



Renaturierung Untere March-Auen

Beweidung Auenreservat Marchegg – Jahresbericht 2025



Jurrien Westerhof mit Beiträgen von Josef Dechant, Karin Donnerbaum, Anna Elsler, Lili Greschnonig, Norbert Helm, Valentina Laudacher, Anna Lindenberger, Lea Miskulnig, Bernhard Splechtna, Michael Stelzhammer, Magdalena von der Thannen und Thomas Zuna-Kratky

Impressum

Titel: Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2025, Bericht des WWF Österreich, Wien. 86 S.

Projekt-Mitwirkende: Julia und Vinzenz Harbich (Rinderhaltung), Gerhard Neuhauser (Reservatleiter, Weideinfrastruktur), Christoph Roland (Pferdebetreuung, Weideinfrastruktur, Vögel), Marion Schindlauer (Pferdebetreuung, Vögel, Weißstorch), Michael Stelzhammer (Marchaster, Biotoptypenkartierungen), Jurrien Westerhof (Berichterfassung, Koordination, Weißstorch, Wetter/Wasserstand, Weidebetrieb), Thomas Zuna-Kratky (Heuschrecken, Weißstörche).

Das Vorhaben wurde 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: Michael Stelzhammer

Inhaltsverzeichnis

	Zusammenfassung	3
I.	Projektbeschreibung	8
II.	Das Weidejahr 2025	12
III.	Weißstörche	21
IV.	Lanzett-Herbstaster: Bestandsentwicklung und Auswertung von Maßnahmen	25
V.	Heuschrecken und Fangschrecken, Stand 2025	31
VI.	Beweidete und hochwasserbeeinflusste Grasland-Ökosysteme: gegensätzliche Kohlenstoffdynamiken auf Mineralböden und degradierten Moorböden	51
VII.	Baum-Mikrohabitate auf der Weidefläche	57
VIII.	Untersuchungen zur Schäle durch Konik-Pferde	71
IX.	Untersuchungen zur Eichenverjüngung	78

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.

Zu den ursprünglichen sechs Konik-Stuten wurden im Sommer 2016 drei Hengstfohlen gestellt, und seitdem wurden in regelmäßigen Abständen ca. 30 Fohlen geboren. Mehrmals wurden Tiere an vergleichbaren Beweidungsprojekte abgegeben, zuletzt an den Naturpark Leiser Berge. Die Herde bestand mit Jahresende 2025 aus 19 Tieren. Seit 2023 findet, nach drei Jahren Pause, in den Sommermonaten wieder eine Zusatzbeweidung mit einer kleinen Rinderherde statt. Die Gesamt-Besatzstärke lag 2025 bei 0,56 GVE pro Hektar Offenland, und bei 0,25 GVE pro ha über die gesamte Fläche gerechnet. Seit acht Jahren wurden auf der Weidefläche keine Flächen mehr zusätzlich zur Beweidung gemäht.

Die **Gesundheit der Tiere** ist im Allgemeinen als sehr gut zu beurteilen. Die Herde ist aktiv und beweglich, zeigt ein weitgehend natürliches Verhalten, und legt täglich meist mehrere Kilometer zurück. 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. Im Jahr 2025 kam es leider zu zwei Fällen von Hufrehe, womöglich als Folge von Fütterungen, und ein Pferd musste schließlich eingeschläfert werden.

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 können. 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 meist gering, obwohl die Tiere immer wieder berührt. Die Anzahl der Fütterungen dürfte allerdings zugenommen haben. Die Pferde zeigen gegenüber Menschen keine Aggression, und Probleme mit Besuchern sind, abgesehen von Fütterungen, seit Projektbeginn so gut wie nie nicht aufgetreten. Dabei beträgt die Besucher-Anzahl an starken Tagen bis zu 1.000 Personen.

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 im Laufe der letzten 10 Jahren insgesamt 68 gefährdete Pflanzenarten, darunter Seltenheiten wie der Elbe-Ständelwurz, 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, auf den Aufnahmeflächen seit 2014 von 190 auf 235 (2024). Die Anzahl gefährdeter Arten in den Aufnahmen ist von 36 im Jahr 2014 auf 42 im Jahr 2024 gestiegen. 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 wird. Auch wenn die Art durch Beweidung nicht eliminiert werden kann, so verschaffen die Weidetiere zumindest wieder vermehrt Nischen für heimische Arten. Auf der Weidefläche hat sich die Lanzett-Aster in den letzten Jahren stärker etabliert. Sie profitieren von einer guten Wasserversorgung – also von Bedingungen, die in Auen meist gegeben sind. Statistische Auswertungen zeigen, dass sich sowohl zu trockene Bedingungen, als auch eine Überflutungsdauer ab ca. 2 Wochen, deutlich negativ auf den Bestand auswirken. Auch ein dauerhaft relativ hoher Weidedruck wirkt sich negativ auf die Bestandsentwicklung aus. Rinderbeweidung wirkt sich außerdem negativ auf die Bestandshöhe aus, weil Rinder in Gegensatz zu Pferden auch ausgewachsene Pflanzen fressen und in etablierte Bestände gehen. Hierdurch kommen viele Asten nicht mehr zur Blüte, wodurch zumindest die Samenproduktion zurück geht. Durch mehreren stärkeren Hochwässern 2024 und durch mehr Weidedruck ist der Bestand 2025 deutlich zurückgegangen.

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. Eine Erhebung ausgewählter **Arten, für die die March-Thaya-Auen eine hohe bis sehr hohe Bedeutung für den Erhalt haben**, zeigte 2024, dass keine der untersuchten Arten auf der Weidefläche, aufgrund der Beweidung deutlich negativ beeinflusst sein dürfte. Die Glanz-Wolfsmilch, die Pollei-Minze, der Streifen-Klee und vermutlich auch das Steppen-Stiefmütterchen profitieren offensichtlich von der Beweidung. Selbes gilt für den Kleinblütigen Klee, der im Rahmen anderer Arbeiten regelmäßig nachgewiesen wurde. Der Langblättriger Blauweiderich könnte derzeit dahingegen negativ beeinflusst sein. Für die übrigen Arten (Kanten-Lauch, Krapp-Labkraut, Sumpf-Platterbse, Schlammling, Stumpf-Sternmiere) ist die Situation unklar. Einige der Arten konnten zwar nicht auf den untersuchten Dauer-Beobachtungsflächen, aber dafür anderswo auf der Weidefläche nachgewiesen werden.

Auf Basis der gewählten Indikatoren kann die **Beweidungsintensität** als angemessen eingestuft werden, obwohl die Zunahme der Lanzett-Aster in Teilen des Offenlandes auf einer Unterbeweidung hindeutet. 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. 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.

Rein rechnerisch würde die Fläche deutlich mehr Tiere ernähren können. Auf der Weidefläche ist die rechnerische Unterbeweidung etwa durch den sich langsam ins Offenland verlagernde Waldrand sichtbar. Auch halten sich die Pferde besonders in der Vegetationsperiode aufgrund des großen Futterangebots relativ wenig in den ‚hinteren‘ Bereichen der Weidefläche auf, und können sich wüchsige Arten wie Lanzett-Aster hier stärker etablieren. Eine verstärkte Rinderbeweidung hat in den vergangenen Jahren gezeigt, eine effektive Strategie gegen Lanzett-Aster zu sein. Aber der

Herdenumfang ist auch eine Managementfrage, abgesehen davon, dass die GVE-Obergrenze im Öpul-Programm hier beschränkend werden können.

Erhebungen zeigen, dass sich die Beweidung positiv auf die **Eichenverjüngung** auswirken dürfte. In beweideten Saumzonen im Reservat fand sich 2022 im Schnitt alle 10,5 Meter eine Jungeiche und 2025 sogar alle 2,3 Meter. In unbeweideten Saumzonen betrug diese Zahl 2022 nur alle 23,9 Meter. Eichen brauchen als Lichtbaumart 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 noch im selben Jahr 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. Allerdings erreichen bislang nur wenige Jungeichen eine Höhe größer als 0,5 m.

Als Folge der Beweidung entstehen zahlreiche Strukturen, die es ohne Beweidung nicht gäbe. Dazu zählen im Auenreservat etwa Dunghaufen, Trittsuren, 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 Trittsuren – 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.

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. Mit nunmehr 41 Heuschrecken-Arten sowie der Gottesanbeterin gehört das Untersuchungsgebiet zu den artenreichsten Landschaftsausschnitten Niederösterreichs. 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 einen gravierenden Einfluss auf die Situation der Heuschrecken und Fangschrecken haben. Die niedrige Individuenzahl in der Nähe von Storchhorsten zeigt die Bedeutung von Heuschrecken als Nahrungsquelle für Störche. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist das hier erprobte Modell der Wildnisbeweidung aus Sicht dieser Indikatorgruppe ein Erfolg.

Nach einer Streudatenanalyse 2018 wurde der **Vogelbestand** der Weidefläche 2019, 2020 und 2023 gezielt und strukturiert erfasst. 2019 wurden 67 verschiedene Arten nachgewiesen, 2020 stieg die Anzahl auf 84 Arten, und 2023 wurden sogar 95 verschiedene Arten nachgewiesen werden. Darunter gibt es 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 autypische Limikolenarten, wie Waldwasserläufer, Bekassine und Waldschnepfe, und 2023 brüteten erstmals fünf Neuntöter-Brutpaare auf der Badwiese.

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 grundsätzlich 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 2025 bei 49, und damit deutlich über dem Schnitt der letzten 30 Jahren. Die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel pro Horstpaar war mit einem Wert von 2,55 überdurchschnittlich hoch. 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, wurden das Jahre später auch jetzt noch. Hiermit ist klargelegt, 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 entwurmt werden. 29 Prozent der gefundenen Arten sind in der Roten Liste der Käferarten eingetragen, und einige der gefundenen Arten sind gefährdet oder sogar unmittelbar von Aussterben bedroht.

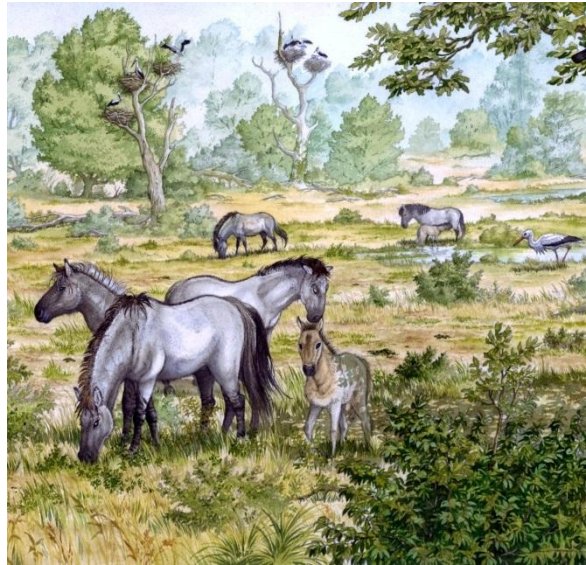
2022 wurde der Bestand der **Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen und Landassel** untersucht. Der Vergleich mit der Artengemeinschaft der Jahre 1986–1987, Jahren mit langen Hochwässern, zeigte, dass alle hoch gefährdeten Flussauen-Überflutungsspezialisten fehlten. Die Dynamik durch Beweidung ist kein 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 genutzte Weidefläche, die Bienenhüttenwiese, sehr individuen- und artenreich, sie beherbergte außerdem die zwei seltene Feuchtbrachen-Arten Carabiden *Panagaeus cruxmajor* and *Dolichus halensis*, die anderswo nicht auftraten.

