



Renaturierung Untere March-Auen

Life+ 10NAT/AT/015



Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2022



Jurrien Westerhof mit Beiträgen von Gerhard Egger, Hannah Geiser, Martin Kuzmich, Natalia Razumovsky, Marion Schindlauer, Peter Zulka und Thomas Zuna-Kratky



Impressum

Titel: Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2022, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. 100 S.

Projekt-Mitwirkende: Gerhard Egger (Vegetationskartierung), Hanna Geiser (Untersuchung Sonderstrukturen), Vinzenz Harbich (Rinderhaltung), Gerhard Neuhauser (Reservatleiter, Weideinfrastruktur), Martin Kuzmich (Eichenverjüngung), Natalia Razumovsky (Wildwechsel-Monitoring), Christoph Roland (Pferdebetreuung, Weideinfrastruktur, Vögel), Marion Schindlauer (Pferdebetreuung, Vögel, Weißstorch), Michael Stelzhammer (Projektleitung LIFE+, Biotoptypenkartierungen), Jurrien Westerhof (Berichterfassung, Koordination, Weißstorch, Wetter/Wasserstand, Weidebetrieb), Peter Zulka (Laufkäfer), Thomas Zuna-Kratky (Heuschrecken, Störche).

Das Vorhaben wird von der Europäischen Union, dem Land Niederösterreich und dem BMNT im Rahmen des LIFE Projekts „Renaturierung Untere March-Auen“ unterstützt und von einem interdisziplinären Beirat wissenschaftlich begleitet.

Foto Titelseite: Jurrien Westerhof

Inhaltsverzeichnis

I.	Projektbeschreibung	7
II.	Das Weidejahr 2022	11
III.	Auswirkung der Beweidung auf die Eichenverjüngung	20
IV.	Wildwechselmonitoring 2021 – 2022	25
V.	Weißstörche	43
VI.	Einfluss der Beweidung auf die Biodiversitätsausstattung von Sonderstrukturen	47
VII.	Auswirkungen der Beweidung auf die epigäische Arthropodenfauna	65
VIII.	Vegetationsentwicklung 2014 – 2022	81

Zusammenfassung

Seit dem Frühjahr 2015 läuft in den Unteren March-Auen ein großes Beweidungsprojekt, und lebt eine Herde Konik-Pferde auf einer knapp 80 Hektar großen Weidefläche. Ziel des Weideprojekts ist es, das Naturreservat noch ein Stück naturnäher zu gestalten. Durch die Beweidung soll sich ein Mosaik unterschiedlicher Lebensräume einstellen. Es wird erwartet, dass sich die scharfen Grenzen zwischen Wald und Offenland auflösen. Gefährdete Arten wie Weißstorch, Neuntöter, Totholzkäfer-Arten, und Pionierpflanzen, wie der Streifen-Klee, sollen von der Vielzahl an neuen Nischen profitieren.

Nach beinahe acht Jahren Beweidung können bei weitem noch nicht alle Fragen beantwortet werden. Die Untersuchungen und die ausführliche Dokumentation des Weidebetriebs erlauben jedoch einen guten Einblick in die Entwicklung des Beweidungsprojekts.

Zu den ursprünglichen sechs Konik-Stuten wurden im Sommer 2016 drei Hengstfohlen gestellt, und seitdem wurden in regelmäßigen Abständen ca. 25 Fohlen geboren. Mehrmals wurden Tiere an vergleichbaren Beweidungsprojekte abgegeben, und die Herde bestand mit Jahresende 2022 aus 23 Tieren. Im Jahr 2022 ist, wie in den 3 Jahren zuvor, die Beweidung mit Rindern durch den sehr trockenen Frühling ausgefallen. Die Besatzstärke lag bei 0,52 GVE pro Hektar Offenland. In den letzten Jahren wurden auf der Weidefläche keine Flächen mehr zusätzlich zur Beweidung gemäht.

Die intensive Betreuung zeigt, dass es den Pferden gut geht. Die **Gesundheit der Tiere** ist im Allgemeinen als sehr gut zu beurteilen. Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass es in der zweiten Generation von im Reservat geborenen Fohlen zu Inzucht kommt. Um eine Verstärkung des Inzuchtgrades zu unterbinden, und das Herdenwachstum zu stoppen, wurde der Großteil der Hengste im Herbst 2021 und Frühling 2022 kastriert. Es hatten sich vor der Kastration zwei unterschiedlich große Gruppen mit jeweils einem Leithengst sowie eine Junggesellengruppe gebildet. Nach der Kastration hat sich diese Herdenstruktur allmählich wieder aufgelöst, und leben die Tiere wieder in einer großen Gruppe.

Eine Umfrage aus 2021 zeigt, dass die **Akzeptanz und Meinung der Besucher** bezüglich des Beweidungsprojektes mit den Konik-Pferden in Marchegg als sehr positiv eingestuft werden kann. Interessant dabei ist, dass 72% der Befragten ‚Pferde beobachten‘ als Besuchsgrund angeben – beinahe gleich viele wie ‚Störche beobachten‘ mit 79%, und deutlich mehr als 2017 (38%). Die Anzahl der unerwünschten Interaktionen zwischen Besucher und Pferde ist sehr gering, obwohl die Tiere immer wieder berührt und sogar gefüttert werden. Die Pferde zeigen gegenüber Menschen keine Aggression, und Probleme mit Besuchern wurden 2022 keine bekannt. Dabei beträgt die Besucher-Anzahl an starken Tagen bis zu 1.000 Personen, und waren die Zahlen durch die Austragung der niederösterreichischen Landesausstellung im Schloss Marchegg 2022 durchwegs hoch.

Die **Raumnutzung durch die Koniks** wurde 2018 und 2021 mittels Halsbandsenderdaten untersucht. Es zeigte sich, dass die Pferde im Prinzip die gesamte Weidefläche nutzen, sie aber abhängig von etwa der Uhrzeit und Jahreszeit leichte Bereichs-Präferenzen haben. Beliebte Aufenthaltsorte sind die innere und äußere Badwiese und der Bereich um den Unterstand (obwohl der Unterstand nicht als Schutz vor Schlechtwetter benutzt wird). Abends und in der Nacht bevorzugen die Koniks halboffenes und offenes Gelände, vor allem auf der Schlosswiese. Tendenziell sind sie eher auf offenen Grasflächen als im geschlossenen Wald anzutreffen, aber im Herbst und Winter verlagert sich der Aufenthalts-Schwerpunkt teilweise in den Wald.

Das **Vegetationsmonitoring** im Beweidungsgebiet belegt deutlich die botanische Bedeutung des Gebiets. Alleine auf den Monitoringflächen konnten 68 gefährdete Pflanzenarten, darunter Seltenheiten wie der Elbe-Stängelwurz, der Orchideen-Weiderich oder die Wilde Weinrebe nachgewiesen werden. Besonders erfreulich ist das Vorkommen von gefährdeten Lückenbewohnern wie Steif-Klee, Streifen-Klee und seit 2022 auch vom Hügel-Knäuelkraut. Die Artenzahl hat sich durch die Beweidung erwartungsgemäß erhöht. Entscheidend dabei ist, dass sich auch der Anteil von charakteristischen und gefährdeten Arten erhöht hat. Am deutlichsten zeichnet sich eine Veränderung in der Vegetationsstruktur auf den Wiesen ab. Auf den meisten Flächen bilden sich sehr starke

kleinräumige Nutzungsgradienten von fast ungenutzten, hohen Beständen, bis zu stark genutzten niedrigen Weiderasen aus. Auf diesen konnten sich konkurrenzschwache Arten und Frühjahrsannuelle bereits deutlich stärker ausbreiten. Im Gegenzug konnte sich auf weniger genutzten Flächen die Lanzett-Aster stärker ausbreiten. Erfreulich ist, dass sich die Deckung der Lanzett-Aster in den beweideten Auwäldern wiederum etwas reduziert hat. Das gibt Hoffnung, da gerade der Unterwuchs lichter, feuchter Auwälder in den March-Thaya-Auen massiv von der Lanzett-Aster dominiert werden. Auch wenn die Art durch Beweidung nicht eliminiert werden kann, so verschaffen die Weidetiere zumindest wieder vermehrt Nischen für heimische Arten. Die Beweidungsintensität kann auf Basis der gewählten Indikatoren als angemessen eingestuft werden. Die Zeigerwerte haben sich im Mittel erst wenig verändert und sind weit von kritischen Werten entfernt. Im Offenland etablieren sich kleinräumig einige Gehölzgruppen. Die Verbiss-Situation im Wald kann aus forstwirtschaftlicher Sicht als absolut unproblematisch eingestuft werden. Die aufgrund von Witterungsextremen ausgesetzte Kombinationsbeweidung mit Rindern wäre angesichts der verstärkt aufkommenden Neophyten im Offenland wieder wünschenswert. In wenigen Bereichen der Weidefläche lassen sich bereits Veränderungen in der Vegetation feststellen, die sich auch in der Einstufung der **Biotoptypen** niederschlagen. Der Einfluss der Weidetiere ist hier aber am ehesten in der Änderung der Vegetationsstruktur und im Aufweichen der Grenzen zwischen Gehölzbeständen und Offenland zu suchen.

Eine erste Erhebung zeigt, dass sich die Beweidung positiv auf die **Eichenverjüngung** auswirkt. In beweideten Saumzonen im Reservat findet sich im Schnitt alle 10,5 Meter eine Jungeiche, in unbeweideten Saumzonen nur alle 23,9 Meter. Eichen brauchen als Lichtaumart viel Licht um aufwachsen zu können, und gedeihen daher gut an sonnigen Waldrändern. Im geschlossenen Wald keimen zwar die Eicheln, aber mangels Licht gehen die jungen Bäumchen großteils rasch wieder ein. Entlang von Mähwiesen fallen junge Eichen auf Dauer meist entweder Mähmaschinen oder Schatten zum Opfer, während sie auf beweideten Flächen oft durch Dornsträucher wie Schlehen oder Wildrosen vor Fraß geschützt werden, und schließlich auswachsen können.

Als Folge der Beweidung entstehen zahlreiche Strukturen, die es ohne Beweidung nicht gäbe. Dazu zählen im Auenreservat etwa Dunghaufen, Tritts Spuren, Suhlen, Biss- und Wetzstellen (an Jungbäumen, Sträuchern), verbissene Sträucher, Scharrspuren, Standplätze (insbesondere unter großen Bäumen) und Tränken. Eine Untersuchung an einigen dieser ‚**Sonderstrukturen**‘ – Dunghaufen, Suhlen und Tritts Spuren – zeigt deren ökologische Bedeutung. Zwar sind auf diesen Strukturen in Vergleich zu Referenzflächen im allgemeinen weniger Arten festzustellen (weil Vegetation und Blüten oft zurückbleiben oder fehlen), aber die Anzahl gefährdeter Arten ist größer. Insgesamt wurden 147 unterschiedliche Pflanzen-, Insekten- und Pilzarten nachgewiesen, 49 davon ausschließlich auf den untersuchten Sonderstrukturen. Das zeigt die ökologische Bedeutung dieser Strukturen: gäbe es keine Beweidung, würden damit auch die Sonderstrukturen und wahrscheinlich auch viele dieser Arten im Gebiet fehlen. Die Biodiversität nimmt dank der Beweidung also zu.

Nach einer Streudatenanalyse 2018 wurde der **Vogelbestand** der Weidefläche 2019 und 2020 erstmals gezielt und strukturiert erfasst. 84 verschiedene Arten konnten 2020 nachgewiesen werden, darunter seltene Arten, wie Raubwürger oder Neuntöter, die abwechslungsreiches Offenland mit eingestreuten Baumgruppen und Büschen bevorzugen, und nachweisbar von den zahlreichen (Groß-)Insekten profitieren. Weiters zeigen die Untersuchungen die Bedeutung des Reservats für diverse Spechtarten – Buntspecht, Grünspecht, Schwarzspecht, Mittelspecht und Kleinspecht kommen relativ häufig vor. Anzunehmen ist, dass hier der Altbaumbestand mit viel Totholz und Totholzinsekten ausschlaggebend ist. Grünspecht und Wendehals (2019 wahrgenommen) suchen ihre Nahrung bevorzugt auf kurzrasigen Weiden mit zahlreichen Ameisen, und sie profitieren damit direkt von der Beweidung. Von den 2020 erstmals wieder länger andauernden Überflutungen profitierten au-typische Limikolenarten, wie Waldwasserläufer, Bekassine und Waldschnepfe.

Das Artenspektrum der **Heuschrecken und Fangschrecken** hat sich mit der Etablierung der Beweidung markant erweitert und umfasst inzwischen auch eine Reihe von Arten, die zuvor aus dem

Naturschutzgebiet nicht bekannt waren. Die stetige Zunahme der Gesamtartenzahl ist erst im achten Untersuchungsjahr zum Erliegen gekommen. Mit nunmehr 40 Heuschrecken-Arten sowie der Gottesanbeterin gehört das Untersuchungsgebiet zu den artenreichsten Landschaftsausschnitten Niederösterreichs mit einem bemerkenswert hohen Anteil an gefährdeten Arten. Die Einführung der Beweidung hat nach den Ergebnissen des Monitorings in Summe jedenfalls zu einer deutlichen Zunahme des Artenspektrums mit hohen Anteilen gefährdeter und spezialisierter Arten, zu einer Ausweitung des besiedelbaren Habitatspektrums und zu einer Erhöhung der Individuendichte geführt. Gleichzeitig konnte gezeigt werden, dass externe Faktoren und hier vor allem der Einfluss des Hochwassers ebenfalls gravierenden Einfluss auf die Situation der Heuschrecken und Fangschrecken haben.

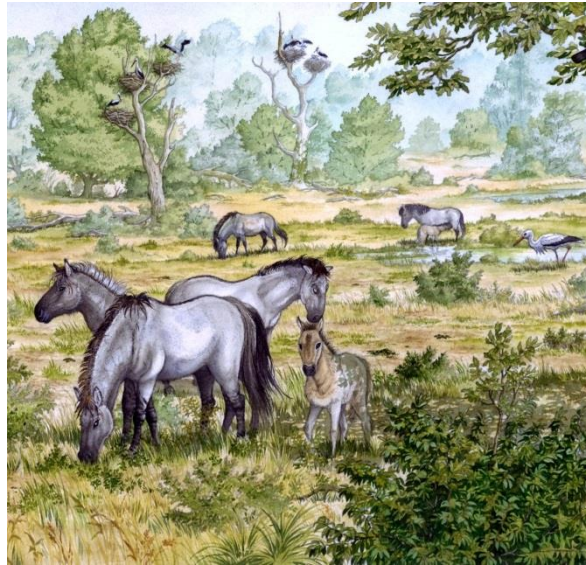
Die **Weißstorch**-Untersuchungen zeigen, dass die Störche Flächen mit kurzer Vegetation in der Nähe ihres Horstes bevorzugen. Ob die Flächen aber gemäht oder beweidet sind dürfte dabei keine sehr große Bedeutung haben. Allerdings zeigen Wahrnehmungen, dass sich die Störche gerne in der Nähe von Weidetieren aufhalten um Insekten zu erbeuten, und diese Beobachtung wird durch wissenschaftliche Untersuchungen belegt. Die Anzahl der Brutpaare lag 2022 bei 39, und damit im Schnitt der letzten 10 Jahre. Die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel pro Horstpaar erreichte mit 2,77 den höchsten Stand der letzten Jahrzehnte. Der relativ hohe Bruterfolg im Auenreservat seit Beginn des Weideprojektes dürfte ein Hinweis sein, dass die Störche von der Beweidung profitieren.

Das Monitoring der **Wildwechsel** mittels Fotofallen in den Jahren 2021/2022 zeigte, dass der Zaun für Wildtiere kein Hindernis darstellt, und sie die Weidefläche weiterhin intensiv nutzen. Damit wurde das Ergebnis der Erhebungen aus 2015/2016 bestätigt: alle Wildwechsel die damals genutzt wurden, werden das auch jetzt noch. Hiermit ist klargestellt, dass weder der Zaun noch die Weidetiere einen messbaren negativen Einfluss auf die Wildtiere haben.

Dungkäfer sind exzellente Indikatoren für die Biodiversität und Gesundheit der Umwelt. Mit dem Verschwinden der Weidetierwirtschaft einerseits, und dem Einsatz von antiparasitären Mitteln in der Viehzucht andererseits, ist die Dungkäferfauna in Österreich zusammengebrochen. Untersuchungen aus 2019 zeigen, dass das Reservat in Marchegg hier eine Ausnahme bildet, und es hat sich mit 31 seit 2015 nachgewiesenen Arten zu einem Dungkäfer-Hotspot entwickelt. Ein Grund ist, dass die Pferde nicht mit antiparasitären Mitteln behandelt werden. 29 Prozent der gefundenen Arten sind in der Roten Liste der Käferarten eingetragen, und einige Arten sind gefährdet oder sogar unmittelbar von Aussterben bedroht.

2022 wurde der Bestand der **Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen und Landassel** untersucht. Der Vergleich mit der Artengemeinschaft der Jahre 1986–1987, Jahren mit langen Hochwässern, zeigte, dass alle hoch gefährdeten Flussauen-Überflutungsspezialisten fehlten. Die Dynamik durch Beweidung ist kein Ersatz für die natürliche Hochwasserdynamik. Es konnten keine signifikanten Unterschiede in Individuenzahlen, Artenzahlen, Shannon-Wiener-Diversität oder Artengemeinschaften zwischen beweideten und gemähten Wiesen festgestellt werden. Allerdings war eine extensiv beweidete Fläche, die Bienenhüttenwiese, sehr individuen- und artenreich, sie beherbergte außerdem die zwei seltene Feuchtbrachen-Arten Carabiden *Panagaeus cruxmajor* and *Dolichus halensis*, die anderswo nicht auftraten.

Untersucht wurde in den vergangenen Jahren auch, wie sich die Umstellung von Mähen auf Beweidung auf das **Vorkommen verschiedener seltener Pflanzenarten** auswirkt. Dazu wurde das Vorkommen ausgewählter und für die Region typischer Arten auf verschiedenen Mäh- und Weideflächen verglichen. Es zeigte sich, dass die Unterschiede im Allgemeinen sehr gering sind, und dass Unterschiede eher durch die Topografie (etwa Standorthöhe) als durch die Pflegemethode erklärt werden. Die Annahme, dass sich die Auflösung der Wald-Offenlandgrenze durch die Beweidung auch auf die Häufigkeiten seltener Arten auswirkt, konnte in dieser Kartierung nicht belegt werden. Es zeigt jedoch schon, dass durch die Beweidung mehr kleinräumige Abwechslung entsteht, und hierdurch z.B. konkurrenzschwächere Pflanzenarten profitieren könnten.



|

Projektbeschreibung

1. Hintergrund

Huftiere wie Auerochse und Tarpan (europäisches Wildpferd) prägten über Jahrtausende die Landschaft Mitteleuropas. Als große Pflanzenfresser schufen sie ein Mosaik unterschiedlichster Lebensräume - von geschlossenen Wäldern, parkartigen Lichtungen bis zu offenen Weiderasen. In der Neuzeit übernahmen Haustiere, wie Rinder diese Funktion, bis im Zuge der Industrialisierung im 19. und 20. Jahrhundert auch sie aus vielen Kulturlandschaften – wie den March-Auen - verschwanden (vgl. Bunzel-Drüke 2015, Täubling & Neuhauser 1999).

Damit ging auch wertvoller Lebensraum für viele an die Beweidung angepasste Arten, wie den Weißstorch oder unscheinbare Dungkäfer verloren. In sogenannten Naturentwicklungsgebieten wird heute europaweit versucht diesen Prozess umzukehren. Da der Auerochse und der Tarpan ausgestorben sind, ersetzt man die ursprünglichen Wildformen durch Abbildzuchtungen und naheverwandte Rassen. Im RAMSAR-Gebiet Oostvaardersplassen in den Niederlanden leben nunmehr beispielsweise auf 5.000 Hektar wieder hunderte Heckrinder und Konikpferde völlig selbstständig in freier Wildbahn. Dieses und zahlreiche andere Projekte, wie die Graurinderbeweidung im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel zeigen, dass Weidetiere eine außerordentlich positive Wirkung auf die Vielfalt der Landschaft und die Arten haben können.

Die March-Thaya-Auen im Nordosten Österreichs zählen zu den wenigen Gebieten des mitteleuropäischen Tieflands, die noch ein großes Potential als Naturentwicklungsgebiet aufweisen. Die Wälder und Wiesen sind sehr naturnahe, die Überschwemmungen der March prägen die Landschaft. Weidetiere können diesen Naturraum noch abwechslungsreicher und naturnäher gestalten.

Der WWF hat deshalb 2015 nach einer zweijährigen Planung (vgl. Holzer 2015) mit einem ambitionierten Beweidungsprojekt begonnen. Auf mittlerweile rund 80 Hektar werden seither Konikpferde (ganzjährig) und u.a. abhängig von der Futtermenge im Sommerhalbjahr auch Rinder als Landschaftsgestalter gehalten.

2. Projektziele

Das Beweidungsprojekt ist als Pilotversuch auf einen Zeitraum von 10 Jahren (2015 – 2024) ausgelegt. Die Zielsetzung wurde bereits ausführlich im Projektkonzept (Holzer 2015) dargelegt und ist in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Ziele des Beweidungsprojekts (vgl. Holzer 2015)

1. Auf einer repräsentativen Naturentwicklungsfläche wird die dynamische Entwicklung der Au unter dem Einfluss von freilebenden Huftieren erprobt. Die Tiere erfüllen aber nicht (nur) eine Landschaftspflegefunktion, sie sind vielmehr ein integraler Bestandteil des Auenökosystems.
2. Hochgradig gefährdete, ehemals charakteristische Arten der Au finden als Folge der Beweidung wieder mehr geeignete Habitate vor.
3. Das Modellprojekt soll zeigen, ob und unter welchen Bedingungen eine Ganzjahresbeweidung in den March-Auen auch auf größeren Flächen möglich ist.
4. Die Attraktivität des Naturschutzgebiets für Besucher wird gesteigert.

3. Gebietsbeschreibung

Das Projektgebiet liegt zur Gänze im WWF-Auenreservat Marchegg. Dieses ist fast flächenident mit dem Naturschutzgebiet Untere Marchauen und erstreckt sich an der March zwischen Zwerndorf (Flusskilometer 27) im Norden und Marchegg (Flusskilometer 15) im Süden. Fast die gesamte Fläche wird bei Hochwasser überschwemmt. Seit 1970 befindet sich das Reservat zur Hälfte im Besitz des WWF (2. Hälfte: 1970 Stadtgemeinde Marchegg, ab 1972 Familie Völkl/Gregor/Gorton). Das Naturreservat ist ein bedeutendes Kerngebiet des trilateralen Europa- und Ramsar-Schutzgebiets March-Thaya-Auen. Die Beweidung mit Schafen, Rindern und Pferden war über viele Jahrhunderte eine traditionelle Nutzungsform in der Au. Die Grundherrschaft besaß im Jahr 1820 einen Viehbestand von 1.200 Tieren und 4.900 Hammeln (Lapin 2010). Die Weidetiere waren wesentlich für die Ausformung der heute gefährdeten Auwiesen.

Abgrenzung der Pferdeweide Marchegg

Die Weide befindet sich im Südteil des Auenreservats und umfasst die bekannte Marchegger Storchenkolonie und grenzt an das Schloss Marchegg unmittelbar an. Im Süden folgt die Abgrenzung weitgehend dem Hochwasserschutzdamm. Lediglich im Bereich der Badwiese und des östlich angrenzenden Waldbestandes um den Mühlbach werden auch Teile außerhalb des Überschwemmungsgebiets der Pferdeweide zugeschlagen. Im Osten schließt das Naturwaldreservat Herrschaftsau an, im Nordosten bildet die March die natürliche Grenze. Im Norden wird die Weidefläche durch das Naturwaldreservat Schleimlacke begrenzt. Die Weidefläche wird von zwei Fußwegen, der Baumgartner Allee und dem so genannten Storchenweg durchquert. Der Weg zur Aussichtsplattform bei der Storchenkolonie liegt unmittelbar am Rand der Weideflächen.

Im Hinblick auf den zu errichtenden Zaun wurde eine möglichst geradlinige Abgrenzung angestrebt. Im Winterhalbjahr 2016/2017 erfolgte eine geringfügige Umgestaltung der Außengrenzen, um eine bessere Zaunführung, Versorgung mit Wasser und Erreichbarkeit von weiteren Futterflächen zu erreichen. Naturwaldreservate wurden nicht in die Pferdeweide einbezogen.

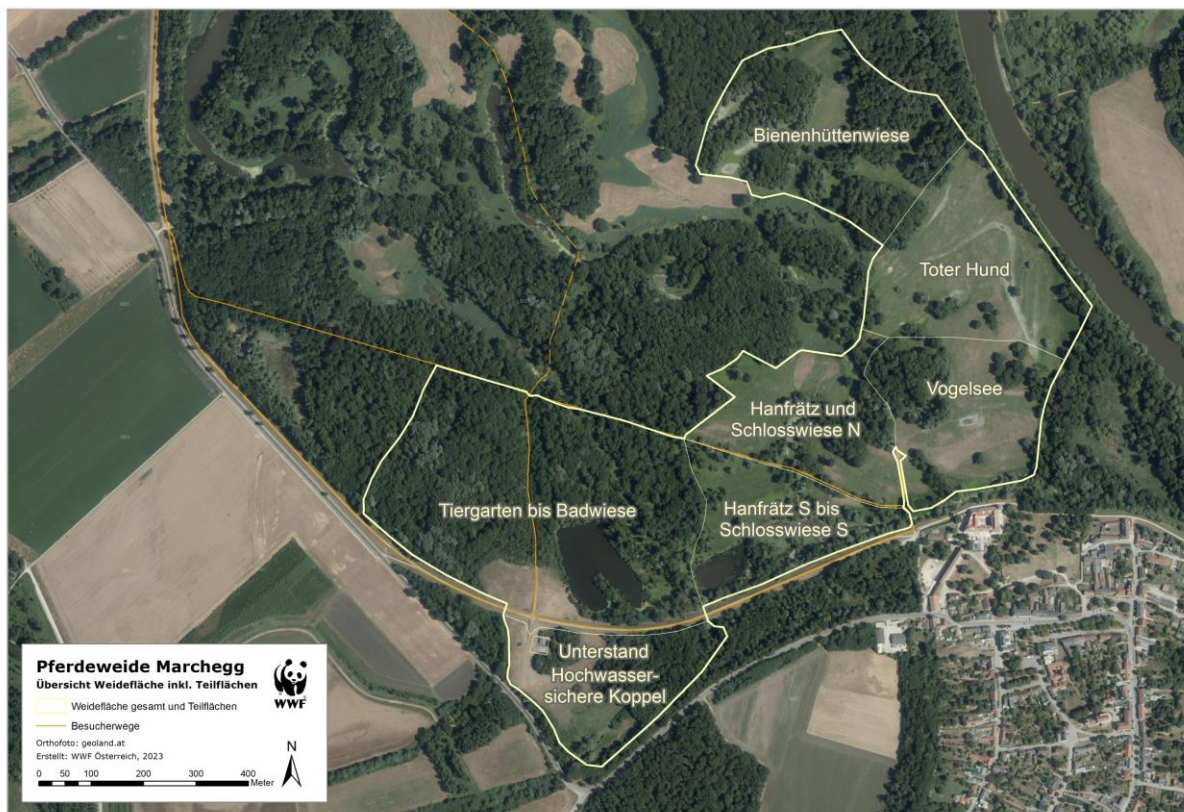


Abbildung 1: Abgrenzung der Weidefläche seit 2019

4. Übersicht über die Begleituntersuchungen

Wie die Zielsetzung in Tabelle 1 zeigt, hat das Beweidungsprojekt einen starken Versuchscharakter. Dementsprechend erfolgt ein intensives Begleitmonitoring, das einerseits den Erfolg bewerten soll, andererseits auch eine Steuerung der Weideintensität ermöglicht. Die vereinfachten Fragestellungen sind in Tabelle 2 dargestellt. Die ausführliche Methodik ist in den jeweiligen Fachkapiteln dargelegt.

Tabelle 2: Wesentliche Fragestellungen des begleitenden Monitorings

1. Sind die Tiere gesund und zeigt ihr Verhalten Wohlbefinden an?
2. Entwickelt sich durch die Beweidung eine halboffene artenreiche Weidelandschaft mit charakteristischen Habitaten, dynamischen Veränderungen, sowie mehr Randlinien?
3. Hat die Beweidung negative Auswirkungen auf Wildtiere, gefährdete Arten und Lebensräume?

Das Monitoring widmet sich im Wesentlichen drei Themenbereichen:

- Die Vegetation wird auf der Ebene der Biootypen und mit Dauerflächen untersucht.
- Die Auswirkungen auf die Tierwelt mit einem Monitoring der Wildwechsel, des Weißstorchs sowie der Heuschrecken.
- Das Wohlergehen der Weidetiere wird neben der täglichen Kontrolle durch den Pferdebetreuer und regelmäßigen Kontrolle durch einen Tierarzt im Zuge eines umfassenden Verhaltensmonitorings beurteilt.

Die Erhebungen erfolgen in der vorerst 10-jährigen Projektlaufzeit zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Eine Übersicht über das ursprüngliche Monitoringprogramm ist in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Übersicht über das ursprünglich festgelegte Monitoringprogramm

Jahre	Biotop-kartierung	Vegetations-ökologisches M.	Verhaltens-Monitoring	Wild-wechsel	Weißstorch	Heu-schrecken
2012	X					
2013						
2014		X		X		X
2015		X	X	X	X	X
2016		X	X	X	X	X
2017	X	X	X	X	X	X
2018	X	X	X		X	
2019			X		X	X
2020						
2021	X	X	X	X	X	X
2022						
2023		X				
2024	X					

Legende: X: regulärer Durchgang; : Durchgang eingespart X: Zusätzlicher Durchgang

5. Jährliche Anpassungen des Monitoringprogramms

Im Sinne eines adaptiven Monitorings soll bewusst auf neue und praxisrelevante Fragestellungen eingegangen werden. Das kann dazu führen, dass Monitoringaufgaben reduziert werden, wenn die Fragestellung bereits hinreichend beantwortet ist. So wurde bereits gezeigt, dass die Anwesenheit der Weidetiere keinen wesentlichen Einfluss auf das Verhalten der Störche etwa bei der Futtersuche hat – daher beschränkt sich das Storchmonitoring auf die Anzahl der Brutpaare und den Bruterfolg. Im Gegenzug werden neue Fragestellungen durch zusätzliche Begleituntersuchungen erfasst.

Folgende Themen sind in einem adaptierten Monitoringprogramm für 2023 vorgeschlagen:

- Verhaltensmonitoring: im Rahmen der regelmäßigen Kontrollen wird auch das Wohlbefinden der Tiere und das Verhalten beobachtet.
- Brutvögel: Beobachtungen zeigen, dass die Anwesenheit der Weidetiere verschiedene Vogelarten anzieht (u.a. durch die Bedeutung von Pferdemist für Großinsekten). Die Abwechslungsreiche Vegetation von nassen Weiden dürfte sich positiv auf den Limikolenbestand auswirken. Daher soll untersucht werden, wie sich der Vogelbestand seit den letzten Aufnahmen entwickelt hat.
- Weißstorch: im Rahmen der langjährigen Untersuchungen der Weißstorchbestände entlang von March und Thaya werden die Anzahl der Brutpaare und die Bruterfolge an der unteren March untersucht. Ein darüber hinaus gehendes Monitoring zu den Auswirkungen der Beweidung hat gezeigt, dass sich Verhalten oder Bruterfolg der Störche nicht geändert haben, und dieses Monitoring wurde daher 2017 abgeschlossen.

6. Quellen

Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Ellwanger, G., Finck, P., Grell, H., Hauswirth, L., Herrmann, A., Jedicke, E., Joest, R., Kämmer, G., Köhler, M., Kolligs, D., Krawczynski, R., Lorenz, A., Luick, R., Mann, S., Nickel, H., Raths, U., Reisinger, E., Riecken, U., Rößling, H., Sollmann, R., Ssymank, A., Thomsen, K., Tischew, S., Vierhaus, H., Wagner H.-G., Zimball, O. (2015): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000. Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt.



Holzer, T., Egger, G. & Neuhauser, G. (2015): Pferdeweide Schlosswiese Marchegg. Umsetzungskonzept. Machbarkeitsstudie im Zuge des EU Life Projekts Renaturierung Untere March-Auen. 50 S.

Lapin, K. (2010): Die Entwicklung der Lebensraumdiversität der Gemeinde Marchegg mit vegetationskundlichem Schwerpunkt. Masterarbeit Universität für Bodenkultur Wien, 118 S.

Täubling, A. & Neuhauser, G. (1999): Die Geschichte der Landschaft. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien. S. 57-77.



II Das Weidejahr 2022

Jurrien Westerhof

Kernstück des Beweidungsmonitorings ist eine ausführliche Dokumentation des Weidegangs im Jahresverlauf. Auch wenn den Tieren grundsätzlich die gesamte Fläche das ganze Jahr zur Verfügung steht, so gibt es durch unterschiedliche Nutzungsmuster im Jahresverlauf eine vielfältige Differenzierung. Diese ist für die korrekte Interpretation des Monitorings wichtig. Das zweite wichtige Thema ist das Wohlergehen der Tiere. Im Weidebericht wird deshalb die regelmäßige Betreuung der Tiere und der erforderlichen Infrastruktur dokumentiert. Das dritte wichtige Thema ist das Zusammenspiel mit den Besuchern. Die Pferdeweide Marchegg ist entlang eines Rundwanderwegs für Besucher zugänglich und wird auch intensiv von Erholungssuchenden und Naturinteressierten frequentiert. Das ermöglicht einerseits ein sehr unmittelbares Erlebnis für Besucher, birgt jedoch andererseits auch ein Gefahrenpotential. Deshalb wird das Zusammenspiel von Besuchern und Weidetieren genau verfolgt.

1 Wetter und Wasserstand

Das Jahr 2022 war im Flachland das drittwärmste Jahr in der österreichischen Messgeschichte. An lediglich 19 Tagen lag der Tagesmittelwert in der Messstation Salmhof bei Marchegg unter 0° C, und die Temperatur fiel nicht unter -10° C. Nur vom 12. bis 21. Dezember kam es zu einer bescheidenen ‚Frostperiode‘, mit an einigen Tagen einer dünnen Schneedecke. Ansonsten waren nur einzelne Frosttage zu verzeichnen. Die Sommermonate waren durchwegs sehr warm, nur September war kühl und feucht.

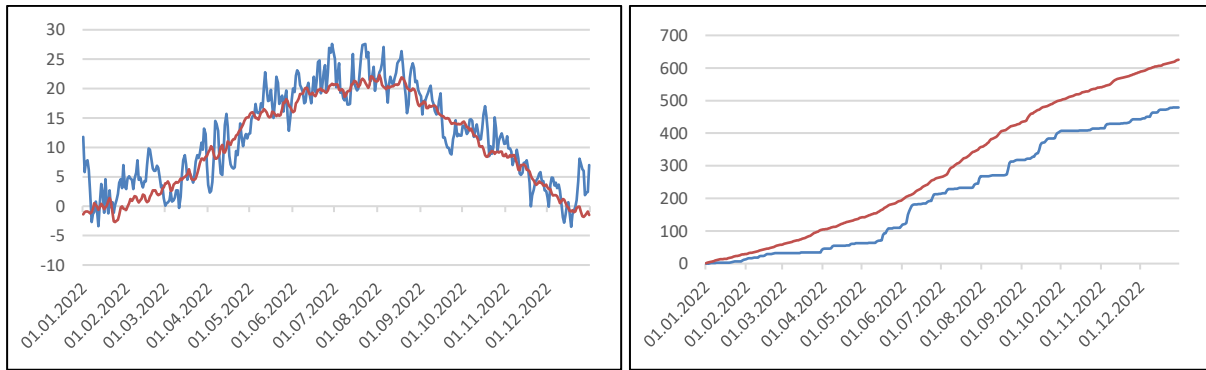


Abbildung 2 und 3: durchschnittliche Tagestemperatur bzw. langjähriger Schnitt, und kumulative Niederschläge in mm (2022: blau; durchschnittlich: rot), für Salmhof/Marchegg (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung. Abgerufen am 18.1.2023¹)

Der Trend der letzten Jahre, dass die Niederschlagsmengen im Frühling hinter den Durchschnittswerten zurückbleiben, war auch 2022 wieder zu beobachten (siehe Abb. 3). Bis Mitte Mai 2022 fielen in Summe nur 70 statt ca. 160 mm Niederschlag, was folgen für das Vegetationswachstum im Frühling, und damit für die verfügbare Futtermenge hat.

