel (Quelle: Bieringer 2008, eigene Darstellung)	62

Tabelle 24: Artenzahl sowie durchschnittliche Individuenanzahl der Wanzen unter extensivem (0,5 Rinder/ha) und intensivem (>1Rind/ha) Weidedruck in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Körösi et al. 2012, eigene Darstellung).....	64
Tabelle 25: Artenzahl der Zikaden insgesamt sowie Artenzahl der Generalisten und Spezialisten von Zikaden unter extensivem (0,5 Rinder/ha) und intensivem (>1Rind/ha) Weidedruck in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Körösi et al. 2012, eigene Darstellung)	66
Tabelle 26: Durchschnittliche Individuenanzahl der Zikaden insgesamt sowie Individuenzahl der Generalisten und Spezialisten von Zikaden unter extensivem (0,5 Rinder/ha) und intensivem (>1Rind/ha) Weidedruck in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Körösi et al. 2012, eigene Darstellung)	66
Tabelle 27: Individuen- und Artenzahl der Bienen sowie die Zahl der seltenen Arten unter extensiven und intensiven Weidedruck (extensiv (0,5 Rinder/ha), intensiv (>1 Rind/ha)) in den unterschiedlichen Habitattypen (R62, R37) (Quelle: Sárospataki et al. 2009, eigene Darstellung)	67
Tabelle 28: Erfasste Formicidae in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten im Seewinkel in % (Quelle: Malicky 1968, eigene Darstellung)	68
Tabelle 29: Gefangene Individuen und Arten der Kleinsäuger in unbeweideten und beweideten Gebieten im Seewinkel (Quelle: Mühlböck 2008, eigene Darstellung)	71
Tabelle 30: Anzahl der Studien gesamt, Anzahl der Studien die Beweidung oder Mahd untersuchten; Anzahl der Studien, die positive, negative oder keine Auswirkungen der Beweidung sowie der Erhöhung der Weideintensität oder der Mahd feststellten.....	72
Tabelle 31: Übersichtstabelle aller 48 Studien, deren untersuchter Organismtyp, EUNIS - Graslandtyp und Managementform (Quelle: eigene Darstellung)	94
Tabelle 32: Anzahl der Pflanzenarten, Vegetationsbedeckung (%), Bedeckung kurzlebiger/einjähriger Kräuter (%), Bedeckung einjähriger Graminoide (%), sowie Bedeckung der Kryptogame (%) bei unterschiedlichen Beweidungsintensitäten (unbeweidet, niedrig (0,1 Heckrinder/ha), mittel (1,5 Heckrinder/ha), hoch (2,5 Heckrinder/ha), sehr hoch/überbeweidet (4 Heckrinder/ha)) in kontinentalen Salzsteppen (R62) (Quelle: Török et al. 2016, eigene Darstellung)	95
Tabelle 33: Anzahl der Pflanzenarten in drei untersuchten Graslandtypen (Artemisio-Festucetum-, Achilleo-Festucetum- und Potentillo-Festucetum-Grasland) unter unterschiedlichem Management (unbeweidet / beweidet mit 0,5 Rindern/ha) (Quelle: Godó et al. 2017, eigene Darstellung)	95
Tabelle 34: Anzahl der Arten und Individuen unter extensiver und intensiver Beweidung (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/ha) in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) (Quelle: Báldi et al. 2013, eigene Darstellung).....	95
Tabelle 35: Anzahl der Arten und Individuen der Bienen sowie Anzahl der Individuen von Insekten bestäubten Pflanzen unter extensiven (0,5 Rinder/ha) und intensiven (>1Rind/ha) Weidedruck in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) (Quelle: Batáry et al. 2010, eigene Darstellung)	96