Eine **Tagfalter**-Erhebung im Sommer 2023 hat Arten- und Individuenzahl am beweideten und gemähten Teil vom Hochwasserschutzdamm verglichen. Sichtbar wird auch die gravierende Wirkung der Mahd – die Anzahl der Arten und Individuen fällt am frisch-gemähten Teil auf nahezu Null zurück. Zwar erholt sich der Tagfalter-Bestand am gemähten Teil 1-2 Monaten nach der Mahd, aber bleibt auch in weiterer Folge meist hinter dem beweideten Teil zurück.

Die Auenwiese in Marchegg bietet wertvolle Ökosystemdienstleistungen, um schwerwiegende Schäden zu verhindern, wie am Beispiel des schweren Hochwassers in Süddeutschland im Juni 2024 deutlich wird. Sie besitzt zudem ein großes Potenzial zur Kohlenstoffsequestration. Aus diesem Grund wurde der CO₂-Austausch der Auenwiese untersucht, um die Auswirkungen eines Überschwemmungsevents auf die **Kohlenstoffsequestration** zu quantifizieren. Die EC-Messungen (Eddy-Kovarianz-Messungen) von CO₂ wurden in verschiedenen Zeiträumen vor, während und nach dem Überschwemmungsevent analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass die Kohlenstoffbilanz stark vom Wasserstand am Untersuchungsstandort beeinflusst wird. Dennoch zeigt die Studie, dass die renaturierte Au trotz vorübergehender Störungen durch Überschwemmungsereignisse als robuste Kohlenstoffsенке fungiert, mit einer kumulierten Netto-Kohlenstoffspeicherung von 40,4 g CO₂-Äquivalenten pro m², bzw. ca. 400 kg pro ha jährlich.

Erstmals wurde 2025 das **Vorkommen von Baum-Mikrohabitaten** und das **Schälen von Bäumen** durch Pferde (und Schalenwild) erhoben. Es zeigt sich, dass die Anzahl der Baumhabitaten mit 511 kategorisierten Habitats pro Hektar sehr hoch ist: der Durchschnittswert für Naturschutzgebiete beträgt 413 pro Hektar. Konikpferde haben zusätzlich zum Einfluss des Schalenwildes in den Wintermonaten eine messbare, jedoch für den Gesamtbestand und die Naturschutzziele nicht gefährdende Baumschälaktivität. Das Ausmaß der Schäle kann, auf Grundlage der Literatur, als eher

strukturfördernd und potentiell mikrohabitatsfördernd eingestuft werden. Augenscheinlich ist auch, überall in den Beständen und an den Waldrändern, wo ausreichend Licht vorhanden ist, reichlich Verjüngung zu finden. Daher ist davon auszugehen, dass die Beweidung die Bestände möglicherweise in ihrer Zusammensetzung leicht verändert und zur Bildung von Baummikrohabitaten beiträgt, aber keinesfalls gefährdet.



|

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 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 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.

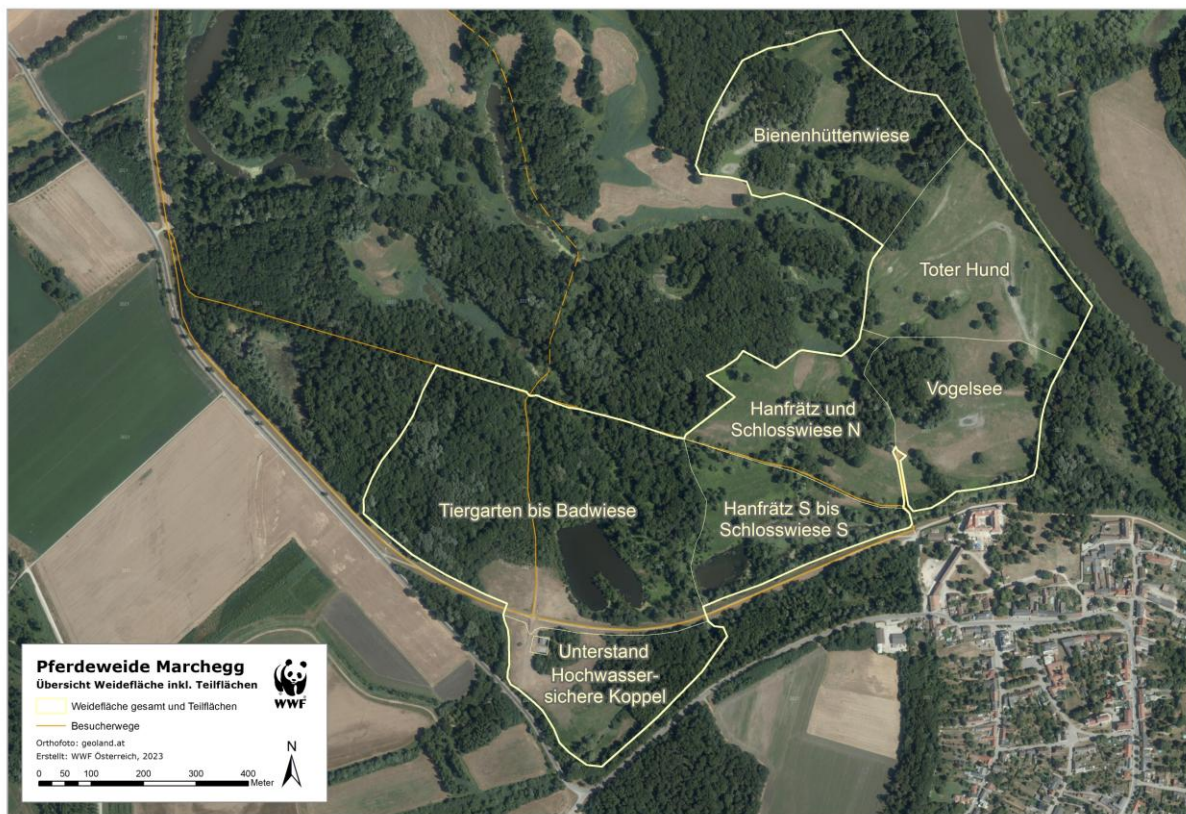


Abbildung 1: Abgrenzung der Weidefläche seit 2019

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 unterschiedlichen Themenbereichen:

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

Quellen

Bunzel-Drücke, 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 2025

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 2025 war, nach den Rekordjahren 2023 und 2024, das achtwärmste Jahr in der österreichischen Messgeschichte. An 26 Tagen – um 7 Tagen mehr als 2024 – lag der Tagesmittelwert in der Messstation Salmhof bei Marchegg unter 0° C. Die tiefst gemessene Temperatur war -12,4 °C, am 19. Februar. Es gab im Winter keine nennenswerte Schneedecke. Die Sommermonate waren durchwegs sehr warm.

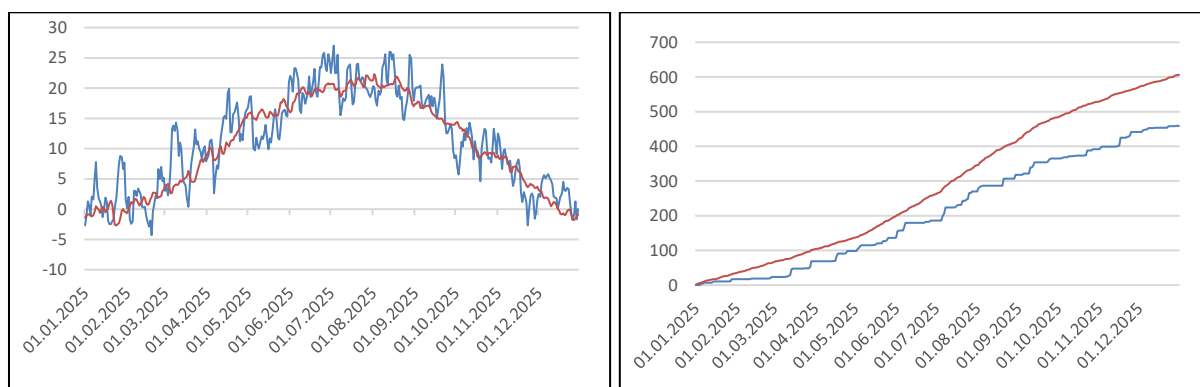


Abbildung 2 und 3: durchschnittliche Tagestemperatur bzw. langjähriger Schnitt, und kumulative Niederschläge in mm (2025: blau; durchschnittlich: rot), für Salmhof/Marchegg (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 7.1.2026¹)

Das Jahr 2025 war von Anfang an sehr trocken. Eigentlich setzte diese Trockenperiode bereits im Sommer 2024 ein, und wurde nur im September 2024 unterbrochen, als innerhalb von einer Woche ca. 240 mm Regen fielen. In den sechs Monaten danach, von Mitte September 2024 bis Mitte März 2025, fielen nur 97 mm Niederschlag. Als Folge der starken Regen von September 2024 waren die Grundwasserstände bis in 2025 hinein allerdings durchwegs hoch.

Im gesamten Jahr 2025 gab es im Auenreservat kein Hochwasser. Zwar wurden tiefergelegene Sutteln einige Male geflutet, aber die Weidefläche blieb durchgehend trocken. Mangels Schnee und Schneeschmelze fiel, wie mittlerweile üblich, auch im Jahr 2025 das Frühlingshochwasser aus.

¹ <https://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen/Details/116426/Lufttemperatur/Jahr>

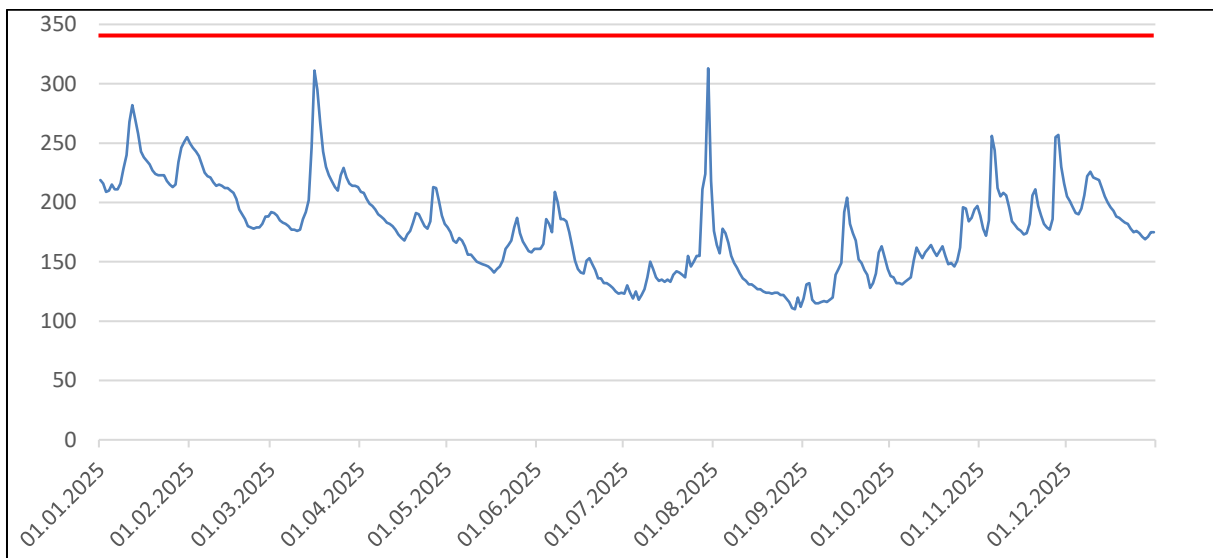


Abbildung 5: Wasserstandentwicklung in der March bei Marchegg in 2025 (in cm; Tagesmittelwerte). Rote Linie: Au wird geflutet (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 7.1.2026¹)

Der seit Jahrzehnten feststellbarer Trend der fallenden Abflussmengen der March wurde 2025 fortgesetzt (Abb. 6). Der Durchschnittsabfluss betrug über das ganze Jahr gerechnet $53,3 \text{ m}^3/\text{s}$, und der offizielle Abfluss-Mittelwert bei Angern von $106 \text{ m}^3/\text{s}$ wurde 2025 an lediglich 9 Tagen überschritten. Der maximale Tagesmittelwert betrug $161 \text{ m}^3/\text{s}$, am 16. März. Damit war die March an keinem einzigen Tag bordvoll. Kombiniert mit der Eintiefung des Flusses, rekonstruierbar etwa anhand Korrekptionsdaten 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).