Es ist im ganzen Jahr 2022 nicht zu flächendeckenden Überschwemmungen der Au oder der Weidefläche gekommen. Nur direkt zu Jahresbeginn und in Februar waren tiefere Teile der Weidefläche für kurze Zeit überflutet. Wie mittlerweile üblich, fiel mangels Schnee im Einzugsgebiet auch 2022 das Frühlingshochwasser als Folge der Schneeschmelze aus.

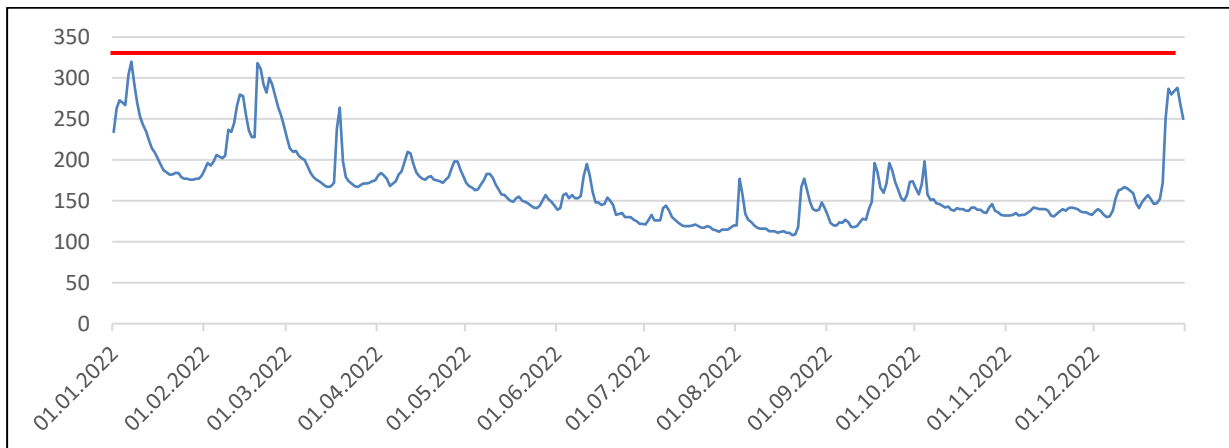


Abbildung 5: Wasserstandentwicklung in der March bei Marchegg in 2022 (Tagesmittelwerte). Rote Linie: Au wird geflutet (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 18.1.2023¹)

Auch in Summe fiel 2022 deutlich weniger Niederschlag als in einem normalen Jahr, und der seit Jahrzehnten feststellbarer Trend der fallenden Abflussmengen der March setzt sich fort (Abb. 6). Kombiniert mit der Eintiefung des Flusses, rekonstruierbar etwa anhand Korrekionsdaten der Pegelhöhe in Angern, ist zu errechnen wie der Wasserspiegel der March seit 1965 im Schnitt um ca. 1 m gefallen ist (Abb. 7). Derselbe fallende Trend ist auch im Grundwasserspiegel in den Marchauen sichtbar (Abb. 8).

¹ Amt der NÖ Landesregierung, <http://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen>

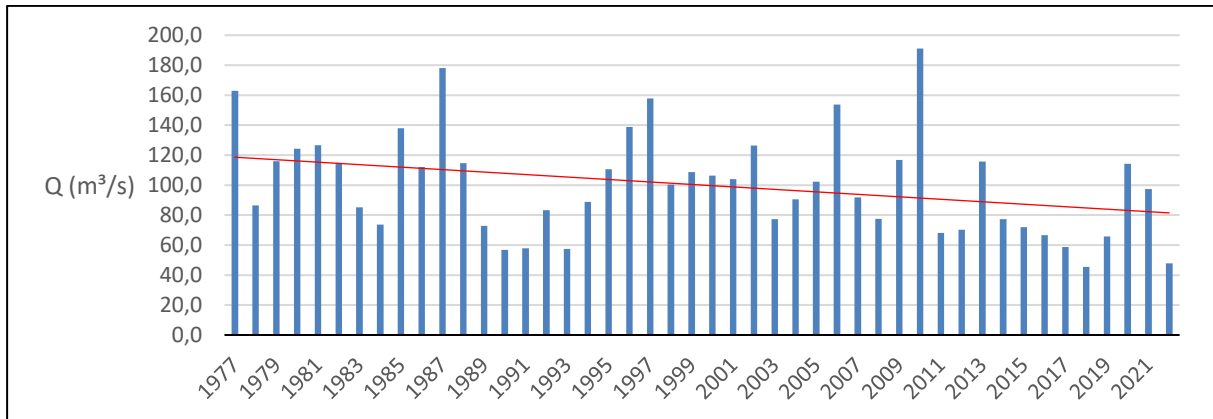


Abbildung 6: Entwicklung der durchschnittlichen Abfluss-Tagesmittelwerte an der March bei Angern seit 1977 und Trendlinie (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 19. Jänner 2023²).

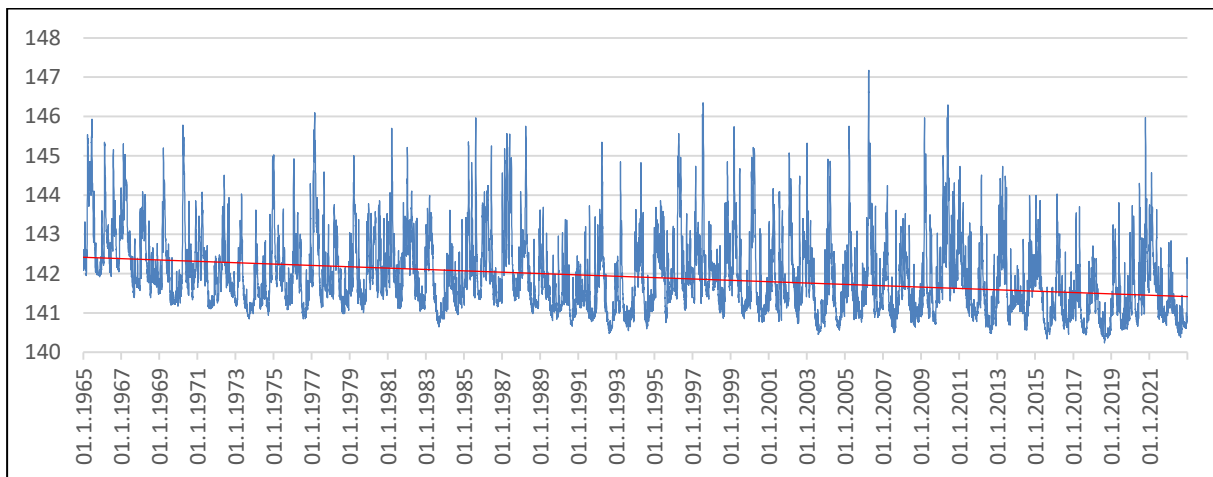


Abbildung 7: Entwicklung der Höhe des Wasserspiegels der March bei Angern seit 1965 und Trendlinie, errechnet anhand von Wasserstand und Pegelhöhe in Angern (in m ü. A.) (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, Daten abgerufen am 19. Jänner 2023).

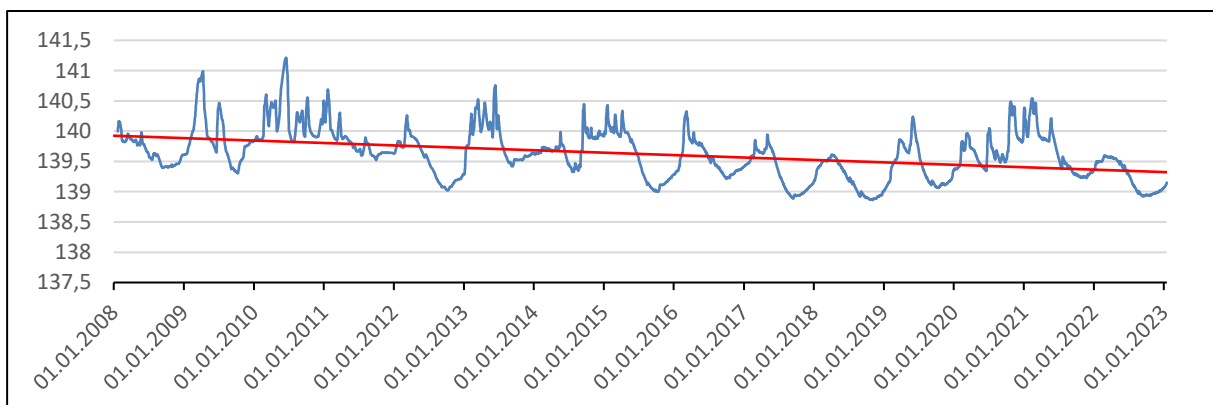


Abbildung 8: Entwicklung Grundwasserstand im Auenreservat (Messstelle Baumgarten), 2005 – 2022, und Trendlinie (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 19. Jänner 2023³)

² Amt der NÖ Landesregierung, <http://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen>

³ Amt der NÖ Landesregierung, <http://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen>

Diese Entwicklungen werden in den kommenden Jahrzehnten wahrscheinlich einen zunehmenden Einfluss auf das Auen-Ökosystem haben. Da nicht absehbar ist, dass eine dahinterliegende Ursache – der Klimawandel – gebremst oder sogar gestoppt wird, untermauert es die Bedeutung von Maßnahmen, die im March-Einzugsgebiet umsetzbar sind. Dazu gehören einerseits Maßnahmen die die Verdunstung einschränken, etwa von Kühlwasser für Atom- oder Kohlekraftwerke, aber auch von Stauseen und für Bewässerung, und Maßnahmen wie die Beschattung von Zubringern. Andererseits braucht es Maßnahmen die darauf abzielen, Wasser möglichst lang zurückzuhalten und das Grundwasser zu speisen, wie Moor-Restaurierung, Au-Anbindungen oder Re-Mäandrierungen. Idealerweise kann die Eintiefung dadurch gestoppt, und lokal womöglich auch teilweise rückgängig gemacht werden.

2 Weidebetrieb

Wie oft in den letzten Jahren war auch 2022 der Frühling sehr trocken, und setzte erst Mitte Mai eine Periode mit mehr Regen ein. Das hatte, wie auch in den vergangenen Jahren, zur Folge, dass das Vegetationswachstum im Laufe des Frühlings zurückbleibt. Für den Weidebetrieb ist das in so ferne relevant, dass bereits im Frühling abgeschätzt werden muss, ob es genug Futter gibt um auch eine Rinderherde ernähren zu können, und auch, ob danach genug Futter auf der Fläche bleibt, damit für die Pferde genug Winterfutter bleibt. Aufgrund des zurückbleibenden Graswachstums im Frühling wurde entschieden, keine Rinderbeweidung stattfinden zu lassen, und diese Entscheidung wurde über den Sommer nicht mehr geändert.

Hohe Temperaturen und geringe Niederschlagsmengen sorgten bei den Au-Gewässern für lange anhaltende, sehr niedrige Wasserstände. Über Monate hinweg waren nur einige Materialgruben auf der Weidefläche noch mit Wasser gefüllt, und standen den Tieren als Trinkwasser zu Verfügung. Obwohl das Vegetationswachstum durch die Trockenheit zurückblieb fanden die Pferde genug Nahrung, und waren durchgehend wohlernährt.



Abbildung 9 und 10: ausgetrocknete Gewässer und Weideflächen als Folge von Hitze und Regenmangel

Beobachtungen an verschiedenen Stellen zeigen, dass allmählich mehr Sträucher und Jungbaumaufwuchs am Rand der Weide erscheinen. Berechnungen hatten bereits gezeigt, dass der Vegetationszuwachs alleine im Offenland in einem normalen Jahr groß genug ist, um eine deutlich größere Tierherde zu ernähren (siehe Weidebericht 2018). Das bedeutet, dass aktuell rein rechnerisch eine Unterbeweidung stattfindet, und die schleichende Verschiebung des Waldrandes scheint dies zu bestätigen. Gerade diese Übergangszonen sind aber wichtig etwa für zahlreiche Insektenarten, und daher ist dieser Prozess aus ökologischer Sicht eine interessante und wünschenswerte Entwicklung.



Abbildung 11 und 12: blüten- und strukturreicher Saum im beweideten Teil des Reservats, in Vergleich zum Rand einer Mähwiese, Anfang Juli

In Abstimmung mit der viadonau wurde beschlossen, dass der beweidete Teil des Hochwasserschutzdammes nicht mehr so wie bisher zweimal jährlich vom Wasserverband mit einem Metrac mit Mähwerk gemäht wird. Die Wirkung zeigte sich sehr rasch: während auf dem gemähten Teil besonders in den Wochen nach der Mahd kaum Insekten zu sehen waren, zeigten sich am beweideten Teil zahlreiche Schmetterlingsarten auf der arten- und blütenreichen Vegetation. Allerdings kam am Dammkörper teilweise holziger Aufwuchs etwa von Eschen auf, der von den Pferden zumindest während der Vegetationsperiode kaum abgefressen wurde. In Absprache mit der viadonau wurde festgehalten, über den Winter abzuwarten ob die Pferde diesen unerwünschten Aufwuchs in Zeiten mit geringerem Futterangebot fressen, und ihn sonst mit der Motorsense abzumähen.



Abbildung 13 und 14: beweideter Teil (links) und gemähter Teil (rechts) des Hochwasserschutzdamms, Mitte Juni, einige Hundert m aus einander.

Im trockenen und heißen Sommer vermehrte sich die Marchaster (auch bekannt als Lanzett-Herbstaster oder lanzettblättrige Aster; *Symphyotrichum lanceolatum*) auf der Weidefläche stark. Die Marchaster ist ein im 19. Jh. aus Nordamerika eingeschleppte Neophyt, und im gesamten Marchraum weit verbreitet. Während die Bedeckung im Wald als Folge der Beweidung in den vergangenen Jahren zurückgegangen ist, fand 2022 im Offenland eine deutliche Zunahme statt. Hierbei spielen wahrscheinlich mehrere Ursachen eine Rolle. Erstens könnte die Zunahme auch anderswo im Marchraum darauf hindeuten, dass die Marchaster besser als die heimische Auenvegetation mit anhaltender Trockenheit zurechtkommt. Zweitens fressen die Pferde die Marchaster eher ungerne: sie werden zwar gelegentlich gegessen, aber in Vergleich zu Gras oder andere Pflanzen dürften sie nicht sehr gut schmecken. Was drittens mitspielen könnte ist die zumindest rechnerische Unterbeweidung

– finden die Pferde genug schmackhaftere Nahrung, dann bleiben die Aster stehen. Viertens dürfte auch die Abwesenheit von Rindern eine Rolle spielen. Denn in Vergleich zu Pferden haben Rinder die Aster eher gefressen, und in den Jahren, dass neben Pferde auch Rinder auf der Weidefläche waren, gab es deutlich weniger Marchaster.



Abbildung 15: Marchaster auf der Bienenhüttenwiese (Ende August)

Die Ausbreitung der Marchaster dürfte später in der Vegetationsperiode und im darauffolgenden Winter eine Rolle bei der Futterverfügbarkeit spielen. Denn die Aster bilden sehr dichte Bestände, wodurch kleinwüchsige Pflanzenarten nur noch wenig Licht bekommen, und im Wachstum zurückbleiben. Sterben die Aster im Herbst ab, können diese Pflanzen aber nicht mehr wirklich austreiben, und fehlen als Nahrung für die Pferde. Ob dieser Effekt tatsächlich sichtbar wird, wird sich im Laufe des Winters ausweisen.

Die ruderalisierende Wirkung der Marchaster auf die Vegetation dürfte sich vorerst nicht negativ auf den Insektenbestand auswirken: Beobachtungen im Sommer zeigten eine sehr große Anzahl an Heuschrecken und Schmetterlinge. Die große Strukturvielfalt könnte hierbei eine Rolle spielen. Allerdings hat 2022 kein Heuschrecken- oder Schmetterlingsmonitoring stattgefunden, und fehlen Zahlen um die Vermutungen, basierend auf direkte Wahrnehmungen, zu bestätigen.

Auf dem ersten Blick mag diese Entwicklung zumindest aus Vegetationssicht negativ wirken. Generell stellt sich aber die Frage, ob eine derartige Entwicklung im Rahmen eines ergebnisoffenen Projektes, mit als Ziel unter anderem eine mehr dynamische Entwicklung der Au, grundsätzlich als ‚wünschenswert‘ oder ‚unerwünscht‘ gesehen werden darf. Die Beweidung findet vor dem Hintergrund eines Strebens nach mehr ‚Wildnis‘ statt, wo sich natürliche Prozesse ohne menschliches Eingreifen frei entfalten können. Ein angemessener Zugang wäre daher ein Beobachten der Entwicklungen, und abwarten was das nächste Jahr bringt. Allerdings gehören Marchaster nicht zur ursprünglichen Vegetation der Marchauen, und verdrängen sie auf den Flächen wo sie sich etablieren

teilweise die heimische Vegetation. Da eine Unterbeweidung der Flächen zu den möglichen Ursachen gehören könnte, wird angedacht, im Jahr 2023 den Weidedruck mit Rindern zu erhöhen, und die Auswirkungen genau zu beobachten.

3 Gesundheit der Tiere

Im Winter 2022/2023 bestand die Herde aus 23 Tieren. Insgesamt ist die Herde durchwegs sehr gesund, und in den vergangenen Jahren wurde kaum jemals tierärztliche Hilfe gebraucht.

Ein Problem das bereits 2020 sichtbar wurde, ist die relativ hohe Inzuchtrate. Obwohl es in einem natürlichen Herdenverband immer bis zu einem gewissen Grad zu Inzucht kommt, dürfte die Weidefläche im Auenreservat zu klein gewesen sein, dass sich verschiedene Gruppen mit einem Haremhengst wirklich aus dem Weg gehen konnten. Außerdem dürften sich die Hengste im Reservat gut vertragen haben, und die Gruppen blieben oft nah zusammen. Folge war, dass sich derselbe Hengst mehreren Jahren bei einer Mehrheit der Stuten durchsetzte, und in einigen Fällen die eigenen Töchter eingedeckt hat. Da die Hengste noch relativ jung waren und keine unmittelbare Ablöse des durchsetzungsfähigsten Haremhengstes absehbar ist, war zu erwarten, dass sich die Inzuchtrate weiter verstärken würde. Im Winter 2022 verstarb ein Fohlen, das ohne sichtlichen Grund in der Entwicklung zurückgeblieben war, und möglicherweise spielte Inzucht hierbei eine Rolle.

Das 2020 eingesetzte Mittel PZP (Porcine Zona Pellucida – ein kontrazeptives Eiweiß, das u.a. bei Mustangs in den USA oder bei Wildpferden im Donaudelta eingesetzt wird) hat bei den meisten Stuten nicht gewirkt, und die Stuten wurden trächtig. Da der Absatz von Konikpferden bei Weideprojekten durch die Marktsättigung meist schwierig ist, wurde nach Abwägung aller Optionen beschlossen, bis auf die Hengstfohlen alle Hengste zu kastrieren. Dieser Eingriff fand bei den meisten Tieren Herbst 2021, und bei einigen im Frühling 2022 statt.

Als Folge der Kastration hat sich das Verhalten der Hengste und der Herde in verschiedenen Bereichen geändert. Die Junghengst-Gruppe die sich etabliert hatte, löste sich im Laufe der Zeit weitgehend auf, und die Haremhengste haben allmählich weitgehend damit aufgehört, ihr Harem gegen Konkurrenten zu verteidigen. Ergebnis war, dass sich im Laufe von 2022 wieder eine große Herde bildete.

Raumnutzung der Weidetiere

Insgesamt stehen ca. 76 ha als Fläche zur Verfügung, wovon 33,31 ha Offenland. Die temporären Koppelungen des Weidegebietes in Zusammenhang mit der zusätzlichen Beweidung durch Rinder führten früher zu einer unterschiedlich starken Weideintensität auf den einzelnen Teilflächen, aber ohne Rinder steht den Pferden durchgehend die gesamte Fläche zu Verfügung. Nur durch einige kurze Hochwassersituationen in Jänner und Februar waren tiefer gelegene Teile der Au über einen Zeitraum von insgesamt ca. 1 Woche nicht nutzbar.

Die allgemeine Raumnutzung der gesamten verfügbaren Fläche durch die Koniks wurde in den vergangenen Jahren mittels Halsbandsender untersucht und im Weidebericht 2018 ausführlich besprochen (Kraus, 2019). Es zeigt sich, dass die Pferde im Prinzip die ganze Weidefläche nutzen, aber abhängig von etwa der Uhrzeit und Jahreszeit leichte Bereichs-Präferenzen haben. An warmen Tagen sind die Pferde oft auf der Badwiese, am Damm und auf der hochwassersicheren Koppel zu finden. Analysen von Katja Mück in 2021 bestätigen dieses Bild. Abends und in der Nacht bevorzugen die Koniks halboffenes und offenes Gelände. Tendenziell sind sie eher auf offenen Grasflächen als im geschlossenen Wald anzutreffen. In den Herbst- und Wintermonaten verschiebt sich die Präferenz aber leicht hin zu Waldflächen, was ein Indiz für eine Verschiebung im Nahrungsspektrum sein kann – so werden etwa gerne Eicheln oder heruntergewehrte Misteln gefressen, und Brennnesselwurzeln werden gezielt ausgegraben.

Eine Befürchtung die in Zusammenhang mit Kastrationen gelegentlich geäußert wird – die Herde wird ‚faul‘ und inaktiv – hat sich bisher nicht bestätigt. Die Wanderbewegungen der Pferde bei der Nahrungssuche werden nach wie vor von der Leitstute vorgegeben, und die Tiere nutzen weiterhin nahezu die gesamte Fläche, und legen an den meisten Tagen mehrere Kilometer zurück.

Nutzungsintensität

Die durchschnittliche Anzahl der Weidetiere pro Hektar Futterfläche lag über das ganze Jahr und die gesamte Fläche gerechnet bei 0,52 GVE/ha. Das ist niedriger als 2018 und 2019 – da betrug die Werte 0,74 und 0,57 GVE/ha, und leicht höher als 2020 (0,50) und 2021 (0,46). Grund ist, dass die Rinder seit 2020 gar nicht auf der Weidefläche waren, gegenüber ca. 6 und 2 Monate in den Jahren 2018 und 2019, und dass etliche Tiere abgegeben wurden. Rechnet man die Besatzdichten auf die gesamte zur Verfügung stehende Fläche, inkl. Wald, dann betrug die Nutzungsintensität 2022 nur 0,26 GVE/ha.

Die kurze Hochwässer im Winter führen zu einer leicht höheren Weidedruck auf der hochwassersicheren Koppel und dem angrenzenden Teil der Badwiese.

Tabelle 4. Nutzungsintensität auf den Teilflächen der Weide im Jahr 2022. Effektive Futterflächen sind im wesentlichen Grünlandhabitats, dazu Waldflächen mit 8% ihrer Fläche (das entspricht dem Fressverhalten der Pferde laut Krischel 2016), GVE Berechnung gemäß EU-STAT Schlüssel, Vidal 2002).

Weidefläche	Gesamtfläche (ha)	Futterfläche (ha)	Besatzstärke (GVE/ha)	Mahd
Hochwassersichere Koppel	6,79	3,25	0,54	0
Tiergarten bis Badwiese	23,16	4,50	0,54	0
Hanfrätz Wald	3,69	0,30	0,51	0
Hanfrätz S bis Schlosswiese S	7,07	3,01	0,51	0
Hanfrätz N und Schlosswiese N	7,95	4,30	0,51	0
Vogelsee	8,03	5,28	0,51	0
Toter Hund	10,53	8,77	0,51	0
Erweiterung Bienenhüttenwiese	12,32	4,21	0,51	0
Summe bzw. Durchschnitt Weidefläche:	75,86	33,31	0,52	
Durchschnitt Gesamtfläche			0,26	

4. Literatur

Bunzel-Drüke, M. Böhm, C., Ellwanger, G., Finck, P., Grell, H., Hauswirth, L., Herrmann, A., Jedicke, E., Joest, R., Kämmer, G., Köhler, M., Kolligs, D., Krawczynski, R., Lorenz, A., Luick, R., Mann, S., Nickel, H., Raths, U., Reisinger, E., Riecken, U., Rößling, H., Sollmann, R., Ssymank, A., Thomsen, K., Tischew, S., Vierhaus, H., Wagner H.-G., Zimball, O. (2015): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000. Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt.



Holzer, T., Egger, G. & Neuhauser, G. (2015): Pferdeweide Schlosswiese Marchegg. Umsetzungskonzept. Machbarkeitsstudie im Zuge des EU Life Projekts Renaturierung Untere March-Auen. 50 S.

Kraus, R. (2019): Raumnutzungsanalyse Konikpferde (in Westerhof, 2019: Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2018)

Krischel S. (2016): Raumnutzung und Verhalten von Konik-Pferden im Naturschutzgebiet Marchegg im Tagesverlauf sowie in Abhängigkeit vom Stechmückenaufkommen. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

Vidal, C. (2002): Dreißig Jahre europäische Landwirtschaft – Die Weideviehbetriebe haben sich unterschiedliche entwickelt. – Statistik kurz gefasst Thema 5 – 25/2002.

Fotos und Grafiken: Jurrien Westerhof



III

Auswirkung der Beweidung des WWF-Auenreservats Marchegg durch Konikpferde auf die Jungeichenpopulation

Martin Kuzmich BEd

Die Vorstellung eines naturbelassenen Urwaldes in den Niederungen Mitteleuropas gleicht oft einem dichten Wald mit geschlossenem Blätterdach, der sich aus großen Bäumen bildet. Diese sammeln mit ihren üppigen Kronen jeden Lichtstrahl ein und verursachen so einen Wald, der unter dem Blätterdach sehr dunkel ist und nur wenig Licht auf den Boden fallen lässt. Reißt diese Blätterdecke beispielsweise durch ein Unwetter auf, beginnt der Kampf um das Licht und die pflanzliche Sukzession endet wieder im Endstadium des geschlossenen Waldes. In Mitteleuropas Niederungen waren 90 Prozent der waldbildenden Bäume vor dem großflächigen menschlichen Eingriff *Quercus robur* und *Quercus petraea* (Stiel- und Traubeneiche), *Tilia cordata* und *Tilia platyphyllos* (Winter- und Sommerlinde), *Ulmus* spp. (Ulme), *Fraxinus excelsior* (Esche), *Fagus sylvatica* (Rotbuche) und *Carpinus betulus* (Hainbuche). Durch Pollenfunde wurden diese Baumarten belegt. Diese Bäume sollten nach der vorangegangenen Vorstellung in der Lage sein, Öffnungen des Blätterdachs wieder zu schließen, indem sie den Kampf um das Licht am Waldboden über kurz oder lang gewinnen. Ausschließlich die Eiche würde diesen Kampf verlieren, da sie als Lichtbaumart auffallend konkurrenzschwach ist. Dennoch ist sie in den Pollendiagrammen nicht unwesentlich vertreten und auch heute noch ist die Eiche ein oft gesehener Baum in der Landschaft Mitteleuropas. (Ellenberg 1996, Rösch 1989, Scherzinger 1996, Vera 2002)

Frans Vera ist diese Diskrepanz aufgefallen, da die oben dargestellte These vor allem eines außer Acht lässt – die Megaherbivoren, die in großer Zahl die Wälder Mitteleuropas bewohnt und den Wald geprägt haben. Er proklamierte daher die These einer offenen Park-ähnlichen Waldlandschaft, die den Anforderungen der Megaherbivorenfauna besser entspricht. Diese These ist unter der Bezeichnung Megaherbivorenhypothese bekannt (Vera 2002). Viele der früher weit verbreiteten großen Pflanzenfresser sind mittlerweile ausgestorben und können nur mehr durch Knochenfunde belegt werden. Vor dem Erscheinen des Menschen in Europa vor ungefähr 40.000 Jahren, haben sogar Waldelefanten, Wildesel, Waldnashorn und Steppennashorn in den Wäldern Europas gelebt. Seit dem Ende der letzten Eiszeit waren Auerochse, Tarpan, Wisent, Rothirsch, Elch, Reh und Wildschwein vorherrschend. Ein Großteil dieser Tiere ist heute ausgestorben. (Bunzel-Drüke et al. 2001, Vera 2002)

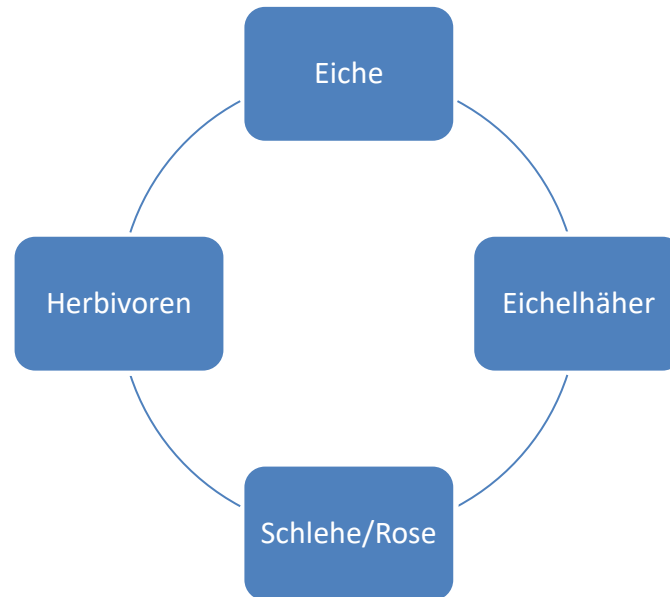
Mit der Sesshaftwerdung des Menschen begann dieser, seine Umwelt nachhaltig im großen Stil zu verändern. Die Rolle der Megaherbivoren in den Wäldern blieb dennoch die gleiche. Früher grasten Auerochse, Tarpan und Wildschwein in den Wäldern, nach der Domestizierung dieser Tiere waren es dann Rind, Pferd und Hausschwein. Nach Vera ist die Nutzung der Wälder als Weide eine Fortsetzung der davor herrschenden natürlichen Bedingungen, wenn auch leicht abgeändert. Die für die Weidewirtschaft wichtigen Bäume waren diverse Obstbäume und die Eiche, deren Früchte, die Eicheln, bei Schweinen und Pferden sehr beliebt waren. Diese Nutzung des Waldes kann auch mit historischen Quellen belegt werden, mit denen Vera seine These untermauert. (Ellenberg 1996, Scherzinger 1996, Vera 2002).

Ein Weidewald oder Urwald nach Veras These lässt sich somit grob in drei Zonen aufteilen (Vera 2002):

- Bäume oder Baumgruppen: große adulte Bäume, resistent gegen Verbiss
- Saumzone: Übergang von erster und zweiter Zone. Wird von Gebüsch gebildet (Hasel, Schlehdorn, Rose)
- Offenes Grasland: Wiese, krautige Pflanzen

Diese Zonen verhalten sich sehr dynamisch. Stirbt ein alter Baum mit einer ausladenden Krone ab, erobern krautige Pflanzen und Gräser wieder dieses Gebiet. Aus der Saumzone bildet die Schlehe (*Prunus spinosa*) Ausläufer und wächst in das Grasland hinein. Die Megaherbivoren ernähren sich in diesem Biotop vor allem von krautigen Pflanzen, die 80 Prozent ihrer Nahrung ausmachen, Gräsern und den Früchten mancher Bäume. Die Saumzone wird von den Pflanzenfressern größtenteils verschmät, da sie vor allem aus Gebüsch besteht, das Stacheln (Schlehe) und Dornen (Rose) ausbildet. Bevor im 18. Jahrhundert hauptsächlich Scheitholz zur Verbrennung genutzt wurde, waren die Zweige der Saumzone für die Jahrtausende davor die primäre Brennholzquelle des Menschen, weil große Bäume zur Verbrennung viel zu kostbar waren. Die Saumzone wurde durch die großen Bäume dezimiert, die sich im Schutz der Dornen und Stacheln entwickelt haben. Diese schützten sie vor dem Verbiss der Tiere. War der Baum einmal groß genug, um dem Verbiss standzuhalten, raubte er den darunter wachsenden Pflanzen das nötige Licht zum Leben (Scherzinger 1996, Vera 2002).

Vera erkannte hier einen Kreislauf, der für die Eiche besonders wichtig ist. Diese würde durch dieses Modell besonders profitieren, da sie sich in dichten Wäldern mangels Licht nicht entwickeln kann. Dem Kreislauf fehlt dennoch noch ein wichtiger Faktor, nämlich der Eichelhäher, dem das Interesse an den Eicheln schon im Namen steckt. Der Vogel sorgt durch das Anlegen von Futtermitteln von Eicheln für den Winter für die erfolgreiche Verbreitung dieses Baumes. Daraus ergibt sich eine Symbiose (Vera 2002):



Wie bereits erwähnt, hat auch der Mensch diesen Zyklus nicht durchbrochen, sondern verändert, indem er die wilden Pflanzenfresser durch domestizierte Megaherbivoren ersetzt hat. Erst die Umstellung der Forstwirtschaft der letzten 200 Jahre hat diesen Kreislauf durchbrochen: die Bewirtschaftung der Waldweide gehörte in Mitteleuropa der Vergangenheit an. Damit wurde es auch den jungen Eichen schwer gemacht sich erfolgreich zu entwickeln. Da Eichen teilweise über 1000 Jahre alt werden können, wird sich dieser Trend nur sehr langsam abzeichnen. Von Watt wurde die Verschlechterung der Eichenbestände trotzdem schon vor 100 Jahren erkannt. Nach der Abkehr von der Waldweidewirtschaft wurden auch die charakteristischen Saumzonen drastisch reduziert, die den jungen Eichen erst eine erfolgreiche Entwicklung zum adulten Baum ermöglicht haben. Die bescheidenen Erfolge natürlicher Eichenverjüngung zeigt uns eine Studie von Uhl et al.: Hierbei wurde die Eichenverjüngung in einer trockenen Aulandschaft südlich des Oberrheins analysiert. Lichtmangel und Verbiss durch Wildtiere bildeten die Hauptursachen für den mäßigen Erfolg. Sowohl für die Forstwirtschaft als auch für den Naturschutz ist das eine problematische Entwicklung. (Aichele 2000; Ellenberg 1996; Kocher, o.J.; Uhl et al., 2008; Vera, 2002; Watt, 1919)

Projekt Konikpferde

Ein Teil des Auenreservats in Marchegg wird seit 2015 von einer Herde Konikpferde beweidet. Auf diesem Areal lässt sich schön langsam die von Vera beschriebene Zonierung in Saumzone, Grasland und Baumgruppen erkennen. Unter diesem Gesichtspunkt sollten also auch die Eichen von dieser Beweidung profitieren und im Vergleich zum unbeweideten Areal im Bestand zunehmen.

Methodik

Im Zeitraum des Herbst 2022 wurde im Rahmen einer Masterarbeit an der Universität Wien erhoben, wie sich der Jungeichenbestand innerhalb der beweideten Zone vom Jungeichenbestand auf unbeweidetem Gelände in direkter Umgebung unterscheidet. Die genaue Methodik zum Pflanzenmonitoring dieser Erhebung kann in der Masterarbeit nachgelesen werden. Die Erhebung beschränkt sich auf den Vergleich der Saumbereiche, die nach der Megaherbivorenhypothese ausgewählt wurde. Die Saumzone der Bereiche wurden dann auf der ganzen Länge nach jungen Eichen abgesucht. Diese ist auf der Weide stellenweise mehrere Meter tief, außerhalb der Weide, durch menschliche Mähtätigkeiten oft sehr schmal.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 1.340 Meter Saumzone analysiert. 695 Meter bilden die beweidete Saumzone, 645 Meter befinden sich außerhalb der Weide. In den Saumzonen innerhalb des Beweidungszaunes wurden 66 Jungeichen in einer Wuchshöhe von 10 bis 126 Zentimetern gezählt, und in unbeweideten Saumzonen nur 27 Jungeichen, in einer Wuchshöhe von 15 bis 210 Zentimetern. Gemessen wurde vom Boden bis zum höchsten Punkt der Pflanze. In einer beweideten Saumzone findet sich also alle 10,5 Meter eine Jungeiche, in einer unbeweideten Saumzone nur alle 23,9 Meter. Die Anzahl der Jungeichen pro 100 lfm Saumzone liegt dadurch entlang von Weideflächen bei 9,49, und entlang von unbeweideten Mähflächen 4,19. Die Dichte an Jungeichen ist auf beweideter Fläche damit mehr als doppelt so hoch, als auf der unbeweideten Fläche.