Tabelle 36: Anzahl der Arten, Biomasse von Graminoiden, krautigen Pflanzen, Moosen und Streubiomasse unter diversen Beweidungsintensitäten (niedrig (0,5-0,8 Tiere/ha, weit von Tränke/Ruhestätte), mittel (0,5-0,8 Tiere/ha, nahe an Tränke/Ruhestätte), hoch (1,1-4 Tiere/ha, weit von Tränke/Ruhestätte), sehr hoch (1,1-4 Tiere/ha, nahe an Tränke/Ruhestätte)) in Sandsteppen (R11) (Quelle: Kovacsics-Vári et al. 2023, eigene Darstellung).....	96
Tabelle 37: Anzahl der Pflanzen in den unterschiedlichen Parzellen auf einer Untersuchungsfläche von 10m ² in den Habitattypen Festuca-Brometea und Molino-Arrhenatheretea unter diversen Managementarten (H2 (intensiv, Pferde), H5 (extensiv, Ziegen), H6 + H8 (extensiv, 150 Schafe), H11 (Wildschafe), H13 (Mahd, Schnitt 1x pro Jahr)) (Quelle: Janisová et al. 2023, eigene Darstellung).....	96
Tabelle 38: Anzahl der Familien und Arten der Pflanzen im Jahr 2000 und 2015 in Steppentrockenrasen (6240) (Quelle: Zuna Pfeiffer et al. 2017, eigene Darstellung).....	96
Tabelle 39: Anzahl der Pflanzen hinsichtlich ihrer Lebensform in den Jahren 2000 und 2015 in Steppentrockenrasen (6240) (Quelle: Zuna Pfeiffer et al. 2017, eigene Darstellung).....	97
Tabelle 40: Entwicklung der Orchis morio Population in den Jahren 1992, 1995 und 1997 des Süd-Transektivs und West-Transektivs in unbewirtschafteten und beweideten Gebieten des Seewinkels (Quelle: Korner et al. 1999a, eigene Darstellung).....	97
Tabelle 41: Deckung mit Juncus gerardii bei unterschiedlicher Bewirtschaftung (unbeweidet, beweidet, gemäht) in den Jahren 1990, 1991 und 1992 im Seewinkel(Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)	97
Tabelle 42: Deckungswerte (%) einiger Pflanzen in der Dauerbeobachtungsfläche R2 der Graurinderweide im Seewinkel von 2001 bis 2014 (Quelle: Korner 2013b, eigene Darstellung).....	97
Tabelle 43: Deckungswerte (%) einiger Pflanzen in der Dauerbeobachtungsfläche R3 der Graurinderweide im Seewinkel von 2001 bis 2014 (Quelle: Korner 2013b, eigene Darstellung).....	97
Tabelle 44: Deckung mit Bolboschoenus maritimus bei unterschiedlicher Bewirtschaftung (unbewirtschaftet, beweidet, gemäht) in den Jahren 1990, 1991 und 1992 im Seewinkel (Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)	98
Tabelle 45: Abundanz diverser Vogelarten bei unterschiedlicher Beweidungsintensität (extensiv: 0,5 Rinder/ha, intensiv: >1 Rind/ha) in den untersuchten Graslandtypen (R62, R37) (Quelle: Báldi et al. 2005, eigene Darstellung)	98
Tabelle 46: Abundanz der am häufigsten vorkommenden Vogelarten in unbewirtschaftetem, extensiv (0,4 Rinder/ha), intensiv (1 Rind/ha) beweidetem und gedüngtem Grasland der Graslandtypen R11 und R62 auf 10 ha (Quelle: Verhulst et al. 2004, eigene Darstellung)	99
Tabelle 47: Brutbestände (Reviere) der Vögel in den Jahren 1991 und 2011 im Seewinkel (Quelle: Dvorak et al. 2021, eigene Darstellung)	100
Tabelle 48: Gesamtumfang der erfassten Fauna in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten im Seewinkel in % (Quelle: Malicky 1968, eigene Darstellung).....	101
Tabelle 49: Anzahl der Arten und Individuen von Spinnen in unbeweideten und beweideten Gebieten des Seewinkels (Quelle: Milasowszky und Waitzbauer 2008, eigene Darstellung)	101

Tabelle 50: Dominante Spinnenarten in unbeweideten und beweideten Standorten in % im Graslandtyp R62 (Quelle: Zulka et al. 1997, eigene Darstellung).....	101
Tabelle 51: Unterschiede in der Anzahl der Arten der untersuchten Arthropodengemeinschaften (Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken) an Salzsteppenstandorten und Salzwiesenstandorten (R62) unter verschiedenem Management (unbeweidet/beweidet (0,5 Graurinder/ha)). (Quelle: Torma et al. 2023, eigene Darstellung)	102
Tabelle 52: Unterschiede in der Anzahl der Individuen der untersuchten Arthropodengemeinschaften (Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken) an Salzsteppenstandorten und Salzwiesenstandorten (R62) unter verschiedenem Management (unbeweidet/beweidet (0,5 Graurinder/ha)). (Quelle: Torma et al. 2023, eigene Darstellung)	102
Tabelle 53: Unterschiede in der Anzahl der Arten und Individuen der untersuchten Arthropodengemeinschaften (Wanzen, Heuschrecken, Laufkäfer, Spinnen) zwischen gemähten Standorten und beweideten (0,5 Rinder/ha) Standorten in R62 Grasland. (Quelle: Torma et al. 2019, eigene Darstellung)	102
Tabelle 54: Erfasste Pterygota in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten im Seewinkel in % (Quelle: Malicky 1968, eigene Darstellung)	102
Tabelle 55: Durchschnittliche Gesamtanzahl und Anzahl der Rote-Liste-Arten der Wanzen-gemeinschaft in unterschiedlichen Habitaten und unter diversen Managementformen im Seewinkel (Quelle: Rabitsch 2008, eigene Darstellung).....	103
Tabelle 56: Individuen- und Artenzahl der Zikaden in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten des Seewinkels (Eselweide, Graurinderweide, Pferdeweide, Zicklacke Süd, Zicklacke West) unterteilt in 3 Zonen (Zone 1 = Halbtrockenrasen, Zone 2 = wechselfeuchtes Grasland, Zone 3 = Lackenrand) im Jahr 2001 (Quelle: Holzinger und Nickel 2008, eigene Darstellung)	103
Tabelle 57: Individuenzahl der Zikaden in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten des Seewinkels (Eselweide, Graurinderweide, Pferdeweide, Zicklacke Süd) unterteilt in 3 Zonen (Zone 1 = Halbtrockenrasen, Zone 2 = wechselfeuchtes Grasland, Zone 3 = Lackenrand) im Jahr 2002 (Quelle: Holzinger und Nickel 2008, eigene Darstellung)	104
Tabelle 58: Durchschnittliche Anzahl der Ameisenarten in unbeweideten und beweideten Gebieten im Seewinkel (Quelle: Tista 2007, eigene Darstellung).....	104
Tabelle 59: Verteilung/Vorkommen der Ameisenarten in den Untersuchungsflächen bei unterschiedlichem Management (unbeweidet/beweidet) im Seewinkel (Quelle: Tista 2007, eigene Darstellung)	105
Tabelle 60: Anzahl der Individuen von Schmetterlingen an den diversen Untersuchungstagen unterschieden zwischen unbeweideten und beweideten Flächen auf Trockenrasen im Seewinkel. Angegeben sind die Summen über alle Erhebungstage der Jahre 2001/02 (Quelle: Lampropoulos et al. 2008, eigene Darstellung)	105