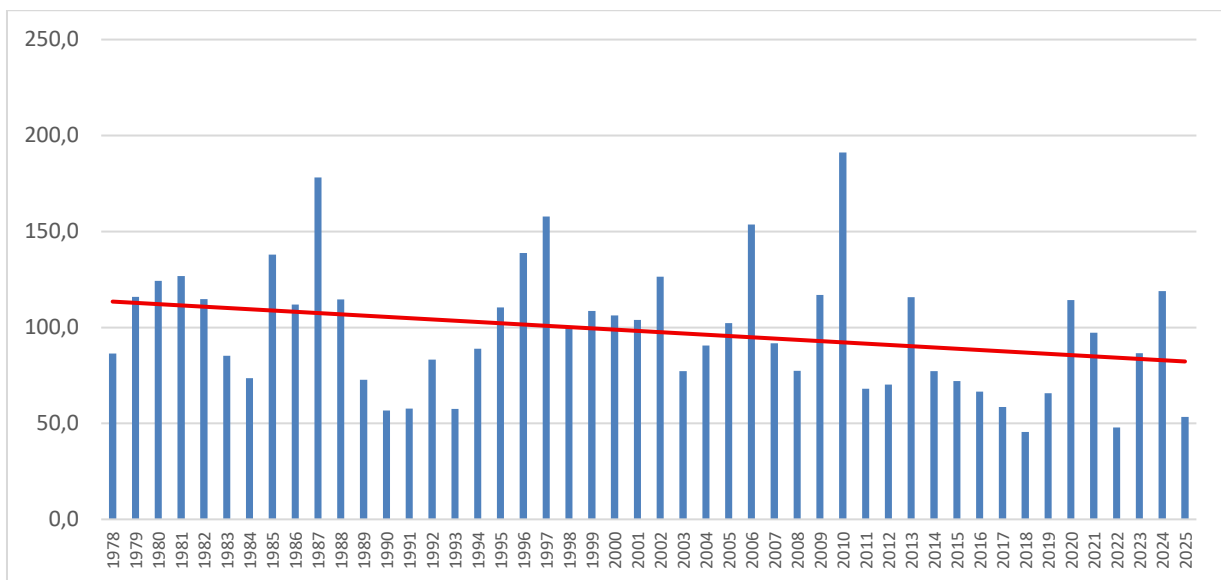


Abbildung 6: Entwicklung der durchschnittlichen Abfluss-Tagesmittelwerte an der March bei Angern seit 1977 im m^3/s und Trendlinie (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 7. Jänner 2026²).

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

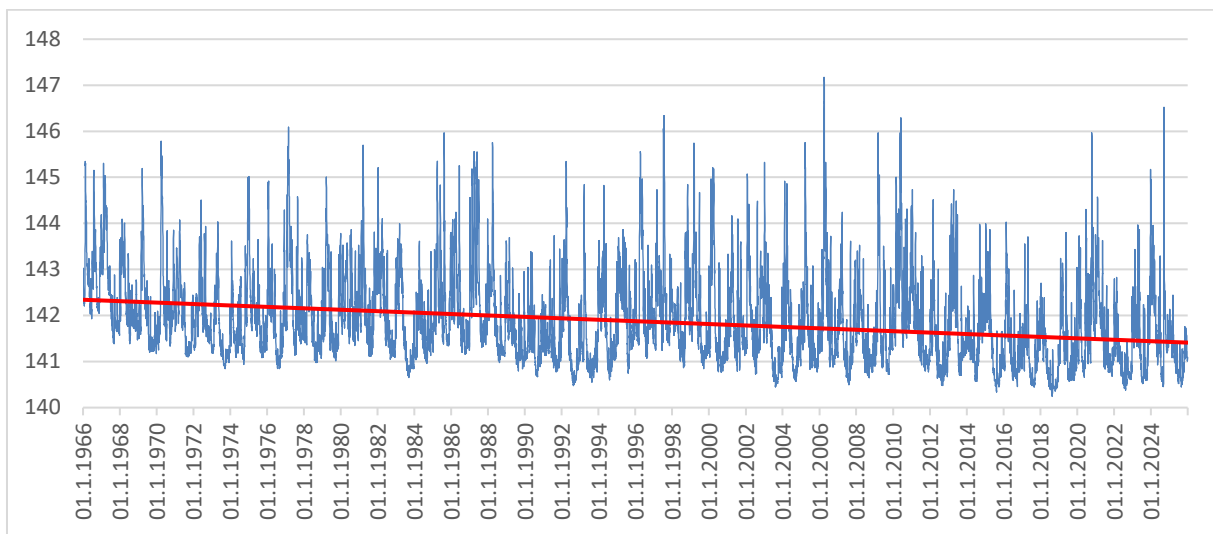


Abbildung 7: Entwicklung der Höhe des Wasserspiegels der March bei Angern seit 1965 und Trendlinie, errechnet anhand von Wasserstand und Pegelhöhe (in m ü. A.) (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, Daten abgerufen am 7. Jänner 2026³).

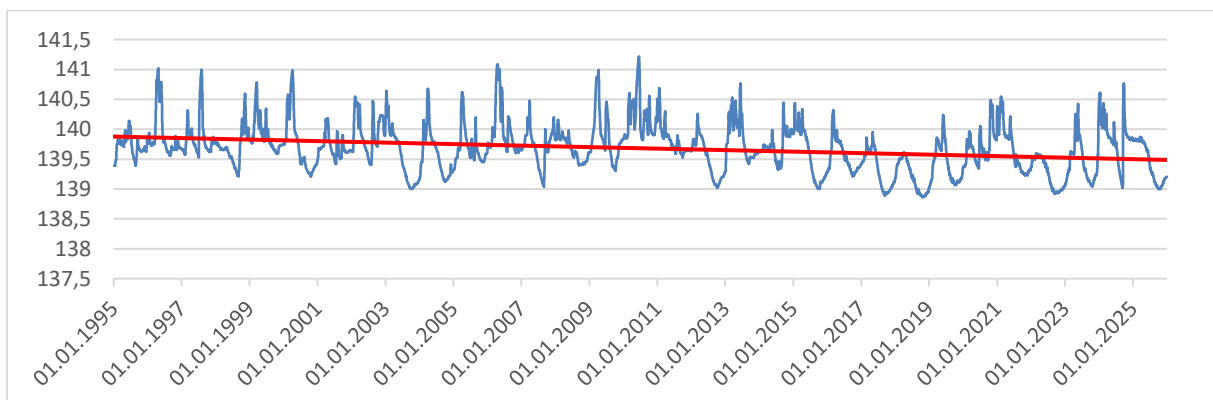


Abbildung 8: Entwicklung Grundwasserstand im Auenreservat (in m Meereshöhe; Messstelle Baumgarten), 1995 – 2025, und Trendlinie (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 7. Jänner 2026⁴)

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 zumindest gestoppt, und womöglich auch teilweise rückgängig gemacht werden.

³ <https://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen/Details/207324/Wasserstand/Jahr>

⁴ <https://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen/Details/331769/Grundwasserspiegel/Jahr>

2 Weidebetrieb

Wie üblich, wurde die Rohfuttermenge im Laufe des Winters allmählich geringer. Perioden von Futterknappheit gehören zur Natur, und ein temporärer Gewichtsverlust ist für die Gesundheit der Pferde sogar wünschenswert – unter anderem beugt es Hufrehe vor. Aber steigert Futterknappheit die Gefahr von Ausbruchsversuchen. Da der Weidezaun zu dem Zeitpunkt an einigen Stellen nicht genug Strom führte, wurde ausnahmsweise während einigen Wochen im Spätwinter mit Heu zugefüttert. Mit dem Einsetzen der Vegetationsperiode in März war wieder ausreichend Futter da. Im Laufe des Jahres wurde die Stromversorgung des Weidezauns verbessert.

Der Beginn der zusätzlichen Beweidung mit Rindern war für die zweite Aprilhälfte geplant. Aber ein Ausbruch der Maul- und Klauenseuche im Westen von Ungarn und der Slowakei führte zu einem Vieh-Transportverbot im Osten Österreichs. Daher wurde die Rinderbeweidung verschoben, und war das Reservat während einigen Wochen auch für Menschen gesperrt. Erst ab 21. Mai war es wieder erlaubt, Tiere zu transportieren, und am 22. Mai kamen 9 Mutterkühe mit 9 Kälbinnen.



Abb. 9: Pferde und Rinder gemeinsam weidend vor dem Hintergrund der Treibhausgas-Messstation

Raumnutzung der Weidetiere

Insgesamt stehen ca. 76 ha als Fläche zur Verfügung, wovon 33,31 ha Offenland. In den Jahren 2019 bis 2022 konnten die Pferde durchgehend die gesamte Fläche nutzen, höchstens eingeschränkt durch ein Hochwasser. In den Jahren 2023 und 2024 wurde wieder ein Teil der Fläche durch Rindern beweidet, und ist den Pferden in diesem Zeitraum nicht zu Verfügung gestanden. Das steigert den Beweidungsdruck, wodurch die in den letzten Jahren sichtbar gewordene Ausbreitung der Marchaster Einhalt geboten wird.

Im Frühling 2025 gab es vermehrt Hinweise und Wahrnehmungen, dass die Pferde durch einigen Besuchern zugefüttert werden. Gleichzeitig kam es zu einzelnen Fällen von Hufrehe gekommen, was in Zusammenhang mit falscher Nahrung stehen kann. Daher wurden die Tiere in den besucherstarken Frühlingsmonaten erstmals von den Besuchern weggesperrt, mit einem temporären Zaun. Somit stand den Pferden und Rindern in den Monaten Mai und Juni nur der nordöstliche Teil der Gesamtfläche zu

Verfügung. Hier war der Weidedruck also dementsprechend höher, aber die Futtermenge war mehr als ausreichend. Positive Nebenwirkung war, dass die Marchaster, die als Folge des starken Hochwassers von Sept. 2024 ohnehin geschwächt waren, gut in Schach gehalten wurden.

Ab Ende Juni wurde der temporäre Zaun entfernt, und stand Pferden und Rindern erstmals gemeinsam die gesamte 76 ha zu Verfügung. Für die Beweidung der Gesamtfläche wurden ruhige Kühe ausgewählt, ohne Stier. Vorher wurde mit den Rindern mehrmals erprobt, wie sie reagieren auf für sie unbekanntes Personen, mit und ohne Hund. Es zeigte sich, dass Menschen und Hunde in unterschiedlichen Konstellationen weitgehend ignoriert werden. Dieses Bild bestätigte sich dann über den Sommer: die Rinder verhielten sich sehr ruhig, und hielten sich im Allgemeinen nicht direkt auf oder in der Nähe von Wegen auf. Im Gegenteil, oft waren sie nur schwer zu finden. Soweit bekannt kam es nur einmal zu einer unerwünschten Situation, als Jungrinder einen Hund nachgelaufen sind.

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 aus 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 ist – so werden etwa gerne Laub und Eicheln oder heruntergewehrte Misteln gefressen, und Brennnesselwurzeln werden gezielt ausgegraben. Es stellen sich aber interessante Details der Flächennutzung heraus. So besuchen die Pferde im Herbst Flächen, die sonst eher links liegen gelassen werden – siehe Abb. 12 und 13.