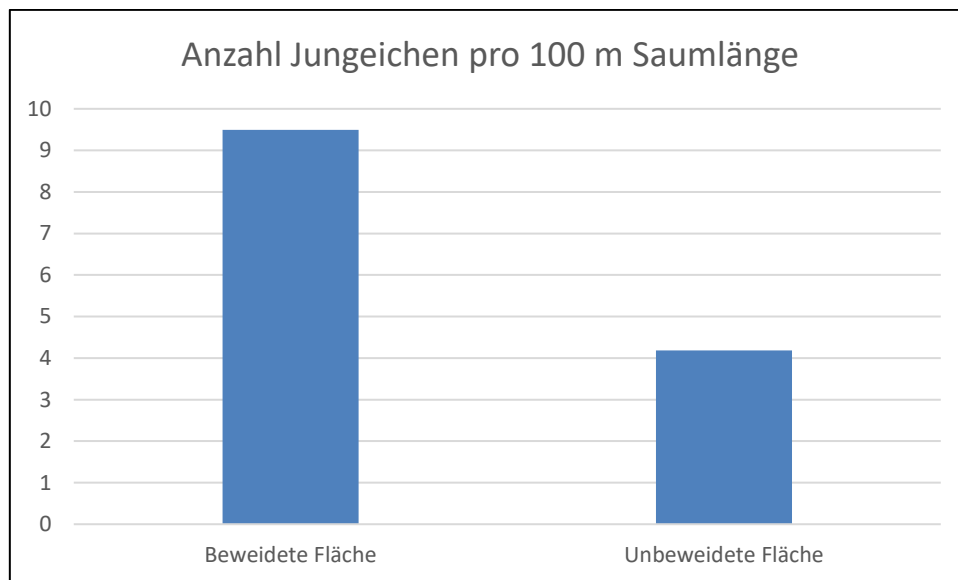


Abbildung 16: Anzahl der Jungeichen pro 100 lfm Saumlänge auf beweideten und unbeweideten Flächen

Conclusio

Die erhobenen Daten zeigen eindeutig die positiven Auswirkungen der Beweidung auf die Jungeichenpopulation. Trotzdem muss bedacht werden, dass es sich hierbei nur um Momentaufnahmen handelt. Wie viele dieser Jungeichen sich zu adulten Pflanzen entwickeln werden, wird sich erst in den nächsten Jahren zeigen. Die jungen Eichen haben sich vor allem im Schutz von Schlehen und Rosen entwickelt. Nur eine jährliche Erhebung wird zeigen, ob und wie sich der positive Trend der Beweidung auf den Eichenbestand fortsetzt.



Abbildung 17: junge Eichen, geschützt durch Schlehen

Literaturverzeichnis

Aichele, D., & Schwegler, H.-W. (2004). Die Blütenpflanzen Mitteleuropas.

Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., & Vierhaus, H. (2001). Der Einfluß von Großherbivoren auf die Naturlandschaft Mitteleuropas.

Ellenberg, H. (1996). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht (5. Aufl.). UTB.

Kocher, D. (o. J.). Die Verjüngung der Stieleiche (*Quercus robur* L.) im mitteleuropäischen Auenwald.

Rösch, M. (1989). Pollenprofil Breitnau-Neuhof: Zum zeitlichen Verlauf der holozänen Vegetationsentwicklung im südlichen Schwarzwald. *carolinea*, 1989(47), 15–24.

Scherzinger, W., & Jedicke, E. (1996). Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer.

Uhl, A., Reif, A., & Gärtner, S. (2008). Naturverjüngung der Stieleiche (*Quercus robur* L.) im Gebiet der „Trockenaue“ am südlichen Oberrhein (Südwestdeutschland). *carolinea*, 2008(66), 15–34.

Vera, F. W. M. (2002). The dynamic European forest. *Arboricultural journal*, 26(3), 179–211. <https://doi.org/10.1080/03071375.2002.9747335>

Watt, A. S. (1919). On the causes of failure of natural regeneration in British Oakwoods. *The Journal of ecology*, 7(3/4), 173. <https://doi.org/10.2307/2255275>

Fotos: Martin Kuzmich (Abb. 17), Jurrien Westerhof



IV Wildwechselmonitoring 2021 /2022

Natalia Razumovsky

Der WWF Österreich führte von September 2021 bis Oktober 2022 im Rahmen des Beweidungsprojektes im Auenreservat Marchegg ein fotofallengestütztes Wildtiermonitoring an Wildwechseln durch.

Vorliegender Bericht versteht sich dabei als Verlängerung des Monitorings von 2015/2016 und geht der Frage nach, inwieweit durch die Zäunung der Pferdekoppel eine Beeinträchtigung für die sich im Raum bewegenden Wildtiere entsteht. Diese Frage hat dabei nicht nur regionale Relevanz, sondern ist auch von überregionaler Bedeutung. Die March-Auen sind ein wichtiger Trittstein im Alpen-Karpaten-Korridor (vgl. Egger et al. 2012). Die Durchgängigkeit der Landschaft hat deshalb einen hohen Stellenwert.

Bereits in der Planungsphase des Beweidungsprojektes wurden wildtierbiologische Ansprüche berücksichtigt. Gemeinsam mit der ortsansässigen Jägerschaft wurden die Zäune so konzipiert, dass diese problemlos von Wildtieren passierbar sind. Reh und Wildschwein sollten den Zaun mühelos unter dem untersten Querbalken passieren können, Rothirsche über die Zäune setzen können. Dies wurde auch bei der letzten Erweiterung der Pferdekoppel im Nordwesten so fortgesetzt.



1 Fragestellungen

- Von welcher Art werden die Wildwechsel wie häufig frequentiert?
- Zeigen sich Unterschiede bezüglich der Frequentierung zur letzten Erhebung in 2015/2016?
- Zeigen sich Unterschiede bezüglich der Frequentierung nach der neuerlichen Erweiterung des Gebietes in den angrenzenden Wildwechsel?
- Gibt es tageszeitliche Unterschiede in der Bewegung?

2 Methodik

Die Aktivität von Wildtieren wurde mittels Fotofallen auf den Wildwechseln erfasst. Primäres Augenmerk gilt dem einzelnen Nachweis (Ereignis) und weniger der Individuenzahl. Zur Beantwortung der Fragestellungen soll ein Wert ermittelt werden, welcher zum Ausdruck bringt, wie hoch die Aktivität auf einem bestimmten Wechsel innerhalb einer bestimmten Zeit ist.

Zur Erhebung der Daten wurden vier Fotofallen der Firma DOERR, Modell „IR SnapShot Mini 5.0“, mit Infrarotblitz und Auslöseverzögerung von 30 s (später 5 s) eingesetzt. Diese wurden an zuvor kartierten Wildwechseln (Schindlauer 2015, Schneider und Razumovsky 2016) an vorhandenen Baumstämmen montiert. Somit konnten jeweils vier Wildwechsel zeitgleich observiert werden. Die Wildtieraktivität wurde auf jedem Wildwechsel im Zeitraum September 2021 bis Oktober 2022 zweimal erhoben (vgl. Tabelle 1). Die Erhebungsdauer je Durchgang betrug i.d.R. acht Wochen. Insgesamt wurden die Aktivitäten auf zwölf Wildwechseln erfasst.

Wildwechsel	Zeitraum erste Serie	Zeitraum zweite Serie
20,21,22,23	09.09.2021 - 09.11.2021	08.03.2022 - 07.05.2022
24,25,26,27	09.11.2021 - 11.01.2022	07.05.2022 - 09.08.2022
28,29,30,31	11.01.2022 - 08.03.2022	09.08.2022 - 18.10.2022

Tabelle 1: Zeitabschnitte der Aufnahmeserien an den unterschiedlichen Wildwechseln



Abbildung 1: Wildwechsel und Standorte des Fotofallenmonitorings. Die rote Linie stellt den Zaun dar, der 2017 abgetragen wurde.

Als Wildwechsel werden zusammenhängende, durch regelmäßigen Wildtiertritt vegetationsarme bis vegetationsfreie, meist gerichtet verlaufende Pfade verstanden. Als Grundlage wurden die in der Vergangenheit erfassten Wildwechsel (Schindlauer 2015, Razumovsky & Schneider 2015) genommen. Darüber hinaus wurde für den unmittelbaren Vergleich die Fotofallen an den gleichen Wildwechsel wie bei der letzten Erhebung in 2011/2016 (Schneider & Razumovsky 2016) aufgestellt. An einer Stelle war dies nicht möglich und die Fotofallen wurden ein paar hundert Meter von der letzten Erhebung aufgestellt (WW 20 und WW 21 vs. WW 12 – der WW 12 befand sich bei der Erhebung unter Wasser). Somit verlaufen der Großteil der beobachteten Wildwechsel (WW 20, 21, 22, 23, 28, 29, 30 und 31) auf der mit Projektbeginn beweideten Fläche. Wildwechsel 22 befindet sich im „ersten“ Erweiterungsgebiet, das in April 2016 fertig eingezäunt war.

Da das Weidegebiet im Jahr 2017 nochmal erweitert wurde, wurden im „zweiten“ Erweiterungsgebiet neue Wildwechsel kartiert. Für den direkten Vergleich mit der Erhebung 2016 wurden an zwei der schon beobachteten Stellen wieder Fotofallen aufgestellt (WW 24 und 25). Zusätzlich zur Erhebung 2016 wurde ein weitere Fotofalle 200m südöstlich des WW 25 aufgestellt (WW 26).

Die Kameraposition und Ausrichtung wurden, wenn nötig an Änderungen in der räumlichen Situation (wie zB. Sonnenstand, Vegetation) angepasst.

Die Aktivität auf den Wildwechseln umfasste größtenteils den Bereich innerhalb des Zaunes. Trotzdem wurden auch die die Aktivitäten unmittelbar außerhalb des Zaunes und am Zaun (z.B. Marder, die den Zaun als Lauffläche nutzten) dokumentiert.

Auswertung der Aufnahmen

Die Aufnahmen wurden bezüglich Datums, Uhrzeit, Tageszeit und Art ausgewertet. Zusätzlich wurde die Individuenzahl je Aufnahme mit ausgewertet. Generell wurden mehrere Aufnahmen eines Individuums als eine Aktivität erfasst, wenn die zeitliche Differenz zwischen den Aufnahmen weniger als fünf Minuten betrag. Zur Beurteilung, ob eine Aufnahme bei Tag, Dämmerung oder in der Nacht entstand, wurde neben der Uhrzeit auch die Menge des auf der Aufnahme dokumentierten Lichtes herangezogen.

Ermittlung der Nutzungsfrequenz

Um ausdrücken zu können, wie hoch die Nutzung bestimmter Wildwechsel innerhalb einer bestimmten Zeit ist, wurde die Nutzungsfrequenz ermittelt. Dazu wurde die Anzahl der Nachweise durch die Anzahl der Erhebungstage dividiert. Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes September 2021 bis Oktober 2022 dargestellt. Bei WW 31 wurde beim zweiten Durchgang die SIM Karte entwendet, sodass nur die Aufnahmen der ersten Serie ausgewertet werden konnten. Wo ein Vergleich zur vergangenen Erhebung 2015/2016 möglich war, wurden die Wildwechsel bezüglich Nutzungsfrequenz miteinander verglichen.

3 Ergebnisse

Eine Liste aller nachgewiesenen Arten kann Anhang 1 entnommen werden. Im Folgenden werden die Arten Reh (*Capreolus capreolus*), Wildschwein (*Sus scrofa*) und Rotwild (*Cervus elaphus*) einzeln betrachtet. Alle übrigen Arten wurden in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst.

Insgesamt konnten 946 Nachweise erbracht werden. Die Art, die am meisten nachgewiesen werden konnte, war das Wildschwein mit 435 Sichtungen. Das sind 46% der Sichtungen. Danach folgt das Reh mit 116 Sichtungen (12%). Das Rotwild wurde lediglich 16 Mal gesichtet. Alle übrigen Arten wurden insgesamt 379 Mal gesichtet (40% der Gesamtsichtungen).

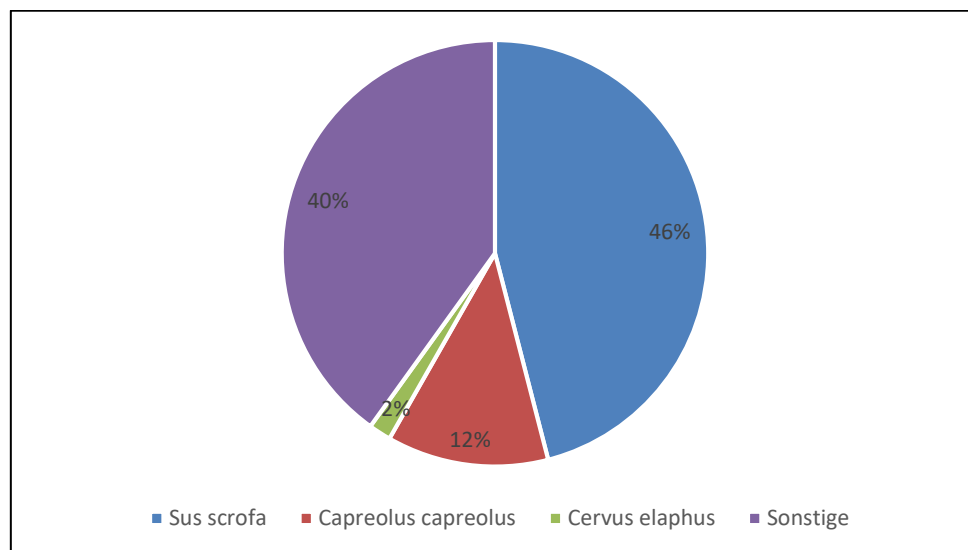


Abbildung 2: Nachweise innerhalb oder außerhalb der Weidefläche oder bei Querung des Zaunes. Sonstige: alle anderen Arten. Summe der Nachweise = 946.

Bei den übrigen Arten überwiegen Marder (*Martes sp.*), Fuchs (*Vulpes vulpes*) und die Pferde (*Equus Konik*), die je zu einem Drittel 87% der Gruppe „Sonstige“ ausmachen (für eine genaue Aufstellung siehe Anhang 1).

Nachweise bei den Wildwechseln

Die meisten Nachweise gab es am Wildwechsel 28 mit 191 Sichtungen, gefolgt von den Wildwechseln 25, 26 und 27 mit 110-129 Sichtungen. Am wenigsten Sichtungen (unter 30) gab es an den Wildwechseln 20, 21 und 23.

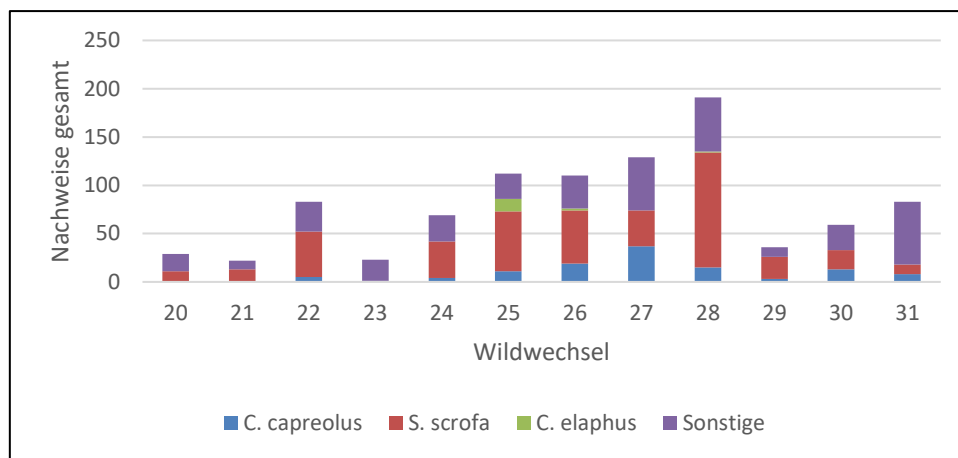


Abb. 3: Anzahl der Nachweise pro Wildwechsel, kumuliert. Summe der Nachweise = 946

Nutzungsfrequenz

Die Nutzungsfrequenz ist bei unterschiedlichen Wechseln unterschiedlich hoch (vgl. Abbildung 4 und Tabelle 2). Das Wildschwein konnte bis auf WW 23 auf jedem Wildwechsel nachgewiesen werden, Rehwild nur auf WW 20, 21 und 23 nicht. Das Rotwild wurde lediglich auf 3 Wildwechseln nachgewiesen (WW 25, 26 und 28). Der mit Abstand am meisten frequentierte Wildwechsel ist Wildwechsel 28, der vor allem stark von Wildschweinen genutzt wird (ein Vielfaches mehr als die anderen Wildwechsel).

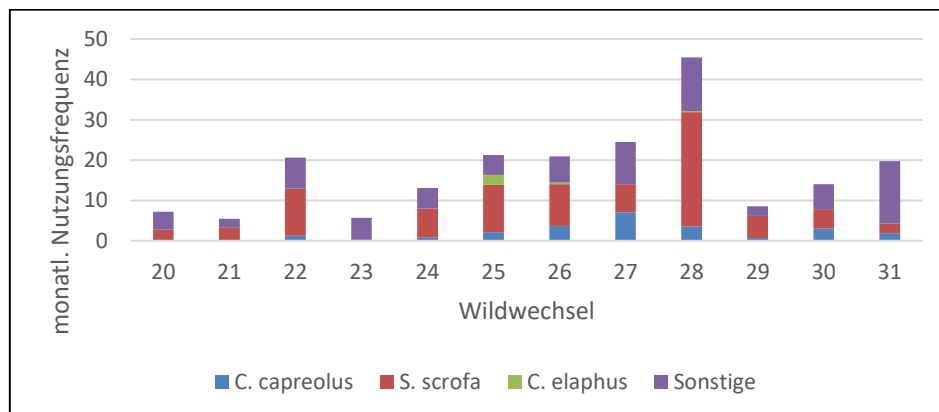


Abbildung 4: Durchschnittliche Nutzungsfrequenz (Nachweise pro Monat) kumuliert je Wildwechsel für das Rotwild, Wildschwein und Reh, sowie sonstige Arten

	Reh	Wildschwein	Rotwild	Sonstige	Gesamt
WW 20	0,0	2,7	0,0	4,5	7,2
WW 21	0,0	3,2	0,0	2,2	5,5
WW 22	1,2	11,7	0,0	7,7	20,6
WW 23	0,2	0,0	0,0	5,5	5,7
WW 24	0,8	7,2	0,0	5,1	13,1
WW 25	2,1	11,8	2,5	4,9	21,3
WW 26	3,6	10,4	0,4	6,5	20,9
WW 27	7,0	7,0	0,0	10,4	24,5
WW 28	3,6	28,3	0,2	13,3	45,5
WW 29	0,7	5,5	0,0	2,4	8,6
WW 30	3,1	4,8	0,0	6,2	14,0
WW 31	1,9	2,4	0,0	15,5	19,8

Tabelle 2: Durchschnittliche Nutzungsfrequenz der Wildwechsel pro Monat für alle Tiere. WW: Wildwechsel, Sonstige: alle übrigen erfassten Arten.

Vergleich Wildwechsel im ursprünglichen Untersuchungsgebiet

Für den unmittelbaren Vergleich zur letzten Erhebung in 2015 und 2016 wurden die Fotofallen an den gleichen Wildwechseln aufgestellt. An einer Stelle (WW 12) war dies aufgrund von Hochwasser nicht möglich und die Fotofallen wurden ein paar hundert Meter von der letzten Erhebung aufgestellt (WW 20 und WW 21 - wurden vom direkten Vergleich ausgenommen). Der direkte Vergleich umfasst somit die Wildwechsel 22, 23, 27, 28, 29, 30 und 31. Die Wildwechsel 24 und WW 25 befinden sich im neuen Erweiterungsgebiet und WW 26 wurde als neuer Beobachtungspunkt eingebracht.

Vier der Wildwechsel wurden in der Erhebung 2015/2016 mehr genutzt als in der aktuellen Erhebung. Drei Wildwechsel werden in der aktuellen Erhebung mehr genutzt. Der in der aktuellen Erhebung mit Abstand am meisten genutzte Wildwechsel (WW 28) wurde früher weniger genutzt als andere. Die größten Unterschiede gibt es bei Wildwechsel 23, 28, 29 und 30, wobei es bei Wildwechsel 28 zur größten Differenz in der Nutzungsfrequenz kam.

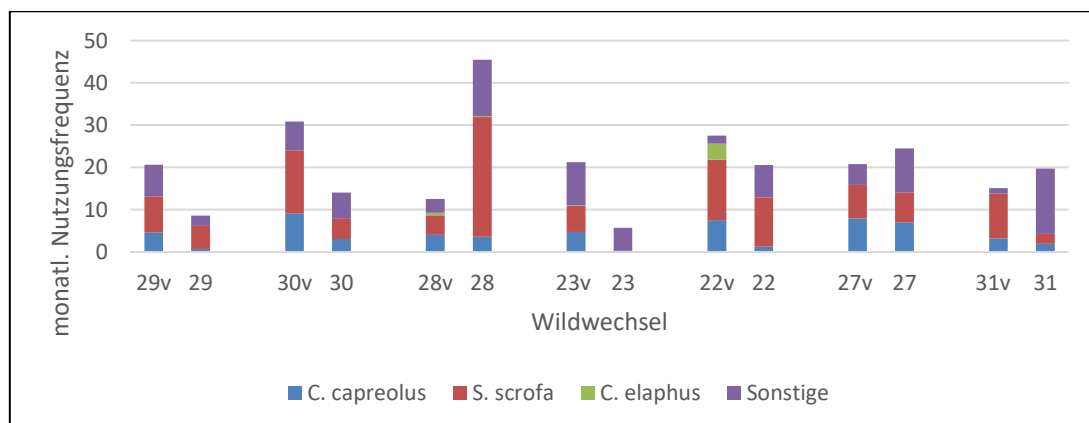


Abbildung 5: Durchschnittliche kumulierte Nutzungsfrequenz aller Arten pro Monat. WW v: Wert bei Erhebung 2015/2016

	Reh	Wildschwein	Rotwild	Sonstige	Gesamt
WW 29 vorher	4,6	8,6	0,0	7,5	20,7
WW 29	0,7	5,5	0,0	2,4	8,6
WW 30 vorher	9,1	14,9	0,0	6,8	30,9
WW 30	3,1	4,8	0,0	6,2	14,0
WW 28 vorher	4,0	4,6	0,6	3,2	12,5
WW 28	3,6	28,3	0,2	13,3	45,5
WW 23 vorher	4,7	6,1	0,2	10,2	21,2
WW 23	0,2	0,0	0,0	5,5	5,7
WW 22 vorher	7,5	14,4	3,8	1,9	27,5
WW 22	1,2	11,7	0,0	7,7	20,6
WW 27 vorher	7,9	7,9	0,0	4,9	20,8
WW 27	7,0	7,0	0,0	10,4	24,5
WW 31 vorher	3,2	10,6	0,0	1,3	15,1
WW 31	1,9	2,4	0,0	15,5	19,8

Tabelle 3: Vergleich der durchschnittlichen Nutzungsfrequenz der Wildwechsel (pro Monat) für alle Tiere. WW: Wildwechsel, Sonstige: alle übrigen erfassten Arten.

Der große Unterschied im Wildwechsel 28 ist zu einem Großteil auf eine Steigerung in der Nutzungsfrequenz beim Wildschwein zurückzuführen. Dafür nutzten die Wildschweine die in der Nähe befindlichen Wildwechsel 29 und 30 weniger als früher. Das Rehwild nutzte aktuell alle Wildwechsel weniger als früher. Das Rotwild konnte lediglich beim Wildwechsel 28 nachgewiesen werden und auch dort weniger als bei der letzten Erhebung. Bei den Wildwechsel 22, 27 und 31 ist der Unterschied nicht so groß, wobei die Wildwechsel 27 und 29 vom Rehwild und Wildschweinen aktuell mehr genutzt wurden als früher und vom Rotwild in der aktuellen Erhebung gar nicht. Bei Wildwechsel 23 konnte von den Schalenwildarten nur das Reh nachgewiesen werden, und auch das weitaus geringer als in der Erhebung 2015/2016. Die Wildwechsel 20 und 21 wurden von Rehwild und Rotwild gar nicht genutzt. Die durchschnittliche monatliche Nutzungsfrequenz des in der Nähe liegenden Wildwechsel 12 lag in der vorhergehenden Erhebung beim Rehwild bei 4,3 und beim Rotwild bei 1,4.

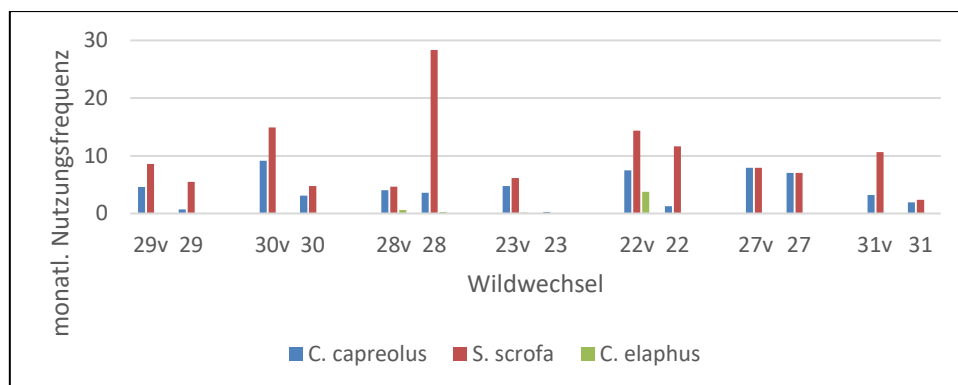


Abbildung 6: Durchschnittliche Nutzungsfrequenz von Reh, Wildschwein und Rotwild pro Monat. WW v: Wert bei Erhebung 2015/2016

Vergleich Wildwechsel im neuen Erweiterungsgebiet

Der Vergleich der Wildwechsel 24 und 25 vor und nach der Erweiterung des Weidegebietes bzw. vor und nach der Abtragung des vorher in der Nähe befindlichen Zaunes hat ergeben, dass die drei Schalenwildarten die beiden Wechsel vor der Erweiterung ungefähr doppelt so oft frequentierten wie nach der Erweiterung (vgl. Tabelle 4 und Abbildung 1 und 7). Dieser hohe Unterschied ergibt sich deswegen, da der Wildwechsel 24 vor der Erweiterung vor allem vom Rehwild deutlich mehr genutzt wurde (vorher 10 Nachweise pro Monat, nachher 1 Nachweis pro Monat), und der Wildwechsel 25 vorher vom Wildschwein deutlich öfter genutzt wurde (vorher 29 Nachweise pro Monat, nachher 12). Das Rotwild konnte diesmal nur beim Wildwechsel 25 nachgewiesen werden. Dafür allerdings auch beim Wildwechsel 26. Bei diesem Wildwechsel wurden auch Rehwild und Wildschweine nachgewiesen (siehe Tabelle 2).

	Reh	Wildschwein	Rotwild	Sonstige	Gesamt
WW 24 vorher	10,1	10,6	0,5	3,9	25,1
WW 24	0,8	7,2	0,0	5,1	13,1
WW 25 vorher	3,0	29,1	3,7	10,4	46,2
WW 25	2,1	11,8	2,5	4,9	21,3

Tabelle 4: Durchschnittliche Nutzungsfrequenz (pro Monat) der Wildwechsel aller Tiere vor und nach der neuen Erweiterung der Weidefläche. WW: Wildwechsel, Sonstige: alle übrigen erfassten Arten.

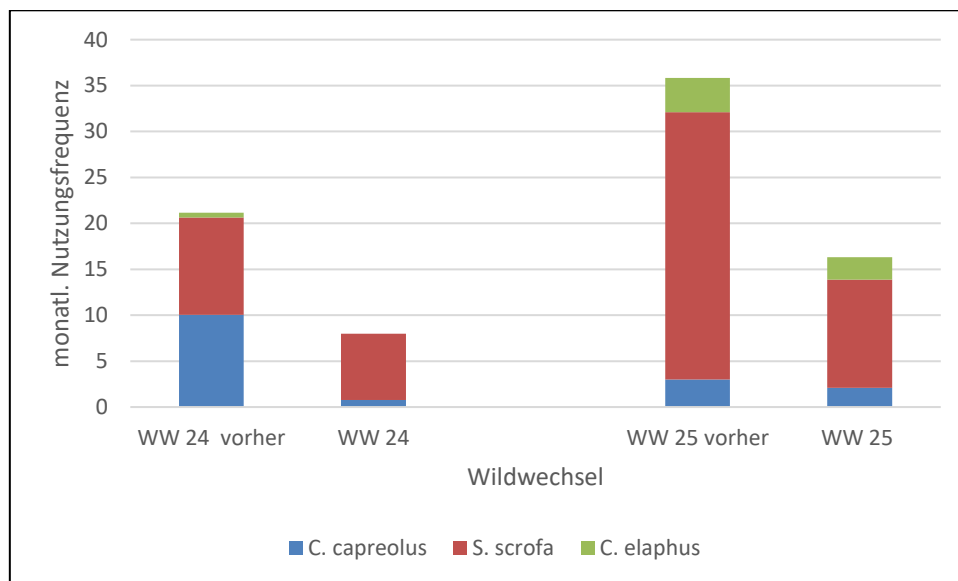


Abbildung 7: Kumulierte Nutzungsfrequenz von Reh, Wildschwein und Rotwild pro Monat. Vor und nach der neuen Erweiterung der Weidefläche Marchegg.

Vergleich der Nutzungsfrequenz aller Wildwechsel

Ein direkter Vergleich der durchschnittlichen Nutzungsfrequenz aller Wildwechsel ergibt, dass die Wildwechsel in der Erhebung 2015/2016 insgesamt mehr genutzt wurden. Alle drei Schalenwildtiere konnten öfters nachgewiesen werden. Lediglich die anderen Tierarten (Gruppe „Sonstige“) waren in dieser Erhebung aktiver.

	Reh	Wildschwein	Rotwild	Sonstige	Gesamt
2015/2016	5,4	10,3	0,8	4,8	21,4
2021/2022	2,0	7,9	0,3	7,0	17,2

Tabelle 5: Durchschnittliche Nutzungsfrequenz (pro Monat) aller Wildwechsel im Vergleich zur Erhebung 2015/2016.

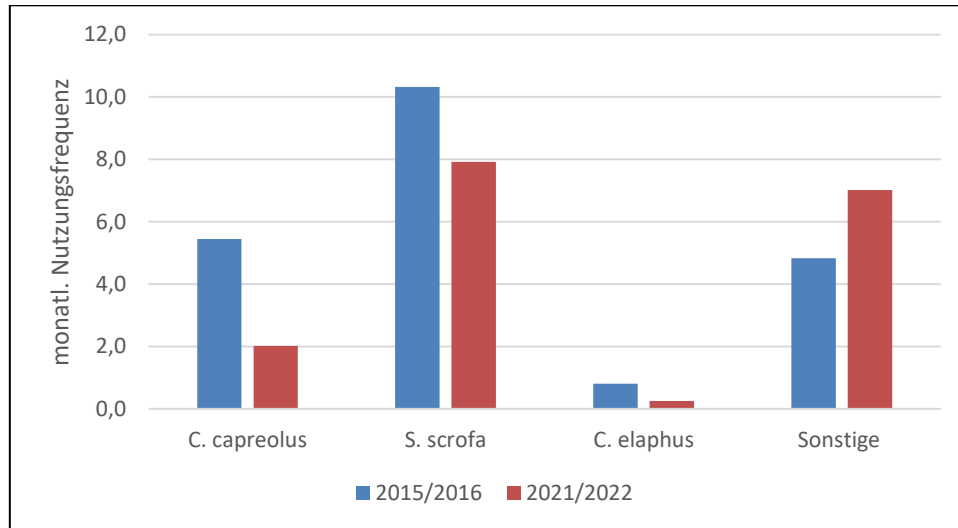


Abbildung 8: Durchschnittliche monatliche Nutzungsfrequenz aller Tierarten auf allen beobachteten Wildwechsel

Insgesamt gab es vier Wildwechsel, an denen die durchschnittliche monatliche Nutzungsfrequenz unter 10 lag (WW 20, 21, 23 und 29). Das gab es in der vergangenen Erhebung nicht, dort lag die minimale monatliche Nutzungsfrequenz bei 12,5 (WW 3, in der Nähe von WW 31) und reichte bis 46,2 (WW 25, ehemals WW 6, siehe Schneider & Razumovsky 2016). Annahme ist, dass die gestiegene Besucheranzahl hierbei eine Rolle spielt.

Vergleich der Artenanzahl

Bei dieser Erhebung wurden 16 Tierarten nachgewiesen (siehe Anhang 1), das sind drei Arten weniger als bei der Erhebung in 2015/2016, vornehmlich Vogelarten und die Feldmaus (*Microtus arvalis*).

Individuen pro Bild

Die Individuenzahl je Foto lag im Mittel bei 1,37 Tieren. Die meisten Individuen waren bei den Wildschweinen (1,48) zu verzeichnen, gefolgt vom Rotwild (1,31) und Rehwild (1,17). Alle anderen Tierarten waren alleine unterwegs, bis auf den Feldhasen (*Lepus europaeus*), von dem bei einem Foto 2 Individuen gesichtet wurden. Zudem gab es zwei Fotos, auf denen 2 Tierarten zu sehen waren (siehe Anhang 2). Zum einen gab es einen Marder (*Martes sp.*), der vom Zaun auf ein vorbeigehendes Reh hinunterblickte und ein anderes Foto zeigte einen Graureiher (*Ardea cinerea*), der neben einem Weißstorch (*Ciconia ciconia*) auf der Wiese schritt.

Aktivitätsmuster im Tagesverlauf

Abgeleitet aus dem Aufnahmezeitpunkt und der Lichtmenge, ergibt sich ein deutliches Aktivitätsmaximum aller Tiere in den Abend- und Nachtstunden (81%).

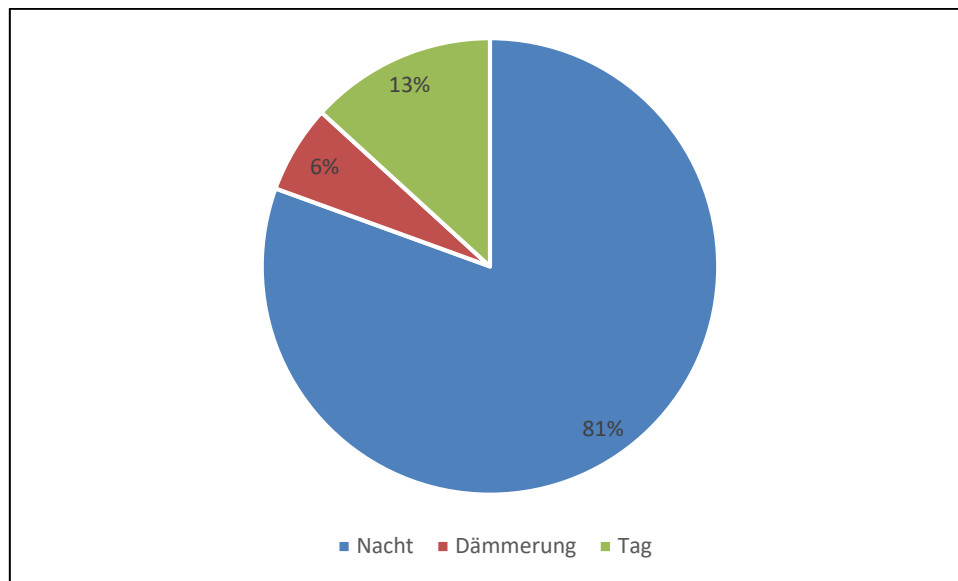


Abbildung 9: Verteilung der Nachweise im Tagesverlauf im Zeitraum September 2021 – Oktober 2022 für alle Tierarten

	Reh	Wildschwein	Rotwild	Sonstige	Gesamt
Tag	21	22	0	82	125
Dämmerung	14	17	0	28	59
Nacht	81	396	16	269	762

Tabelle 6: Verteilung der Nachweise im Tagesverlauf nach Arten. Sonstige: alle übrigen erfassten Arten. Summe der Nachweise = 946

Von den Schalenwildtieren ist lediglich das Reh auch am Tage und während der Dämmerung häufig aktiv (insg. 43% seiner Gesamtaktivität). Das Wildschwein ist zum Großteil in der Nacht aktiv. Das Rotwild wurde ausschließlich in der Nacht nachgewiesen. Auch alle anderen Arten konnten deutlich öfter in der Nacht als am Tag nachgewiesen werden. Am Tag und in der Dämmerung waren vor allem die Pferde aktiv (66 von insgesamt 110 Nachweisen).