Anhang

Tabelle 31: Übersichtstabelle aller 48 Studien, deren untersuchter Organismenotyp, EUNIS - Graslandtyp und Managementform (Quelle: eigene Darstellung)

	untersuchte Organismen										EUNIS - Graslandtyp										Management						
	Vegetation	Vögel	Spinnen	Käfer	Heuschrecken	Zikaden	Wanzen	Bienen	Schmetterlinge	Ameisen	Kleinsäuger	R11	R1A	R1B	R21	R22	R35	R37	R62	Q41	Hundsheimer Berge	Seewinkel	Brachflächen	Beweidung	Mahd	Mulchen	Abbrennen
2005 Báldi et al.		x																x	x					x			
2013 Báldi et al.	x	x	x	x	x	x	x	x										x	x					x			
2007a Batáry et al.		x																x	x					x			
2007b Batáry et al.				x														x	x					x			
2007c Batáry et al.					x													x	x					x			
2008 Batáry et al.			x															x	x					x			
2010 Batáry et al.	x							x										x	x					x			
2009 Sarospataki et al.								x										x	x					x			
2011 Körösi et al.						x	x											x	x					x			
2014 Török et al.	x													x					x				x	x			
2016 Török et al.	x																		x					x			
2018 Török et al.	x													x					x					x			
2019 Torma et al.			x	x	x		x												x					x	x		
2023 Torma et al.			x	x	x														x				x	x			
2018 Tóth et al.	x																		x					x			
2015 Tölgyesi et al.	x										x							x						x	x		
2022 Csontos et al.	x													x									x				
2023 Kovacsics-Vári et al.	x											x												x			
2009 Horváth et al.			x									x												x			
2017 Godó et al.	x											x							x				x	x			
2004 Verhulst et al.		x										x							x				x	x			
2016 Zuna Pfeiffer et al.	x													x									x		x		
2023 Janisová et al.	x												x					x			x			x			
1993 Traxler et al.	x																					x	x	x	x		
1999a Korner et al.	x																					x	x	x	x		
1999b Korner et al.	x												x									x					
2008 Korner et al.	x																					x		x	x		
2014 Euler et al.	x																					x	x	x	x		
1997 Zulka et al.			x																x			x	x	x			
2008 Milasowszky und Waitzbauer			x																			x	x	x			
2008 Rabitsch							x															x	x	x			
2008 Tista										x												x	x	x			
2008 Truxa und Waitzbauer				x																		x	x	x			
2008 Bieringer					x																	x	x	x			
2008 Lampropoulos et al.									x													x	x	x			
2008 Holzinger und Nickel						x																x	x	x			
2013 Korner	x																					x		x			
2014 Korner		x																				x		x			
1993 Geiser et al.			x	x	x		x	x		x												x	x	x			
2008 Mühlböck											x											x	x	x			
1988 Rauer et al.		x																				x	x	x	x		
1990 Rauer und Kohler		x																				x	x	x	x		
1991 Rauer und Kohler		x																				x	x	x	x		
1993 Rauer und Kohler		x																				x	x	x	x		
1968 Malicky			x	x	x		x			x	x											x	x	x			
2011 Dvorak et al.		x																				x	x		x		
2002 Wurth				x																	x			x			
2021 Bódis	x																			x			x		x	x	x
48 Studien gesamt:	21	7	9	8	7	3	6	4	2	3	1	5	2	4	0	0	0	11	18	1	2	23	26	43	13	1	