Abbildung 10 und 11: Raumnutzungsmuster in Mai (linkes Bild) und Oktober (rechtes Bild). Auf den umkreisten Flächen, die im Frühling nur selten besucht wird, finden die Pferde im Herbst Eicheln (linker Kreis) bzw. Laub von Eschen, Weiden und Pappeln (rechter Kreis).

Nutzungsintensität

Die durchschnittliche Anzahl der Weidetiere pro Hektar lag über das ganze Jahr und die gesamte Offenlandfläche gerechnet bei 0,56 GVE/ha. Das ist niedriger als 2018, 2019 und 2024 – da betragen die Werte 0,74, 0,57 und 0,62 GVE/ha, und leicht höher als 2020 (0,50), 2021 (0,46), 2022 (0,52) und 2023 (0,60). Wegen Hochwasser gab es im gesamten Jahr 2025 keine Einschränkungen, allerdings waren Rinder und Pferde wegen unerwünschter Zufütterungen, wie oben beschrieben, für anderthalb Monat abseits von den Besucherwegen auf ca. 30 ha Fläche gekoppelt. Rechnet man die Besatzdichten

auf der gesamten zur Verfügung stehenden Fläche, inkl. Wald, dann betrug die Nutzungsintensität 2025 nur 0,25 GVE/ha. Umgerechnet in Tiermasse beträgt der Weidedruck auf den Offenlandflächen ca. 260 kg/ha, und auf der Gesamtfläche ca. 113 kg/ha.

Tabelle 4: Nutzungsintensität auf den Teilflächen der Weide im Jahr 2025. 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).

Fläche	Gesamtfläche (ha)	Futterfläche (ha)	Besatzstärke (GVE/ha)	Mahd
Hochwassersichere Koppel	6,79	3,25	0,42	0
Tiergarten bis Badwiese	23,16	4,50	0,42	0
Hanfrätz Wald	3,69	0,30	0,42	0
Hanfrätz S bis Schlosswiese S	7,07	3,01	0,42	0
Hanfrätz N und Schlosswiese N	7,95	4,30	0,42	0
Vogelsee	8,03	5,28	0,68	0
Toter Hund	10,53	8,77	0,68	0
Bienenhüttenwiese	12,32	4,21	0,68	0
Summen, bzw. Durchschnitt Weidefläche	75,86	33,31	0,56	
Durchschnitt über gesamte Fläche			0,25	

Diese Zahlen sagen allerdings nur beschränkt was aus über den tatsächlichen Beweidungsdruck. So steht die Bienenhüttenwiese den Koniks das ganze Jahr zu Verfügung. Allerdings wird die Fläche von den Pferden im Frühling und Sommer nicht viel genutzt, und erst im Herbst und Winter halten die Tiere sich hier vermehrt auf, und fressen etwa abgefallenes Laub. Umgekehrt werden Badwiese und Hochwasserschutzdamm sehr intensiv genutzt, auch wenn hier nur noch ein kurzer Rasen wächst, und anderswo viel mehr Gras vorhanden wäre. Dieses Verhalten gehört zur Charakteristik einer wildnisnahen Beweidung, wobei die Weidetiere selbständig bestimmen wo sie sich aufhalten und was sie da fressen.

3 Gesundheit der Tiere

Wie 2024, wurden auch 2025 keine Fohlen mehr geboren. Damit bestand die Herde den Großteil des Jahres aus 20 erwachsenen Tieren.

Als Folge der Kastration vor einigen Jahren 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 damit aufgehört, ihr Harem gegen Konkurrenten zu verteidigen. Ergebnis ist, dass sich im Laufe der Zeit wieder eine große Herde gebildet hat. Die Tiere nutzen weiterhin nahezu die gesamte Fläche, und legen an den meisten Tagen mehrere Kilometer zurück. Aber seitdem Rangauseinandersetzungen und Konkurrenzkämpfe zwischen Hengsten der Vergangenheit angehören, ist die Bewegungsdynamik in der Herde doch zurückgegangen.

Eine Gewichtszunahme der Pferde wird sichtbarer, und viele Tiere sind eher übergewichtig. Abgesehen von den Spätfolgen der Kastration der Hengste, wodurch die Dynamik der Herde geringer geworden ist, ist das durchwegs hohe Futterangebot vom Frühlingsbeginn bis in den Spätherbst wohl eine wichtige Ursache. Letzteres hängt damit zusammen, dass Auen naturgemäß fruchtbar sind. Eine Gegenstrategie wird sein, Dauer und Intensität der Rinderbeweidung zu steigern, damit für die Pferde weniger Futter bleibt, und sie mehr gehen müssen, um Futter zu finden. Auch wird die Zufütterung, die es zuletzt Februar 2025 noch kurz gegeben hat um eventuelle Ausbrüche zu unterbinden, in 2026 nicht mehr stattfinden. Die Erwartung ist, dass damit im Spätwinter eine stärkere Gewichtsabnahme der Tiere stattfinden wird.

Im Frühling erkrankte ein Pferd an Hufrehe. Es ist schwer, hierfür eine genaue Ursache festzulegen. Das viele frische eiweißreiche Frühlingsgras spielt wahrscheinlich eine Rolle, und womöglich auch eine erbliche Veranlagung mancher Tiere. Allerdings mehrten sich im Laufe des Frühlings die Berichte und Wahrnehmungen von unerwünschter Fütterung durch Menschen – und damit auch die Wahrscheinlichkeit, dass die Pferde ungeeignetes Futter bekamen. Daraufhin wurden die Tiere, wie oben beschrieben, erstmals für einige Zeit von den Menschen weggesperrt.



Verabreichung von Medikamenten in einer präparierten Karotte

In Kombination mit einer medikamentösen Behandlung führten die Maßnahmen dazu, dass die Hufrehe weitgehend verschwand. Allerdings kam sie im Spätsommer wieder und war ein zweites Pferd betroffen. Wieder wurden die Tiere mit Schmerzmitteln und einem Entzündungshemmer behandelt. Bei einem der beiden Tiere – eine der Original-Stuten aus Polen – verschlechterte sich der Zustand im Laufe des Herbstes leider dermaßen, dass es eingeschläfert werden musste. Zu Jahresende bestand die Herde damit aus 19 Pferden.

4. Literatur

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.



III Weißstörche

Jurrien Westerhof und Thomas Zuna-Kratky

Erhebungen von Karin Donnerbaum, Liesi Forsthuber, Ute Nüsken, Christoph Roland, Herbert Sabeditsch, Marion Schindlauer, Storchenhaus Marchegg & Thomas Zuna-Kratky; zusammengestellt von Karin Donnerbaum & Thomas Zuna-Kratky für den Verein AURING – Biologische Station Hohenau-Ringelsdorf.

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. 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	

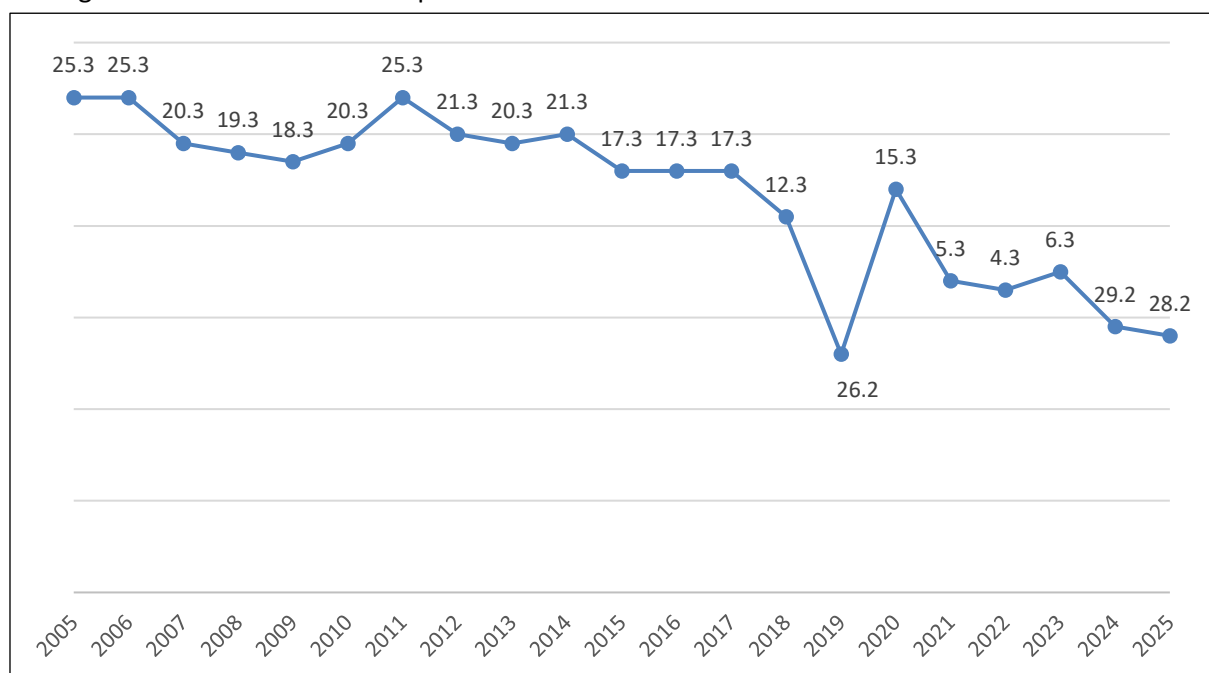
Deutlich sichtbar ist die Vorliebe der Störche für eine kurze Vegetation, sowohl bei der Futtersuche als auch bei anderen Aktivitäten. Grund ist wohl die leichtere Auffindbarkeit der Nahrung.

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 (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

Der erste Storch landete am 28. Februar in Marchegg – um einen Tag früher als im Vorjahr. Der Trend, dass Störche immer früher ankommen, hat sich damit fortgesetzt. Eine eindeutige Ursache ist schwer auszumachen. Aber erstens dürfte es eine Korrelation mit den Temperaturen im letzten Abschnitt der Reise geben. Und zweitens haben Frühankömmlinge tendenziell einen höheren Bruterfolg, was zu einer gewissen Selektion in der Population führt.