4 Diskussion

Wie schon in der vergangenen Erhebung weist von den Schalenwildtieren das Wildschwein (*Sus scrofa*) die höchste Nutzungsfrequenz auf der Weidefläche auf. Bei der aktuellen Erhebung nutzten die Wildschweine die Wildwechsel fast viermal so oft wie das Rehwild (*Capreolus capreolus*). Wie auch in der Erhebung 2015/2016 wurde das Rotwild (*Cervus elaphus*) weitaus weniger oft nachgewiesen. Das ist insofern eine Bestätigung, da diese Art im Süden des Auenreservats generell seltener vorkommt und somit auch im Fotomonitoring seltener nachgewiesen wurde.

Generell lag die Nutzungsfrequenz der Wildwechsel bei dieser Erhebung unter der Nutzungsfrequenz der Erhebung in 2015/2016. Sowohl Wildschweine, Rehwild und Rotwild konnten früher öfter nachgewiesen werden. Vor allem das Reh war in der letzten Erhebung deutlich aktiver, nämlich fast viermal so viel.

Diese Beobachtung spiegelt sich auch im Vergleich der Erhebungen nur im ursprünglichen Untersuchungsgebiet. Alle Wildwechsel bis auf einen (WW 28) wurden weniger genutzt als in der früheren Erhebung. Beim Wildwechsel 28, der sich im Südwesten der Pferdeweide befindet, kam es zu einer Verschiebung in der Nutzung: der Wildwechsel wurde diesmal von den Wildschweinen deutlich mehr genutzt als früher und die angrenzenden Wildwechsel 29 und 30 dafür weniger. Das Rehwild war generell weniger aktiv und das Rotwild konnte lediglich an einem Wildwechsel nachgewiesen werden. Wildwechsel 23, der unmittelbar neben der Hauptallee liegt, wurde im Unterschied zur letzten Erhebung nur vom Rehwild genutzt, und auch das nur in einem weitaus geringeren Maße. Die Wildwechsel 20 und 21, die unmittelbar am Hochwasserschutzdamm bzw. einem der Wanderwege liegen, wurden von Rehwild und Rotwild gar nicht genutzt. Zum Vergleich: der in der Nähe liegende Wildwechsel 12 (in der aktuellen Erhebung wegen Hochwasser nicht berücksichtigt) wurde in der Erhebung 2015/2016 von beiden Arten genutzt. Auch beim Vergleich der Wildwechsel, die unmittelbar an das Erweiterungsgebiet angrenzen (WW 24 und 25) ist deutlich zu sehen, dass alle drei Schalenwildarten die beiden Wechsel bei der Erhebung 2016 (vor der Erweiterung) öfter frequentierten als bei dieser Erhebung nach der Erweiterung.

Es ist schwierig zu sagen, was der Grund für den Rückgang der Nutzungsfrequenz ist. Nachdem der Rückgang sowohl im ursprünglichen Untersuchungsgebiet als auch im Erweiterungsgebiet sichtbar ist, besteht offensichtlich keine Korrelation zum neu errichteten Zaun bzw. dem Abtragen des alten Zaunes. Vielmehr könnte der Grund für den Rückgang der sein, dass die Erhebung 2016 sechs Monate länger andauerte (eine Serie mehr) und die Monate Juni bis Dezember zweimal beobachtet wurden. In der aktuellen Erhebung wurde jedes Monat (bis auf den Oktober) nur einmal beobachtet. Die zusätzlichen Monate hätten u.U. eine veränderte Nutzungsfrequenz gezeigt. Ein weiterer Grund könnte sein, dass alle vier Wildwechsel mit einer geringen monatlichen Nutzungsfrequenz (unter 10) direkt bei den Wanderwegen lagen (drei davon entlang des Hochwasserschutzdammes). Da der Zeitraum der aktuellen Erhebung sich mit den Zeiträumen der Corona-Lockdowns und der Landesausstellung überschneidet, war die Anzahl der Besucher weitaus größer als in 2015/2016. Somit könnte es sein, dass die Anwesenheit der Besucher einen Einfluss auf das Verhalten der Tiere hatte, zumindest von Rehwild und Rotwild.

Klar ersichtlich ist jedoch, dass die vor Beweidungsbeginn kartierten Wildwechsel weiterhin genutzt werden. Auch kann anhand der Fotos klar belegt werden, dass der Zaun im gesamten Projektgebiet von allen betrachteten Arten (außer von den Pferden) regelmäßig passiert wird.

Es kann somit weiterhin davon ausgegangen werden, dass der Zaun keinen negativen Einfluss auf überregionale Wildtierkorridore wie den Alpen-Karpaten-Korridor hat.

Auffallend ist, dass das Rotwild (*Cervus elaphus*) die Wildwechsel, die zwischen March und Zaun verlaufen, weiterhin nutzt (hier befinden sich zwei der insgesamt drei vom Rotwild benutzten Wildwechsel, WW 25 und 26). Interessant für zukünftige Beobachtungen wäre, ob sich diese hohe Nutzung auf das gesamte neue Erweiterungsgebiet erstreckt; vor allem hinsichtlich der Fragestellung ob der der Zaun als „Leitstruktur“ um die Weidefläche herum wirkt. Ein wesentlicher Faktor für die hohe Nutzung dürfte aber auch die Deckung bietende Gehölzstruktur am Marchufer und der ehemalige Uferbegleitweg der viadonau zur Wartung des Marchufers darstellen.

Der dritte Nachweis des Rotwildes befand sich auf der gegenüberliegenden Seite der Pferdeweide im Südwesten (WW 28). Es könnte also sein, dass das Rotwild die Pferdeweide überquert. Dies müsste mit einem entsprechenden Monitoring abgesichert werden. Bekannt ist bereits, dass das Rotwild die südöstlich angrenzenden Herrschaftsau im Herbst saisonal nutzt (vgl. Schindlauer 2015).

Wie schon in der Erhebung 2016 aufgezeigt, kann auch in dieser Erhebung bestätigt werden, dass Wildtiere besonders im Bereich der Nanni-Au über die Straße in das Auenreservat wechseln (WW 31).

Die gewählte Methodik mit automatischen Fotokameras erlaubt keine genaue Abschätzung der Individuen, da größere Gruppen selten gemeinsam abgebildet sind. Die Anzahl der Wildtiere wurde deshalb bei der Auswertung ausgeklammert. Bei den Fotos konnten im Schnitt zwischen 1 (z.B.

Weißstorch) und fast 2 (Pferden) Individuen gezählt werden; die mittlere Individuenzahl lag bei 1,37 Tieren (dies deckt sich weitgehend mit dem Ergebnis von 2016).

Das bedeutet, dass die tatsächliche Raumnutzung durch Wildtiere deutlich höher liegt, als die dargestellte Nutzungsfrequenz.

Bei dieser Erhebung wurden 16 Tierarten nachgewiesen. Bis auf die Feldmaus (*Microtus arvalis*) wurden alle Säugetiere der letzten Erhebung nachgewiesen. Einige Vogelarten wie der Mäusebussard (*Buteo buteo*) oder die Kohlmeise (*Parus major*) wurden diesmal nicht nachgewiesen, dafür aber Grünspecht (*Picus viridis*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*).

Wie auch in der vorherigen Erhebung ergab sich ein deutliches Aktivitätsmaximum aller weiteren Tiere in den Abend- und Nachtstunden. So wurden 81% der Aktivität in der Dunkelheit nachgewiesen. Bei den Schalenwildtieren ist das Rotwild ausschließlich in der Nacht und das Wildschwein zum Großteil in der Nacht aktiv. Das Rehwild verteilt seine Aktivität über den gesamten Tagesverlauf.

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass keine negativen Auswirkungen des Zaunes auf die untersuchten Wildtierarten festgestellt werden konnten. Die Wildwechsel werden sowohl inmitten der Weidefläche, als auch im Randbereich regelmäßig genutzt. Es konnten zahlreiche Nachweise für das ungehinderte Queren des Zaunes erbracht werden.

Vertiefende Arbeiten könnten klären, inwieweit Faktoren wie etwa Jahreszeit und Habitatstruktur das Bewegungsmuster von Wildtieren im Auenreservat Marchegg bestimmen.

Auch wäre die genaue Betrachtung von west-östlich gerichteten Wechsellinien über die Fläche des Erweiterungsgebietes spannend und ob der Zaun am westlichen Rand für das Rotwild als Leitstruktur fungiert.

Nachdem bei einigen Wildwechseln entlang des Hochwasserschutzdammes wenig Aktivität vorherrschte und an der Hauptallee (WW 23) bis auf das Rehwild keine weiteren Schalenwildtiere nachgewiesen werden konnten, wäre es auch interessant zu sehen, inwieweit die Besucher einen Störfaktor für die Wildtiere darstellen.

5 Quellen

Aulagnier, S., Haffner, P., Mitchell-Jones, A. J., Moutou, F., Zima, J. (2009): Die Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens – Der Bestimmungsführer, Haupt Verlag: Göttingen. 272 S.

Egger, G. (2016): mündliche Mitteilung am 10.11. 2016.

Egger, G., Janak, M. & Schmitz, Z. (2012): Aktionsplan zum Schutz des Alpen-Karpaten-Korridor. Bericht im Zuge des ETZ Projekts AKK Centrope. 90 S.

Razumovsky, N., & Schneider, F. (2015): Wildwechsel Monitoring in Renaturierung. In: Egger, G., et al., 2016: Untere March-Auen, Life+ 10NAT/AT/015, Pferdeweide Marchegg, Jahresbericht 2015. 47S.

Schindlauer, M. (2015): Wildwechselmonitoring. Bericht im Auftrag des WWF Österreich, 8 S.

Schneider, F. & Razumovsky, N. (2016): Wildwechsel-Monitoring in Renaturierung. In: Egger, G., et al., 2016: Untere March-Auen, Life+ 10NAT/AT/015, Pferdeweide Marchegg, Jahresbericht 2016. 19 S.



Anhang 1 Artenliste

Wissenschaftl. Artname	Trivialname	Anzahl der Nachweise
<i>Ardea cinerea</i>	Graureiher	5
<i>Castor fiber</i>	Biber	1
<i>Ciconia ciconia</i>	Weißstorch	9
<i>Equus Konik</i>	Konikpferd	116
<i>Felis catus</i>	Hauskatze	1
<i>Garrulus glandarius</i>	Eichelhäher	1
<i>Lepus europaeus</i>	Feldhase	16
<i>Martes sp.</i>	Marder, unbestimmt	119
<i>Meles meles</i>	Dachs	6
<i>Picus viridis</i>	Grünspecht	1
<i>Sciurus vulgaris</i>	Eichhörnchen	10
<i>Turdus merula</i>	Amsel	1
<i>Vulpes vulpes</i>	Rotfuchs	93
<i>Sus scrofa</i>	Wildschwein	435
<i>Capreolus capreolus</i>	Reh	116
<i>Cervus elaphus</i>	Hirsch	16

Anhang 2. Fotodokumentation



Reh beim Queren des Zaunes



Biber beim Queren des Zaunes



DOERR SNAPSHOT 12.09.2021 02:43:02 06 007°C 045°F 9

Wildschwein beim Begutachten des Zaunes



DOERR SNAPSHOT 20.09.2022 21:25:16 25 006°C 043°F 8

Rotte beim Queren des Zaunes. Einige Tiere sind fleckig, das ist wohl auf ein Hausschwein als Vorfahre zurückzuführen.



DOERR SNAPSHOT 26.09.2022 05:14:46 ●01 010°C 050°F 🔋8

Rotfuchs beim Querens des Zaunes



DOERR SNAPSHOT 21.09.2021 03:30:19 ○15 006°C 043°F 🔋9

Dachs beim Querens des Zaunes



DOERR SNAPSHOT 16.05.2022 07:17:46 ○16 004°C 039°F 99

Graureiher und Storch schreiten nebeneinander auf der Wiese



DOERR SNAPSHOT 24.11.2021 18:52:14 ○20 003°C 037°F 7

Eine Hirschkuh geht entlang des Zaunes



DOERR SNAPSHOT 18.12.2021 00:01:26 15 001°C 034°F 9

Ein Marder schaut einem Reh beim Queren des Zaunes zu



DOERR SNAPSHOT 20.08.2022 20:41:11 23 016°C 061°F 9

Dieser Wildwechsel wird auch von einer Hauskatze genutzt



V Weißstörche

Jurrien Westerhof und Thomas Zuna-Kratky

Kartierungen von Liesbeth Forsthuber, Richard Katzinger, Christina Nagl, Ute Nüsken, Christoph Roland, Martin Rössler, Marion Schindlauer & Thomas Zuna-Kratky; zusammengestellt von Thomas Zuna-Kratky

Der Weißstorch (*Ciconia ciconia*) ist in besonderem Maße an offene Wiesen und Weide-Landschaften gebunden. Die Art braucht niedrigwüchsige Acker- und Grünlandflächen mit einem reichen Angebot an Krebsen, Insekten, Amphibien, Reptilien und Kleinsäugetern. Das Auenreservat Marchegg beherbergt eine sehr bedeutende Kolonie des geschützten Weißstorchs. Durchschnittlich brüten 40 Paare des Weißstorchs im unmittelbaren Umfeld der Marchegger Weidefläche (Zuna-Kratky 2010 und 2016). Die Störche nutzen das Gebiet zur Futtersuche, zur Aufnahme von Wasser und zum Sammeln von Nistmaterial.

Deshalb wird die Nutzung der Weidefläche durch den Weißstorch mit einem begleitenden Monitoring beobachtet. Mittelfristig wird erwartet, dass der Weißstorch auf der Weidefläche weiterhin gute Nahrungsgründe vorfindet. Im Gegensatz zur bisherigen Wiesennutzung, sollte durch die kontinuierliche Beweidung die zeitliche Nutzbarkeit für nahrungssuchende Störche sogar zunehmen.

Bereits in den vergangenen Jahren wurde festgestellt, dass Flächen mit kurzer Vegetation die meisten Storchensichtungen aufweisen, und die ungemähten, hochwüchsigen Bestände wiederum die geringsten (Westerhof, 2018). Offensichtlich ist die Kürze der Vegetation ausschlaggebend.

Tabelle 1: Verteilung der Störche nach Vegetationslänge im Jahr 2017

Bewuchs	Anzahl Störche	Prozentsatz	Davon Futtersuche	Prozentsatz
Hoch	25	4,2%	24	5,7%
Mittel	51	8,6%	43	10,2%
Niedrig	515	87,1%	354	84,2%
Summe:	591		421	

Deutlich sichtbar ist die Vorliebe der Störche für eine kurze Vegetation, sowohl bei der Futtersuche als auch bei anderen Aktivitäten. Grund ist wohl die leichtere Auffindbarkeit der Nahrung.

Aus direkten Beobachtungen ist abzuleiten, dass sich die Störche oft in der Nähe von den Weidetieren aufhalten. In einer aktuellen Studie zur Nahrungssuche von Störchen in Nordostpolen wird belegt, dass sie auf Flächen mit Rinderbeweidung signifikant erfolgreicher sind, als auf Flächen ohne Beweidung. Abb. 1 zeigt, dass der Erfolg auf beweideten Flächen im Tagesverlauf zwischen meist 70 und 100 Prozent liegt, gegenüber 30 bis 80 Prozent auf unbeweideten Flächen. Die Nahrung, die weitestgehend aus Insekten besteht, wird schneller erbeutet, und die Störche müssen weniger weit gehen bis sie Nahrung gefunden haben. Anzunehmen ist, dass durch die erfolgreichere Nahrungssuche auch der Bruterfolg höher ist (Zbyryt et al, 2020).

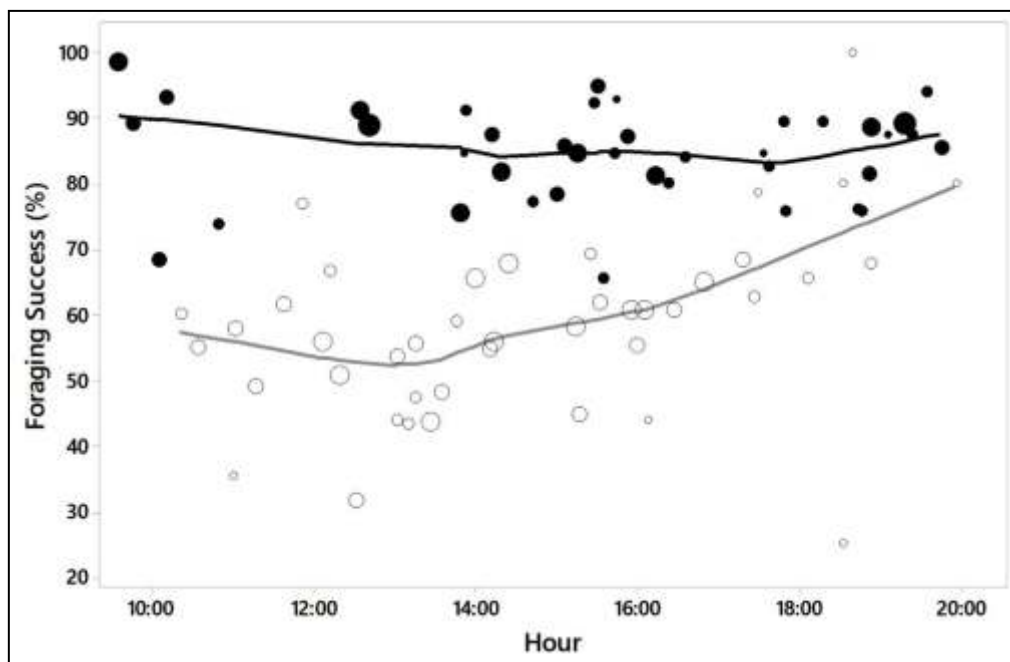


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Erfolg bei der Nahrungssuche, und An- und Abwesenheit von Rindern (Punkte oben bzw. unten), bei Störchen in Nordostpolen. Der Kreisumfang zeigt die Anzahl der Versuche, Nahrung zu finden, in den Kategorien 1-20, 21-40, 41-60, 61-80 und mehr als 80 Mal (Zbyryt et al, 2020).

Mehrmals wurde auf der Weidefläche im Auenreservat beobachtet, dass Störche in Dung wühlten, und sogar Dung in die Horste gebracht wurde. Ein möglicher Grund ist, dass bestimmte Dungkäferarten bzw. -Larven ins Nahrungsspektrum von Störchen fallen. Eine Untersuchung aus 2019 (Rabl, 2019) zeigt, dass der Dungkäferbestand auf der Weidefläche sehr gut entwickelt ist. Daher ist die Annahme naheliegend, dass Störche gezielt im Dung nach Käfer oder Larven suchen.

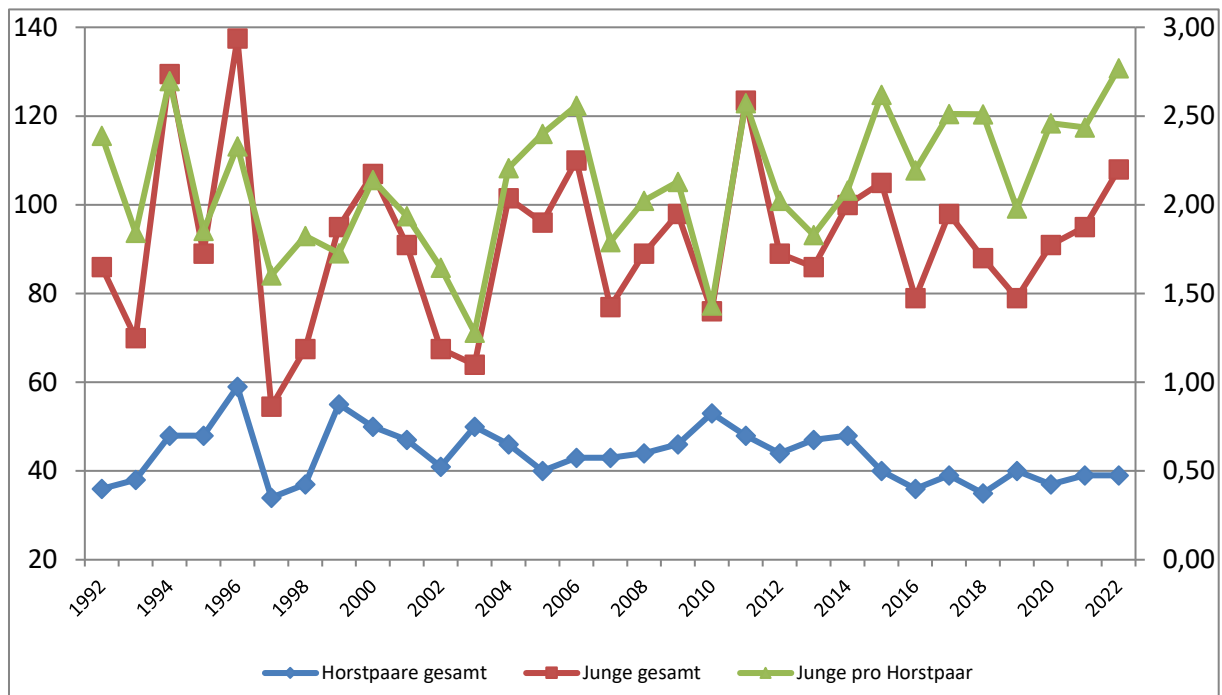
2. Bestandsentwicklung

Die Anzahl der Brutpaare in den unteren Marchauen lag im Jahr 2022 mit 39 Brutpaaren im Durchschnitt der Jahre seit 2015, aber deutlich unter dem Niveau der letzten Jahrzehnte, mit meist 40 bis 60 Brutpaaren. Dieser Trend ist noch stärker in den oberen Marchauen und im angrenzenden Teil von Tschechien und der Slowakei zu beobachten, und die Hauptursache ist wahrscheinlich das Ausbleiben der früher üblichen Frühlingshochwässer, die Folge des Schneeschmelzes waren. Die Bedeutung der Marchegger Störchen für den Gesamtbestand an March und Thaya in Österreich wird damit immer größer: an der oberen March und an der Thaya brüteten 2022 insgesamt nur noch 6

Paare, wovon 3 mit Erfolg (2020: 8 Brutpaare / 4 mit Erfolg; 2021: 6 Brutpaare / 5 mit Erfolg). Am Höhepunkt, im Jahr 1996, brüteten alleine zwischen Bernhardsthal und Angern 35 Paare (Zuna-Kratky, 2020).

Die Gesamtzahl der ausgeflogenen Jungvögel in den unteren Marchauen liegt mit 108 auf relativ hohem Niveau, sogar in Vergleich mit Jahren wo im Gebiet deutlich mehr Storchpaare gebrütet haben. Die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel pro Brutpaar von 2,77 ist sogar Rekordwert für den Zeitraum seit 1992 (Zuna-Kratky, 2022).

Abbildung 2: Entwicklung des Storchbestandes in den unteren Marchauen seit 1992



3. Diskussion

Aufgrund der umfangreichen Monitoring-Ergebnisse aus den vergangenen Jahren, beschränkte sich das Storchmonitoring in den letzten Jahren auf die Zählung der Anzahl der Brutpaare und der Jungvögel.

Bereits in den vergangenen Jahren wurde gezeigt, dass Störche ihre Nahrung vorwiegend in der Nähe der Kolonie suchen, und dabei Flächen mit kurzer Vegetation bevorzugen. Die aktuelle Pflege der Flächen, mit ausschließlich Beweidung auf den Offenlandflächen im südlichen Teil des Reservats, anfangs noch ergänzt durch eine einmalige Mahd, kommt den Präferenzen der Störche entgegen. In Vergleich zu früheren Jahren, mit oft starkem Graswuchs nach der einzigen Mahd im Frühsommer, bedeutet das eine Verbesserung.

Oft halten sich die Störche in der Nähe der Weidetiere auf – die Anwesenheit von Pferden stört also nicht. Beobachtungen und Untersuchungen legen vielmehr nahe, dass Störche die Nähe der Weidetiere suchen, weil aufgescheuchte Insekten relativ leicht zu erbeuten sind. Wahrnehmungen und Untersuchungen zeigen auch, dass der Dung der Tiere durch die anwesenden Dungkäfer eine positive Rolle spielen dürfte – auch für andere Vogelarten.

Die rückläufige Entwicklung der Anzahl der Storch-Brutpaare im Auenreservat folgt den Trend im Grenzraum Österreich-Tschechien-Slowakei, und eine eindeutige Ursache konnte bisher nicht ausgemacht werden. Auffällig ist, dass dieser Trend mit den fallenden Abflussmengen in der March, mit dem vermehrten Ausbleiben der Frühlings-Hochwässer und mit dem Austrocknen der Au-

Gewässer einhergeht (siehe Kapitel 2). Womöglich bewerten die Störche das Gebiet durch die ausbleibenden Hochwässer während der Ankunftszeit als weniger attraktiv. Die schleichende Austrocknung der Marchauen führt aber nicht zu einem niedrigeren Bruterfolg, was ein Indikator dafür ist, dass trotzdem genug Nahrung gefunden werden kann um die Jungen großzuziehen.

Die Entwicklung der Brutergebnisse der Störche in Marchegg seit Anfang der Beweidung legen den Schluss nahe, dass die Beweidung keinen negativen Einfluss auf den Bruterfolg hat. Vielmehr zeigen die Bruterfolge, dass es den Störchen in Marchegg in Verhältnis zu anderen Populationen in der Region gut geht. Die zunehmende Anzahl von Großinsekten, die mit der Einführung der Beweidung einhergeht, dürfte hierbei eine Rolle spielen.

4. Quellen

Rabl, D. (2019): Bericht zur Untersuchung der Dungkäfer auf der Pferdeweide Marchegg. Unveröff. 10 S.

Westerhof, J. (2018): Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2017. 79 S.

Zbyryt, A, Sparks, T.H., Tryjanowski, P (2020): Foraging efficiency of white stork *Ciconia ciconia* significantly increases in pastures containing cows. 4 S.

Zuna-Kratky, T. (2010): Die Weißstorchkolonie in Marchegg – Stand 2009. Unveröff. Bericht des Vereins Auring. 12. S.

Zuna-Kratky, T. (2016): Weißstorch-Erhebung March-Thaya aktuell. Bericht Verein Auring. 3 S.

Zuna-Kratky, T. (2022): Weißstorch in den March-Thaya-Auen in der Brutsaison 2022, unveröff.



VI

Einfluss der Beweidung auf die Biodiversitätsausstattung von Sonderstrukturen im Naturschutzgebiet *Untere Marchauen*

Hannah Geiser

1. Einleitung

Seit dem Jahr 2015 ist das WWF-Auenreservat Marchegg, eine Fläche von fast 80 Hektar, Schauplatz eines Modellprojekts zur naturnahen Gestaltung. Das Reservat wird seither ganzjährig durch Konik-Pferde beweidet. Ziel des Projekts ist es, die scharfen Grenzen zwischen Wald und Offenland aufzulösen, damit gefährdete Arten und Pionierpflanzen von einer Vielzahl neuer Nischen profitieren können. Es gibt bereits umfassende Arbeiten über die Vegetation in den Marchauen (Schratt-Ehrendorfer 1999, Pauer 2005) und den Einfluss der Beweidung auf die Vegetation und einzelne Pflanzenarten im Projektgebiet *Pferdeweide Marchegg* (Egger 2020, Schneider 2019). Derzeit fehlen jedoch Studien über Sonderstrukturen, die durch die Beweidung mit Konik-Pferden entstehen.

Die Begrifflichkeit *Sonderstruktur* bezieht sich auf alles, was im Vergleich zur Umgebung ungewöhnlich und selten ist. Im Kontext der Beweidung des WWF-Auenreservats Marchegg sind Sonderstrukturen Strukturen, die durch die Beweidung mit Konik-Pferden entstehen – wie etwa der Verbiss an Bäumen, Pferdeäpfel, Trittsuren, Suhlen und Scharrsuren.

Durch die Sonderstrukturen können günstige Bedingungen für thermophile Arten wie Heidekraut (*Calluna vulgaris*), Wiesen-Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) und Felsen-Bilsenkraut (*Ajuga reptans*) aufgrund von höherer Sonneneinstrahlung entstehen (Bunzel-Drücke et al. 2008). Das Suhlen der Wildpferde kann zur Bildung von kahlen Flächen und Feuchtgebieten führen, die als Habitat für störungstolerante Arten fungieren können. Der Kot der Pferde stellt eine Lebensgrundlage für koprophage Insekten dar, welche wiederum als Nahrungsquelle für Insektenfresser wie den Wiedehopf dienen. Verglichen mit einer uniform gemähten Wiese weisen die durch Beweidung geschaffenen Strukturen einen höheren strukturellen Reichtum und eine größere räumliche Heterogenität auf. Die Beweidung durch Wildpferde kann jedoch auch zu einer übermäßigen Ausbildung von kahlen Flächen und ständigen Störungen führen.

Aus diesem Grund stellen sich folgende Fragen:

- 1.) Welche Typen an Sonderstrukturen werden durch die Beweidung in den unteren Marchauen geschaffen?
- 2.) Beherbergen die Sonderstrukturen *Dung*, *Tritt*, *Suhle* eine höhere biologische Vielfalt als ungestörte Flächen in der Umgebung?
- 3.) Fördern die Sonderstrukturen *Dung*, *Tritt*, *Suhle* Arten, die in den ungestörten Flächen der Umgebung nicht vorhanden sind?

Die Methode dieser Untersuchung besteht in der Erfassung der Biodiversität bei Sonderstrukturen auf einer beweideten Wiese und im Vergleich mit einer zufällig ausgewählten Referenzfläche in der näheren Umgebung. Die untersuchten Organismengruppen umfassen Pilze und Blütenpflanzen, Hautflügler (Bienen und Wespen), Schmetterlinge, Käfer, Spinnen und Wanzen.

2. Untersuchungsgebiet, Material und Methode

Untersuchungsgebiet

Die Biodiversität auf Sonderstrukturen und Referenzflächen wurde zwischen Ende Juni und Anfang November 2022 auf den Untersuchungsflächen *Schlosswiese* und *Hochwassersichere Koppel* erfasst. Für die Erhebungen wurden die Sonderstrukturen *Tritt*, *Suhle* und *Dung* ausgewählt, da sie am häufigsten vorkommen und eine gute Analyse der Biodiversität ermöglichen. Die Erhebungen wurden auf den beiden Flächen jeweils paarweise direkt hintereinander durchgeführt.

Erhebungen

Um eine repräsentative und vergleichbare Stichprobe zu erzielen, wurde mittels Zufallsauswahl in Excel eine von den drei Sonderstrukturen (*Dung*, *Tritt*, *Suhle*) ausgewählt und die Untersuchungsfläche (entweder *Schlosswiese* oder *Koppel*) bestimmt. Für jede Sonderstruktur wurde eine gepaarte Referenzfläche mittels Zufallsprinzip bestimmt. Die Himmelsrichtung und eine Zahl von 5 bis 20 wurden mittels Excel zufällig vorgegeben, um die Lage der Referenzfläche in Bezug auf die jeweiligen Sonderstruktur zu bestimmen. Die ausgewählten Flächenpaare wurden am selben Tag direkt hintereinander untersucht, um gleichbleibende Bedingungen hinsichtlich abiotischer Faktoren wie Relief, Einstrahlung, Höhe, Boden und Wasserstand zu gewährleisten. Die Sonderstrukturen wurden auf einer Weide im Offenland untersucht, um eine Vermischung der Ökosysteme Weide und Wald zu vermeiden. Die Untersuchungen beinhalteten die Erhebung von Blütenpflanzen und Pilzen sowie von Vertretern aus den Ordnungen *Coleoptera* (Käfer), *Heteroptera* (Wanzen), *Lepidoptera* (Schmetterlinge), *Apiformes* (Bienen) und *Arachnida* (Spinnentiere).

Standortkarte

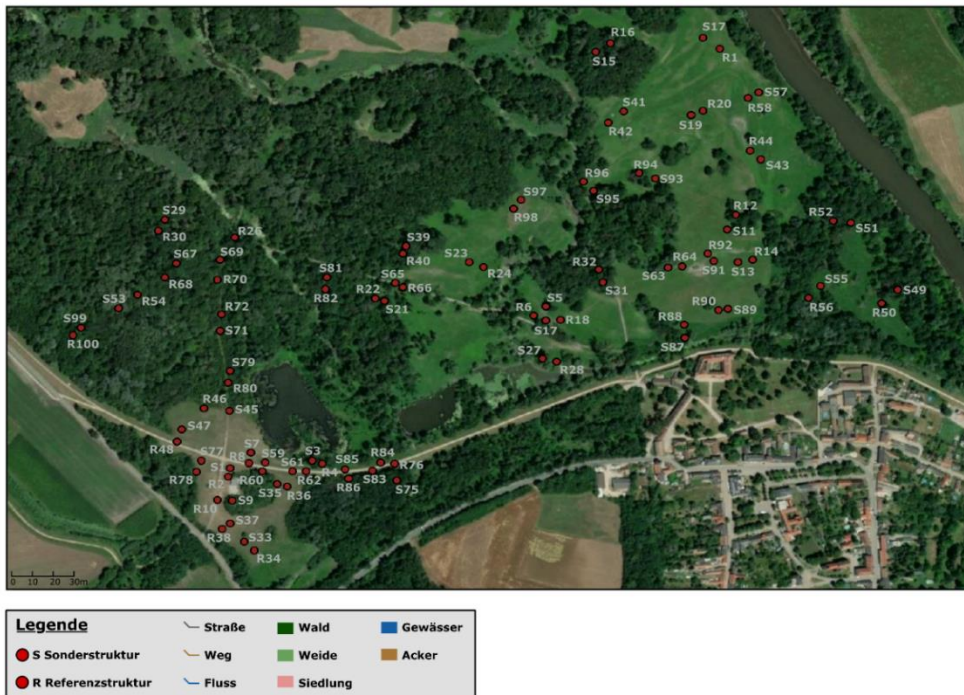


Abb. 2: Lage der Probeflächen-Paare. Die Abkürzung S steht für Sonderstruktur, R für Referenzfläche

Innerhalb der Sonderstruktur wurde eine Probefläche von 1 x 1 m mittels Heringen und Schnüren abgegrenzt. Anschließend wurden die Blütenpflanzen mit Hilfe von Fischer et al. (2008) auf der Fläche bestimmt und die Pflanzen abgezählt. Innerhalb eines Zeitfensters von 20 Minuten wurden die blütenbesuchenden Insekten, wie Schmetterlinge und Hautflügler, mithilfe von Bestimmungsliteratur (Gereben-Krenn 2018, Willner 2017) bestimmt und gezählt. Die Schmetterlinge und Hummeln wurden mit Wiesenkeschern gefangen, während die restlichen Insekten und Spinnen mithilfe von Fanggläsern eingefangen wurden. Letztere wurden für die genauere Bestimmung mithilfe von Ethylacetat getötet und anschließend an Experten zur weiteren Artbestimmung übergeben.



Abb. 3: Sonderstruktur Tritt, 26.9.2022

Tabelle 1: Expert:innen, die mit der Artbestimmung betraut wurden

I. Greilhuber	Pilze (Fungi)
P. Zulka	Laufkäfer (<i>Carabidae</i>), Kurzflügler (<i>Staphylinidae</i>), Spinnentiere (<i>Arachnida</i>)
W. Rabitsch	Wanzen (Heteroptera)
J. Kerschbaum, B. Pachinger	Hautflügler (<i>Hymenoptera: Apiformes, Vespinae</i>)
T. Schernhammer	Blatthornkäfer (<i>Scarabaeidae</i>), Mistkäfer (<i>Geotrupidae</i>), Ölkäfer (<i>Meloidae</i>), Blattkäfer (<i>Chrysomelidae</i>), Rüsselkäfer (<i>Curculionidae</i>), Schwarzkäfer (<i>Tenebrionidae</i>), Stutzkäfer (<i>Histeridae</i>)
D. Rabl	Restliche Käfer (<i>Coleoptera</i>)

Statistische Analyse

Für die Analyse der Daten wurde ein Wilcoxon-Test durchgeführt, um zu überprüfen, ob es eine signifikante Differenz zwischen den Individuenzahlen und Artenzahlen auf den Sonderstrukturen und den Referenzflächen gibt. Die gesammelten Daten über die identifizierten Arten wurden in einer tabellarischen Form dargestellt, um eine deskriptive Übersicht zu erhalten.