Tabelle 32: Anzahl der Pflanzenarten, Vegetationsbedeckung (%), Bedeckung kurzlebiger/einjähriger Kräuter (%), Bedeckung einjähriger Graminoide (%), sowie Bedeckung der Kryprogame (%) bei unterschiedlichen Beweidungsintensitäten (unbeweidet, niedrig (0,1 Heckrinder/ha), mittel (1,5 Heckrinder/ha), hoch (2,5 Heckrinder/ha), sehr hoch/überbeweidet (4 Heckrinder/ha)) in kontinentalen Salzsteppen (R62) (Quelle: Török et al. 2016, eigene Darstellung)

	unbeweidet	niedrige Beweidung	mittlere Beweidung	hohe Beweidung	sehr hohe Beweidung
Anzahl der Arten	~12	~10	~11	~10,5	~13
Vegetationsbedeckung (%)	~70	~90	~79	~82	~84
Bedeckung kurzlebige Kräuter (%)	~3	~4	~17	~14	~3
Bedeckung einjährige Kräuter (%)	~20	~25	~23	~24	~11
Bedeckung einjährige Graminoide (%)	~40	~53	~20	~38	~30
Bedeckung mit Kryptogamen (%)	~4	~2	~9	~5	~1

Tabelle 33: Anzahl der Pflanzenarten in drei untersuchten Graslandtypen (Artemisio-Festucetum-, Achilleo-Festucetum- und Potentillo-Festucetum-Grasland) unter unterschiedlichem Management (unbeweidet / beweidet mit 0,5 Rindern/ha) (Quelle: Godó et al. 2017, eigene Darstellung)

	Artemisio-Festucetum- Grasland		Achilleo-Festucetum- Grasland		Potentillo-Festucetum- Grasland	
	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet
Anzahl der Pflanzenarten	9	22	23	39	44	36

Tabelle 34: Anzahl der Arten und Individuen unter extensiver und intensiver Beweidung (extensiv: 0,5 Rinder/Hektar, intensiv: >1 Rind/ha) in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) (Quelle: Báldi et al. 2013, eigene Darstellung)

	Artenzahl		Individuenzahl	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Pflanzen	266	256	1.709	1.626
Zikaden	79	69	11.968	12.299
Wanzen	116	104	4.250	2.425
Heuschrecken	37	38	1.868	1.441
Blattkäfer	76	64	1.882	2.321
Rüsselkäfer	100	97	762	737
Bienen	93	85	238	245
Laufkäfer	77	75	1.154	1.636
Spinnen	79	73	2.874	2.783
Vögel	35	36	463	285

Tabelle 35: Anzahl der Arten und Individuen der Bienen sowie Anzahl der Individuen von Insekten bestäubten Pflanzen unter extensiven (0,5 Rinder/ha) und intensiven (>1Rind/ha) Weidedruck in den untersuchten Graslandtypen (R37, R62) (Quelle: Batáry et al. 2010, eigene Darstellung)

	extensiv	intensiv
Artenreichtum	7,7 ± 1,3	7,1 ± 1,1
Individuenzahl	11,3 ± 2,2	11,7 ± 1,9
Individuenanzahl der Insekten bestäubten Pflanzen	35,8 ± 3,9	32,0 ± 4,1

Tabelle 36: Anzahl der Arten, Biomasse von Graminoiden, krautigen Pflanzen, Moosen und Streubiomasse unter diversen Beweidungsintensitäten (niedrig (0,5-0,8 Tiere/ha, weit von Tränke/Ruhestätte), mittel (0,5-0,8 Tiere/ha, nahe an Tränke/Ruhestätte), hoch (1,1-4 Tiere/ha, weit von Tränke/Ruhestätte), sehr hoch (1,1-4 Tiere/ha, nahe an Tränke/Ruhestätte)) in Sandsteppen (R11) (Quelle: Kovacsics-Vári et al. 2023, eigene Darstellung)

	Beweidungsintensität			
	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch
Anzahl der Arten	~20	~20,5	~19,8	~22
Biomasse der Graminoiden	~6,8	~6,9	~4,2	~3,8
Biomasse der krautigen Pflanzen	~2,4	~2,3	~2,3	~2,5
Streu Biomasse	~9	~7	~7	~4
Biomasse der Moose	~2,5	~1,5	~3	~2,5