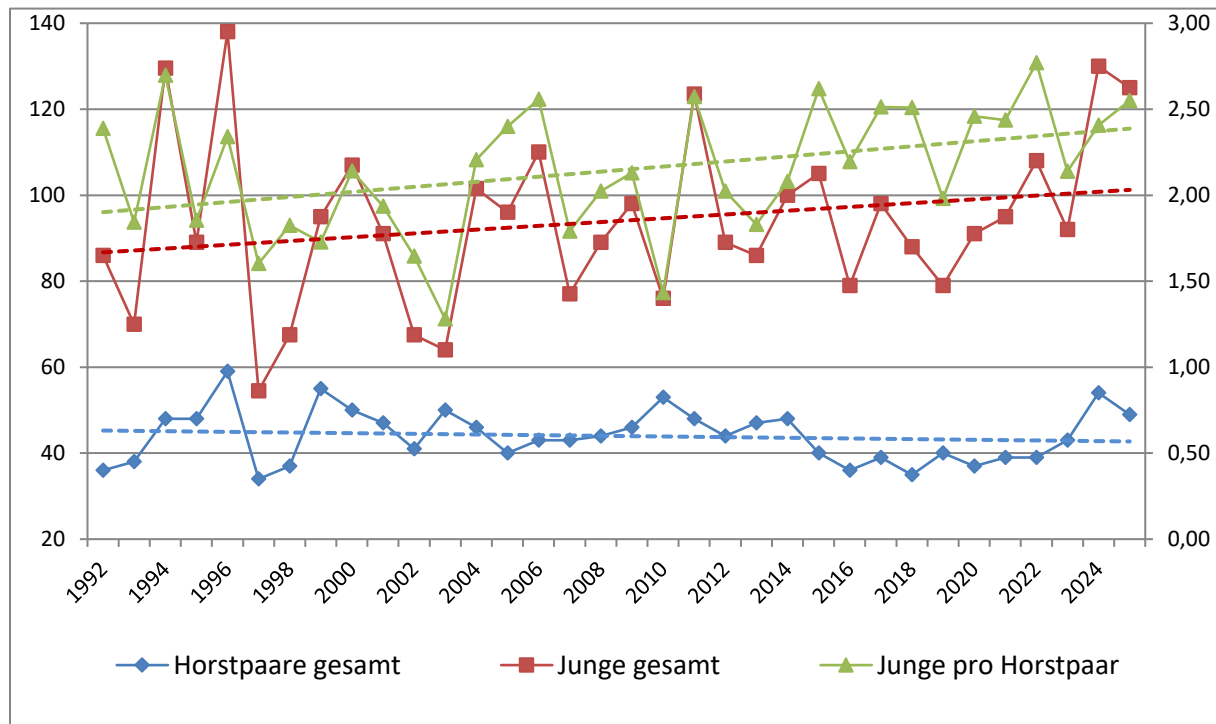
Ankunftsdatum vom ersten Storch in Marchegg, im Zeitraum von 2005 bis 2025

Die Anzahl der Brutpaare in Marchegg und Auenreservat erreichte einen Wert von 49 – etwas niedriger als der sehr hohe Wert von 2024, aber immer noch deutlich höher als der Mittelwert der letzten Jahrzehnte. Auch die Anzahl der Jungvögel, und der ausgeflogenen Jungvögel pro Brutpaar, lagen deutlich über dem Durchschnitt, und der positive Trend der letzten Jahre wurde klar fortgesetzt. Allerdings verunglückten 2025 auffällig viele Jungvögel bei den ersten Flugversuchen. Die allmähliche Verlagerung der Storchkolonie, von den Bäumen im Reservat (10 Paare) zu Horsten am Schlosdach (14 Paare), im Schlosspark (12 Paare) und anderswo in der Stadt, scheint sich fortzusetzen.

Der Bestand im gesamten March-Thaya-Raum und im angrenzenden Teil von Tschechien und der Slowakei ist weiterhin rückläufig. Die Hauptursache ist wahrscheinlich das Ausbleiben der früher üblichen Frühlingshochwässer, die Folge des Schneeschmelzes waren. Hierdurch haben die March-

Thaya-Auen an Attraktivität verloren. Die Bedeutung der Marchegger Störchen für den Gesamtbestand an March und Thaya in Österreich wird immer größer: an der Oberen March und an der Thaya brüteten 2025 nur noch 5 Paare (2024: 7 Brutpaare, 2023: 6 Brutpaare, 2022: 6 Brutpaare, 2021: 6 Brutpaare, 2020: 8 Brutpaare). Am Höhepunkt, im Jahr 1996, brüteten alleine zwischen Bernhardsthal und Angern 35 Paare (Zuna-Kratky, 2020). An der Oberen March sind 2025 insgesamt 10 Jungvögel ausgeflogen, gegenüber 18 im Jahr 2024, und 11 im Jahr 2023 (Donnerbaum und Zuna-Kratky, 2025).

Abbildung 2: Entwicklung des Storchenbestandes in den unteren Marchauen seit 1992, und Trendlinien



3. Diskussion

Aufgrund der umfangreichen Monitoring-Ergebnisse aus den vergangenen Jahren, beschränkte sich das Storchenmonitoring 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. Interessant ist auch die negative Korrelation zwischen Anzahl Heuschrecken und Distanz zur Storchenkolonie: die Störche nutzen die vorwiegend kurze Vegetation in Horstnähe so effektiv für die Nahrungssuche, dass der Heuschreckenbestand lokal sehr niedrig gehalten wird (Zuna-Kratky, 2022).

Die zumindest bis vor kurzem 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 positive 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. (2021): Heuschrecken und Fangschrecken 2021. In: Westerhof, J. (2021): Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2021

Donnerbaum, K. und Zuna-Kratky, T. (2025): Weißstorch in den March-Thaya-Auen in der Brutsaison 2025, unveröffentlicht



Lanzett-Herbstaster auf der Bienenhüttenwiese: Vergleich August 2022 und August 2025

IV Lanzett-Herbstaster: Monitoring Bestandsentwicklung, und Auswertung von Maßnahmen

Norbert Helm und Michael Stelzhammer

Lanzett-Herbstaster (*Symphotrichum lanceolatum*, früher *Aster lanceolatus*), oft auch als Marchaster bezeichnet, kommen von Natur aus nicht in Europa vor, sondern wurden wahrscheinlich im 18. Jh. als Zierpflanze aus Nordamerika nach Europa gebracht. An der March sind sie mittlerweile sehr verbreitet, und auch im Auenreservat sind sie sehr präsent. Seit einigen Jahren hat der Bestand sichtbar zugenommen, und die Aster stellen zunehmend eine Konkurrenz zur heimischen Weiden- und Wiesenvegetation da. Im Rahmen des vom Biodiversitätsfonds geförderten Projekts ‚Artenhotspot Auenreservat Marchegg‘ wurden die Entwicklung des Bestands und die Wirksamkeit von Gegenmaßnahmen untersucht.

Das vorliegende Monitoringprogramm wurde zwischen Juni 2023 und November 2025 durchgeführt. Dabei wurde, angelehnt an das bestehende Monitoring der Vegetation und der Heuschrecken, an einem sehr dichten Netz an Erhebungspunkten (99 Punkte auf der Weidefläche, 11 Referenzpunkte außerhalb der Weide) insgesamt in sieben Erhebungsdurchgängen die Vegetation kartiert. Dabei wurden folgende Parameter erhoben:

- Anzahl der Individuen
- Höhe der Vegetation
- Geländehöhe
- Biotoptypen
- Störungen (im weitesten Sinne) auf die Vegetation: hierfür wird qualitativ die Situation vor Ort, mit einer Ja/Nein-Angabe für folgende Parameter beschrieben
 - offener Boden (z. B. durch längere Wasserbespannung, Trockenheit etc.)
 - Dung: Dunghaufen der Weidetiere
 - Mahd: wenn auf den außerhalb der Weidefläche liegenden Referenzflächen erst kurz vor der Erhebung gemäht wurde
 - Totholz: größere Ansammlungen von Totholz
 - Tritt: eindeutiger Betritt durch Weide- oder Wildtiere
 - Verbiss: deutliche Verbisspuren durch Weide- oder Wildtiere an der Vegetation erkennbar

- Wasser: wenn am Erhebungspunkt, z. B. in Senken Wasser steht
- Wildschwein: eindeutige Wühlaktivitäten durch Wildschweine

In der Analyse wurden diese Daten dann verschnitten mit der Anwesenheit der Rinderherde, dem Weidedruck durch Konikpferde und dem Wasserstand der March.

Im Sommer 2023 wurde vor dem Eintreffen der Rinder-Herde die gesamte Weidefläche erstmals begangen und der Ist-Bestand der Zielart erhoben. Dann folgten Kartierungen im November 2023 (nach Ende der Rinder-Zusatzbeweidung), im April 2024 (vor Ankunft der Rinder), im Juli 2024 (nach dem ersten Hochwasser), im November 2024, im Mai 2025 und im November 2025. Die erhobenen Daten wurden in Zusammenarbeit mit dem Department für Botanik und Biodiversitätsforschung der Universität Wien (Norbert Helm) analysiert und statistisch ausgewertet.



Auf einigen Teilflächen im Weidegebiet konnte sich die Lanzett-Herbstaster in den vergangenen Jahren in teils dichten Beständen etablieren (Aufnahme Oktober 2022) © M. Stelzhammer

Die Verteilung der Erhebungspunkte hinsichtlich landschaftlicher und naturräumlicher Voraussetzungen ergibt folgendes Bild:

- die Punkte sind auf 15 der insgesamt 30 auf der Weidefläche vorkommenden Biotoptypen verteilt
- Der Schwerpunkt der Verteilung der Punkte liegt auf Offenlandflächen,
- Wald- und Gehölzbiotope sind etwas unterrepräsentiert
- im Offenland sind es wiederum eher die höhenmäßig tiefer liegenden Bereiche (Feuchtwiesen und Seggenriede), auf denen anteilmäßig die meisten Punkte liegen – dies ist auch der Ökologie der betrachteten Art geschuldet
- dies spiegelt sich auch in der Geländehöhe (Meter über Adria) der einzelnen Punkte wider, denn die Verteilung weist einen Schwerpunkt in tiefer liegenden Bereichen auf.

Betrachtet man die Ist-Bestandssituation im Sommer 2023 (vor Ankunft der Rinder), zeigt sich augenscheinlich das Bild, dass sich über die vorherigen Jahre auf einigen Teilflächen die Art in dichten und sehr wüchsigen Beständen etablieren konnte.

Dies lässt sich auch in den Ergebnissen der Kartierung des Ist-Bestandes 2023 ablesen: die Zielart konnte nur auf rund einem Drittel der Erhebungspunkte überhaupt nicht nachgewiesen werden. Auf einem Viertel der Punkte kommt die Art in geringer Individuenzahl (bis zu 5 Individuen) vor. Mehr als 40 (der 110) Punkte weisen eine mittlere bis hohe Individuenzahl auf. Betrachtet man dagegen die außerhalb der Weidefläche liegenden Referenzpunkte, fällt auf, dass fast alle Punkte keine oder nur eine geringe Individuenzahl aufweisen.

Wo konnte sich die Art bisher also wenig bis gar nicht etablieren? Augenscheinlich ist dies vor allem an höher liegenden, trockeneren Bereichen der Weide, wie auf der Badwiese (Halbtrockenrasen) der Fall und am Großteil der im Wald liegenden Punkte.

Eine signifikante Korrelation zwischen Anzahl an Individuen pro Erhebungspunkt und einem der aufgenommenen Parameter ergab keinen eindeutigen Hinweis. Am ehesten ergab sich noch eine, wenn auch niedrige Korrelation mit dem Parameter offener Boden, z.B. bedingt durch eine langanhaltende Wasserbespannung von Senken oder längere Trockenheit. Dort konnte sich bis zum Aufnahmezeitpunkt jedoch generell wenig Vegetation etablieren. Andererseits könnte dies auf eine, in einer der Arbeitshypothesen angedachte fehlende Toleranz der Zielart gegenüber längerer Überstauung oder zu hohem Grundwasserspiegel hindeuten.

Hohe Individuenzahlen finden sich vor allem im Offenland der Bienenhüttenwiese, am Toten Hund und am Hanfrätz Süd. Der Vergleich mit den Referenzpunkten legt wiederum nahe, dass die Bewirtschaftung von Wiesen ev. eine Auswirkung darauf haben könnte, ob sich die Zielart an einem Standort etablieren kann oder nicht. Denn auf den gemähten Wiesen außerhalb der Weidefläche finden sich nur sehr wenige oder gar keine Individuen der Art. Dies würde eine zweite Arbeitshypothese stärken, wonach der Weidedruck auf der Fläche in den letzten Jahren zu gering war, um die Etablierung dichter Bestände auf der Weidefläche hintanzuhalten.