3. Ergebnisse

Sonderstrukturen im Auenreservat Marchegg

Im Auenreservat findet man folgende Sonderstrukturen, die durch die Konik-Pferde entstanden sind:

- Dung
- Trittspuren
- Suhlen
- Bissstellen (an Jungbäumen, Sträuchern)
- Scharrspuren
- Wetzstellen (an Jungbäumen, Sträuchern)
- Standplätze (insbesondere unter großen Bäumen)
- Tränken

Im Folgenden werden die Sonderstrukturen Dung, Trittspuren, Suhlen und Verbiss genauer beschrieben.

Dung

Die Konik-Pferde im Auenreservat Marchegg sind nicht entwurmt. Dadurch wird ihr Dung zu einer bedeutenden Lebensgrundlage für viele Tiere. Der unbehandelte Kot dient als Nahrung für saprotrophe Organismen, Nematoden, Milben, Fliegen und andere koprophage Insekten. Weiters bietet der Dung eine wichtige Nahrungsquelle für Kurzflügelkäfer (*Emus hirtus*), Wiedehopfe (*Upupa epops*), Neuntöter (*Lanius collurio*), Dachse (*Meles meles*) und verschiedene Fledermausarten (Greenwood 2002). Der schnelle Verrottungsprozess des Kots bietet eine weitere Ressource für die Tierwelt und wird oft an bevorzugten Standorten abgelegt werden (z. B. hochwassersichere Koppel – unter der Scheune). Jährlich produzieren die Konik-Pferde im Auenreservat Marchegg zwischen 100 und 150 Tonnen Kot. Dies stellt eine potenzielle Futterquelle für bis zu einer Tonne an wirbellosen Tieren dar. Das unterstreicht das große Potenzial, das diese Ressource für die Folgenutzer bietet (Gerken 2008, Sonnenburg 2004).



Abb. 4 und 5: verrotteter Pferde-Dung nach ca. einer Woche, und *Deconica coprophila* auf frischem Pferde-Dung

Trittspuren

Eine Studie aus Südbayern belegt, dass Trittspuren in Feuchtgebieten einen Beitrag zur Förderung seltener Pflanzenarten, so genannter „Störungszeiger“, leisten können. Hierunter fallen Arten wie der Kriechende Sellerie (*Apium repens*), das Knotige Mastkraut (*Sagina nodosa*) und der Moor-Klee (*Trifolium spadiceum*). Des Weiteren vermehren sich Kräuter wie Gänseblümchen (*Bellis perennis*) und verschiedene Klee-Arten und kleinwüchsige Magerzeiger, wie Heidenelke (*Dianthus deltoides*) oder Feld-Thymian (*Thymus pulegioides*) auf Weiderasen (Strohwasser 2005). Die Beweidung mit Pferden kann zudem zur Reduzierung von ausgedehnten Beständen von Landreitgras, Pfeifengras, Rasenschmiele u.a. beitragen (Bolz 2005). Im Rahmen der Feldarbeit konnte festgestellt werden, dass auf der Sonderstruktur *Tritt* der Neophyt *Symphyotrichum lanceolatum* im Vergleich zur restlichen Weide seltener vorhanden ist.



Abb. 6: Sonderstruktur Trittspur

Suhlen

Die Jägersprache bezeichnet eine Bodenvertiefung, die von Natur aus morastig ist, als Suhle. Bei heißem und trockenem Wetter nutzen Pferde diese gerne als Ruheplatz. Die Wildpferde tragen durch Wälzen dazu bei, dass offene Bodenstellen und Sand- oder Erdkuhlen entstehen, die für viele Pflanzen, die viel Licht, Wärme und aufgelockerte Vegetationsstrukturen benötigen, von Bedeutung sind (Bunzel-Drüke et al. 2008). Ähnlich wie bei den Trittspuren fördern die Suhlen auch die Keimung von Pflanzen (Köhler 2016).



Abb. 7: Sonderstruktur Suhle

Verbiss

Im Auenreservat Marchegg gibt es eine signifikante Anzahl von jungen Pappel- und Eschenbäumen, die von den Konik-Pferden abgebissen wurden. Die Pferde neigen auch dazu, sich an Baumstämmen zu reiben, um Stechmücken zu vertreiben. Während ältere Gehölze normalerweise unbeschädigt bleiben, kann der Jungwuchs, insbesondere bei kleineren Gehölzbeständen, durchaus beeinträchtigt werden. Im Vergleich zu Rindern verbeißen Pferde tiefer und fressen selektiver, insbesondere Gräser wie Binsen, Sauergräser und hartblättrige Süßgräser wie Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*), Blaues Seifengras (*Molinia caerulea*) oder Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) (Seifert 2006). In manchen Fällen fressen Pferde auch Brennesseln nach den ersten Frösten (Strohwasser 2005).

Eine Ursache für den Verbiss ist die Erweiterung des Winter-Nahrungsspektrums durch die Pferde. Laut einem Pilotprojekt von Bunzel-Drücke et al. (2008) fraßen die Pferde im ersten Winter ausschließlich Wolliger Schneeball und Kirsche und erst in späteren Jahren griffen sie auf Rinde und Äste anderer Arten, wie Weißdorn, Faulbaum und Esche, zurück. Berichten von Cosyns (2001) zufolge, verzehrten Konik-Pferde im Winter verstärkt Wurzeln von Brennesseln und Weidenröschen. Es wurde sogar beobachtet, dass Wildpferde unter Wasserpflanzen scharrten und die über die Wasseroberfläche ragenden Teile fraßen (Zahn et al. 2016).

Von den Sonderstrukturen wurden in der Feldarbeit Tritts Spuren, Dunghaufen und Suhlen näher untersucht.

Fangergebnisse

Im Rahmen der Feldarbeit wurden insgesamt 1595 Individuen aus 149 verschiedenen Arten, darunter auch 82 gefährdete Individuen, festgestellt. Die untersuchten Gruppen umfassen Hautflügler (einschließlich Bienen und Wespen, 67 Individuen und 9 Arten), Schmetterlinge (70 Individuen und 15 Arten), Käfer (291 Individuen und 37 Arten), Wanzen (65 Individuen und 13 Arten), Spinnentiere (51 Individuen und 13 Arten), Blütenpflanzen (1023 Individuen und 50 Arten) sowie Pilze (23 Individuen und 12 Arten). Die gefundenen Arten mit der Anzahl der Nachweise auf den Sonderstrukturen und den Referenzflächen sowie der jeweiligen Individuenzahl auf beiden Flächen sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Nachgewiesene Arten im Untersuchungsgebiet Marchegg. Sonderstrukturen wurden jeweils mit S., die Referenzflächen mit R. abgekürzt

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	Familie	Ordnung	Summe - S.	Summe - R.	Nachweise - S.	Nachweise - R.
<i>Agaricus bisporus</i> (J.E.Lange) Imbach	Zweisporiger Champignon, Zucht-Champignon	Agaricaceae	Agaricales	0	1	0	1
<i>Agaricus campestris</i> L.	Wiesen-Champignon, Gewöhnlicher Wiesen-Champignon	Agaricaceae	Agaricales	1	3	1	2
<i>Conocybe moseri</i> Watling	Grauschwärzliches Samthäubchen	Bolbitiaceae	Agaricales	0	1	0	1
<i>Coprinellus micaceus</i> (Bull.) Vilgalys, Hopple & Jacq.Johnson	Gewöhnlicher Glimmertintling	Psathyrellaceae	Agaricales	0	1	0	1
<i>Crinipellis tomentosa</i> (Quél.) Singer	Spitzborstiger Haarschwindling, Filziger Haarschwindling, Knollenloser Haarschwindling	Marasmiaceae	Agaricales	1	0	1	0
<i>Deconica coprophila</i> (Bull.) P.Karst.	Rotbrauner Mist-Kahlkopf	Strophariaceae	Agaricales	7	0	2	0
<i>Infundibulicybe geotropa</i> (Bull.) Harmaja	Mönchskopf-Trichterling	Tricholomataceae	Agaricales	1	0	1	0
<i>Leucoagaricus leucothites</i> (Vittad.) Wasser	Rosablättriger Hellchampignon, Gewöhnlicher Hellchampignon, Seidiger Hellchampignon	Agaricaceae	Agaricales	0	2	0	1
<i>Macrolepiota excoriata</i> (Schaeff.) Wasser	Acker-Riesenschirmling	Agaricaceae	Agaricales	1	0	1	0
<i>Tricholoma argyraceum</i> (Bull.) Gillet		Tricholomataceae	Agaricales	0	1	0	1
<i>Volvopluteus gloiocephalus</i> (DC.) Vizzini, Contu & Justo	Großer Schmier-Scheidling, Ansehnlicher Schmier-Scheidling	Pluteaceae	Agaricales	1	1	1	1
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757	Gartenkreuzspinne	Araneidae	Araneae	3	1	2	1
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	Gewöhnliches Winkelweberchen	Linyphiidae	Araneae	1	0	1	0
<i>Micaria nivosa</i> L.Koch, 1866	Schneeschillerspinne	Gnaphosidae	Araneae	1	0	1	0
<i>Ozyptila praticola</i> (C.L.Koch, 1837)	Wald-Zwergkrabbspinne	Thomisidae	Araneae	2	0	2	0
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)		Lycosidae	Araneae	6	5	3	0
<i>Pardosa prativaga</i> (L.Koch, 1870)	Graslaufwolf	Lycosidae	Araneae	3	1	1	2
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	Listspinne	Pisauridae	Araneae	8	1	6	1
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	Großer Sonnenwolf	Lycosidae	Araneae	9	1	7	1
<i>Achillea millefolium</i> L.	Echt-Schafgarbe	Asteraceae	Asterales	4	27	1	10
<i>Symphyotrichum lanceolatum</i> (Willd.) G. L. Nesom	Lanzettblättrige Staudenaster	Asteraceae	Asterales	83	279	4	16

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	Familie	Ordnung	Summe - S.	Summe - R.	Nachweise - S.	Nachweise - R.
<i>Carduus acanthoides</i> L.	Weg-Distel	Asteraceae	Asterales	2	0	1	0
<i>Centaurea jacea</i> L.	Wiesen-Flockenblume	Asteraceae	Asterales	0	3	0	1
<i>Centaurea pannonica</i> (Heuff.) Simonk.		Asteraceae	Asterales	0	2	0	1
<i>Cichorium intybus</i> L.	Gewöhnliche Wegwarte	Asteraceae	Asterales	12	8	3	5
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	Sumpfkatzdistel	Asteraceae	Asterales	0	2	0	1
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	Einjähriger Feinstrahl	Asteraceae	Asterales	0	2	0	1
<i>Pentanema britannicum</i> (L.) D.Gut.Larr., Santos-Vicente, Anderb., E.Rico & M.M.Mart.Ort.	Wiesen-Alant	Asteraceae	Asterales	0	19	0	2
<i>Inula helenium</i> L.	Echter Alant	Asteraceae	Asterales	0	3	0	1
<i>Matricaria discoidea</i> DC.	Strahlenlose Kamille	Asteraceae	Asterales	0	3	0	1
<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex Wiggins		Asteraceae	Asterales	22	16	5	6
<i>Taraxacum serotinum</i> (Waldst. & Kit.) Poir.	Später Löwenzahn	Asteraceae	Asterales	12	0	4	0
<i>Anchusa officinalis</i> L.	Echte Ochsenzunge	Boraginaceae	Boraginales	0	1	0	1
<i>Cardamine pratensis</i> L.		Brassicaceae	Brassicales	3	1	1	1
<i>Lepidium sativum</i> L.	Garten-Kresse	Brassicaceae	Brassicales	0	7	0	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	Thymianblättriges Sandkraut	Caryophyllaceae	Caryophyllales	5	0	1	0
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	Karthäuser-Nelke	Caryophyllaceae	Caryophyllales	3	18	1	2
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P.W.Ball & Heywood	Kopfnelke	Caryophyllaceae	Caryophyllales	0	14	6	4
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Verschiedenblättrige Vogelknöterich	Polygonaceae	Caryophyllales	11	0	1	0
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulak	Portulacaceae	Caryophyllales	5	0	1	0
<i>Psammophiliella muralis</i> (L.) Ikonn.	Mauer-Gipskraut	Caryophyllaceae	Caryophyllales	0	4	0	2
<i>Saponaria officinalis</i> L.	Echtes Seifenkraut	Caryophyllaceae	Caryophyllales	0	12	0	1
<i>Silene latifolia</i> Poir.	Weißer Lichtnelke	Caryophyllaceae	Caryophyllales	3	12	1	3
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	Aufgeblasenes Leimkraut	Caryophyllaceae	Caryophyllales	13	12	3	3
<i>Amara aenea</i> (DeGeer, 1774)	Erzfarbener Kamelläufer	Carabidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	Waldmistkäfer	Geotrupidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Acrossus depressus</i> (Kugelann, 1792)		Scarabaeidae	Coleoptera	0	1	0	1
<i>Colobopterus erraticus</i> (Linnaeus, 1758)	Schwärmer	Scarabaeidae	Coleoptera	8	0	2	0
<i>Rhodaphodius foetens</i> (Fabricius, 1787)	Stinkender Dungkäfer	Scarabaeidae	Coleoptera	5	2	3	2
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	Großer Kahnläufer	Carabidae	Coleoptera	2	0	1	0
<i>Chrysolina fastuosa</i> (Scopoli, 1763)	Ovaläugiger Blattkäfer	Chrysomelidae	Coleoptera	2	0	1	0
<i>Chrysolina sanguinolenta</i> (Linnaeus, 1758)		Chrysomelidae	Coleoptera	19	15	12	9
<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758	Siebenpunkt	Coccinellidae	Coleoptera	13	37	7	13
<i>Euoniticellus fulvus</i> (Goeze, 1777)		Scarabaeidae	Coleoptera	8	0	4	0
<i>Galeruca pomonae</i> (Scopoli, 1763)		Chrysomelidae	Coleoptera	14	4	7	3
<i>Galeruca tanacetii</i> (Linnaeus, 1758)	Rainfarn-Blattkäfer	Chrysomelidae	Coleoptera	22	5	13	4
<i>Geotrupes spiniger</i> (Marsham, 1802)		Geotrupidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Harmonia axyridis</i> (Pallas, 1773)	Asiatischer Marienkäfer	Coccinellidae	Coleoptera	3	4	1	2
<i>Hister quadrinotatus</i> Scriba, 1790		Histeridae	Coleoptera	5	0	1	0
<i>Hylesinus varius</i> (J.C.Fabricius, 1775)		Curculionidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Hylotropes bajulus</i> (Linnaeus, 1758)	Hausbock	Cerambycidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Meloe rugosus</i> Marsham, 1802		Meloidae	Coleoptera	11	5	5	5
<i>Onthophagus fracticornis</i> (Preyßler, 1790)	Bruchhörniger Kotkäfer	Scarabaeidae	Coleoptera	7	0	1	0
<i>Onthophagus illyricus</i> (Scopoli, 1763)		Scarabaeidae	Coleoptera	56	0	3	0
<i>Onthophagus ovatus</i> (Linnaeus, 1767)		Scarabaeidae	Coleoptera	7	0	2	0
<i>Opatrum sabulosum</i> (Linnaeus, 1761)	Gemeiner Staubkäfer	Tenebrionidae	Coleoptera	1	1	1	1
<i>Pachylister inaequalis</i> (Olivier, 1789)		Histeridae	Coleoptera	6	0	1	1
<i>Philonthus laminatus</i> (Creutzer, 1799)		Staphylinidae	Coleoptera	3	0	2	0
<i>Harpalus rufipes</i> (DeGeer, 1774)	Gewöhnlicher Haarschnellläufer	Carabidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	Großer Grabläufer	Carabidae	Coleoptera	3	0	1	0
<i>Pyrochroa coccinea</i> (Linnaeus, 1761)		Pyrochroidae	Coleoptera	0	1	0	1
<i>Subcoccinella vigintiquatuorpunktata</i> (Linnaeus, 1758)	Luzerne-Marienkäfer	Coccinellidae	Coleoptera	0	1	0	1

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	Familie	Ordnung	Summe - S.	Summe - R.	Nachweise - S.	Nachweise - R.
<i>Otiorhynchus rugosostriatus</i> (Goeze, 1777)		Curculionidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Sphaeridium marginatum</i> (Fabricius, 1775)		Hydrophilidae	Coleoptera	2	0	1	0
<i>Sphaeridium bipustulatum</i> (Fabricius, 1781)		Hydrophilidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Crypticus quisquilius</i> (Linnaeus, 1761)		Tenebrionidae	Coleoptera	2	0	1	0
<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	Gelbe Skabiose	Caprifoliaceae	Dipsacales	9	25	4	10
<i>Medicago lupulina</i> L.	Hopfenklee	Fabaceae	Fabales	15	0	1	0
<i>Melilotus albus</i> Medik.	Weißer Steinklee	Fabaceae	Fabales	7	0	1	0
<i>Trifolium arvense</i> L.	Hasen-Klee	Fabaceae	Fabales	0	57	0	2
<i>Trifolium badium</i> Schreb.		Fabaceae	Fabales	0	20	0	1
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	Fabaceae	Fabales	0	7	0	2
<i>Galium palustre</i> L.		Rubiaceae	Gentianales	0	13	0	1
<i>Capsus ater</i> (Linnaeus, 1758)		Miridae	Hemiptera	1	0	1	0
<i>Eysarcoris ventralis</i> (Westwood, 1837)		Pentatomidae	Hemiptera	1	0	1	0
<i>Lygaeus equestris</i> (Linnaeus, 1758)	Ritterwanze	Lygaeidae	Hemiptera	3	1	2	1
<i>Miridae</i>		Miridae	Hemiptera	1	3	1	2
<i>Palomena prasina</i> (Linnaeus, 1761)	Grüne Stinkwanze, Faule Grete	Pentatomidae	Hemiptera	1	2	2	0
<i>Pyrrhocoris apterus</i> (Linnaeus, 1758)	Feuerwanze	Pyrrhocoridae	Hemiptera	13	20	6	9
<i>Rhyparochromus vulgaris</i> (Schilling, 1829)		Rhyparochromidae	Hemiptera	6	3	4	2
<i>Sciocoris sulcatus</i> Fieber, 1851	Steppen-Brachwanze	Pentatomidae	Hemiptera	2	0	2	0
<i>Scolopostethus pictus</i> (Schilling, 1829)		Rhyparochromidae	Hemiptera	1	0	1	0
<i>Stictopleurus punctatonervosus</i> (Goeze, 1778)		Rhopalidae	Hemiptera	0	1	0	1
<i>Syromastus rhombeus</i> (Linnaeus, 1767)	Rautenwanze	Coreidae	Hemiptera	0	4	0	1
<i>Trapezonotus arenarius</i> (Linnaeus, 1758)		Rhyparochromidae	Hemiptera	1	0	1	0
<i>Andrena flavipes</i> Panzer, 1799		Andrenidae	Hymenoptera	1	0	1	0
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	Westliche Honigbiene	Apidae	Hymenoptera	10	16	7	9
<i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus, 1761)	Gartenhummel	Apidae	Hymenoptera	1	2	1	1
<i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758)	Steinhummel	Apidae	Hymenoptera	1	0	1	0
<i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus, 1761)	Helle Erdhummel	Apidae	Hymenoptera	3	1	2	1
<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763)	Ackerhummel	Apidae	Hymenoptera	1	5	1	5
<i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Dunkle Erdhummel	Apidae	Hymenoptera	1	1	1	1
<i>Vespa crabro</i> Linnaeus	Hornisse	Vespidae	Hymenoptera	5	10	4	9
<i>Vespula vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	Gemeine Wespe	Vespidae	Hymenoptera	3	6	3	4
<i>Chaiturus marrubiastrum</i> (L.) Ehrh. ex Rchb.		Lamiaceae	Lamiales	5	0	1	0
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	Borstige Bergminze	Lamiaceae	Lamiales	0	3	0	1
<i>Gratiola officinalis</i> L.		Plantaginaceae	Lamiales	0	1	0	1
<i>Mentha pulegium</i> L.		Lamiaceae	Lamiales	0	5	0	1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	Plantaginaceae	Lamiales	14	5	3	1
<i>Plantago major</i> subsp. <i>major</i> L.	Breitwegerich	Plantaginaceae	Lamiales	25	70	5	7
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Gewöhnliche Brunelle	Lamiaceae	Lamiales	10	3	2	1
<i>Salvia pratensis</i> L.	Wiesen-Salbei	Lamiaceae	Lamiales	0	8	0	2
<i>Veronica longifolia</i> L.	Langblättriger Ehrenpreis	Plantaginaceae	Lamiales	0	2	0	1
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	Aurorafalter	Pieridae	Lepidoptera	2	3	1	3
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	Kaisermantel	Nymphalidae	Lepidoptera	0	1	0	1
<i>Boloria selene</i> (Denis & Schiffermüller), 1775	Braunfleckeriger Perlmutterfalter	Nymphalidae	Lepidoptera	1	2	1	1
<i>Erebia aethiops</i> Esper, 1777	Waldteufel	Nymphalidae	Lepidoptera	1	0	1	0
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	Zitronenfalter	Pieridae	Lepidoptera	18	10	15	8
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	Kleiner Feuerfalter	Lycaenidae	Lepidoptera	1	0	1	0
<i>Lysandra coridon</i> (Poda, 1761)	Silbergrüner Bläuling	Lycaenidae	Lepidoptera	1	1	1	1
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	Großes Ochsenauge	Nymphalidae	Lepidoptera	0	1	0	1
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)	Trauermantel	Nymphalidae	Lepidoptera	0	1	0	1
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)	Großer Fuchs	Nymphalidae	Lepidoptera	0	1	0	1
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	Großer Kohlweißling	Pieridae	Lepidoptera	2	7	2	5
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	Grünader-Weißling	Pieridae	Lepidoptera	0	1	0	1
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	Kleiner Kohlweißling	Pieridae	Lepidoptera	0	3	0	3
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	Admiral	Nymphalidae	Lepidoptera	5	4	4	3
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	Distelfalter	Nymphalidae	Lepidoptera	2	2	2	1
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Echtes Johanniskraut	Hypericaceae	Malpighiales	0	8	0	1

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	Familie	Ordnung	Summe - S.	Summe - R.	Nachweise - S.	Nachweise - R.
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Gewöhnlicher Blutweiderich	Lythraceae	Myrtales	0	1	0	1
<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)		Phalangiidae	Opiliones	2	1	2	1
<i>Strophosoma faber</i> (Herbst, 1785)		Curculionidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Chrysolina haemoptera</i> (Linnaeus 1785)	Blauer Wegerich-Blattkäfer	Chrysomelidae	Coleoptera	1	3	1	2
<i>Chaetocnema concinna</i> (Marshall, 1802)		Chrysomelidae	Coleoptera	1	0	1	0
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	Distelfalter	Nymphalidae	Lepidoptera	2	2	2	1
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Echtes Johanniskraut	Hypericaceae	Malpighiales	0	8	0	1
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Gewöhnlicher Blutweiderich	Lythraceae	Myrtales	0	1	0	1
<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)		Phalangiidae	Opiliones	2	1	2	1
<i>Clematis integrifolia</i> L.		Ranunculaceae	Ranunculales	0	11	0	2
<i>Ranunculus acris</i> L.		Ranunculaceae	Ranunculales	4	6	1	2
<i>Geum urbanum</i> L.		Rosaceae	Rosales	0	10	0	2
<i>Potentilla argentea</i> L.		Rosaceae	Rosales	0	12	0	2
<i>Potentilla reptans</i> L.	Kriechendes Fingerkraut	Rosaceae	Rosales	13	28	3	3
<i>Rubus caesius</i> L.	Kratzbeere	Rosaceae	Rosales	0	5	0	1
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	großer Wiesenknopf	Rosaceae	Rosales	0	1	0	1

Anzahl der Individuen

Zunächst wurde untersucht, ob die Sonderstrukturen im Vergleich zu den Referenzflächen eine höhere Anzahl an Individuen aller beobachteten Gruppen aufweisen. Das war nicht der Fall; die Referenzflächen beherbergen insgesamt 961 Individuen im Gegensatz zu 634 Individuen, die auf den Sonderstrukturen leben. Der Unterschied ist hoch signifikant mit einer mittleren Effektstärke ($n = 50$, $Z = -2,901$; $p = 0,004$; $r = 0,41$).

Eine getrennte Analyse der drei Sonderstruktur-Typen ergab, dass auf den gepaarten Referenzflächen des Typs *Suhle* eine signifikant höhere Anzahl von Individuen nachgewiesen werden konnte (Tab. 2). In Bezug auf die Anzahl der Individuen auf den Typen *Tritt* und *Dung* konnte auf den Referenzflächen eine höhere Individuenzahl im Vergleich zu den Sonderstruktur-Flächen festgestellt werden; dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant.

Tabelle 2: Individuenzahlen auf Sonderstrukturen und zugeordneten Referenzflächen im Untersuchungsgebiet

Typ	Sonderstruktur	Referenzfläche	Wilcoxon-Test
Tritt	212	260	$p = 0,277$
Suhle	151	337	$p = 0,006$
Dung	271	364	$p = 0,095$

Anzahl der Arten

Bei einer Gesamtanzahl von 147 nachgewiesenen Arten wurden 101 Arten auf den Sonderstrukturen und 98 Arten auf den Referenzflächen nachgewiesen. 49 der Arten wurden nur auf den Sonderstrukturen nachgewiesen. Die meisten Arten, die nur auf den Sonderstrukturen gefunden wurden, konzentrieren sich auf den Typ *Dung* (19 Arten) und *Trittspur* (18 Arten). Der Unterschied der Artenzahl zwischen Sonderstrukturen und gepaarten Referenzflächen ist nicht signifikant ($n = 50$, $Z = -0,425$; $p = 0,671$; $r = 0,006$). Auch die getrennte Betrachtung der Sonderstruktur-Typen zeigte keine signifikanten Unterschiede (Tab.3).

Tabelle 3: Artenzahlen auf Sonderstrukturen und gepaarten Referenzflächen im Untersuchungsgebiet

Typ	Sonderstruktur	Referenzfläche	Wilcoxon-Test
Tritt	56	47	$p = 0,498$
Suhle	40	46	$p = 0,420$
Dung	55	57	$p = 0,539$

Anzahl der Individuen gefährdeter Arten

Auf den Referenzflächen wurden insgesamt 56 Individuen gefährdeter Arten festgestellt, auf den Sonderstruktur-Probeflächen fanden sich 26. Der Unterschied ist nicht signifikant ($n = 50$; $Z = -0,950$; $p = 0,340$; $r = 0,23$). Tab. 4 zeigt die Verteilung der Individuen gefährdeter Arten auf die Sonderstruktur-Typen.

Tabelle 4: Anzahl der Individuen gefährdeter Arten

Typ	Sonderstruktur	Referenzfläche	Wilcoxon-Test
Tritt	20	18	$p = 0,171$
Suhle	3	14	$p = 0,343$
Dung	3	24	$p = 0,340$

Gefährdete Arten

Auf den Sonderstrukturen wurden mit 8 von 15 gefährdeten Arten mehr Arten (53 %) gefunden als auf den Referenzflächen. Bei den Referenzflächen konnten lediglich gefährdete Blütenpflanzen nachgewiesen werden, während bei den Sonderstrukturen neben gefährdeten Blütenpflanzen eine größere Anzahl an gefährdeten Arten aus anderen Organismengruppen, wie Spinnen (*Micaria nivosa*), Wanzen (*Sciocoris sulcatus*), Pilze (*Macrolepiota excoriata*, *Crinipellis tomentosa*), Dungkäfer (*Geotrupes spiniger*), identifiziert werden konnte.

Auf der Sonderstruktur der des Types *Tritt* konnten vier gefährdete Arten identifiziert werden. Diese reichen von den Ordnungen Caryophyllales und Asterales, über Hemiptera bis hin zu Arachnida (Tab. 5). Verglichen damit konnten auf den Referenzflächen nur drei verschiedene Arten aus den Ordnungen Lamiales und Asterales nachgewiesen werden. Auf dem Typ *Dung* konnte eine größere Anzahl an Arten als bei den Referenzflächen nachgewiesen werden, einschließlich der Ordnungen Hemiptera, Coleoptera und Agaricales.

Tabelle 5: Auflistung der gefährdeten Arten

Sonderstruktur

Tritt

- *Sciocoris sulcatus*, Steppen-Brachwanze (Hemiptera)
- *Taraxacum serotinum*, Später Löwenzahn, Löss-Löwenzahn (Tracheophyta)
- *Dianthus carthusianorum*, Karthäuser-Nelke (Tracheophyta)
- *Micaria nivosa* (Arachnida)

Suhle

- *Taraxacum serotinum*, Später Löwenzahn, Löss-Löwenzahn (Tracheophyta)
- *Macrolepiota excoriata*, Acker-Riesenschirmling (Fungi)

Dung

- *Crinipellis tomentosa*, Spitzborstiger Haarschwindling (Fungi)
- *Sciocoris sulcatus*, Steppen-Brachwanze (Hemiptera)
- *Geotrupes spiniger* (Coleoptera)

Referenzfläche

- *Gratiola officinalis*, Gottes-Gnadenkraut (Tracheophyta)
- *Inula britannica*, Wiesen-Alant (Tracheophyta)
- *Veronica longifolia*, Langblättriger Ehrenpreis (Tracheophyta)
- *Clematis integrifolia*, Staudenclematis (Tracheophyta)
- *Inula britannica*, Wiesen-(Tracheophyta)
- *Mentha pulegium* (Tracheophyta)
- *Clematis integrifolia*, Staudenclematis (Tracheophyta)
- *Dianthus carthusianorum*, Karthäuser-Nelke (Tracheophyta)

Artenzuwachs durch die Sonderstrukturen

Die Tabelle 6 präsentiert eine Übersicht aller Arten, die ausschließlich auf Sonderstrukturen gefunden wurden. Die meisten Arten (19) wurden auf dem Typ *Dung* entdeckt, überwiegend aus der Ordnung *Coleoptera*. Auf dem Typ *Tritt* wurden 18 Arten gefunden, hauptsächlich aus den Ordnungen *Coleoptera* und *Hemiptera*. Die geringste Anzahl an Arten (11) wurde auf dem Typ *Suhle* nachgewiesen.

Tabelle 7: Zusätzliche Arten auf den Sonderstrukturen

Organismengruppe	Artenzahl Referenz- fläche	Zusätzliche Arten Sonder- strukturen	Artenvielfalts- zuwachs [%]	Artenzahl gefährdete Arten Referenz- probeflächen	Zusätzliche gefährdete Arten Sonder- strukturen
Fungi	5	3	60%	2	0
Hymenoptera	7	2	29%	0	0
Lepidoptera	13	2	15%	0	0
Hemiptera	6	5	83%	0	1
Araneae	6	3	50%	0	1
Coleoptera	12	17	142%	0	1
Tracheophyta	42	8	19%	6	2

Die Tabelle 7 zeigt den Anstieg der Artenvielfalt und den Anstieg gefährdeter Arten durch die Sonderstrukturen. Die Zunahme der Artenzahl ist bei den Lepidoptera und den Blütenpflanzen gering, während sie bei den Araneae und Hemiptera sehr hoch ist. Dabei betrug die Steigerung bei den Araneae 59 % und bei den Hemiptera 83 %. Den größten Artenzuwachs generieren die Sonderstrukturen allerdings bei den Coleopteren.

4. Diskussion

Individuenzahl

Zu Beginn der Studie wurde die Hypothese formuliert, dass Sonderstrukturen eine höhere biologische Vielfalt aufweisen als ungestörte Flächen in ihrer Umgebung. Hinsichtlich der Individuenzahl kann die Hypothese aufgrund der Ergebnisse der Feldarbeit jedoch nicht bestätigt werden. Insgesamt stellt die Anzahl der Individuen auf den Sonderstrukturen lediglich 40% der Gesamtindividuenzahl dar. Besonders auffällig war dies auf dem Typ *Suhle*, wo nur eine sehr geringe Anzahl an Individuen auf den Sonderstrukturen gezählt wurde. Die Abwesenheit von Vegetation auf Störstellen erklärt das Fehlen einiger Wiesenarten und führt somit zu einem Mangel an Blütenbesuchern wie Schmetterlingen oder Bienen. Störstellen-Spezialisten können diesen Mangel nur begrenzt ausgleichen, da sie in deutlich geringerer Zahl vorhanden sind. Die relativ meisten Individuen wurden auf der Sonderstruktur *Tritt* gefunden. Dies kann auf die hohe Vielfalt an Blütenpflanzen in der Umgebung dieser Struktur zurückgeführt werden. Durch die unterschiedlichen Strukturen, wie hohe Pflanzen und Störstellen-Trittspuren, bieten sie Insekten und Spinnen ein vielfältigeres Angebot an Nahrung. Darüber hinaus ermöglichen sie den Tieren eine Vielfalt an unterschiedlichen Bedingungen, einschließlich Schatten durch Pflanzen, stärkerer Sonneneinstrahlung an den Störstellen und variierender Bodenfestigkeit.

Artenzahl

Eine weitere Hypothese lautete, dass Sonderstrukturen die Artenvielfalt fördern. Die Ergebnisse der Feldarbeit zeigen, dass die Artenzahl auf den Sonderstrukturen und Referenzflächen nicht signifikant voneinander abweicht, obwohl die Individuenzahl auf den Referenzstrukturen signifikant höher ist. Insgesamt kommen 47 Arten ausschließlich auf den Sonderstrukturen vor (siehe Tabelle 6). Dies macht einen Anteil von etwa 50% aus. Die Arten, die auf der Sonderstruktur *Dung* gefunden wurden, haben sich auf den Dung als Lebensraum spezialisiert, wie Dungpilze (*Deconica coprophila*, u. a.) und

Dungkäfer (*Onthophagus fracticornis*, *Onthophagus illyricus*, u. a.). Letztere machen mit einem Anteil von 11 aus 19 Arten den Großteil der Arten auf dem Typ *Dung* aus. Auf der Sonderstruktur *Tritt* konzentrierten sich trittfeste Pflanzen (*Taraxacum serotinum*) und verschiedene Spinnenarten. Außerdem wurden auch seltene und gefährdete Wanzen- und Spinnenarten auf den Sonderstrukturen entdeckt, die auf den Referenzflächen nicht vorhanden waren (*Micaria nivosa*, *Sciocoris sulcatus*). Auf den Typ *Suhle* konzentrierten sich hauptsächlich Arten der Ordnung Coleoptera.

Es gibt mehrere biotische und abiotische Faktoren, die eine höhere Biodiversität auf Sonderstrukturen wie Trittspuren, Suhlen und in der Nähe von Pferdedung hervorrufen können. Sonderstrukturen bieten oftmals spezielle Mikrohabitate und Lebensbedingungen, welche für bestimmte Arten besonders attraktiv sind. Zudem können diese Strukturen reichere Nahrungsquellen bereitstellen, insbesondere für Arten, die sich auf den Dung als Ressource spezialisiert haben. Darüber hinaus können Sonderstrukturen einen geschützten Lebensraum für gefährdete Arten darstellen, der eine Schutzmöglichkeit vor natürlichen Feinden und Störungen bietet.

Gefährdete Individuen

Von den insgesamt 82 gefährdeten Individuen befinden sich 26 auf den Sonderstrukturen. Dies stellt einen geringen Anteil dar. Allerdings zeigt sich, dass die Artendiversität der gefährdeten Arten auf den Sonderstrukturen deutlich höher ist. 53% der gefährdeten Arten, d.h. 8 von insgesamt 15 Arten, kommen auf den Sonderstrukturen vor. Daher kann geschlussfolgert werden, dass die Sonderstrukturen ein breites Spektrum an Artenvielfalt unter den gefährdeten Individuen bieten. Während Referenzflächen lediglich Arten aus der Organismengruppe Plantae aufweisen, findet man bei den Sonderstrukturen eine vielfältigere Zusammensetzung (Hemiptera, Coleoptera, Plantae, Fungi, Arachnida).