Tabelle 37: Anzahl der Pflanzen in den unterschiedlichen Parzellen auf einer Untersuchungsfläche von 10m² in den Habitattypen Festuca-Brometea und Molino-Arrhenatheretea unter diversen Managementarten (H2 (intensiv, Pferde), H5 (extensiv, Ziegen), H6 + H8 (extensiv, 150 Schafe), H11 (Wildschafe), H13 (Mahd, Schnitt 1x pro Jahr)) (Quelle: Janisová et al. 2023, eigene Darstellung)

	Festuco-Brometea				Molinio-Arrhenatheretea	
	H5	H6	H8	H11	H2	H13
Anzahl aller Pflanzen	20	47	67	64	27	45
Anzahl der Gefäßpflanzen	16	43	54	60	32	41
Anzahl der Kryptogamen	4	4	13	4	5	4
Anzahl der Bryophyta	3	3	12	4	5	4
Anzahl der Flechten	1	1	1	0	0	0

Tabelle 38: Anzahl der Familien und Arten der Pflanzen im Jahr 2000 und 2015 in Steppentrockenrasen (6240) (Quelle: Zuna Pfeiffer et al. 2017, eigene Darstellung)

	2000	2015
Anzahl der Pflanzenfamilien	41	47
Anzahl der Pflanzenarten	139	157

Tabelle 39: Anzahl der Pflanzen hinsichtlich ihrer Lebensform in den Jahren 2000 und 2015 in Steppentrockenrasen (6240) (Quelle: Zuna Pfeiffer et al. 2017, eigene Darstellung)

	2000	2015
Hemikryptophyten	83	88
Therophyten	26	35
Geophyten	21	23
Chamaephyten	4	5
Phanerophyten	5	6

Tabelle 40: Entwicklung der *Orchis morio* Population in den Jahren 1992, 1995 und 1997 des Süd-Transekts und West-Transekts in unbewirtschafteten und beweideten Gebieten des Seewinkels (Quelle: Korner et al. 1999a, eigene Darstellung)

	S-Transekt		W-Transekt	
	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet
1992	~90	~198	~160	~275
1995	~40	~120	~180	~190
1997	~4	~135	~40	~145

Tabelle 41: Deckung mit *Juncus gerardii* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung (unbeweidet, beweidet, gemäht) in den Jahren 1990, 1991 und 1992 im Seewinkel (Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)

	unbeweidet			beweidet			gemäht		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Deckung Gebiet W	3	5	4	0	0	6	7	4	7
Deckung Gebiet Z	8	7	7	8	7	8	0	6	8

Tabelle 42: Deckungswerte (%) einiger Pflanzen in der Dauerbeobachtungsfläche R2 der Graurinderweide im Seewinkel von 2001 bis 2014 (Quelle: Korner 2013b, eigene Darstellung)

	2001	2005	2009	2010	2013	2014
Artenzahl	15	17	15	13	12	14
<i>Centaurea jacea</i> ssp <i>angustifolia</i>	15,0	20,8	18,5	1,875	5,875	2,125
<i>Galium verum</i>	1,3	0,2				
<i>Cynodon dactylon</i>	2,3	1,0	1,875	4,25	8,125	3,375
<i>Festuca pseudovina</i>	0,7	14,8	18,75	12	8,75	11
<i>Tripolium pannonicum</i>				0,325	0	0,5
<i>Triglochin maritimum</i>					0,125	0,075

Tabelle 43: Deckungswerte (%) einiger Pflanzen in der Dauerbeobachtungsfläche R3 der Graurinderweide im Seewinkel von 2001 bis 2014 (Quelle: Korner 2013b, eigene Darstellung)

	2001	2004	2005	2011	2013	2014
Arten	10	16	13	2	3	2
<i>Juncus maritimus</i>	4	8,8	9,25	9	8,125	12
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	0,2	0,4				
<i>Phragmites australis</i>	6,75	3,4	2,775	1,2	2,5	1

Tabelle 44: Deckung mit *Bolboschoenus maritimus* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung (unbewirtschaftet, beweidet, gemäht) in den Jahren 1990, 1991 und 1992 im Seewinkel (Quelle: Traxler et al. 1993, eigene Darstellung)

	unbewirtschaftet			beweidet			gemäht		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Deckung Gebiet W	3	6	6	0	3	4	2	3	6
Deckung Gebiet Z	5	2	3	3	2	4	0	2	3
Deckung Gebiet H	3	3	4	2	4	3	0	4	7

Tabelle 45: Abundanz diverser Vogelarten bei unterschiedlicher Beweidungsintensität (extensiv: 0,5 Rinder/ha, intensiv: >1 Rind/ha) in den untersuchten Graslandtypen (R62, R37) (Quelle: Báldi et al. 2005, eigene Darstellung)