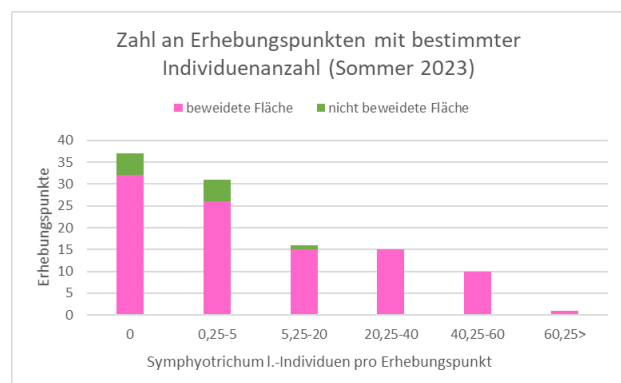


An Standorten mit offenem Boden, die im Frühjahr eine lange Wasserbespannung aufweisen, ist die Etablierung der Art offensichtlich schwieriger, wie hier in einer Senke im Bereich Bienenhüttenwiese. Die umgebenden Flächen weisen dagegen eine sehr hohe Individuenzahl auf.

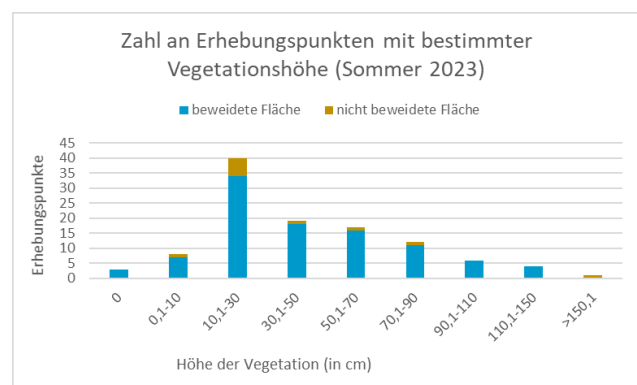
Eine weitere Arbeitshypothese beschreibt den Eindruck, dass die Art durch die auf der Weide besonders große Wühltätigkeit von Wildschweinen (offener Boden und ideale Keimflächen für die Art) profitiert. Diese könnte wieder hervorgerufen sein durch das hohe Dungkäferlarven-Vorkommen im Boden durch mehr Dung auf der Weidefläche. Dies ließ sich statistisch signifikant allerdings nicht nachweisen. Ein weiterer Grund von vermehrter Wildschweinaktivität im Weidegebiet könnte auch darin zu suchen sein, dass Wildtiere über die Jahre gelernt haben, dass auf der Weide nicht gejagt wird und sie sich (zumindest temporär) hier deshalb besonders gern aufhalten. Ein Vergleich der Wühltätigkeit von Wildschweinen auf beweideter und nicht beweideter Fläche zeigt aber, dass diese zum Aufnahmezeitpunkt nicht signifikant höher ist.

Der Aspekt der Vegetationshöhe an den jeweiligen Erhebungspunkten (Vegetation generell, nicht nur Lanzett-Herbstaster) lässt grundsätzlich z. B. Rückschlüsse auf die Wüchsigkeit des Standortes zu, korreliert aber auch mit dem Biotoptyp und anderen Parametern, wie etwa der Bewirtschaftungsform am Standort. Letzteres bildet sich auch darin ab, dass sieben von elf Referenzpunkten außerhalb der Weidefläche (an denen die Zielart wenn überhaupt, nur in geringen Individuenzahlen vorkommt) durch die dortige Mahd in den niedrigen Klassen zu finden sind.

Statistisch signifikante Korrelation von Vegetationshöhe und Geländehöhe (indirekt etwa in stärkerer Wüchsigkeit durch bessere Wasserversorgung etc.) ließen sich nicht nachweisen. Die vergleichsweise höchste



Die Anzahl der Erhebungspunkte mit einer spezifischen Individuenzahl (Mittelwert). Die rosa Balken zeigen die Punkte auf der Weidefläche, die grünen Balken die Referenzpunkte außerhalb.



Die Anzahl der Erhebungspunkte mit einer spezifischen Höhe der Vegetation (Vegetation generell, nicht nur Lanzett-Herbstaster).

Korrelation bestand, wie auch bei der Individuenzahl, zwischen Vegetationshöhe und offenem Boden (durch lange Wasserbespannung und/oder Trockenheit). Ein schwacher Zusammenhang lässt sich auch durch Mahd und Verbiss erkennen. Die stärkste Korrelation ergibt sich aber aus der Vegetationshöhe und der Anzahl der Individuen pro Erhebungspunkt. Hier spiegelt sich jedenfalls die augenscheinliche Wahrnehmung wider, die man im Gelände hat: dort, wo sich die Art etabliert hat, bildet sie hohe, wüchsige Bestände, die auch kaum oder gar nicht verbissen oder betreten werden, und wo andere Pflanzenarten wenig Chance haben, durchzukommen.



Dort wo sich die Lanzett-Herbstaster etablieren konnte, bildet sie individuenreiche, hohe Bestände, und haben andere Arten wenig Chance.

Wenngleich in der Projektlaufzeit nur 7 Erhebungsdurchgänge durchgeführt werden konnten, und die Rahmenbedingungen nicht konstant blieben (Veränderungen in der Rinderbeweidung, Hochwässer, Sperre des Gebietes wegen Maul- & Klauenseuche etc.), können daraus aufgrund der hohen Stichprobenanzahl statistisch belastbare Schlüsse gezogen werden. Die Auswertung aller am Ende des Projektes verfügbaren Kartierungsergebnisse erfolgte anhand der Software R (The R Project for Statistical Computing) und je nach Fragestellung mit den Modellen ‚Linear Model‘ oder ‚Linear Mixed-Effects Model‘. Es wurden dabei folgende Variablen verwendet:

- Konikweidedruck: diese repräsentiert, wie oft sich die Koniks vor der Erhebung im Bereich des Messpunktes aufgehalten haben. Für die Berechnung wurden die GPS-Daten des Konik-Halsbandsenders herangezogen.
- Rinderweidedruck: Anzahl an Rindern pro Fläche (ha) * Tage (auf der jeweiligen Koppel) für den Zeitraum vom letzten Erhebungszeitpunkt bis zur Erhebung.
- Hochwassertage: Anzahl an Tage, an denen der Messpunkt durch Hochwasser im Zeitraum vom letzten Erhebungszeitpunkt bis zur Erhebung überflutet war.
- Individuen_t-1: Anzahl der notierten Individuen bei der vorangegangenen Erhebung
- Hoehe_t-1: Durchschnittliche gemessene Höhe der Vegetation bei der vorangegangenen Erhebung
- log-Wachstumsrate: Logarithmus der zum Erhebungszeitpunkt gezählten Individuen durch die Individuenzahl beim vorangegangenen Erhebungszeitpunkt
- Hoehe: Durchschnittliche gemessene Höhe der Vegetation

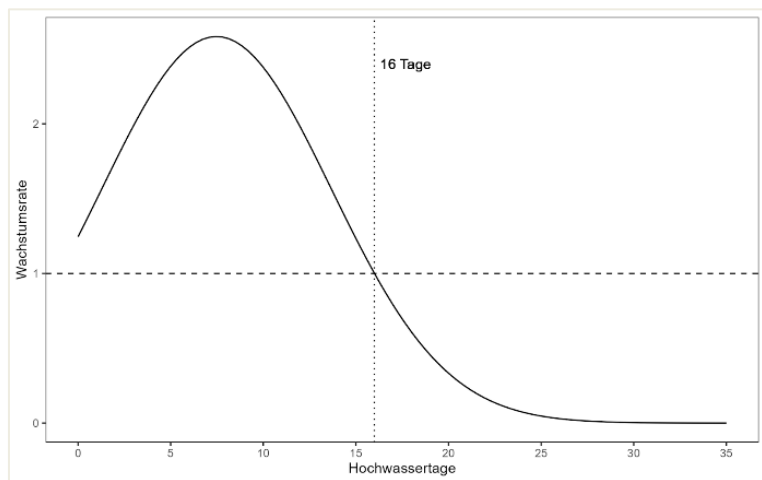
Hinsichtlich der Arbeitshypothesen wurden dann die folgenden Fragestellungen statistisch ausgewertet.

Veränderung der Anzahl der Individuen an einem Erhebungspunkt: Die Veränderung der Individuenzahl am Erhebungspunkt wurde zum einen durch Populationsgröße am vorangegangenen Zeitpunkt (Individuen_t-1, 14 % erklärte Varianz), vor allem aber von der Anzahl an Hochwassertagen (5 % erklärte Varianz) und vom Konikweidedruck (4 % der Varianz) beeinflusst.

Hochwassertage wirken sich ab ca. 2 Wochen Überflutung dahingehend negativ aus (siehe Grafik), dass es zu einem Rückgang der Art kommt. Ab ca. einer Woche Überflutung nimmt bereits die Wachstumsrate ab.

Der Konikweidedruck hatte einen generell starken negativen Effekt. Das heißt, ein ganzjährig höherer Weidedruck bietet der Art offenbar weniger Chance, sich auf einem Standort zu etablieren, selbst wenn dieser gute Bedingungen bieten würde.

Die Höhe der Asterbestände bei der vorherigen Erhebung wirkte sich ebenfalls positiv auf die Anzahl der Individuen aus (5% erklärte Varianz). Dies erklärt sich vermutlich dadurch, dass die Samenproduktion und auch die Entwicklung der Pflanzen besser ist, wenn sich die Vegetation ungestört entwickeln kann (sprich, höher wachsen kann) und sich dadurch später die Anzahl der Individuen an einem Punkt erhöht.



Die Wachstumsrate im Zusammenhang mit der Summe an Hochwassertagen vor dem Erhebungszeitpunkt. Die Grafik zeigt deutlich den Einfluss des Hochwassers, das sich bis ca. 1 Woche Überflutung fördernd auf die Wachstumsrate der Art auswirkt, danach negativ wirkt und ab ca. 2 Wochen einen limitierenden Faktor darstellt. © Norbert Helm

Seitens der Rinderbeweidung konnte kein signifikanter Einfluss auf die Veränderung der Individuenzahl festgestellt werden – weder über die gesamte Weidefläche betrachtet noch nur jene Punkte berücksichtigend, die in den einzelnen temporären Rinderkoppeln lagen. Das heißt, dass Rinderbeweidung auf die Individuenzahl weniger Einfluss hat, auf die Wuchshöhe der Pflanzen aber durchaus (siehe nächster Absatz). Dies könnte sich in den kommenden Jahren also dahingehend verändern, dass die Rinder durch den Verbiss der Aster die Samenproduktion negativ beeinflussen, was sich mittel- bis langfristig indirekt auf die Anzahl der Individuen auswirkt. Für die Variablen der erhobenen Störungen konnte ebenfalls kein signifikanter Effekt festgestellt werden.

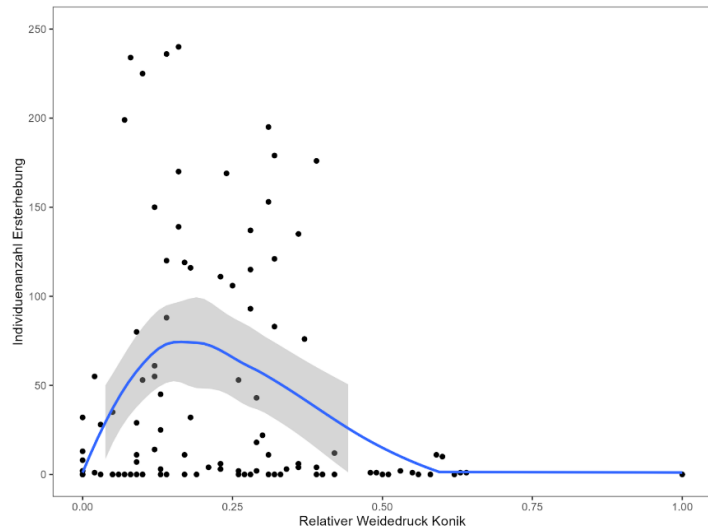
Bestandshöhe der Lanzett-Herbstaster: Die Höhe der Aster-Bestände wird hauptsächlich vom phänologischen Zeitpunkt (Kalendertag, 12 % erklärte Varianz) und von der vorherigen Bestandshöhe (11 %) erklärt. Das sagt vor allem, dass der jahreszeitliche Aspekt natürlicherweise einen Ausschlag gibt. Darüber hinaus lässt es aber auch erkennen, dass wenn die Individuen bei der vorherigen Erhebung schon unter den höchsten waren, sie danach statistisch wieder unter den höchsten sind, vermutlich weil sie einen Startvorteil haben, z.B. durch bessere Standortbedingungen am Erhebungspunkt.