Eine besondere Entdeckung unter den gefährdeten Arten ist die Schneeschillerspinne (*Micaria nivosa*), die in der Nähe einer Pappel auf der hochwassersicheren Koppel auf der Sonderstruktur *Tritt* entdeckt wurde. Diese Art gehört zur Familie der Gnaphosidae und somit zur Ordnung der Arachnida. Die artenreiche Gattung *Micaria* ist in der Regel holarktisch verbreitet und besteht aus markant gefärbten Spinnen, die in Form von Mimikry Ameisen nachahmen. Daher gehören sie zu den myrmekomorphen (ameisenähnlichen) Spinnen. Die Funktion der Mimikry dient sowohl zum Schutz vor Raubtieren als auch vor den Ameisen selbst. Gemäß dem aktuellen Kenntnisstand sind Spinnen der Gattung *Micaria* opportunistische Jäger, die gezielt jene Ameisen erbeuten, die sie imitieren (Bellmann 2016, Muster 2020). Eine weitere bemerkenswerte Entdeckung unter den gefährdeten Arten ist die Steppen-Brachwanze (*Sciocoris sulcatus*). Diese Art wurde im Bereich der Sonderstruktur *Tritt* auf der Schlosswiese identifiziert und gehört zur Familie der Pentatomidae innerhalb der Ordnung Hemiptera. Nach den aktuell vorliegenden, vorläufigen Einstufungen (W. Rabitsch, in litt.) gilt die Steppen-Brachwanze in Österreich als gefährdet (Kategorie VU, Vulnerable).

Bei den Blütenpflanzen wurde eine höhere Diversität auf den Referenzflächen beobachtet. Trotzdem konnte auf den Sonderstrukturen eine Art entdeckt werden, die auf den Referenzflächen nicht vorzufinden war: Der Löss-Löwenzahn (*Taraxacum serotinum*). Diese Art ist bekannt für ihre hohe Resistenz gegenüber Weidetieren. Diese Art hat am Boden eng-anliegende Rosettenblätter und ist somit für Weidetiere nur schwer zugänglich (Fischer, 2014). Zusätzlich konnte auf den Sonderstrukturen die Karthäuser-Nelke (*Dianthus carthusianorum*) beobachtet werden, die sonnigen, warmen Hänge auf Kalk- und Silikattrockenrasen, Böschungen und Heiden bevorzugt. Die Aktivitäten der Konik-Pferde, wie das Scharren am Boden und das Errichten von Trittpfaden, führen zu einer Zunahme des Sonnenlichts auf dem Boden und können somit wärmeliebende Pflanzen fördern. Diese Beobachtungen legen nahe, dass Trittspuren und Suhlen dazu beitragen, dass sich an Sonderstrukturen vermehrt Arten ansiedeln und somit einen signifikanten Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt liefern (Oberdorfer 2001).

Auf den Sonderstrukturen Suhle und Dung wurden zwei Pilzarten gefunden, die beide den Gefährdungsstatus VU (vulnerabel) aufweisen. Auf der Suhle wurde der bodenbewohnende Saprobiole Acker-Riesenschirmling (*Macrolepiota excoriata*) identifiziert. Der Acker-Riesenschirmling kommt häufig auf gedüngten, nährstoffreichen Böden in Wald- und Wiesengesellschaften vor. In der Nähe von Pferdedung wurde zudem der Spitzborstiger Haarschwindling (*Crinipellis tomentosa*) identifiziert.

Limitationen

Das Jahr 2022 war gekennzeichnet durch extreme Trockenheit mit hohen Temperaturen und geringem Niederschlag. Diese meteorologischen Verhältnisse sind nicht repräsentativ für das Untersuchungsgebiet und beeinträchtigten somit die Integrität der Studienergebnisse. Daher wäre es empfehlenswert, weitere Untersuchungen durchzuführen, die einen längeren Zeitraum abdecken und früher beginnen, um ein umfassenderes Artenspektrum zu erfassen. Darüber hinaus könnten Erhebungen im Wald sowie die Einbeziehung weiterer Habitat-Sonderstrukturen, wie Verbiss, für eine vollständige Datenerfassung sorgen. Die Interpretation der Studienergebnisse sollte daher im Kontext dieser außergewöhnlichen meteorologischen Bedingungen erfolgen.

Konsequenzen für das Management

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann noch keine abschließende Schlussfolgerung hinsichtlich der Auswirkungen auf das Management gezogen werden. Die aktuelle Beweidungsintensität ermöglicht eine Koexistenz von Arten der geschlossenen Wiese auf den Referenzflächen und störungstoleranten Arten auf den Sonderstrukturen. Die Beweidung müsste so dimensioniert werden, dass die Wiesenarten nicht zurückgehen.

5. Schlussfolgerungen

Zwischen den Erwartungen und Ergebnissen zeigte sich eine große Diskrepanz. Die Untersuchungen ergaben, dass Sonderstrukturen weniger Individuen als Referenzflächen enthalten, jedoch eine ähnliche Anzahl an Arten und weniger gefährdete Individuen. Dies ist auf den Einfluss von Störstellen zurückzuführen, die eine Verringerung der Vegetation und damit auch der blütenbesuchenden Insekten verursachen. Die Anzahl kahler Stellen in Suhlen resultiert ebenfalls in weniger Individuen. Die Artendiversität ist beim Typ Tritt höher als bei den Referenzflächen, jedoch konnte kein signifikanter Unterschied gemessen werden. Insgesamt enthielten die Sonderstrukturen eine größere Anzahl an gefährdeten Arten als die Referenzflächen. 50% der Arten kamen nur auf den Sonderstrukturen vor.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Artenvielfalt auf den Sonderstrukturen allein betrachtet, nicht sehr hoch ist. Wenn man jedoch die Arten auf den Sonderstrukturen und die Referenzfläche zusammen betrachtet, ergibt sich insgesamt eine höhere Artenzahl als in einer vergleichbaren Situation ohne Beweidung. Dies weist darauf hin, dass Beweidung zu einer Zunahme der Biodiversität führt, da sie zur Entstehung von unterschiedlichen Biotoptypen beiträgt. Insgesamt kann also festgehalten werden, dass Beweidung eine wichtige Rolle bei der Förderung der Biodiversität in Landschaften spielen kann. Das Ergebnis der Untersuchung unterstreicht somit den hohen Stellenwert von Sonderstrukturen in der Landschaft und die Notwendigkeit, sie als wichtigen Bestandteil eines ganzheitlichen Konzepts für Biodiversitätsförderung zu betrachten. Störstellen werden demnach als förderlich für die Biodiversität angesehen, da sie Mikrohabitate für thermophile Arten und Nahrungsressourcen für Spezialisten wie Dungkäfer und Dungpilze bereitstellen. Daher tragen sie zur Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt auf beweideten Flächen bei.



Einst weit verbreitet, heute weitgehend aus der Landschaft verschwunden: Ufer und Gewässer, die durch Viehtritt und Fraß frei von Vegetation bleiben, statt zu verlanden. Links ‚Kühe am Bach‘ (Carl Rudolf Huber, 1880; Landessammlung Niederösterreich), rechts Pferde am Wasser im Auenreservat.

Literatur

- Bellmann, H. (2016). *Der Kosmos Spinnenführer*. Stuttgart: Franckh-Kosmos Verlag.
- Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M., Zimball, O. (2008). *Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung – "Wilde Weiden"*. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne.
- Cosyns, E.D., Demeulenaere, E., Hoffmann M. (2001). Feeding ecology of Konik horses and donkeys in Belgian coastal dunes and its implications for nature management. *Belgian Journal of Zoology* 131 (2), 109–116.
- Fischer, M.O., Oswald, K., Adler, W. (2008). *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. Linz: Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen
- Fischer, M. (2014). Relikte der eiszeitlichen bis frühnacheiszeitlichen Lössvegetation. *Hohlwege und Lössterrassen in Niederösterreich*. Wien: Amt der NÖ – Landesregierung.
- Gereben-Krenn, B.A., Neumayer, J., Gokcezade, J.F. (2018). *Feldbestimmungsschlüssel für die Hummeln Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- Gerken, B.K., Kranich, R., Krawczynski, R., Sonnenburg, H., Wagner, H.-G. (2008). Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler. *Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt* 57, 268.
- Greenwood, P. (2002). Federal disease control – scrapie. *Can Vet J* 43 (8), 625–629.
- Köhler, M., Hiller, G., Tischew, S. (2016). *Year-round horse grazing supports typical vascular plant species, orchids and rare bird communities in a dry calcareous grassland*. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 234, 48–57.
- Muster, C. M., Michalik, P. (2020). Cryptic diversity in ant-mimic *Micaria* spiders (Araneae, Gnaphosidae) and a tribute to early naturalists. *Zoologica Scripta* 49 (2), 1–12.
- Pauer, E. (2005). *Trockenstandorte (Parzen) in den Auen des unteren Marchtales (Niederösterreich) – Bodenkundliche und geobotanische Untersuchungen*. Diplomarbeit. Wien: Universität Wien.
- Reisinger, E. (2002). Winterfreilandhaltung von Rindern aus Sicht des faunistischen Artenschutzes. – Deutscher Grünlandverband (Hrsg.) *Winterfreilandhaltung von Fleischrindern – tiergerecht und umweltverträglich* 25, 57–64.

- Schneider, F. (2019). *Auswirkungen naturnaher Beweidung auf auentypische Pflanzenarten - Untersuchungen im WWF-Auenreservat*. Wien: Masterarbeit Universität Wien.
- Schratt-Ehrendorfer, L., Niklfeld, H. (1999). *Gefährdete Farn- und Blütenpflanzen des österreichischen March-Thaya-Tales*. Wien: Umweltbundesamt.
- Seifert, C. Sperle, T., Raddatz, J., Mast, R. (2006). *Naturschutz-Praxis – Landschaftspflege 2: Dokumentation und Handreichung zur Biotoppflege mit Pferden*. Baden-Württemberg: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg.
- Sonnenburg, H., Gerken, B., Wagner, H-G., Ebersbach, H. (2004). *Das Hutewaldprojekt im Solling - ein Baustein für eine neue Ära des Naturschutzes*. Höxter: Huxaria.
- Strohwasser, R. (2005). *Erfahrung mit Pferdebeweidung in vier verschiedenen Projekten des Bayerischen Alpenvorlandes*, Laufener Seminarbeiträge 1 (5), 125–130.
- Willner, W. (2017). *Taschenlexikon für Schmetterlinge Europas: Alle Tagfalter im Porträt*. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- Zahn, A., Burkart-Aicher B., Kraut, M. Zehm, A., Adelman, W. (2016). *Beweidung mit Pferden. Online-Handbuch "Beweidung im Naturschutz"*.
<https://www.anl.bayern.de/fachinformationen/beweidung/handbuch.htm>
 (abgerufen am 11.09.2022)

Alle Fotos und Grafiken: Hannah Geiser

(Ausnahme: Pferde im Wasser bzw. Foto von Gemälde – Fotos Jurrien Westerhof)



VII

Auswirkungen der Pferdebeweidung mit Koniks auf die epigäische Arthropodenfauna von Grünland-Überflutungsflächen in den Unteren March-Auen

Klaus Peter Zulka

Abstract

To assess the effectiveness of conservation grazing management on the surface-active arthropod fauna, two mowed and five grazed inundation meadows in the WWF protected area Untere Marchauen were sampled with live pitfall traps. No significant differences regarding individual numbers, species numbers, Shannon-Wiener diversity and species composition were detected between grazed and mowed meadows. However, one extensively grazed site with high vegetation, Bienenhüttenwiese, was particularly rich in individuals and species. It exclusively harboured some rarer fallow carabids, such as *Panagaeus cruxmajor* and *Dolichus halensis*. A comparison with the fauna of 1986/1987, years with long inundations, revealed that all highly threatened floodplain inundation specialists are now missing. Disturbance by grazing is by no means a substitute for disturbance by inundation.

Zusammenfassung

Fünf beweidete und zwei gemähte Wiesen im WWF-Schutzgebiet Untere Marchauen wurden mit Lebend-Bodenfallen beprobt um festzustellen, wie sich die Beweidung auf die epigäische Arthropodenfauna auswirkt. Es konnte keine signifikanten Unterschiede in Individuenzahlen, Artenzahlen, Shannon-Wiener-Diversität oder Artengemeinschaften zwischen beweideten und gemähten Wiesen festgestellt werden. Allerdings war eine extensiv beweidete Fläche sehr individuen-

und artenreich, sie beherbergte außerdem die zwei seltene feuchtbrachen Carabiden *Panagaeus cruxmajor* and *Dolichus halensis*, die anderswo nicht auftraten. Der Vergleich mit der Artengemeinschaft der Jahre 1986–1987, Jahren mit langen Hochwässern, zeigte, dass alle hoch gefährdeten Flussauen-Überflutungsspezialisten fehlten. Störung durch Beweidung ist kein Ersatz für die Störung durch die natürliche Hochwasserdynamik.

Einleitung

Seit 2015 betreibt der WWF Österreich ein Beweidungsprojekt in den Unteren Marchauen. Auf einer Fläche von etwa 80 ha lebten zu Beginn des Jahres 2022 23 Tiere ganzjährig auf den Weiden. Mit dem Projekt wird das Ziel verfolgt, gefährdete Arten zu fördern und die Grenzen zwischen Wald und Offenland aufzulösen (Westerhof et al. 2021).

Extensive Beweidung ist ein vielfach erprobtes und oft erfolgreich angewandtes Naturschutzinstrument (z. B. Bunzel-Drüke et al. 2008). Auch in Österreich wurden umfangreiche Erfahrungen mit diesem Naturschutzinstrument im Allgemeinen (z. B. Waitzbauer 1990; Rauer & Kohler 1990 und Zitate darin) und hinsichtlich der Auswirkungen auf epigäische Arthropoden im Besonderen gesammelt (z. B. Zulka et al. 1997, Truxa & Waitzbauer 2008):

- Beweidung schafft räumliche Heterogenität und damit eine Vielzahl an Nischen. Gegenüber einer homogenen Grasnarbe, wie sie durch Mahd entsteht, wechseln sich kurzrasige offene Stellen und Flächen höherer Vegetation auf engem Raum ab. Das ermöglicht die Koexistenz von störungstoleranten Arten, Feuchtstandorts-Arten und Arten, die hohe Einstrahlung präferieren, alles auf engem Raum. Die höhere Zahl an Nischen, so ist zu erwarten, ermöglicht es einer größeren Anzahl von Arten zu koexistieren („diversity begets diversity“).
- Mahd führt einer räumlich uniformen drastischen Lebensraumveränderung für alle Arten der Wiese: Das Blütenangebot geht innerhalb weniger Stunden auf der ganzen Fläche verloren, die feucht-kühlen schattigen Verhältnisse in einer hohen Grasnarbe werden durch hohe Einstrahlung und schnelle Austrocknung ersetzt. Wenn das Gras nachgewachsen ist, herrschen wieder feucht-kühl-schattige uniforme Verhältnisse, die wärmeliebenden Arten keine Lebensmöglichkeiten bieten. Im Kontrast dazu führt Beweidung zu einer räumlich zufälligen Störung, die jeweils nur wenige Quadratmeter erfasst und der epigäischen Arthropodenfauna jederzeit Ausweichmöglichkeiten lässt.
- Das unmittelbare Nebeneinander von offenen, trockenen, stark erwärmbaren Stellen und hochrasigen kühl-feuchten Stellen bietet in Weiden einen Puffer gegen Extrembedingungen, wie sie im Klimawandel an Häufigkeit und Intensität zunehmen. Arthropoden können leicht zu Stellen gelangen, die ihren Ansprüchen noch entsprechen.
- Das Mosaik von hochrasigen und kurzrasigen Bereichen, wie es durch Beweidung zustande kommt, bietet Schutz gegen Beutegreifer. So brauchen große Laufkäfer der Gattung *Carabus* sowohl offene kurzrasige Bereiche zur Nahrungssuche als auch hochrasige feuchtere Zonen als Versteck (Čížek et al. 2012).
- Dominante Arten werden durch die Beweidung stellenweise eliminiert, was konkurrenzschwachen Arten jeweils lokale Existenzmöglichkeiten schafft.
- Dunghaufen bilden eine konzentrierte Ressource für viele Arten. Dung lockt Fliegen und andere dungabbauende Arthropoden an, die wiederum für carnivore Arthropoden eine konstant verfügbare Nahrungsressource bieten.

Weiden sind somit üblicherweise artenreicher als vergleichbare Mähwiesen (Poszgai et al. 2022), allerdings kann eine zu intensive Beweidung auch leicht zu Diversitätsrückgängen führen (Pétilion et al. 2007).

Carabiden gehören in Überflutungsgebieten zu den wichtigsten Indikatorengruppen. Sie nahmen evolutionär wohl ihren Ausgang in solchen Biotoptypen (Erwin 1984). Wegen der häufigen Überflutungen beherbergen die Wiesen der March-Auen eine eigenständige Artengemeinschaft von

spezialisierten Überflutungsgebiet-Bewohnern, die von den nährstoffreichen semiterrestrischen Lebensraumverhältnissen, wie sie nach dem Hochwasser herrschen, profitiert (Zulka 1994b).

In der vorliegenden Untersuchung sollte untersucht werden, wie sich Beweidung auf die epigäische Arthropodenfauna eines Überflutungsgebietes auswirkt. Die Beweidung ist ebenso ein Störfaktor wie die Hochwässer. Im Gegensatz zu den Hochwässern entfaltet Beweidung eine räumlich und zeitlich diversifizierende Wirkung. Hochwässer schaffen dagegen einen großflächigen uniformen Zustand über weite Teile der Flussaue, der aber zeitlich nur kurz Bestand hat.

Insbesondere stellten sich folgende Fragen: Unterscheiden sich beweidete und gemähte Flächen hinsichtlich Individuenzahlen, Artenzahlen, Artengemeinschaften und Diversität? Wie interagieren die Störungsfaktoren Überflutung und Beweidung? Welche Schlussfolgerungen können daraus für das Management der Unteren Marchauen gezogen werden?

Untersuchungsgebiet, Material und Methode

Zur Untersuchung der Arthropodenfauna wurden sieben Wiesen in den Unteren Marchauen untersucht. Von diesen Flächen wurden fünf beweidet; zwei Referenzflächen wurden 2022 gemäht (Tab. 1). Alle Flächen lagen auf einer ähnlichen Pegelhöhe und waren auch edaphisch und vegetationskundlich ähnlich. Eine achte Fläche, die Badwiese, wurde nach der ersten Probennahme ausgeschlossen. Die Fläche erwies sich dem ökologischen Charakter (hochwertiger Sandtrockenrasen), nach der Fauna, nach der Bodenstruktur und nach der Überflutungsgeschichte als eigenständig und nicht mit den anderen Flächen vergleichbar. Überdies war die Fläche schwer zu beproben, da sich die Konik-Herde meist dort aufhielt und die Fallenmarkierungen zerstörte.

Tabelle 1: Probeflächen.

Fläche	Name	Probepunkt N Grad	Probepunkt E Grad	Untersuchung
A (Mahd)	Brücklwiese	48,29054	16,89260	9.5.2022 28.7.2022 17.10.2022
B (Mahd)	Reitsteigwiese	48,2872156	16,8969381	9.5.2022 12.8.2022 11.10.2022
C (Weide) Abb. 5	Bienenhüttenwiese	48,28850	16,90255	9.5.2022 12.8.2022 18.10.2022
D (Weide) Abb. 6	Toter Hund	48,28692	16,90564	9.5.2022 12.8.2022 19.10.2022
E (Weide) Abb. 1	Vogelsee	48,28384	16,90632	9.5.2022 13.8.2022 17.10.2022
F (Weide) Abb. 7	Schlosswiese	48,28259	16,90305	9.5.2022 13.8.2022 12.10.2022
G (Weide) Abb. 8	Hanfraetz	48,28329	16,90027	9.5.2022 28.7.2022 13.10.2022



Abbildung 1: Fläche E Vogelsee. Kurzrasige, stark beweidete Flächen mit wenig Struktur.

Auf jeder der Probeflächen wurden 10 Bodenfallen (Kindernahrungsgläser ohne Fixierflüssigkeit, Öffnungsdurchmesser 4,5 cm, ohne Dach, Abb. 2) in zwei Reihen (Fallenabstand 5 m) für 24 Stunden aufgestellt. Es wurde keine Fixierflüssigkeit verwendet; es wurden aber Rindenstücke als Versteck und Moos in die Fallen gegeben. Die Fallen wurden mit Stecken und Schnüren markiert (Abb. 2), was sich als notwendigig, aber oft nicht als hinreichend erwies.



Abbildung 2: Bodenfalle mit Markierungsstecken.

Leicht äußerlich bestimmbare Arten wurden gezählt, registriert und an Ort und Stelle wieder freigelassen. Arten, die mikroskopische Inspektion erforderten, wurden ins Labor mitgenommen, im Kühlschrank aufbewahrt, untersucht und bei der nächsten Begehung wieder freigelassen. Arten, die zur Bestimmung einer Genitaluntersuchung bedurften, wurden als Belegexemplare in der Sammlung abgelegt.

Die Unterschiede zwischen den Individuenzahlen, Artenzahlen und Shannon-Wiener-Diversitätswerten wurden mit dem U-Test nach Mann-Whitney auf Signifikanz geprüft (SPSS 10.0, Prozedur NONPARAMETRIC, SPSS Inc.).

Die Ähnlichkeit zwischen den Artengemeinschaften wurde mit der Renkonen-Zahl quantifiziert:

$$S_{\text{Renkonen A-B}} = \sum \min(p_{iA}; p_{iB})$$

mit $S_{\text{Renkonen A-B}}$ als dem Renkonen-Ähnlichkeitsmaß und p_{iA} und p_{iB} als den jeweiligen Anteilen der Art an der Zönose der Fläche A und B, aufsummiert über alle Arten i .

Diese Renkonen-Zahl wird auch als Dominantenidentität bezeichnet, weil sie die dominanten Arten in der Artengemeinschaft sehr hoch gewichtet. Diese Eigenschaft ist bei Artengemeinschaften, die sich hauptsächlich in der Häufigkeit der Arten unterscheiden, sehr erwünscht, Unterschiede, die durch das Auftreten einzelner seltener Arten entstehen, werden jedoch deutlich heruntergewichtet. Es wurde daher auch eine Variante der Renkonen-Zahl berechnet, bei der die Individuenzahlen der Arten vor der Berechnung mit $\ln(x+1)$ logarithmiert wurden, was den Einzelarten und ihren Präsenzen deutlich mehr Einfluss verleiht.

Im Anschluss wurden die beiden erhaltenen Ähnlichkeitsmatrizen mit Nonmetrischer Multidimensionaler Skalierung (NMDS) visualisiert (SPSS Version 10; Prozedur PROXSCAL, SPSS Inc.).

Ergebnisse

Insgesamt wurden 448 Individuen während der drei Fangperioden auf den sieben Flächen nachgewiesen, davon waren 243 Laufkäfer, 185 Spinnen, 15 Kurzflügelkäfer und 5 Landasseln. Die höchsten Fangzahlen wurden im Sommer erzielt, aber selbst im Oktober waren die Aktivitätsabundanzen noch immer relativ hoch (Tab. 2).

Tab. 2: Fangzahlen während der Fangperioden Frühjahr (Anfang Mai), Sommer (Ende Juli, Anfang August) und Herbst (Mitte Oktober).

Fangperiode	Fangzahl N
Frühjahr	160
Sommer	203
Herbst	85
Summe	448

Die meisten Individuen wurden auf der Fläche C (Bienenhüttenwiese) gefangen; hier war auch die Artenzahl mit 21 am höchsten (Tab. 3). Auf den Flächen D und E waren die Artenzahlen und die Individuenzahlen am niedrigsten, was auch damit zusammenhing, dass einige Fallen während der ersten Periode (E) und der zweiten Periode (D) ausfielen und nicht fängig waren. Letzteres war gelegentlich auch auf den anderen beweideten Flächen der Fall.

Tab. 3: Arten und ihre Fangzahlen auf den sieben Probeflächen.

Art	A	B	C	D	E	F	G	Summe
Carabidae (Laufkäfer)								
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	4	25	58	5	2	4	16	114
<i>Harpalus rufipes</i> (Degeer, 1774)		3	30		3	5	7	48
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	10	10	10		1	6		37
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	1		1	3	1	1	2	9
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)		2	1	1	4			8
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	1		1	4		1		7
<i>Syntomus obscuroguttatus</i> (Duftschmid, 1812)	2	1				1		4
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)					2			2

Art	A	B	C	D	E	F	G	Summe
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1760)						2		2
<i>Dolichus halensis</i> (Schaller, 1783)			2					2
<i>Panagaeus cruxmajor</i> (Linnaeus, 1758)			1				1	2
<i>Amara aenea</i> (Degeer, 1774)				1				1
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)							1	1
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)		1						1
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758			1					1
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)				1				1
<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)			1					1
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)			1					1
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)					1			1
Staphylinidae (Kurzflügelkäfer)								
<i>Quedius ochripennis</i> (Ménétriés, 1832)	1	2				3		6
<i>Philonthus laminatus</i> (Creutzer, 1799)		2		1				3
<i>Ischnosoma splendidum</i> (Gravenhorst, 1806)							1	1
<i>Philonthus corruscus</i> (Gravenhorst, 1802)	1							1

Art	A	B	C	D	E	F	G	Summe
<i>Quedius levicollis</i> (Brullé, 1832)	1							1
<i>Quedius meridiocarpaticus</i> Smetana, 1958					1			1
<i>Staphylinus dimidiaticornis</i> Gemminge, 1851			1					1
<i>Tachyporus chrysomelinus</i> (Linnaeus, 1758)				1				1
Araneae (Spinnen)								
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	11	15	3	5	10	16	13	73
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	4	2	19		12	11	3	51
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	3	1	1	1	3	1	1	11
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)		1	5			1	3	10
<i>Oedothorax retusus</i> (Westring, 1851)	1	2	6				1	10
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)		2				2	4	8
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823		2	1				1	4
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	2						1	3
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1757)		1	2					3
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)		1					1	2
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	1	1						2
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830		1					1	2
<i>Ceratinella brevipes</i> (Westring, 1851)			1					1

Art	A	B	C	D	E	F	G	Summe
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)			1					1
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	1							1
<i>Porrhomma pygmaeum</i> (Blackwall, 1834)							1	1
<i>Trochosa spinipalpis</i> (F. O. Pickard-Cambridge, 1895)	1							1
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)						1		1
Oniscoidea (Landasseln)								
<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	1	2				1	1	5
Individuenzahl N	46	77	147	23	40	56	59	448
Artenzahl S	17	20	21	10	11	15	18	46
Shannon-Wiener-Diversität H'	2,443	2,319	1,988	2,051	1,995	2,264	2,323	

Der häufigste Laufkäfer in den Fallen war *Poecilus cupreus*, gefolgt von *Harpalus (Pseudoophonus) rufipes*; beide Arten wurde vor allem im Sommer auf der Fläche C in großer Anzahl gefangen. Die häufigste Spinne war *Pardosa agrestis*, die auf allen sieben Probeflächen häufig war und wiederholt nachgewiesen wurde. Die meisten gefangenen Arten sind ökologisch anspruchslose Störungszeiger, die auch in der Agrarlandschaft große Populationen ausbilden. Auf der Fläche C (Bienenhüttenwiese, Abb. 5) traten allerdings zwei Arten auf, die in der derzeit in Arbeit befindlichen Roten Liste (Zulka et al. unpubl.) auf der Vorwarnstufe geführt werden: *Panagaeus cruxmajor*, der Feuchtbrachen-Kreuzläufer und *Dolichus halensis*, der Fluchtläufer. Beide sind typische Arten feuchter artenreicher Brachen. Unter den Spinnen war auf dieser Fläche C auch eine gebietsfremde Art anzutreffen, die um 1985 aus Nordamerika eingeschleppte Zwergspinne *Mermessus trilobatus*.

Im Gegensatz zu 1986/87 konnten die Assel *Trachelipus rathkii*, die in der Marchauen-Wäldern vorkommt (Zulka 1991), im Jahr 2022 in Einzelexemplaren auch auf Wiesenstandorten festgestellt werden (Tab. 3).

Zwischen den beiden gemähten und den fünf beweideten Flächen waren weder die Individuenzahlen (U-Test, $P = 0,85$), noch die Artenzahlen (U-Test, $P = 0,57$) noch die Shannon-Wiener-Diversität (U-Test, $P = 0,19$) signifikant verschieden.

Auch qualitativ unterscheiden sich die gemähten und beweideten Flächen nicht sehr deutlich voneinander (Abb. 1). Wenn man die Ähnlichkeitsmatrix der Renkonen-Zahlen einer Nonmetrischen

Multidimensionalen Skalierung unterzieht, dann liegt lediglich die Fläche C mit den hohen Fangzahlen etwas abseits (Abb. 3).

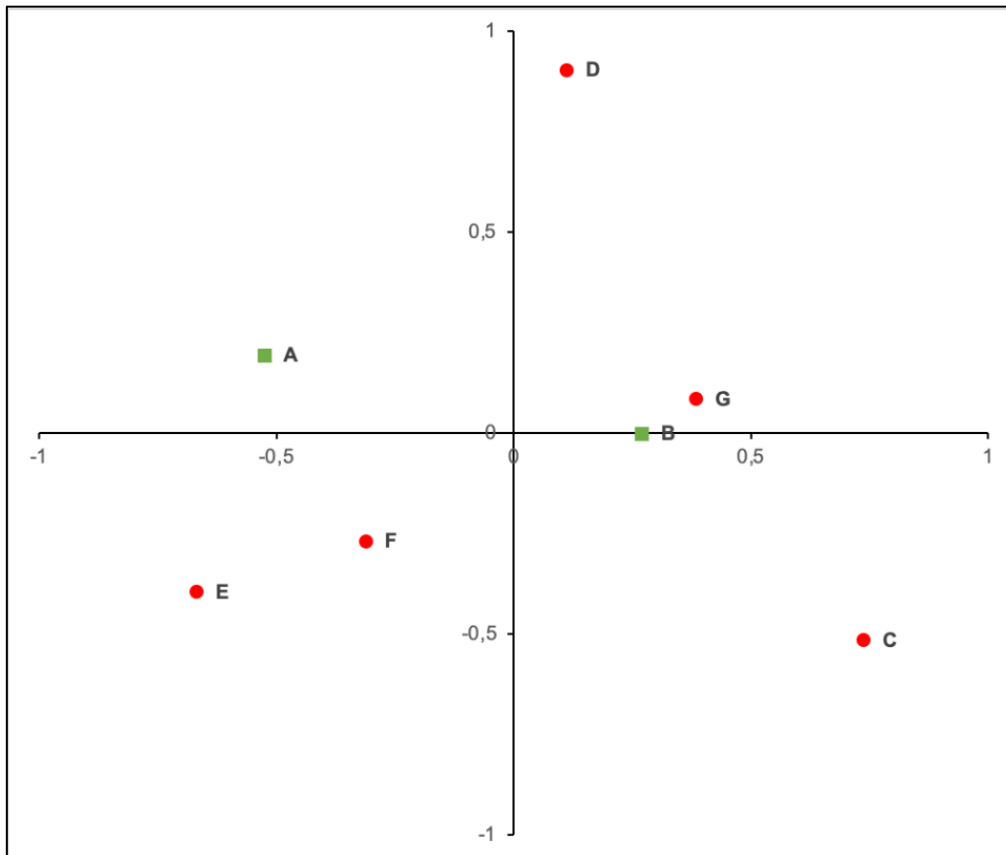


Abb. 3: Nonmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Renkonen-Ähnlichkeitsmatrix zwischen den Zönosen der sieben Standorte A bis G. Die Standorte A und B werden gemäht, C bis G werden beweidet.

Die unbeweidete Fläche B zeigt in Abbildung 1 eine deutliche faunistische Ähnlichkeit zur beweideten Fläche G.

Wenn man die gleiche Prozedur an logarithmierten Fangzahlen (Transformation $y = \ln(x+1)$) wiederholt, was eine Heruntergewichtung der hohen Fangzahlen bedeutet und die Matrix stärker in Richtung der Präsenz und Absenz von Arten ausrichtet, dann liegen die Flächen A und D etwas abseits, aber die unbeweidete Fläche B liegt ganz innerhalb der Punktwolke beweideter Flächen (Abb. 4).

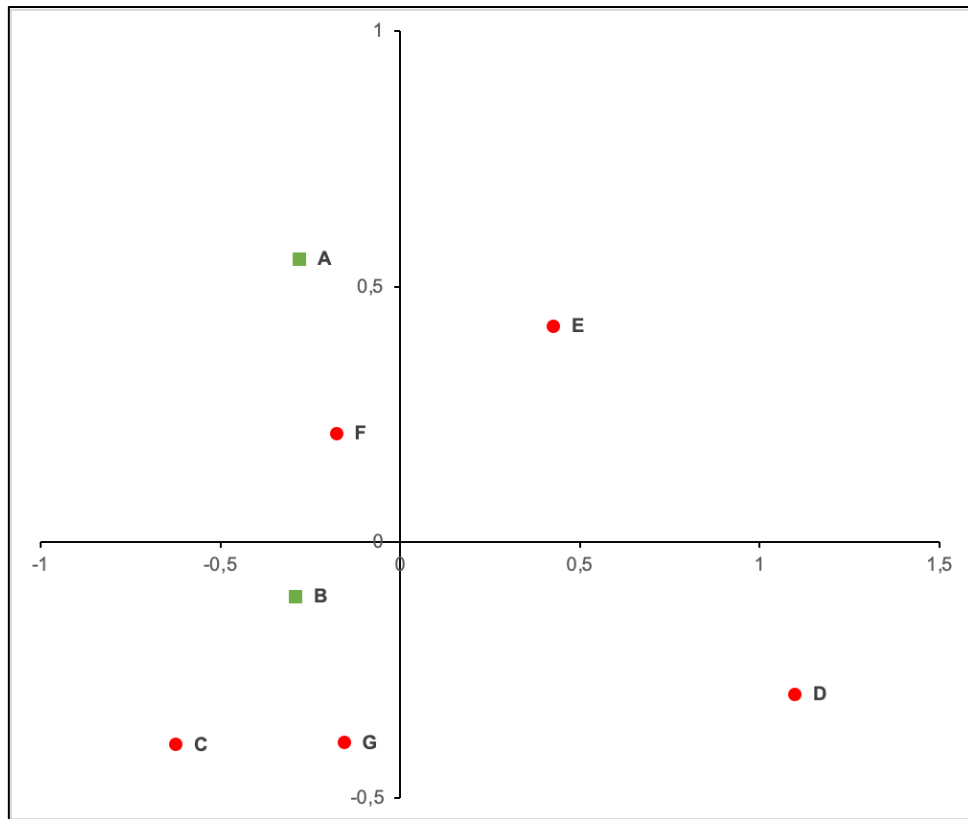


Abb. 4: Nonmetrische multidimensionale Skalierung (NMS) der Renkonen-Zahl- Ähnlichkeitsmatrix zwischen den Zönosen der sieben Standort A bis G., basierend auf logarithmierten Fangdaten ($y = \ln(x+1)$) Die Standorte A und B werden gemäht, C bis G werden beweidet. Gegenüber der Darstellung in Abbildung 1 werden bei dieser Projektion die Präsenzen/Absenzen von (seltenen) Arten stärker gewichtet.



Abbildung 5: Fläche C (Bienenhüttenwiese), Gehölzreiche verfilzte Brache, Herbstaspekt.

Auffallend ist der dramatische Turnover, der sich in der faunistischen Zusammensetzung der epigäischen Arthropodenfauna vollzogen hat. Waren in den Jahren 1986 und 1987, die durch starke und lang anhaltende Hochwässer gekennzeichnet waren (Zulka 1999), Arten semiterrestrischer Standorte bestimmend (Zulka 1994a, Zulka 1994 b), die nach den Hochwässern auf den Schlammflächen der Wiese A große Populationen aufbauten, so fehlten diese Arten 2022 zur Gänze (Tab. 4). Lediglich der Laufkäfer *Poecilus cupreus*, die Wolfsspinne *Pardosa agrestis* und die Zwergspinnen *Oedothorax apicatus*, drei anspruchslose Offenlandarten häufig gestörter Standorte, erinnerten noch an die faunistische Zusammensetzung von damals; alle dominanten Feuchtgebietsarten waren 2022 verschwunden (Tab. 4).

Tab. 4: Aktuelle Abundanz der Arten, die 1986/1987 auf der Brücklwiese (Fläche A in der aktuellen Aufsammlung) noch mit mehr als 10 Individuen in Bodenfallen gefangen wurden. Nur wenige Arten konnten wieder nachgewiesen werden. Abkürzungen: semi...Art semiterrestrischer Standorte, hydr...hygrophile Art, agr...Störungszeiger, Arte oft in Agrarlebensräumen häufig.