	R62		R37	
	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv
Stockente	4	2	x	x
Wiesenweihe	x	x	4	x
Turmfalke	1	x	x	x
Rebhuhn	x	x	x	x
Wachtel	3	1	5	x
Fasan	1	2	x	x
Kiebitz	11	14	x	12
Brachvogel	4	1	x	x
Schnepfe	5	9	1	2
Rotschenkel	80	5	5	20
Bruchwasserläufer	1	3	13	12
Kampfläufer	225	275	x	~20
Triele	x	5	x	x
Ringeltaube	2	x	2	1
Bienenfresser	x	x	~23	~17
Blauracke	x	x	x	x
Feldlerche	~145	~60	~30	~40
Elster	x	1	x	1
Schwarzkehlchen	x	3	7	6
Braunkehlchen	~13	x	~22	~14
Feldschwirl	x	x	6	x
Rohrschwirl	x	1	4	1
Schilfrohrsänger	3	4	12	8
Brachpieper	9	11	x	2
Schafstelze	~10	~5	~60	~20
Schwarzstirnwürger	x	x	x	2
Neuntöter	x	x	2	2
Star	x	x	~5	~27
Feldsperling	1	1	x	x
Grauammer	~10	~14	~32	~10
Rohrhammer	x	1	4	1

Tabelle 46: Abundanz der am häufigsten vorkommenden Vogelarten in unbewirtschaftetem, extensiv (0,4 Rinder/ha), intensiv (1 Rind/ha) beweidetem und gedüngtem Grasland der Graslandtypen R11 und R62 auf 10 ha (Quelle: Verhulst et al. 2004, eigene Darstellung)

	unbewirtschaftet	extensiv	intensiv	gedüngt
Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	0	1,25	0	0
Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)	0,80	10,10	7,03	6,72
Bluthänfling (<i>Carduelis cannabina</i>)	4,77	0	0	0
Grünfink (<i>Carduelis chloris</i>)	3,98	0	0	0
Wachtel (<i>Coturnix coturnix</i>)	2,39	0,14	0,13	0,35
Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>)	0	0,14	0,13	0
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	4,77	0,14	0	0
Schwarzstirnwürger (<i>Lanius minor</i>)	0	0,14	0,40	0
Uferschnepfe (<i>Limosa limosa</i>)	0	0,69	0	0
Grauammer (<i>Miliaria calandra</i>)	11,94	2,08	0,93	0,71
Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)	3,98	8,30	0,93	1,06
Großer Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>)	0	0,69	0	0
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	5,57	0	0	0
Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)	3,18	4,71	1,86	0
Afrikanisches Schwarzkehlchen (<i>Saxicola torquata</i>)	4,77	0	0	0
Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)	0	0,14	3,05	0
Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>)	0	0,14	0	0
Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	0	0,83	0,40	0

Tabelle 47: Brutbestände (Reviere) der Vögel in den Jahren 1991 und 2011 im Seewinkel (Quelle: Dvorak et al. 2021, eigene Darstellung)

	Bestand 1991	Bestand 2011		Bestand 1991	Bestand 2011
Zwergtaucher	0	1	Nachtigall	8-11	28
Rohrdommel	0	1	Blaukehlchen	1-3	9-10
Zwergdommel	0	1	Braunkehlchen	11	1-2
Stockente	3-5	10-12	Schwarzkehlchen	30-38	18-20
Knäkenente	3-4	2	Amsel	6	8
Löffelente	4-6	12-13	Singdrossel	0	9
Rohrweihe	0	1-2	Feldschwirl	25	12
Wiesenweihe	0	2	Rohrschwirl	1-2	12
Mäusebussard	0	3	Schilfrohrsänger	100-120	226-230
Turmfalke	2-4	4-5	Sumpfrohrsänger	60-80	13
Rebhuhn	3-5	2	Teichrohrsänger	3	12
Wachtel	3-7	6	Drosselrohrsänger	3	8-9
Fasan	44-60	?	Gelspötter	1	4
Wasserralle	0	1-2	Sperbergrasmücke	1	7
Kleines Sumpfhuhn	0	1	Dorngrasmücke	1	4-5
Teichhuhn	0	1	Mönchsgrasmücke	2-6	40-41
Blässhuhn	0	3	Zilpzalp	0	3-4
Kiebitz	Ca.40	20	Fitis	2-4	23
Uferschnepfe	18	8	Kohlmeise	1	4-5
Großer Brachvogel	6	16-18	Beutelmeise	5	6-7
Rotschenkel	10	14	Pirol	2	4-5
Ringeltaube	5-6	12-13	Neuntöter	2-3	11-13
Turteltaube	3-6	21-25	Elster	3-4	0
Kuckuck	2-3	4-6	Aaskrähe	2-3	?
Waldohreule	1	1	Star	2-3	8-11
Sumpfohreule	0	1-2	Feldsperling	4-6	8-9
Wiedehopf	1	0	Girlitz	1	1
Buntspecht	0	1	Grünling	6	6-8
Blutspecht	1	0	Stieglitz	3-6	2-4
Feldlerche	49-52	78-79	Bluthänfling	5-12	4-6
Schafstelze	35	39-42	Rohrhammer	Ca.80	99-103
Bachstelze	5	0	Grauammer	2-3	29-31