Auf die Höhe wirkte sich aber auch der Weidedruck der Konikpferde (3 %) und der Rinderweidedruck (2 %) aus. Der Rinderweidedruck wirkte sich am stärksten negativ aus (Koeffizient = -4.54), gefolgt vom Konikweidedruck (Koeffizient = -4.1). Dies lässt sich vermutlich dadurch erklären, dass die Messungen an drei Stichzeitpunkten im Jahr durchgeführt wurden und in den Zeitfenstern dazwischen die Aster wieder Zeit hatte nachzuwachsen. Nachdem nur die Höhe zum Erhebungszeitpunkt bekannt ist und die Rinderbeweidung auch nur auf manchen Koppeln passierte, kann es sein, dass die Rinderbeweidung in Summe im Verhältnis weniger von der Abnahme der Art erklärt als der konstante Weidedruck der Koniks. Auch dies wird in den kommenden Jahren noch eine weiter zu verfolgende Frage sein.

Die Hochwassertage hatten einen signifikant positiven Effekt auf die Bestandshöhe, vermutlich wegen der besseren Feuchtigkeitsversorgung im Boden. Vermutlich ist kein signifikanter negativer Effekt zu sehen, da das Hochwasser 2024 im Herbst kam und hier ohnehin die Wuchshöhen phänologisch bedingt zurückgehen.

Bestandssituation bei Erhebungsbeginn:

Um einen Eindruck von der starken Bestandsentwicklung der Aster auf der Weidefläche vor Projektbeginn zu gewinnen, wurde auch dieser Fragestellung statistisch nachgegangen. Dabei zeigte sich, dass sowohl der Weidedruck der Konikpferde (berechnet von 01.01.2021 bis 28.06.2023) als auch die Gesamtzahl der Hochwassertage (berechnet von 01.01.2020 bis 28.06.2023) einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahl bei der Ersterhebung haben. Denn es wurden bei der ersten Erhebung am meisten Individuen auf Flächen gefunden, die in den mehr als zwei Jahren vor der Ersterhebung nur mäßig von den Koniks beweidet und mäßig von Hochwässern betroffen waren. Höherer Beweidungsdruck und



höhere Hochwasserfrequenz stehen beide also in negativem Zusammenhang mit der Individuenzahl an einem Erhebungspunkt. Vermutlich ist der leicht positive Einfluss von Beweidung aber auf eine Korrelation mit anderen Faktoren zurückzuführen - die Koniks halten sich ungern in (höheren) Hochstaudenbeständen auf, dort kommt die Aster aber gerne vor.

Die Grafik zeigt den Zusammenhang zwischen Weidedruck der Konikpferde und Individuenzahl der Lanzett-Herbstaster an den Erhebungspunkten zur Ersterhebung: je niedriger der Weidedruck am Erhebungspunkt in den 2 Jahren zuvor war, desto höher die Anzahl der Individuen. © N. Helm

Zusammenfassung

Der Bestand der Lanzett-Herbstaster auf der Weidefläche hat in den späten 2010-er und vor allem den frühen 2020-er Jahren merklich zugenommen. Im Jahr 2025 kam es dann zu einem leichten Rückgang. Im Rahmen eines vom Biodiversitätsfonds finanzierten Projektes wurden von 2023 bis 2025 die Bestandsentwicklungen gemessen und analysiert.

Die Aster profitieren von einer guten Wasserversorgung – also von Bedingungen, die in Auen meist gegeben sind. Statistische Auswertungen zeigen, dass sich sowohl zu trockene Bedingungen, als auch eine Überflutungsdauer ab ca. 2 Wochen, deutlich negativ auf den Bestand auswirken. Auch ein dauerhaft relativ hoher Weidedruck wirkt sich negativ auf die Bestandsentwicklung aus. Rinderbeweidung wirkt sich außerdem negativ auf die Bestandshöhe aus, weil Rinder in Gegensatz zu Pferden auch ausgewachsene Pflanzen fressen und in etablierte Bestände gehen. Hierdurch kommen viele Asten nicht mehr zur Blüte, wodurch zumindest die Samenproduktion zurück geht.

Rückblickend bieten diese Feststellungen auch eine Erklärung für die sichtbare Zunahme in den vergangenen Jahren: zum einen das Fehlen länger anhaltender Hochwässer bei einem offensichtlich zu niedrigen Weidedruck auf der Fläche (da die Rinder nicht anwesend waren).

Ein Zusammenhang zwischen Wildschwein-Wühlaktivitäten und Aster-Bestandsentwicklung konnte nicht belegt werden. Es gab zunächst die These, dass der temporäre Rückgang des Wildschweinbestandes, als Folge des außerordentlich starken Hochwassers von September 2024, zu weniger Wühlstellen und damit zu signifikant schlechteren Keimbedingungen für Astersamen geführt hat. Aber ein Zusammenhang war statistisch nicht belegbar.



In Ergänzung zu der traditionell ganzjährig im Gebiet weidenden Herde an Konik-Pferden kam im Erhebungsjahr 2025 auch eine Rinderherde zum Einsatz, die während einiger Monate auf der Weidefläche anwesend war, hier am Punkt W41 auf der Schloßwiese (23.8.2025).

V

Beweidungsmonitoring Naturreservat Marchegg - Heuschrecken und Fangschrecken, Stand 2025

Thomas Zuna-Kratky

1. Einleitung

Zur Kontrolle der Veränderungen der Auenlandschaft bei Marchegg durch die im Frühling 2015 begonnene Wildnisbeweidung mit Pferden und Rindern wurde ein begleitendes Monitoring eingerichtet. Ein Teil des Monitorings behandelt die Auswirkungen der Beweidung auf das Vorkommen und die Verteilung von Heuschrecken und Fangschrecken. Es handelt sich hierbei um eine Tiergruppe mit einer engen Bindung an Offenlandhabitats wie Wiesen und Weiden. Bedingt durch den vorwiegend einjährigen Entwicklungszyklus und die vergleichsweise hohe Mobilität haben sie die Fähigkeit, rasch auf Eingriffe in ihren Lebensraum zu reagieren und können daher sehr zeitnah Veränderungen anzeigen.

Die ökologischen Ansprüche dieser beiden Ordnungen sind gut bekannt und gerade aus Österreich existieren zahlreiche aktuelle Untersuchungen zu Verbreitung und Lebensraumansprüchen (vgl. Zuna-Kratky et al. 2017). Auch als Indikatoren für die Auswirkung bzw. naturschutzgerechte Steuerung von Beweidung wurden sie bereits mehrfach im östlichen Österreich herangezogen (z. B. Bieringer 2008,

Panrok & Zuna-Kratky 2011, Bassler et al. 2012, Grass et al. 2021, Zuna-Kratky et al. 2021, 2024). In einem Wildnisbeweidungs-Projekt im angrenzenden Südmähren sind ebenfalls Heuschrecken als Indikatoren vorgesehen (P. Marhoul briefl.).

Das Beweidungsprojekt in Marchegg ist inzwischen durch eine langjährige Monitoringreihe seit 2014 das bestuntersuchte Beweidungsprojekt in Österreich und kann auch als Vorbild für naturschutzgerechte Beweidung dienen (vgl. Zuna-Kratky 2018, Zuna-Kratky 2023).

2. Methodik

Zur Beurteilung der Auswirkungen der Beweidung auf die Heuschreckenbestände (sowie der einzigen heimischen Fangschreckenart, der Gottesanbeterin) wurde aus dem über einen Zufallsgenerator über alle Biotoptypen des Projektgebietes ausgewählten Erhebungspunkten des Vegetationsmonitorings (G. Egger briefl.) ein Set an 50 Erhebungspunkten für dieses entomologische Monitoring ausgewählt. Auswahlkriterium war dabei die Überlegung, ob der jeweilige Punkt als Lebensraum für zumindest zwei Heuschreckenarten geeignet sein könnte. Somit wurden alle offenen und halboffenen Standorte in das Heuschreckenmonitoring übernommen, nicht jedoch geschlossene Auwaldbestände ohne Lichtungen. Da mittelfristig eine Ausdehnung der Beweidung über angrenzende Bereiche der March-Auen möglich wäre, wurde zusätzlich eine Serie an neun weiteren Erhebungspunkten auf einer Mähwiesenfläche außerhalb der Beweidungskulisse als Referenz ausgewählt. Diese Punkte liegen auf der sogenannten "Bienenhüttenwiese" (Erhebungspunkte W101 bis W109). Die Abbildung 3 zeigt eine Übersicht über die Verteilung der Erhebungspunkte mit ihrer Bezeichnung sowie den jeweils dort anzutreffenden Biotyp nach UBA-Terminologie vor Beginn der Beweidung.

Zur Erfassung eines möglichst breiten Heuschreckenspektrums werden alljährlich zwei Erhebungstermine gewählt - zur Hauptentfaltung "früher" Arten (meist thermo- bis xerophile Arten) im Juli sowie zur Hauptentfaltung der erst später reifenden hygrophilen Arten sowie anderer spät entwickelter Formen im August. Entscheidend für die Erhebung ist ein günstiges "Heuschreckenwetter", also warme Temperaturen, weitgehend wolkenloser Himmel und maximal leichter Wind. An günstigen Tagen war eine vollständige Erhebung an einem Tag möglich; teilweise musste jeder Erhebungsdurchgang aber auf zwei Halbtage aufgeteilt werden. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die bisherigen Zähltage.

Die Methodik zur standardisierten quantitativen und qualitativen Erfassung der Heuschrecken und Fangschrecken orientierte sich an vergleichbaren Monitoringprojekten, die vom Autor in den letzten Jahren umgesetzt wurden (z. B. Zuna-Kratky 2013, Zuna-Kratky et al. 2021). In einer festgelegten Zeit wird entlang einer festgelegten Route jede sichtbare bzw. akustisch erfassbare Heuschrecke bestimmt und ihre Anzahl gezählt. Der Erhebungszeitraum beträgt in diesem Projekt fünf Minuten. Die Zählstrecke beginnt bei dem durch GPS-Ortung aufgefundenen Erhebungspunkt, reicht zehn Meter von dem Punkt weg und führt in Form einer Spirale mit etwa 270° Kreisbogen wieder zum Ausgangspunkt zurück. Somit wird eine Strecke von etwa 50 m in einem kreisförmigen Bereich um den Erhebungspunkt abgegangen. Von diesem starren Schema wird nur bei linearen Lebensräumen abgewichen, wo die Erhebungsstrecke 50 m entlang der Uferlinie, Röhricht/Wiesen-Grenze bzw. Hecke verläuft.

An beiden Erhebungsterminen werden alle ausgewählten Erhebungspunkte vollständig begangen. Um tageszeitliche Effekte auszugleichen wird die Reihenfolge des Abschreitens der jeweiligen Punkte von Termin zu Termin verändert und nicht fix gehalten. Alle bisherigen Erhebungen wurden vom Autor durchgeführt, nur den zweiten Durchgang der Saison 2015 hat dankenswerterweise Günther Wöss übernommen.