Arten	Tiergruppe	Fangzahl 1986/87	Fangzahl 2022	Typ
Carabidae (Laufkäfer)				
<i>Platynus longiventris</i> Mannerheim, 1825	Carabidae	245	0	Semi
<i>Agonum dolens</i> (C. R. Sahlberg, 1827)	Carabidae	202	0	semi
<i>Agonum micans</i> (Nicolai, 1822)	Carabidae	96	0	semi
<i>Blethisa multipunctata</i> (Linnaeus, 1758)	Carabidae	82	0	semi
<i>Chlaenius tristis</i> (Schaller, 1783)	Carabidae	48	0	semi
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	Carabidae	40	0	hydr
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1796)	Carabidae	36	0	hydr
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	Carabidae	30	4	agr
<i>Agonum duftschmidi</i> J. Schmidt, 1994	Carabidae	19	0	hydr
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	Carabidae	14	0	hydr
Staphylinidae (Kurzflügelkäfer)				
<i>Philonthus cognatus</i> Stephens, 1832	Staphylinidae	146	0	agr
Araneae (Spinnen)				
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	Araneae	30	4	hydr
<i>Erigone atra</i> (Blackwall, 1833)	Araneae	26	0	agr
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	Araneae	22	2	agr
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	Araneae	11	11	agr

Diskussion

Eine signifikant höhere Diversität, wie sie erwartet wurde, konnte auf den beweideten Flächen einstweilen nicht festgestellt werden. Das mag an der geringen Probenzahl, dem extensiven Charakter dieser Pilotstudie, aber auch an der großen ökologischen und faunistischen Ähnlichkeit der

untersuchten Flächen liegen. Der größte Teil der nachgewiesenen Individuen gehört zu Arten, die keine großen Ansprüche an die Umweltbedingungen stellen, aber in der Lage sind, freigewordene Flächen rasch zu besiedeln. Diese Möglichkeit besteht auf beweideten und gemähten Flächen gleichermaßen und führt zu keiner deutlichen Differenzierung.

So hat die Wolfsspinne *Pardosa agrestis* zwei Generationen im Jahr und ist damit zu wesentlich schnellerem Populationsaufbau befähigt als andere *Pardosa*-Arten. Sie gehört zu den häufigsten Wolfsspinnen in Mitteleuropa und ist ein typischer Bewohner von Ackerlebensräumen, wo die Art nach der Bodenbearbeitung oder Spritzung rasch wieder Fuß fassen kann. Auch der Laufkäfer *Harpalus rufipes* ist einer der häufigsten Laufkäfer in Österreich. Er kann sehr gut fliegen und wird oft in den Städten an warmen Sommerabenden zum Licht fliegend angetroffen. Aufgrund dieser Ausbreitungsfähigkeit, seiner Thermophilie und seiner Euryökie ist er einer der Gewinner im Klimawandel. Er taucht in allen möglichen gestörten Lebensräumen individuenstark auf. An landwirtschaftlichen Kulturen kann er Schäden verursachen.

Die intensiv beweideten Flächen D, E und F zeichnen sich durch einheitlich niedrige Grasnarbe (Abb. 1, 6, 7), eine hohe Störungsintensität, wie sie auch an der häufigen Zerstörung der Markierungsstäbe sichtbar wurde und relativ geringe Arten- und Individuenvielfalt aus. Anders ist die Situation auf den Flächen G (Hanfraetz, Abb. 8) und C (Bienenhüttenwiese, Abb. 5), bei denen die Fallen in einem Mosaik von kurzrasigen und hohen Beständen standen (Fläche G) oder in einer pflanzenartenreichen hochwüchsigen Brache (Fläche C). Hier zeigten sich die eingangs geschilderten Annahmen teilweise bestätigt: Neben der typischen Offenlandart *Oedothorax apicatus* findet sich dort auch die äußerlich sehr ähnliche, aber viel stärker feuchtigkeitsbedürftige Waldart *Oedothorax retusus*. Auf der Fläche C traten auch seltenere anspruchsvollere Brachen-Arten auf. Auf dieser Fläche wurde ein Neozoon gefunden, die Spinne *Mermessus tridentatus*. Diese Art wurde um 1985 nach Europa eingeschleppt (Dumpert & Platen 1985) und konnte an vielen Agrarstandorten Fuß fassen (Milasowszky, pers. Mitt.). Hänggi (1990) nennt als ihr Vorzugshabitat gehölzreiche Brachen, was die Fläche C gut charakterisiert.



Abbildung 6: Fläche D, Toter Hund, Herbstaspekt.



Abbildung 7, Fläche E; Schlosswiese, Herbstaspekt.



Abbildung 8: Fläche G, Hanfraetz, Herbstaspekt.

Zur Detektion allfälliger subtilerer Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen über diese beobachteten Tendenzen hinaus war offenbar der Fangaufwand dieser Pilotstudie nicht ausreichend dimensioniert. Auch konnte die Untersuchung im Jahr 2022 keinen Aufschluss über die Interaktion zwischen Hochwasser und Beweidung geben, da Hochwässer nicht stattfanden und auch hochwassertolerante Arten in der Fauna nicht mehr vorkamen. Überhaupt war das Jahr 2022 hinsichtlich Wärme und Trockenheit extrem, was sich an den extrem niedrigen Wasserständen in den Altarmen während der sommerlichen Fangperiode ablesen ließ. Die gefundenen Verhältnisse könnten sich in moderateren Jahren anders darstellen.

Die extremen Witterungsverhältnisse im Sommer 2022 erklären zumindest zu einem Teil des extremen Turnover der Artengemeinschaften zwischen den hochwasserreichen Jahren 1986/87 und der jetzigen Untersuchung auf der Fläche A (Brücklwiese). Von der reichhaltigen Artengemeinschaft mit vielen extrem gefährdeten spezialisierten Arten, wie sie 1986 und 1987 nach den langer Wiesen-Überstauungen auftrat, sind nur wenige Allerweltsarten übriggeblieben, die keine Spezialisierung oder besondere Hochwassertoleranz zeigen und die auch mit den unspezifischen Störungen in Agrarlebensräumen gut leben können.

Zwei Empfehlungen sind aus den Befunden abzuleiten:

(1) Am ehesten eine Bereicherung der epigäischen Arthropodenfauna erfuhren diejenigen Flächen, bei denen die Beweidung so extensiv ablief, dass tatsächlich ein Mosaik von hohen Stauden (im Herbst meistens aus der eingeschleppten Aster *Symphotrichum lanceolatum* aufgebaut) und offeneren Stellen entstand. Intensiver beweidete Stellen waren dagegen uniform kurzrasig in der Struktur und beherbergten nur mehr sehr störungstolerante Ubiquisten (vgl. Pétilion et al. 2007).

(2) Das Hauptaugenmerk in den Unteren Marchauen sollte der Wiederherstellung einer natürlichen Überflutungsdynamik gelten. Der Verlust der charakteristischen Feuchtgebietsarten, Arten, die österreichweit oft ihre einzigen Vorkommen in den Marchauen hatten, ist gravierend und möglicherweise irreversibel. Gewinne durch ein Beweidungsmanagement, wie sie in der vorliegenden Studie ansatzweise zu Tage traten, können diese Verluste nicht annähernd kompensieren.

Danksagung

Jurrien Westerhof gab die Anregung zu dieser Untersuchung. Für interessante Diskussionen zu dieser Beweidungsinitiative sei ihm und Hannah Geiser herzlich gedankt; Norbert Milasowszky gab wertvolle Informationen über den Status und die Verbreitung von *Mermessus trilobatus* in Österreich.

Literatur

Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M., Zimball, O. (2008): Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung – „Wilde Weiden“. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU), Bad Sassendorf-Lohne, 215 pp.

Čížek, L., Hauck, D., Pokluda, P. (2012): Contrasting needs of grassland dwellers: habitat preferences of endangered steppe beetles (Coleoptera). *Journal of Insect Conservation* 16: 281–293.

Dumpert, K., Platen, R. (1985): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 4. Die Spinnenfauna. *Carolinea* 42: 75-106.

Erwin, T. L. (1984): Composition and origin of the ground beetle fauna (Coleoptera, Carabidae). *Monographiae Biologicae* 57: 371–389.

Hänggi, A. 1990: Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kt. Tessin III – Für die Schweiz neue und bemerkenswerte Spinnen (Arachnida: Araneae). – *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft – Bulletin de la société entomologique Suisse* 63: 153-167.

- Pétillon, J., Georges, A., Canard, A., Ysnel, F. (2007): Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation* 30: 201–209.
- Pozsgai, G., Quinzo-Ortega, L., Littlewood, N. A. (2022): Grazing impacts on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) abundance and diversity on semi-natural grassland. *Insect Conservation and Diversity* 15: 36–47.
- Rauer, G., Kohler, B. (1990): Schutzgebietspflege durch Beweidung. AGN-Forschungsbericht. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 82: 221–278.
- Truxa, C., Waitzbauer, W. (2008): Ist die Beweidung ein Selektionsfaktor für Laufkäfer (Carabidae) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel? *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 37: 217–227.
- Waitzbauer, W. (1990): Die Naturschutzgebiete der Hundsheimer Berge in Niederösterreich. Entwicklung, Gefährdung, Schutz. *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* 24: 1–88.
- Westerhof, J., Mück, K., Neuhauser, G., Roland, C., Schindlauer, M., Zuna-Kratky, T. (2021): Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2021. Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. WWF, Wien, 64 pp.
- Zulka, K. P. (1991): Überflutung als ökologischer Faktor: Verteilung, Phänologie und Anpassungen der Diplopoda, Lithobiomorpha und Isopoda in den Flußauen der March. Dissertation Formal- und Naturwiss. Fakultät Univ. Wien, 65 pp.
- Zulka, K. P. (1994a): Carabids in a Central European floodplain: species distribution and survival of inundations. In: Desender, K., Dufrêne, M., Loreau, M., Luff, M. L., Maelfait, J.-P. (Hrsg.): *Carabid beetles. Ecology and evolution*. Kluwer, Dordrecht: 399–405.
- Zulka, K. P. (1994b): Überflutungsdynamik als Voraussetzung für das Überleben seltener Laufkäfer-Arten (Coleoptera, Carabidae). *Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums* 8: 203–215.
- Zulka, K. P. (1999): Terrestrische Arthropoden. In: Kelemen, J., Oberleitner, I. (Hrsg.): *Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen*. Umweltbundesamt, Wien: 259–271.
- Zulka, K. P., Milasowszky, N., 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). *Biodiversity and Conservation* 6: 75–88.



VIII

Vegetationsmonitoring 2014-2022

Gerhard Egger

Zur Kontrolle der Veränderungen der Auenlandschaft bei Marchegg durch die im Frühling 2015 begonnene Beweidung wurde ein begleitendes Monitoring eingerichtet. Ein Teil des Monitorings behandelt die Auswirkungen der Beweidung auf das Vorkommen von Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften, sowie die Veränderung der Vegetationsstruktur durch die Weidetiere. Die Ergebnisse werden im Weidebericht jährlich aktualisiert. **In diesem Bericht werden die Erhebungen 2014, 2016, 2018 und 2020 und 2022 ausgewertet.** Für diese Jahre liegen vollständige Erhebungen aller Parameter und Aufnahmeflächen im Offenland und Auwald vor.

Die Wirkung von Pflanzenfressern auf die Pflanzenwelt ist naturgemäß sehr groß. Die Intensität der Beweidung und die Lenkung der Tiere haben einen großen Einfluss auf die tatsächlichen Veränderungen. Da die Vegetationsstruktur auch für viele Tierarten eine entscheidende Rolle im Hinblick auf die Habitatauswahl spielt, erlaubt die Untersuchung der Vegetation im Sinne einer Bioindikation auch Aussagen über die Qualität der Lebensräume. Das Monitoring soll deshalb auch einen Beitrag zur Steuerung des Projekts leisten.

1 Methodik

Das Vegetationsmonitoring erfolgt nach vier unterschiedlichen Ansätzen, auf unterschiedlichen Maßstabsebenen:

1. Erfassung der vertikalen Vegetationsstruktur auf Kleintransekten im Offenland.
2. Pflanzensoziologische Aufnahmen auf Daueruntersuchungsflächen von 16-100 m².
3. Tiereinflussmonitoring im Wald im Hinblick auf die Waldfunktionen gemäß Forstgesetz.
4. Langfristiges Monitoring der Biootypen auf der gesamten Fläche.

1.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

Für die ersten drei Methoden wurden 42 Daueruntersuchungsflächen eingerichtet. Diese wurden im Zuge einer stratifizierten Zufallsauswahl ermittelt. Die Aufnahmen geben einen repräsentativen Querschnitt über alle Biootypen, unterschiedliche Überschwemmungshäufigkeiten und Wald-Bestandsalter wieder. Für das Tiereinflussmonitoring im Wald wurden zudem vier Vergleichsflächen außerhalb der Beweidungsfläche angelegt. Auf ausgezäunte Vergleichsflächen im Offenland der Weidefläche wurde, wegen des unverhältnismäßig höheren Aufwands, verzichtet. Ein Vergleich der Artenzusammensetzung im Vergleich zu herkömmlich bewirtschafteten Wiesenflächen wurden von Schneider (2019) durchgeführt. Die Aufnahmeflächen wurden jeweils mit Vermessungsnägeln im Gelände markiert und mit einem GPS eingemessen. Da die Raumnutzung der Tiere nicht vorhersehbar war wurden zusätzlich drei sehr intensiv genutzte Flächen 2015 subjektiv ergänzt (N3, N4, 33b). Zwei Flächen aus der Voruntersuchung (43, 34) wurden aus unterschiedlichen Gründen seit 2016 ausgeschieden. Direkt vergleichbar sind damit 39 Aufnahmeflächen. Die Vegetationsaufnahmen wurden alle zwei Jahre in der Vegetationsperiode von Mai (Offenland) bis August (Wald) durchgeführt.

1.2 Erhebung der vertikalen Vegetationsstruktur

Im Offenland stellen sich Veränderungen in der Vegetationsstruktur durch die Beweidung sehr rasch ein. Um diese zu messen, wurden auf allen Untersuchungsflächen im Offenland vertikale Vegetationsaufnahmen auf Kleintransekten von 1 Meter Länge durchgeführt. Dabei wird die Vegetationsbedeckung in 20 cm Schichten erhoben. Insgesamt wurde die Struktur in 19 Aufnahmeflächen wiederholt erhoben.

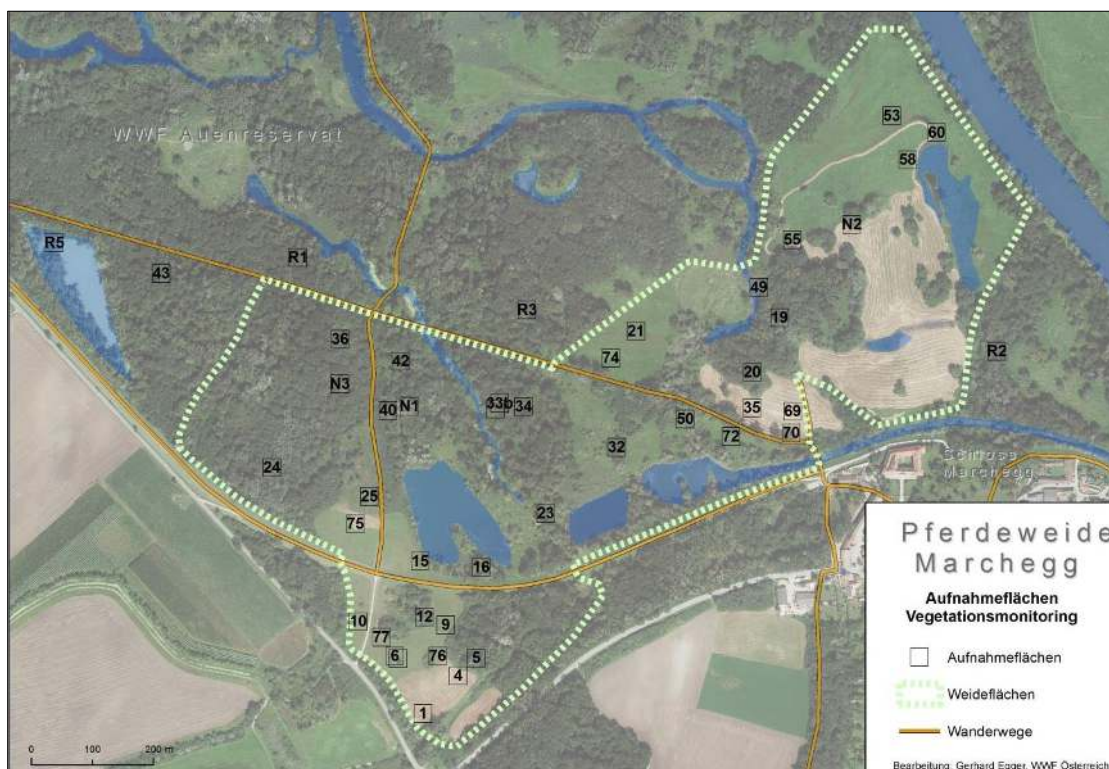


Abbildung 3: Lage der Daueruntersuchungsflächen im Beweidungsgebiet.



Abbildung 4: Methodik für die Erfassung der vertikalen Vegetationsstruktur

1.3 Dauerbeobachtungsflächen für die Vegetation

Pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) werden auf 42 Daueruntersuchungsflächen (mit 4*4 m im Offenland und 10*10 m im Wald) durchgeführt. Auf jeder Fläche wird die vollständige Artengarnitur erhoben. Als Häufigkeitsmaß wurde in Abweichung von der Standardmethode, zum Zwecke der leichteren statistischen Auswertbarkeit, die Deckung in Prozent abgeschätzt. Zusätzlich werden noch beweidungsrelevante Parameter erfasst. Das sind der Anteil an Offenboden, der Anteil an Baumkeimlingen, die Gehölzverjüngung, der Verbissanteil, sowie der Anteil an Totholz und Faeces (Tierkot). Die Pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen erlaubt mittelfristig eine sehr gute Einschätzung der Vegetationsveränderung.

1.4 Tiereinflussmonitoring im Wald

Ein gewisses Maß an Beeinflussung der Waldvegetation durch Verbiss, Schälung und Komfortverhalten durch Weidetiere wird im Projekt erwartet und ist sogar ausdrücklich erwünscht. Im Zuge dieses Monitorings wird dieses untersucht und vor allem der Fragestellung nachgegangen ob durch die Waldweide Verpflichtungen, die sich aus dem Forstrecht ergeben, entgegengewirkt wird. Das betrifft insbesondere die Verpflichtung zur Wiederbewaldung (§13 Forstgesetz 1975) und das Verbot der Waldverwüstung (§16). In den Daueruntersuchungsflächen, die in Wäldern liegen, wurden deshalb zusätzlich Parameter zur Beeinflussung der Waldvegetation durch Wildtiere und Weidetiere erhoben. Der Verbiss von Gehölzpflanzen und die Schälung von Bäumen wurden in einer vierstufigen Skala für jede Baumart und Vegetationsschicht getrennt erhoben.

Eine ausreichende Verjüngung zur Wiederbewaldung auf Schlagflächen und Räumden liegt laut §13 Absatz (8) dann vor, wenn die Verjüngung durch mindestens drei Wachstumsperioden angewachsen ist und eine nach forstwirtschaftlichen Erfordernissen ausreichende Pflanzenanzahl aufweist und keine erkennbare Gefährdung vorliegt. Im gegenständlichen Monitoring wird der Schwellenwert folgendermaßen definiert: Die Wiederbewaldung ist eingeschränkt, wenn bei Fehlen einer

Baumschicht der Anteil an lebenden Gehölzen für mehr als 10 Jahre und auf mehr als 1.000 m² unter 1% Deckung liegt (Annahme Deckung von Jungwuchs ca. 5 dm²/Individuum).

1.5 Beweidungssteuerung

Für eine rasche Beurteilung der Beweidungsintensität werden zur leichteren Steuerung (durch z.B. Koppelung, Anpassung der Besatzstärke, etc.) einfache Indikatoren und Schwellenwerte definiert und ausgewertet. Die Schwellenwerte wurden auf Basis der Erfahrungen aus anderen Projektgebieten vorläufig festgelegt. Im Laufe des Projekts erfolgt auf Basis des eigenen Monitorings, eine genauere Festlegung mit dem Projektbeirat. Die Schwellenwerte sind in *Tabelle 4* dargestellt.

Tabelle 4. Schwellenwerte für die Beweidungsintensität

Hinweise und Schwellenwerte für eine Unterbeweidung:
<ul style="list-style-type: none"> - Die Lebensformen und Weideverträglichkeit der Arten im Offenland ändern sich nicht - Der Anteil an kurzen Weidrasen im Offenland liegt unter 10% - Der Anteil an offenen Böden im Offenland liegt unter 10% - Der Anteil an Flächen mit einem starken Gehölzaufkommen (mehr als 5% Deckung) im Offenland liegt höher als 50%
Hinweise und Schwellenwerte für eine Überbeweidung:
<ul style="list-style-type: none"> - Der Anteil an offenen Bodenstellen im Offenland liegt über 50% - Der Anteil an Kotstellen im Offenland liegt über 20% - Der Anteil an nitrophilen Arten nimmt signifikant zu (Ellenberg Zahl steigt um 3 Stufen) - Der Anteil an geschälten Bäumen und verbissenen Trieben ist im Durchschnitt erheblich, bzw. mäßig (nur bei Vollerhebung alle 2 Jahre, vgl. Methodik Tiereinflussmonitoring).

2 Ergebnisse

Mit der Vorerhebung 2014 und den vier vollständigen Folgeerhebung 2016, 2018, 2020 und 2022 liegen mittlerweile fünf vollständige Aufnahmesets mit insgesamt 236 Aufnahmen vor.

Insgesamt wurden mit den Aufnahmen 341 Pflanzenarten im Weidegebiet festgestellt, von denen 68 Arten gemäß der Roten Liste von Österreich (Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer 1999) als gefährdet, stark gefährdet, bzw. vom Aussterben bedroht eingestuft wurden. Anzumerken ist, dass einige Arten zwar im Weidegebiet vorkommen, bisher aber nicht in Aufnahmeflächen festgestellt wurden. Dazu zählt beispielsweise das Spieß-Helmkraut (*Scutellaria hastifolia*). In absoluten Zahlen wurden folgende Artendiversität in den Aufnahmeflächen festgestellt: Im Jahr 2014: 199, im Jahr 2016: 218, im Jahr 2018: 236, im Jahr 2020: 238 Arten und im Jahr 2022: 245.

In Tabelle 5 sind die 2014 bis 2022 nachgewiesenen gefährdeten Pflanzenarten aufgelistet. Der Großteil dieser Arten ist typisch für feuchte (12) und trockene Wiesen (18), sowie Auwälder (8) und Verlandungsgesellschaften (16). Häufig sind Nickende Segge (*Carex melanostachya*), Ufer-Segge (*Carex riparia*), Sommerknotenblume (*Leucosium aestivum*), Piemonteser Kreuzlabkraut (*Cruciata pedemontana*), Kleinblütige Karthäusernelke (*Dianthus carthusianorum*), Schopf-Traubenhyazinthe (*Muscaria comosum*), Gelbe Wiesenraute (*Thalictrum flavum*) und die Phönizische Königskerze (*Verbascum phoeniceum*).

Die Anzahl gefährdeter Arten in den Aufnahmen steigt tendenziell von 37 im Jahr 2014, 35 im Jahr 2016, 42 im Jahr 2018 und 48 im Jahr 2022.

Tabelle 5: Anzahl der Vorkommen von gefährdeten Pflanzenarten im Beweidungsgebiet auf den Aufnahme­flächen in den Jahren 2014 bis 2022. Einstufung Rote Liste Österreichs (RLÖ) nach Niklfeld, H. & Schrott-Ehrendorfer, L. 1999. Standort nach Schrott-Ehrendorfer, L. 1999.

Pflanzenart	RLÖ	Standort	2014	2016	2018	2020	2022
<i>Achillea setacea</i> (Feinblatt-Schafgarbe)	2	trWiesen sand	2	6	5	6	2
<i>Alisma lanceolatum</i> (Lanzett-Froschlöffel)	3	Verland		1			
<i>Allium angulosum</i> (Kanten-Lauch)	2	fWiesen				2	
<i>Armeria elongata</i> (Sand-Grasnelke)	2	Sand	4		2	3	2
<i>Barbarea stricta</i> (Steifes Barbarakraut)	3	Stauden	7	2	3	3	4
<i>Cardamine parviflora</i> (Kleinblütiges Schaumkraut)	2	Verland muld	6	3	7	8	5
<i>Carex melanostachya</i> (Nickende Segge)	2	fWiesen salz wtr	9	9	5	9	11
<i>Carex pseudocyperus</i> (Große Zypergras-Segge)	2	Verland			1	1	1
<i>Carex riparia</i> (Ufer-Segge)	3	Verland	8	11	8	11	6
<i>Carex supina</i> (Niedrige Segge)	2	Sand			2	1	1
<i>Carex tomentosa</i> (Filz-Segge)	3	fAuwald anm	1		1	1	
<i>Carex vulpina</i> (Fuchs-Segge)	3	Verland	2	2	2		1
<i>Cerastium dubium</i> (Abweichler-Hornkraut)	2	Verland salz	1		8	3	6
<i>Cerastium semidecandrum</i> (Sand-Hornkraut)	3	trWiesen sand salz	1			2	5
<i>Cerastium tenoreanum</i> (Tenore-Hornkraut)	3	trWiesen sand			1	2	
<i>Clematis integrifolia</i> (Ganzblättrige Waldrebe)	2	fWiesen wtr	2	1	3	5	3
<i>Cruciata pedemontana</i> (Piemonteser Kreuzlabkraut)	3	trWiesen	5	7	8	5	7
<i>Cyperus michelianus</i> (Micheli-Zypergras)	2	Ufer sand	1				
<i>Dianthus pontederæ</i> (Kleinblütige Karthäusernelke)	3	trWiesen	6	2	5	6	3
<i>Dipsacus pilosus</i> (Borsten-Karde)	3	fAuwald					1
<i>Eleocharis uniglumis</i> (Einspelzige-Sumpfbirse)	3	Verland muld	5	2	1		2
<i>Epipactis albensis</i> (Elbe-Ständelwurz)	2	trAuwald	1	1		1	
<i>Euphorbia palustris</i> (Sumpf-Wolfsmilch)	2	fAuwald salz	1	2	2	2	1
<i>Ficaria verna</i> (Nackstengeliges Scharbockskraut)	3	trWiesen			4		1
<i>Filipendula ulmaria</i> subsp. <i>picbaueri</i> (Steppen-Mädesüß)	3	fWiesen wtr					1

<i>Gratiola officinalis</i> (Gnadenkraut)	2	Verland muld	4	4	4	6	5
<i>Inula britannica</i> (Wiesen-Alant)	3	fWiesen wtr			1	6	8
<i>Inula salicina</i> (Weiden-Alant)	3	fWiesen	1	1	1	3	1
<i>Iris sibirica</i> (Sibirische Schwertlilie)	2	fWiesen		1	3	1	
<i>Lathyrus palustris</i> (Sumpf-Platterbse)	2	Verland					1
<i>Lemna trisulca</i> (Untergetauchte Wasserlinse)	3	Wasser				1	
<i>Leonurus marrubiastrum</i> (Auen-Löwenschwanz)	2	fAuwald	8	9	4	6	7
<i>Leucojum aestivum</i> (Sommerknotenblume)	2	fAuwald	12	15	11	13	20
<i>Limosella aquatica</i> (Schlammling)	2	Ufer					1
<i>Malva pusilla</i> (Kleinblütige Malve)	3	RudSeg			2		
<i>Medicago minima</i> (Zwerg-Schneckenklee)	3	trWiesen				1	1
<i>Mentha pulegium</i> (Polei-Minze, Bienentee)	2	Ufer salz					2
<i>Muscari comosum</i> (Schopf-Traubenhyazinthe)	3	trWiesen	3	4	4	4	2
<i>Nuphar lutea</i> (Gelbe Teichrose)	3	Wasser	1	1			
<i>Oenanthe aquatica</i> (Wasserfenchel)	3	Verland	3	2	2	1	2
<i>Phleum phleoides</i> (Steppen-Lieschgras)	3	trWiesen	1	1	3	2	
<i>Polycnemum arvense</i> (Acker-Knorpelkraut)	1	RudSeg sand				1	
<i>Populus nigra</i> (Schwarz-Pappel)	3	fAuwald	1	2	2	1	3
<i>Ranunculus aquatilis</i> (Gewöhnlicher Wasserhahnenfuß)	3	Wasser	1				1
<i>Ranunculus auricomus</i> agg. (Gold-Hahnenfuß)	3	k.A.		2	2	3	3
<i>Ranunculus sceleratus</i> (Gefährlicher Hahnenfuß)	3	Ufer salz			1		1
<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>acetosella</i> (Zwerg-Sauerampfer)	2	Sand				6	4
<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>acetoselloides</i> (Südöstlicher Zwerg-Sauerampfer)	2	Sand				1	
<i>Rumex maritimus</i> (Strand-Ampfer)	3	Ufer salz	2	1			
<i>Saxifraga bulbifera</i> (Zwiebel-Steinbrech)	3	trWiesen muld		1			
<i>Scirpoides holoschoenus</i> (Kugelbinse)	2	trWiesen	1	1	1	1	1
<i>Scleranthus verticillatus</i> (Hügel-Knäuelkraut)	2						1
<i>Selinum venosum</i> (Brenndolde)	2	fWiesen wtr muld	5	4	5	6	2
<i>Senecio erraticus</i> (Spreizblättriges Greiskraut)	3	fWiesen	4	2		1	2

<i>Silene otites</i> (Ohrlöffel-Leimkraut)	3	trWiesen sand	1		2	1	1
<i>Sium latifolium</i> (Breitblättriger Merk)	2	Verland		1	3		
<i>Stellaria palustris</i> (Sumpf-Sternmiere)	2	fWiesen	1				
<i>Thalictrum flavum</i> (Gelbe Wiesenraute)	2	fWiesen	3	5	1	1	
<i>Thesium linophyllum</i> (Mittlerer Bergflachs)	3	trWiesen			2	1	
<i>Trifolium retusum</i> (Steif-Klee, Kleinblüten-Klee)	1	trWiesen sand			1		
<i>Trifolium striatum</i> (Streifen-Klee, Gestreifter Klee)	2	trWiesen sand		1	4	4	3
<i>Ulmus minor</i> (Feld-Ulme)	3	fAuwald	10	9	6	2	3
<i>Verbascum phoeniceum</i> (Purpur-Königskerze)	3	trWiesen	2	4	5	7	6
<i>Veronica maritima</i> (Langblatt-Blauweiderich)	2	fWiesen	4	2	2	3	2
<i>Veronica orchidea</i> (Orchideen-Blauweiderich)	2	trWiesen			4	5	1
<i>Veronica spicata</i> (Ähren-Blauweiderich)	3	trWiesen sand					1
<i>Viola kitaibeliana</i> (Steppen-Stiefmütterchen, Kitaibel-Veilchen)	2	Sand					1
<i>Vitis vinifera</i> subsp. <i>sylvestris</i> (Wilde Weinrebe)	2	fAuwald sand			1	1	1
Anzahl:			37	35	44	46	48

Bemerkenswert ist das zunehmende Vorkommen des Streifen Klees (*Trifolium striatum*) und die Ausdehnung des Vorkommens des Steifklees (*Trifolium retusum*) auch wenn dieser zuletzt in keiner Aufnahme mehr vertreten war. Bemerkenswerte Neuzugänge im Jahr 2022 sind das Hügel-Knäuelkraut (*Scleranthus verticillatus*), das Steppen-Stiefmütterchen (*Viola kitaibeliana*), die Polei-Minze (*Mentha pulegium*) und der Schlammling (*Limosella aquatica*).

Ein differenziertes Bild zeigt sich bei der Auswertung der Deckung charakteristischer und gefährdeter („wertbestimmender“) Arten in den einzelnen Aufnahmeflächen. Im Großteil der Aufnahmeflächen ist der Anteil stabil. In drei Aufnahmeflächen zeigt sich ein negativer, in 12 Aufnahmeflächen hingegen ein positiver Trend.

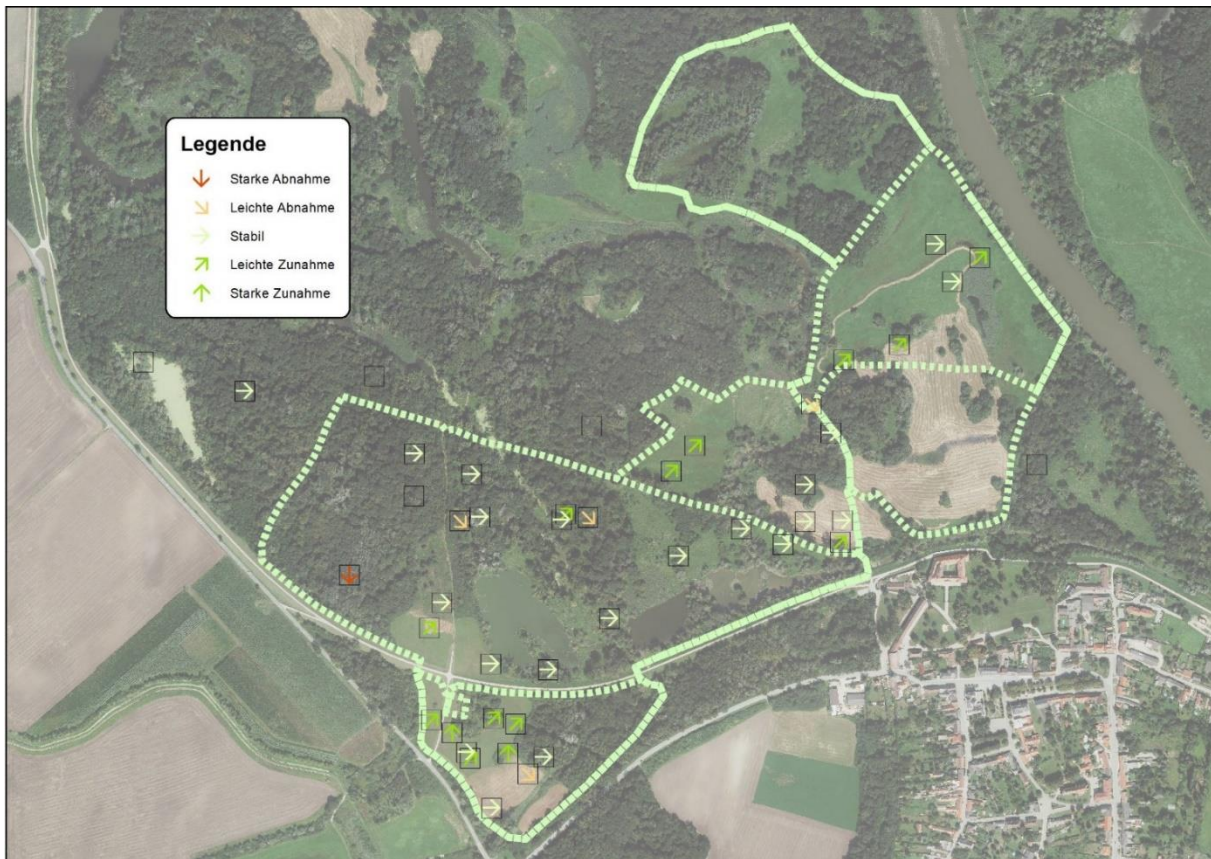


Abbildung 5: Zu- bzw. Abnahme der Deckung von charakteristischen und gefährdeten Arten der March-Thaya-Auen dargestellt als Regression über die Jahre 2014 bis 2022.

Ein wichtiges naturschutzfachliches Kriterium für die Beurteilung der Auswirkungen der Beweidung ist die Entwicklung der Neophyten (fremdländische Pflanzenarten) auf der Weidefläche. Im Gebiet sind vor allem Lanzett-Aster (*Symphyotrichum lanceolatum*), Schwarzfrucht-Zweizahn (*Bidens frondosa*) und Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) fast flächendeckend auf geeigneten Standorten verbreitet. Vergleichbare Untersuchungen von Pauer (2006) und ARGE Vegetationsökologie (2009) zeigten, dass Rinderbeweidung in den March-Auen grundsätzlich dazu beitragen kann, den Anteil an fremdländischen Arten, insbesondere die Lanzett-Aster, zu reduzieren. Diese Art ist grundsätzlich flächendeckend in den March-Thaya-Auen - vor allem in den Auwäldern - verbreitet. Gerade diese Art hat sich in den letzten Jahren jedoch kontinuierlich weiter auf Weideflächen ausgebreitet.