Tabelle 48: Gesamtumfang der erfassten Fauna in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten im Seewinkel in % (Quelle: Malicky 1968, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
Vertebrata	1,1	0,2
Isopoda	9,6	-
Diplopoda	3,1	-
Chilopoda	2,0	0,01
Acari	14,2	9,8
Araneae	9,4	17,7
Opiliones	0,3	0,04
Collembola	15,5	8,8
Hemimetabola	5,4	22,5
Holometabola	39,4	41,0

Tabelle 49: Anzahl der Arten und Individuen von Spinnen in unbeweideten und beweideten Gebieten des Seewinkels (Quelle: Milasowszky und Waitzbauer 2008, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
Anzahl der Arten	~15	~15
Anzahl der Individuen	~57	~55

Tabelle 50: Dominante Spinnenarten in unbeweideten und beweideten Standorten in % im Graslandtyp R62 (Quelle: Zülka et al. 1997, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
Pardosa prativaga	37,51 %	2,23%
Pirata latitans	9,71%	-
Pocadicnemis juncea	8,24%	0,09%
Syedra apetlonensis	6,71%	0,13%
Drassyllus lutetianus	5,11%	0,38%
Trochosa ruricola	4,73%	1,70%
Trichopterna thorelli	2,49%	-
Pardosa maisa	1,67%	-
Clubiona subtilis	1,53%	0,28%
Zelotes latreillei	1,47%	0,09%
Micrargus subaequalis	1,15%	-
Pardosa agrestis	0,26%	46,64%
Ozyptila simplex	8,56%	17,66%
Silometopus reussi	-	8,15%
Zelotes mundus	-	5,35%
Alopecosa pulverulenta	1,02%	2,08%
Pardosa cribrata	-	1,64%
Xerolycosa miniata	-	1,45%
Arctosa lutetiana	0,77%	1,01%

Tabelle 51: Unterschiede in der Anzahl der Arten der untersuchten Arthropodengemeinschaften (Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken) an Salzsteppenstandorten und Salzwiesenstandorten (R62) unter verschiedenem Management (unbeweidet/beweidet (0,5 Graurinder/ha)). (Quelle: Torma et al. 2023, eigene Darstellung)

	Artenzahl			
	Salzsteppen		Salzwiesen	
	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet
Laufkäfer	~7	~8	~14,5	~14
Spinnen	~15	~14	~21	~19
Heuschrecken	~12	~12	~10	~12,5

Tabelle 52: Unterschiede in der Anzahl der Individuen der untersuchten Arthropodengemeinschaften (Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken) an Salzsteppenstandorten und Salzwiesenstandorten (R62) unter verschiedenem Management (unbeweidet/beweidet (0,5 Graurinder/ha)). (Quelle: Torma et al. 2023, eigene Darstellung)

	Individuenzahl			
	Salzsteppen		Salzwiesen	
	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet
Laufkäfer	~40	~45	~145	~146
Spinnen	~90	~85	~130	~110
Heuschrecken	~140	~100	~60	~90

Tabelle 53: Unterschiede in der Anzahl der Arten und Individuen der untersuchten Arthropodengemeinschaften (Wanzen, Heuschrecken, Laufkäfer, Spinnen) zwischen gemähten Standorten und beweideten (0,5 Rinder/ha) Standorten in R62 Grasland. (Quelle: Torma et al. 2019, eigene Darstellung)

	Artenzahl		Individuenzahl	
	gemäht	beweidet	gemäht	beweidet
Wanzen	~14	~19	~90	~210
Heuschrecken	~5	~6	~35	~60
Laufkäfer	~18	~19	~98	~140
Spinnen	~24	~23	~110	~105

Tabelle 54: Erfasste Pterygota in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten im Seewinkel in % (Quelle: Malicky 1968, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
Orthoptera	2,3	0,9
Heteroptera	3,7	3,2
Homoptera	5,6	30,6
Diptera	7,8	3,1
Hymenoptera	49,2	30,9
Formicidae	48,1	29,4
Lepidoptera	2,0	1,2
Coleoptera	27,2	28,2
Rest	2,2	1,9

Tabelle 55: Durchschnittliche Gesamtanzahl und Anzahl der Rote-Liste-Arten der Wanzencommunity in unterschiedlichen Habitaten und unter diversen Managementformen im Seewinkel (Quelle: Rabitsch 2008, eigene Darstellung)