Tabelle 6. Häufigkeit des Vorkommens von ausgewählten fremdländischen Pflanzenarten (Neophyten) in den Aufnahmeflächen im Beweidungsgebiet (n=39)

Gesamtname	2014	2016	2018	2020	2022
Eschen-Ahorn (<i>Acer negundo</i>)	1	1		1	1
Kanadisches Berufkraut (<i>Erigeron canadensis</i>)	1	1		1	
Kleines Springkraut (<i>Impatiens parviflora</i>)	1	4	2	3	4
March-Aster (<i>Symphyotrichum lanceolatum</i>)	29	27	27	24	23
Rot-Esche (<i>Fraxinus pennsylvanica</i>)	23	31	38	35	30
Schwarzfrucht-Zweizahn (<i>Bidens frondosa</i>)	12	13	7	2	5

Insgesamt treten innerhalb der Aufnahmeflächen, in den fünf gegenständlichen Aufnahmejahren sechs fremdländische Pflanzenarten (Neophyten) auf. In relevanten Häufigkeiten sind dies vor allem

die Lanzett-Aster (*Symphotrichum lanceolatum*) und die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*). Es zeigt sich, dass sich die Präsenz des Auftretens in Aufnahmeflächen nur wenig verändert hat. Betrachtet man die Deckungswerte und lokale Ausprägung zeigt sich jedoch ein differenzierteres Bild (siehe in Abschnitt 2.1.2).

2.1.1 Veränderung der Vegetationsstruktur auf den Weideflächen

Die Vegetationsstruktur im Offenland hat sich in den Jahren 2014 bis 2022 deutlich verändert. In Abbildung 4 ist die durchschnittliche Deckung der Vegetation in unterschiedlichen Höhenschichten im Offenland auf unbeweideten (2014) und beweideten (2016, 2018, 2020, 2022) Flächen dargestellt. Es zeigt sich, dass die Deckung in niedrigen Schichten zugenommen hat, während die durchschnittliche Vegetationshöhe in höheren Schichten ab 30 cm deutlich abgenommen hat. Die hohe Standardabweichung zeigt, dass diese Ergebnisse allerdings eine hohe Schwankung aufweisen und im Durchschnitt nicht repräsentativ sind. Die Unterschiede zwischen den Biotoptypen dürfte hier noch größer sein, als der Weideeinfluss. Der deutliche Sprung auf 80% Deckung in der Schicht 0-10 cm im Jahr 2018 könnte auf den aufgrund der Trockenheit geschlossenen Bewuchs in manchen Senken zurück zu führen sein. Es könnte aber auch eine Folge der Abnahme von offenen Kotstellen und der Streuaufgaben sein. Die Mittlere Vegetationshöhe hat dabei um rund 10 cm abgenommen.

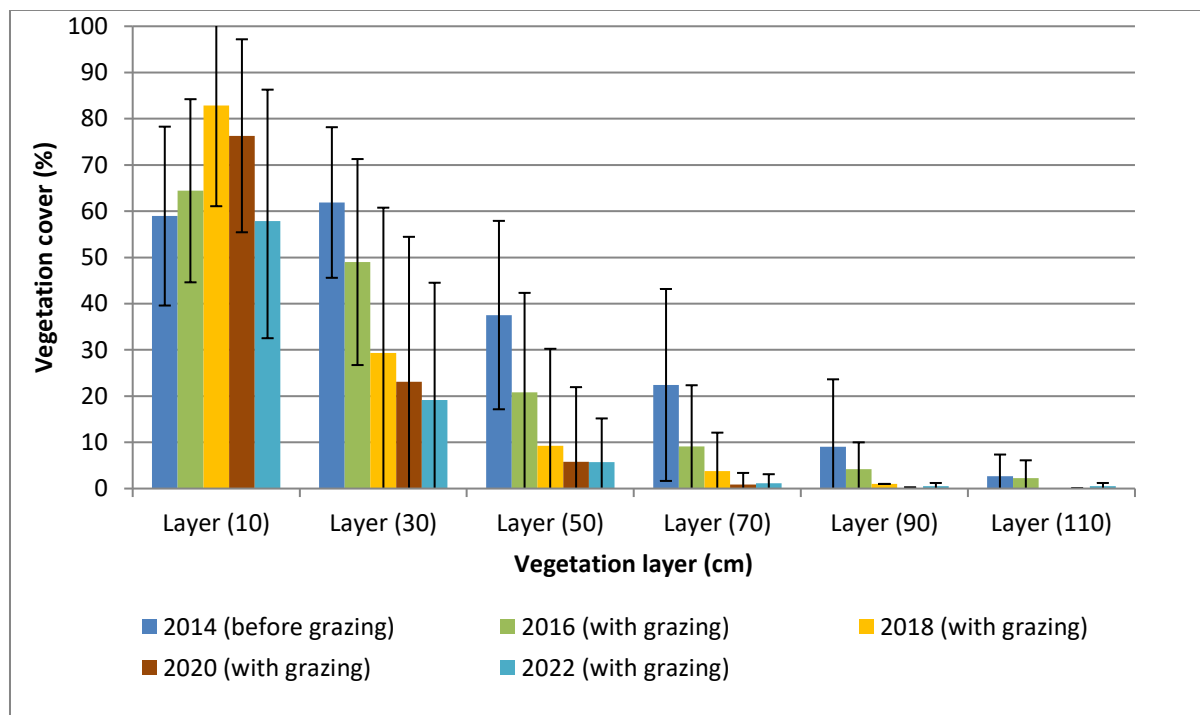


Abbildung 6: Durchschnittliche Dichte der Vegetationsbedeckung in 6 Höhenklassen von 0-10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, 70-90 cm und 90 - 110 cm in den Vergleichsjahren 2014 bis 2022 (n=16).

Der Vergleich in Abbildung 5 zeigt die Vegetationsbedeckung auf der der Äußeren Badwiese und beim Vogelsee vor der Beweidung (2014) und nach fünf Jahren Beweidung. Die Vegetation ist niedriger, lückiger und heterogener geworden. Der Anteil an Gräsern ist zurückgegangen.



Abbildung 7: Bildvergleich der Vegetationsbedeckung ohne Beweidung (2014, links) und mit Beweidung (2022, rechts). Aufnahmeflächen Nr. 6, sowie 58.

Der Trend in der Vegetationsbedeckung ist auch in Abbildung 6 dargestellt. Der Anteil an Vegetationsbedeckung hat zu Beginn der Beweidung stellenweise stark abgenommen. Mit der Erweiterung der Fläche hat sich dieser Effekt jedoch wieder reduziert. Der Anteil an offenen Bodenstellen schwankt nicht signifikant und auch der Anteil an Kotstellen hat nach 2018 wieder abgenommen, womit kein Trend erkennbar ist. Auch markante Latrinen-Stellen der Pferde, die 2015 mit zusätzlichen Daueraufnahmeflächen begonnen wurden, haben sich zwischenzeitlich wieder aufgelöst (vgl. Abbildung 7). Das dürfte auch mit dem Verhalten der Hengste zusammenhängen, die vermehrt Wege als Markierungsorte wählen, die in den Aufnahmeflächen nicht erfasst sind.

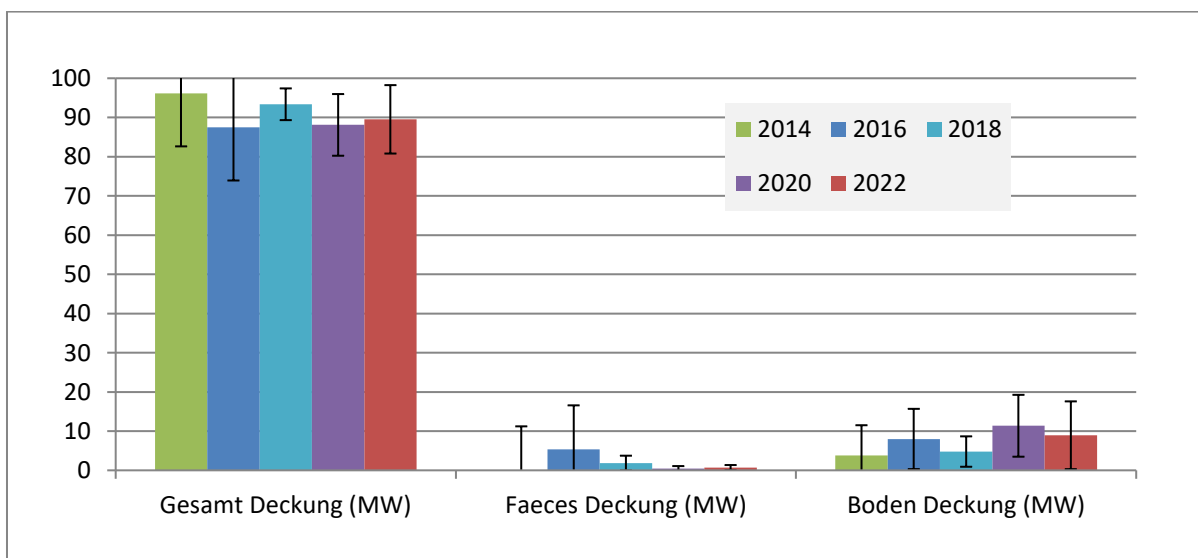


Abbildung 8: Mittlere Bedeckung der Aufnahmeflächen mit Vegetation, Boden und Faeces in Prozent in den Aufnahmejahren 2014 bis 2022 in Aufnahmen im Offenland.



Abbildung 9 Vergleich der zusätzlich angelegten, intensiv genutzten Aufnahme­fläche N4 in den Jahren 2015 und 2020.

In Abbildung 8 ist die Veränderung der Lebensformen der Pflanzenbedeckung in den direkt vergleichbaren Offenland-Aufnahmen (n=16) dargestellt. Es zeigt sich, dass sich die geänderte Nutzungsweise bisher nur geringfügig auswirkt, bzw. auch deutlichen Schwankungen unterliegt. Auch die Streuung zwischen den Aufnahmen ist sehr hoch. Signifikant dürfte der Rückgang der Geophyten sein. Die Änderung der Hydrophyten dürfte eher mit den trockenen Verhältnissen in den letzten Jahren zusammenhängen.

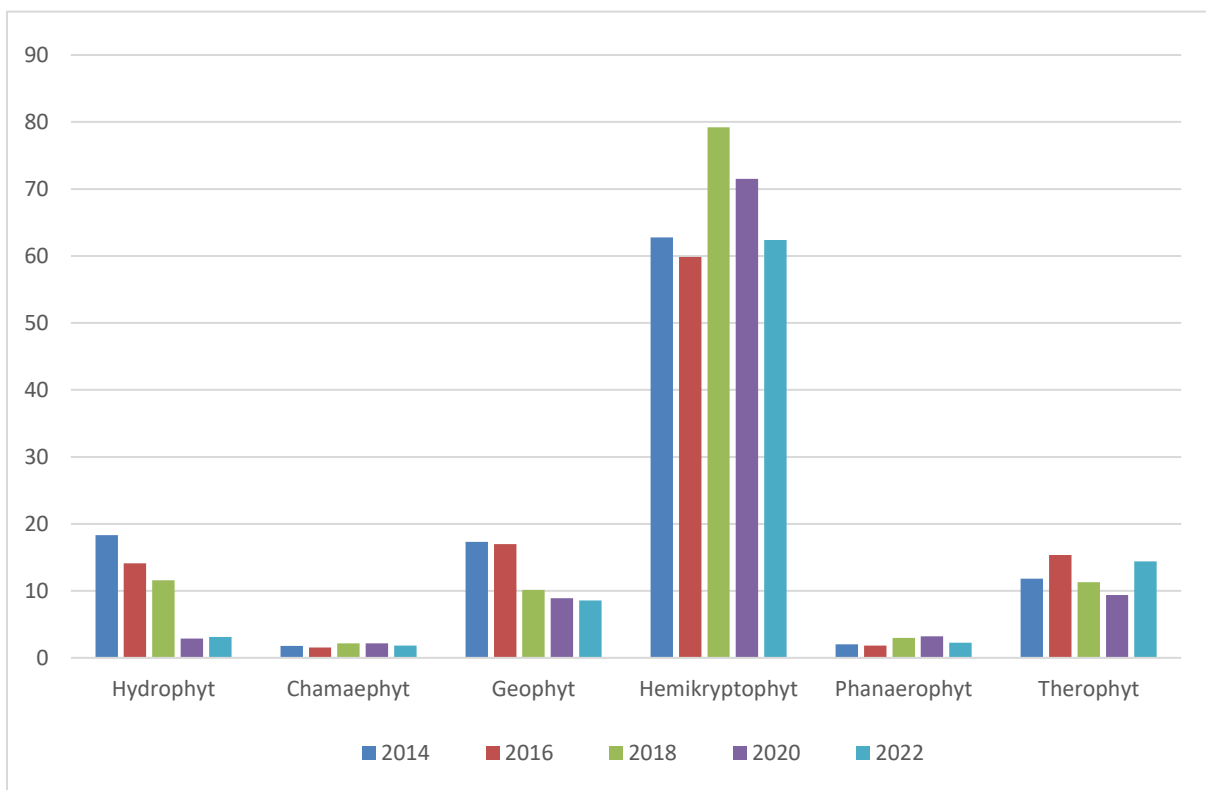


Abbildung 10: Anteil der Lebensformen unter den Pflanzen des Offenlandes (nach Ellenberg & Leuschner 2010) an der Vegetationsbedeckung (Mittelwert) in den Jahren 2014 bis 2020.

Eine Auswertung im Hinblick auf Zeigerwerte ergab bisher keine relevanten Veränderungen. Die Streuung zwischen den Aufnahmen ist sehr hoch. Die sehr unterschiedlichen Standortsbedingungen im Hinblick auf Nährstoffreichtum und Wasserhaushalt dürften wesentlich entscheidender sein, als die Nutzungsform.

2.1.2 Indikatoren für die Beweidungsintensität im Offenland

Wie eingangs dargestellt wurden für die Beurteilung und Steuerung der Weideintensität einfache Indikatoren vorgeschlagen. In Abbildung 9 sind diese über alle Daueruntersuchungsflächen gemittelt dargestellt. Es zeigt sich, dass sich die Auswirkungen auf Neophytenanteil, offene Bodenflächen und Bedeckung mit Tiermist innerhalb der festgelegten Schwellenwerte bewegen.

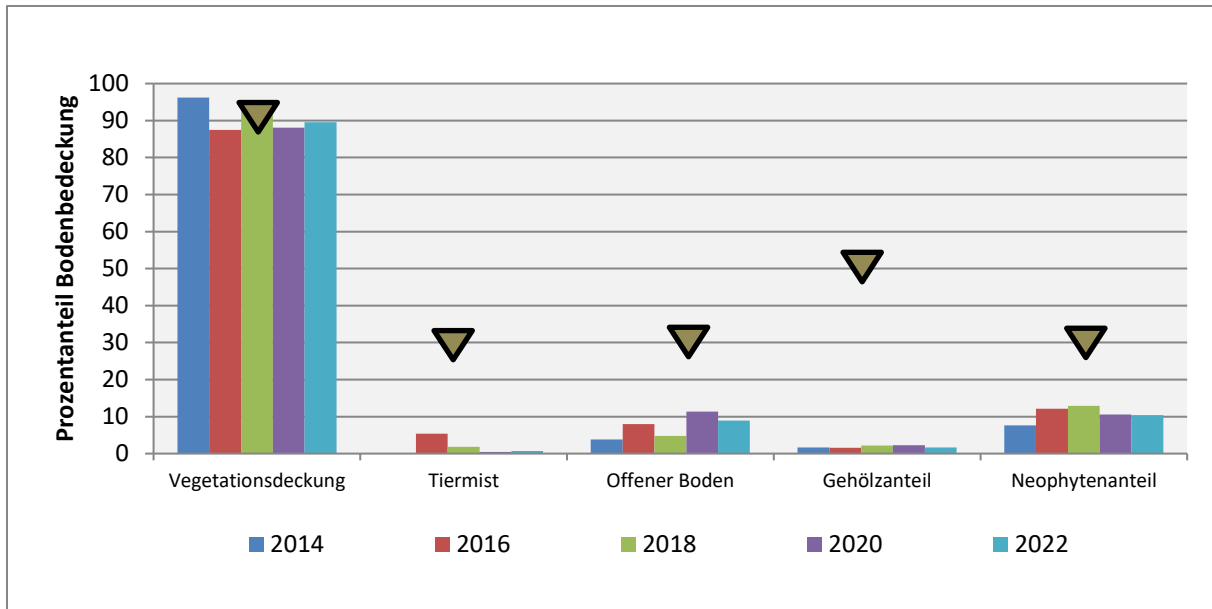


Abbildung 11: Gesamtindikatoren für die Steuerung der Beweidungsintensität: Gemittelte Deckung der Vegetation, Faeces, Gehölzanteil auf Wiesenflächen, Neophytenanteil und Anteil von offenen Bodenflächen. Mit Dreiecken wurden die vorläufigen Schwellenwerte für eine naturverträgliche Nutzungsweise entsprechend den Vorgaben aus dem Beweidungskonzept eingezeichnet.

Die markanteste Veränderung ergibt sich im Bereich des Neophytenaufkommens. Auch wenn dieses bei Betrachtung der Mittelwerte im Rahmen bewegt, ist eine differenziertere Betrachtung erforderlich. Unterscheidet man die Vegetationsdeckung der Neophyten auf der Weidefläche nach Offenland und Waldflächen und vergleicht diese mit den Referenzflächen so zeigt sich folgendes Bild (vgl. Abb. 10).

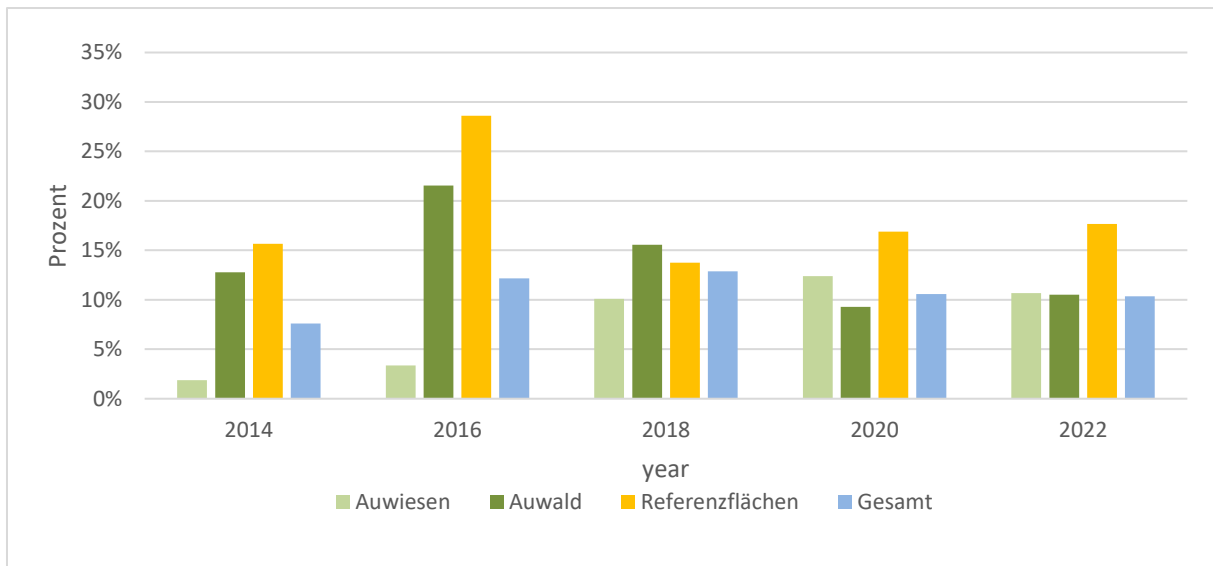


Abbildung 12: Entwicklung der Deckung von Neophyten differenziert nach Offenland, Auwald, Referenzflächen und insgesamt (in Prozent).

In den beweideten Auwäldern hat die Dichte an Neophyten im Vergleich zu den Referenzflächen leicht abgenommen, wobei die Schwankungen gleichlaufend sind und diese damit offenbar auch stark von anderen Faktoren beeinflusst werden. Im Offenland zeigt sich, dass der Anteil an Neophyten sukzessive zugenommen hat. In beiden Fällen sind die Deckungswerte der Lanzett-Aster entscheidend. Wirft man einen Blick auf die Situation auf Ebene der Einzelaufnahmen (vgl. Abbildung 11), so zeigt sich, dass es lokal eine starke Zunahme von Neophyten gibt. Das betrifft insbesondere die Fluren Hanfrätz, Schlosswiese und Mühlbachwiese und tw. die Flur Toter Hund.

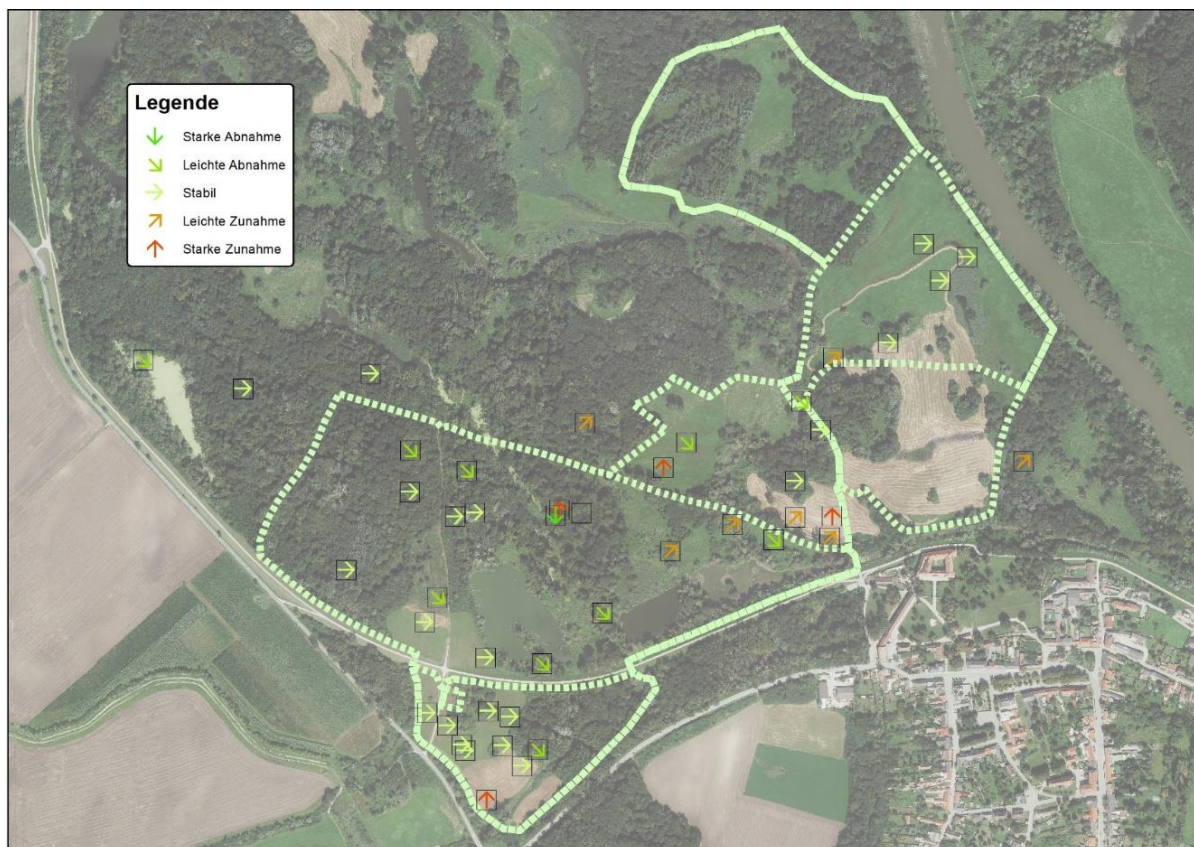


Abbildung 13: Veränderung der Deckung von fremdländischen Pflanzenarten (Neophyten) auf der Weidefläche von 2014 bis 2022. Dargestellt ist der Regressionskoeffizient in 5 Klassen.

Der dritte Indikatorbereich betrifft die Waldvegetation und den Grad der Beeinflussung der Gehölze durch die Weidetiere. Wie in der Methodik beschrieben geht es darum, eine negative Beeinträchtigung des Waldes im Sinne des Forstgesetzes auszuschließen. Ein gewisses Maß an Nutzung von Gehölzen entspricht dabei durchaus dem Verhalten der Tiere und ist auch durchaus erwünscht.

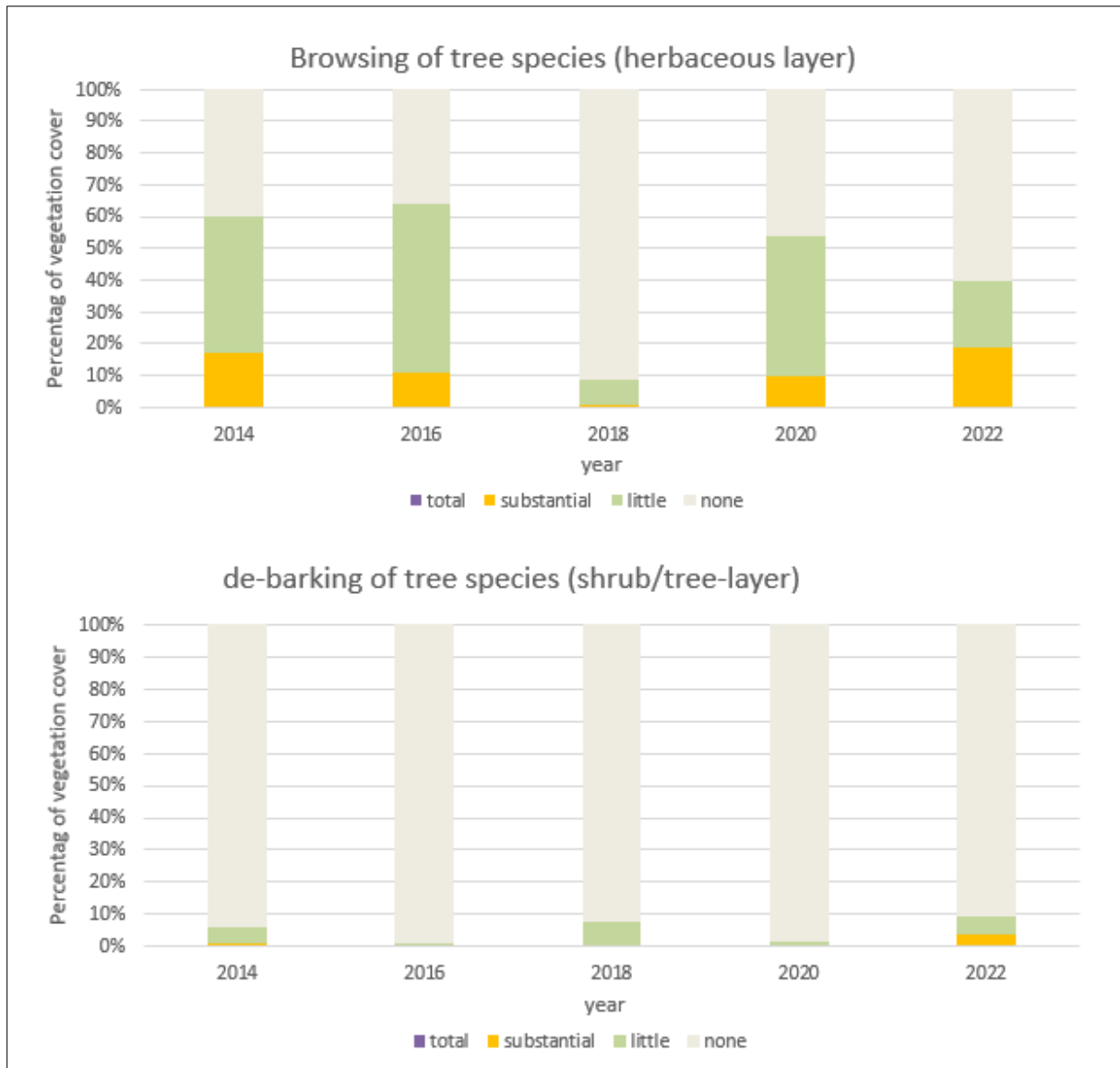


Abbildung 14: Einfluss von Pflanzenfressern auf Gehölzpflanzen auf der Weidefläche durch Verbiss und Schälung in den Jahren 2014 bis 2022.

Abbildung 12 zeigt den Grad der Nutzung von Gehölzpflanzen durch die Weidetiere und im Gebiet vorhandene Wildtiere (Reh, Rotwild, Biber). Es zeigt sich, dass die Nutzung insgesamt durchaus deutlich ausfällt. Wobei der Anteil an stark genutzten Gehölz-Individuen trotzdem sehr gering ist. Die Schälung von Bäumen wird bis 2020 praktisch kaum feststellbar. Erst 2022 konnte erstmals ein relevanter Anteil an geschälten Jungbäumen festgestellt werden. Wie die Auswertung 2020 zeigte werden praktisch alle relevanten Baumarten verbissen. Am stärksten sind Weißpappel, Stieleiche, Rot-Esche und Flatterulme betroffen sein. Anzumerken ist, dass die Eiche zwar in der Krautschicht einen geringen Verbiss aufweist, junge Exemplare allerdings eher selten anzutreffen sind und die Überlebensrate über mehrere Jahre hinweg mit diesem methodischen Zugang nicht beurteilt werden kann.

3 Diskussion

Das Vegetationsmonitoring im Beweidungsgebiet belegt deutlich den naturschutzfachlichen Stellenwert des Gebiets. Auf rund 70 Hektar konnten - alleine auf den Stichprobenflächen - 68 gefährdete Pflanzenarten, darunter Seltenheiten wie der Elbe-Ständelwurz (*Epipactis albensis*), der Orchideen-Weiderich (*Veronica orchidea*), oder die Wilde Weinrebe (*Vitis vinifera* susp. *sylvestris*) nachgewiesen werden. Besonders erfreulich ist das Vorkommen von gefährdeten Lückenbewohnern wie dem Steif-Klee (*Trifolium retusum*), Streifen-Klee (*Trifolium striatum*) und seit 2022 auch vom Hügel-Knäuelkraut (*Scleranthus verticillatus*). Der Gradient der Biotoptypen im Offenland reicht von häufig überschwemmten Großseggenriedern über typische Brenndoldenwiesen bis hin zu trockenen basenarmen Mäh-Halbtrockenrasen.

Nach sieben Jahren Beweidung kann die Entwicklung, gerade wegen den stark schwankenden Witterungsverhältnissen, weiterhin nur ansatzweise abgeschätzt werden. Die Artengarnitur hat sich in Summe noch nicht tiefgreifend verändert. Trotzdem gibt es einige bemerkenswerte Entwicklungen.

Die Artenzahl hat sich in den letzten 8 Jahren erwartungsgemäß erhöht. Entscheidend dabei ist, dass sich auch der Anteil von charakteristischen und gefährdeten Arten erhöht hat. Erfreulich ist, dass hochgradig gefährdete Lückenbewohner und Pionierarten, offenbar wieder vermehrt günstige Verhältnisse vorfinden. Zu nennen seien hier die Neufunde vom Acker-Knorpelkraut (*Polycnemum arvense*) und die heuer erstmals sehr schön ausgeprägten Bestände des Hügel-Knäuelkrauts (*Scleranthus verticillatus*) und das Auftreten des Schlammlings (*Limosella aquatica*) auf der Weidefläche.

Am deutlichsten zeichnet sich eine Veränderung in der Vegetationsstruktur auf den Wiesen ab. Die anfangs augenscheinliche Steigerung des Anteils von offenen Bodenflächen und Kotstellen, hat tendenziell wieder abgenommen. Augenscheinlich ist, dass fast alle Fluren von den Weidetieren regelmäßig genutzt werden. Auf den meisten Flächen bilden sich (unabhängig vom ausgebildeten Biotoptyp) sehr starke kleinräumige Nutzungsgradienten von fast ungenutzten, hohen Beständen, bis zu stark genutzten niedrigen Weiderasen aus. Auf diesen konnten sich konkurrenzschwache Arten und Frühjahrsannuelle bereits deutlich stärker ausbreiten. Im Gegenzug konnten sich auf weniger genutzten Flächen Neopyhten wie die Lanzett-Aster stärker ausbreiten. Erfreulich ist, dass sich die Deckung der Lanzett-Aster in den beweideten Auwäldern wiederum etwas reduziert hat. Das gibt Hoffnung, da gerade der Unterwuchs lichter, feuchter Auwälder in den March-Thaya-Auen massiv von der Lanzett-Aster dominiert werden. Auch wenn die Art durch Beweidung nicht eliminiert werden kann, so verschaffen die Weidetiere zumindest wieder vermehrt Nischen für heimische Arten.

Die Beweidungsintensität kann auf Basis der gewählten Indikatoren derzeit im Bereich der Pferdeweide als angemessen eingestuft werden. Die Zeigerwerte haben sich im Mittel erst wenig verändert und sind weit von kritischen Werten entfernt. Der Anteil an offenen Bodenflächen und an Latrinen ist aufgrund der Flächengröße relativ gering (und sinkt tendenziell wieder). Im Offenland etablieren sich kleinräumig einige Gehölzgruppen. In der statistischen Auswertung treten diese jedoch noch nicht hervor.

Die Verbiss-Situation im Wald kann aus forstwirtschaftlicher Sicht insgesamt als absolut unproblematisch eingestuft werden. Lokal kommt es zwar zu einer sichtbaren Nutzung vor allem der Pappeln und Ulmen. Diese sind aber in Relation zur Dichte der Vorkommen naturschutzfachlich unbedenklich. Die immer noch geringen Verbissanteile könnten mit der großen Verfügbarkeit von frischem Astmaterial aufgrund von häufigem Windbruch zusammenhängen.

Von klassischen Weide-Pflegemaßnahmen sollte im Moment Abstand genommen werden. Allenfalls anzudenken ist die Entfernung von Samenbäumen von noch in geringer Zahl vorkommenden fremdländischen Arten wie dem Eschenahorn. Die aufgrund von Witterungsextremen ausgesetzte Kombinationsbeweidung mit Rindern wäre jedoch angesichts der verstärkt aufkommenden Neophyten im Offenland wieder wünschenswert.

4 Literatur

ARGE Vegetationsökologie (1998): Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Eisteichwiese / Marchegg. Jahresbericht 1997. Unpubl. Bericht, Wien. 42 pp + Anhang.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Auflage.

Egger, G., Glanz, R., Kirschel, S., Razumovsky, N., Schindlauer, M., Schneider, F., Svoboda, L. & Zuna-Kratky, T. 2017. Pferdeweide Marchegg. Jahresbericht 2016. Bericht im Rahmen des LIFE Projekts Renaturierung Untere March-Auen. WWF Österreich. S. 62.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. Ulmer Verlag, 1357 S.

Niklfeld, H. & Schratt-Ehrendorfer, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. 2. Fassung. – in: Niklfeld, H. et al. Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2. Neubearb. Aufl.; S. 33-130. Grüne Reihe des BMUJF 10. Graz 292 S.

Pauer, E. (2005): Trockenstandorte (Parzen) in den Auen des unteren Marchtales (Niederösterreich) – Bodenkundliche und geobotanische Untersuchungen. Dipl. Arb. Univ. Wien. 136 pp.

Schratt-Ehrendorfer, L (1999): Zur Flora und Vegetation des österreichischen March- und Thaya-Tales. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien S. 181-202.

Stelzhammer, M. (2013): Biotoptypenkartierung, Zwischenbericht 2012. Bericht im Rahmen des EU Life Projekts Untere March-Auen. 59 Seiten.

Anhang 1 Fotodokumentation



Ausgeprägte Unterschiede in der Vegetationshöhe und Dichte in wenigen Metern Entfernung, nördlich und südlich der Baumgartner Allee. Ohne Mahd verbleibt deutlich mehr Totholz im Offenland.



Veränderung des Unterwuchses in Aufnahme­fläche 16, von 2014 (links) bis 2022 (rechts).



Auf der Badwiese hat sich die strenge Grenze zwischen der älteren Aufforstungsfläche im Hintergrund und dem Sandrasen im Vordergrund stark aufgelöst.

Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2022, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen

www.wwf.at/konik