	Durchschnittliche Gesamtzahl	Durchschnittliche Anzahl der Rote-Liste-Arten	Durchschnittlicher Anteil der Rote-Liste-Arten
Halbtrockenrasen	10,8	0,3	2,8%
Wechselfeuchtes Grasland	11,3	0,6	5,3%
Überschwemmungszone	6,8	0,8	11,8%
Unbeweidete Standorte	22	1	4,5%
Beweidete Standorte	23,2	2	8,6%
Beweidung mit Pferden und Esel	24,5	1,5	6,1%
Beweidung mit Rindern	22	2,5	11,4%
Beweidung < 10 Jahre	23,5	1,5	6,4%
Beweidung > 10 Jahre	23	2,5	10,9%

Tabelle 56: Individuen- und Artenzahl der Zikaden in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten des Seewinkels (Eselweide, Graurinderweide, Pferdeweide, Zicklacke Süd, Zicklacke West) unterteilt in 3 Zonen (Zone 1 = Halbtrockenrasen, Zone 2 = wechselfeuchtes Grasland, Zone 3 = Lackenrand) im Jahr 2001 (Quelle: Holzinger und Nickel 2008, eigene Darstellung)

		Mittelwert		Eselweide		Graurinderweide	Pferdeweide		Zicklacke West		Zicklacke Süd	
		unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet
Individuenzahl	Zone 1	78	180	77	43	59	22	48	232	239	0	389
	Zone 2	59	126	36	28	92	61	106	36	240	71	129
	Zone 3	85	73	27	37	86	6	6	158	157	152	92
Artenzahl	Zone 1	10,0	14,8	14	8	8	9	11	19	22	0	18
	Zone 2	9,0	14,8	8	9	10	10	12	6	26	11	12
	Zone 3	8,8	7,8	11	8	13	2	2	9	13	9	8

Tabelle 57: Individuenzahl der Zikaden in den unbeweideten und beweideten Untersuchungsgebieten des Seewinkels (Eselweide, Graurinderweide, Pferdeweide, Zicklacke Süd) unterteilt in 3 Zonen (Zone 1 = Halbtrockenrasen, Zone 2 = wechselfeuchtes Grasland, Zone 3 = Lackenrand) im Jahr 2002 (Quelle: Holzinger und Nickel 2008, eigene Darstellung)

		Mittelwert		Eselweide		Graurinderweide		Pferdeweide		Zicklacke Süd	
		unbeweidet	beweidet	beweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet	unbeweidet	beweidet
Individuenzahl	Zone 1	18	28	23	37	16	33	20	19		
	Zone 2	12,5	25,5	17	42	12	28	13	15		
	Zone 3	8,5	6,25	8	9	17	7	0	1		

Tabelle 58: Durchschnittliche Anzahl der Ameisenarten in unbeweideten und beweideten Gebieten im Seewinkel (Quelle: Tista 2007, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
Durchschnittliche Anzahl der Ameisenarten	11	10,5

Tabelle 59: Verteilung/Vorkommen der Ameisenarten in den Untersuchungsflächen bei unterschiedlichem Management (unbeweidet/beweidet) im Seewinkel (Quelle: Tista 2007, eigene Darstellung)

	Pferdeweide beweidet	Pferdeweide unbeweidet	Zicklacke Süd beweidet	Zicklacke Süd unbeweidet	Zicklacke West beweidet	Zicklacke West unbeweidet	Eselweide beweidet	Eselweide unbeweidet	Graurinderweide beweidet
Anzahl der Arten	9	13	11	7	13	12	12	12	7
<i>Myrmica scabrinodis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Myrmica sabuleti</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Myrmica salina</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Myrmica gallienii</i>				X			X	X	X
<i>Myrmica rubra</i>		X							
<i>Myrmica schencki</i>		X			X	X	X	X	
<i>Solenopsis fugax</i>		X	X		X	X			
<i>Temnothorax interruptus</i>		X							
<i>Tetramorium cf. caespitum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tapinoma ambiguum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Plagiolepis pygmaea</i>			X						
<i>Lasius paralienus</i>	X		X	X	X	X	X		
<i>Lasius niger</i>	X	X	X		X	X	X	X	
<i>Lasius flavus</i>		X			X			X	
<i>Lasius myops</i>			X						
<i>Lasius cf. balcanicus</i>	X				X	X			
<i>Lasius fuliginosus</i>							X	X	
<i>Formica cunicularia</i>		X			X	X	X	X	X
<i>Formica rufibarbis</i>	X	X	X		X	X	X	X	X

Tabelle 60: Anzahl der Individuen von Schmetterlingen an den diversen Untersuchungstagen unterschieden zwischen unbeweideten und beweideten Flächen auf Trockenrasen im Seewinkel. Angegeben sind die Summen über alle Erhebungstage der Jahre 2001/02 (Quelle: Lampropoulos et al. 2008, eigene Darstellung)

	unbeweidet	beweidet
10.05.	~7	~10
24.05.	~14	~22
08.06.	~13	~23
20.07.	-	~11
05.08.	~12	~39
13.08.	~13	~35
23.08.	~42	~72