Zusätzlich zu den Erhebungen der Heuschrecken und Fangschrecken wurde für jeden Erhebungspunkt die aktuelle **Bewirtschaftung** in fünf Klassen festgehalten. "Gemäht" bedeutet, dass die Fläche vor dem Erhebungstag gemäht und das Mähgut abtransportiert wurde. "Ungemäht" bedeutet, dass die Fläche

in diesem bzw. seit mind. einem Jahr nicht gemäht wurde. "Verbracht" bezeichnet Wiesen, die seit mind. zwei Jahren nicht mehr gemäht wurden. "Unbewirtschaftet" bezeichnet Lebensräume, die (bisher) weder gemäht noch beweidet werden (v. a. Gewässer und Gehölze). "Beweidet" kann ab 2015 vergeben werden und bezeichnet Flächen, in denen durch vorangegangene Beweidung sichtbare Veränderungen in der Vegetationsstruktur festgestellt werden konnten.

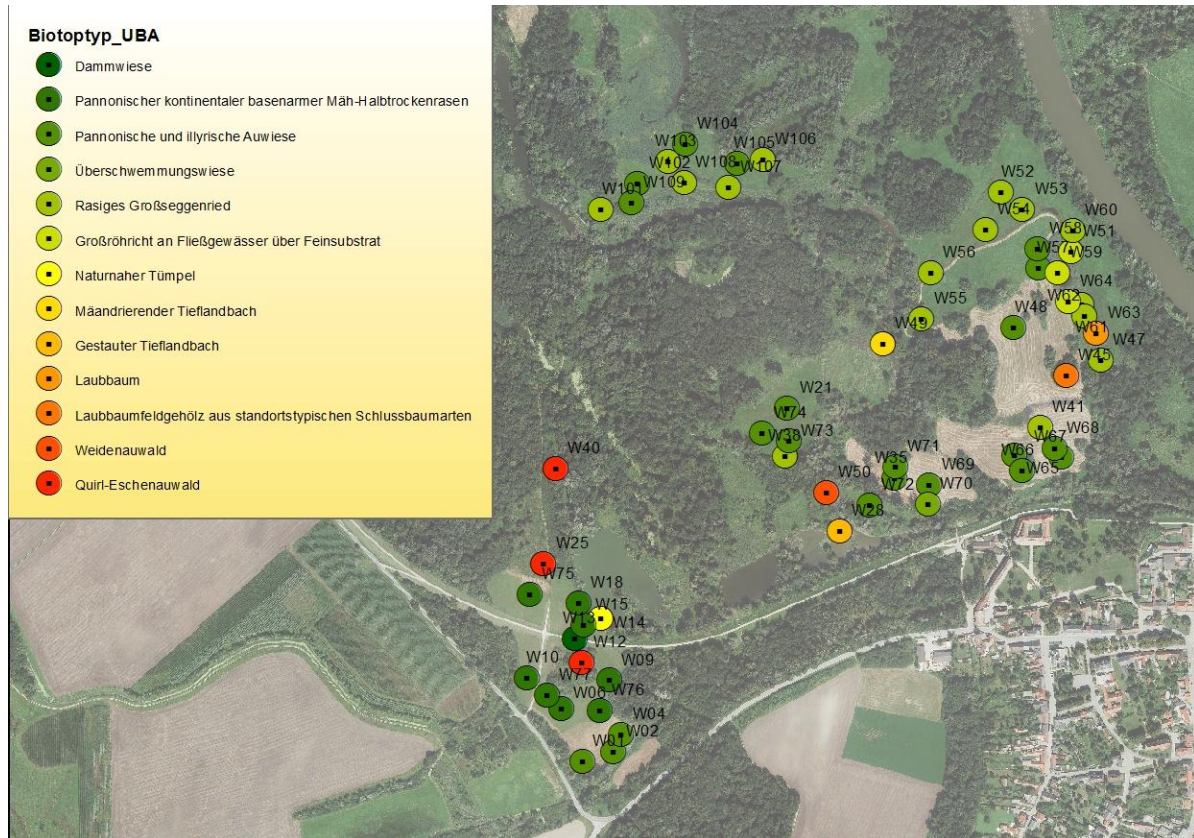


Abbildung 3: Lage und Bezeichnung der Erhebungspunkte für das Heuschreckenmonitoring mit Darstellung des jeweils dort anzutreffenden Biotoptyps (eingestuft vor Beweidungsbeginn).

Tabelle 3: Übersicht über die Zähltage der bisherigen Monitoringjahre.

Jahr	Monat	Tag	Daten-sätze	von	bis
2014	7	18	218	08:43	17:30
2014	8	25	227	09:36	17:09
2015	7	15	154	12:21	17:49
2015	7	17	98	08:34	11:32
2015	9	1	103	12:07	17:40
2015	9	3	86	11:19	16:31
2016	7	29	148	15:30	18:18
2016	7	30	191	09:36	14:15
2016	8	31	195	09:33	15:07
2016	9	1	57	09:37	11:39

2017	7	12	291	08:33	16:41
2017	8	18	284	08:32	16:15
2019	7	18	179	10:52	16:41
2019	7	19	116	08:54	11:00
2019	8	15	261	09:38	16:29
2019	8	16	61	09:31	12:15
2021	7	12	312	10:37	16:45
2021	7	13	47	09:31	10:59
2021	8	11	201	08:56	12:55
2021	8	23	102	10:45	15:13
2025	7	14	207	08:34	15:12
2025	7	15	119	08:37	12:14
2025	8	22	149	10:54	17:12
2025	8	23	168	10:51	13:50

Um die Bedeutung der **Intensität** der Bewirtschaftung bzw. die Unterschiede zwischen den beiden Gebieten zu quantifizieren, wurde bei jeder Begehung zusätzlich mittels einer fünfstufigen Skala die Bewirtschaftungsintensität festgehalten. Diese wurde anhand folgender Kriterien bei jeder Begehung einer der folgenden fünf Stufen zugeordnet, wobei die zeitliche Referenz der Zeitraum seit dem Beginn der Vegetationsperiode (für die erste Begehung) bzw. seit der ersten Begehung (für die zweite Aufnahme) ist:

- 0 – keine Beweidung bzw. keine Mahd
- 1 – Fläche in Beweidung, aber nur Betritt oder eben erst begonnener Weidefraß
- 2 – schwache aber zumindest stellenweise erkennbare Beweidung, randliche Mahd
- 3 – Beweidung bzw. Mahd betrifft mind. 50 % des Erhebungspunktes
- 4 – vollflächige Beweidung mit kurzrasiger Vegetation bzw. vollflächige Mahd

Die Werte der beiden Begehungen werden summiert, sodass die Intensität zwischen „0“ (die ganze Saison über nicht gemäht bzw. beweidet) bis „8“ (durchgehend beweidet bzw. zweimal gemäht) liegen kann.

3. Ergebnisse

3.1 Klima & Hochwasser

Die heimischen Heuschrecken und Fangschrecken sind zu einem hohen Anteil wärmeliebende Arten, die vor allem während der Larvalentwicklung durch Kälteperioden oder starke Niederschläge negativ beeinflusst werden können. Die klimatischen Bedingungen stellen daher einen wichtigen externen Einflussfaktor dar, der bei der Beurteilung von Auswirkungen der Beweidung auf diese Indikatorengruppe berücksichtigt werden muss.

Mit Ausnahme der landseitig des Schutzdammes gelegenen Bereiche der Badwiese kann das gesamte Untersuchungsgebiet bei hohen Wasserständen der March überschwemmt werden. Ab einem Pegelstand von 360 cm stehen die tieferen Bereiche der Weichen Au, der Röhrichte und Seggenriede unter Wasser, ab 400 cm sind nur mehr die erhöhten Trockenwiesen der Badwiese trocken. Für

Heuschrecken und Fangschrecken sind derartige Hochwasserereignisse gravierende Eingriffe – vor allem während der Larvalentwicklung, wenn auch die flugfähigen Arten noch nicht mobil sind, kommt es bei Überschwemmungen zu starken Verlusten an Individuen. Daher ist auch die Hochwassersituation während der Heuschreckensaison ein bedeutender zusätzlicher Einflussfaktor, der in die Interpretation der Ergebnisse einfließen muss.

Die Tabelle 4 stellt die wichtigsten Parameter aus diesem abiotischen Einflusskomplex für die Untersuchungsjahre tabellarisch zusammen. Klimatisch gesehen war das Jahr 2014 aufgrund der überdurchschnittlichen Niederschläge und der vergleichsweise niedrigen Temperatur ungünstiger als die übrigen Jahre; aber mit 2016 und 2021 waren auch in den Folgejahren zwei eher kühle und feuchte Jahre im Untersuchungszeitraum vertreten. Auch die Hochwassersituation zeigte deutliche Unterschiede zwischen den Jahren, wobei es insgesamt zu einer stetigen Zunahme der Hochwasserereignisse zur Heuschrecken-Zeit kam, mit einem Maximum in den beiden letzten Jahren 2019 und 2021. 2025 fehlten solche Ereignisse hingegen komplett. Die einander von diesen Rahmenbedingungen her „ähnlichsten“ Jahre waren 2015 und 2017 sowie 2014 und 2016, während 2019 und 2021 vor allem aufgrund der Hochwasserereignisse deutlich abwichen, klimatisch aber in den Rahmen der übrigen Jahre fielen. Eine statistische Prüfung dieser klimatischen Parameter ergab jedoch über die zwölf Jahre keine signifikanten Trends, die als „Hintergrund“ Veränderungen der Heuschreckengemeinschaft im Gebiet bestimmen könnten.

Tabelle 4: Mitteltemperatur und Gesamtniederschlag (nach Daten der GeoSphere Austria für die Station Hohenau/March) sowie Anzahl der Tage mit einem Wasserstand der March am Pegel Marchegg von mind. 360 cm (Tagesmittel, nach Daten der viadonau – Österreichische Wasserstraßengesellschaft) in den Sommermonaten (Juni bis August für Klima, Mai bis August für Hochwasser) während der Untersuchungsjahre.

	2014	2015	2016	2017	2019	2021	2025
Temperatur (°C)	19,9	22,0	20,8	22,1	22,2	21,2	20,6
Niederschlag (mm)	264	110	198	101	167	206	163
Hochwassertage	2	0	1	2	5	5	0

3.2 Entwicklung der Bewirtschaftungsintensität

Über die Entwicklung der beweideten bzw. gemähten Fläche sowie über die jeweilige Besatzstärke auf den Teilflächen gaben die bisherigen jährlichen Weideberichte Auskunft (Zuna-Kratky 2015, 2016, 2017, 2020, 2022). Knapp zusammengefasst stehen den ersten beiden Jahren mit noch fehlender (2014) bzw. geringer und räumlich begrenzter (2015) Beweidungsintensität ab 2016 Jahre des „Vollausbaus“ der Beweidung mit Konikpferden und Rindern (und zeitweise Wasserbüffeln) gegenüber, wobei der Zuwachs der Pferde-Herdengröße durch die sukzessive Vergrößerung der Weidefläche ausgeglichen wurde. Aufgrund geringer Produktivität der Weideflächen durch Frühlingstrockenheit wurde 2020, 2021 und 2022 nur mehr mit Konik-Pferden beweidet. Im Untersuchungsjahr 2021 betrug die Herdengröße anfangs 20, zu Saisonende 23 Tiere, ähnlich wie im Jahr 2025. Die Besatzdichte über das gesamte Jahr gerechnet lag bezogen auf die „offizielle“ Futterfläche von gut 33 ha wieder bei etwa 0,5 GVE/ha. In den Folgejahren wurde aufgrund einer gewissen Unterbeweidung, die vor allem das Auftreten der Marchaster nicht mehr im ausreichenden Ausmaß kontrollieren konnte, wieder eine Rinderherde während der Vegetationsperiode zur Erhöhung des Weidedrucks beigegeben. Im Erhebungsjahr 2025 war diese eine Herde von etwa 14 Rindern, die vom Betrieb Harbich aus Aderklaa stammten.

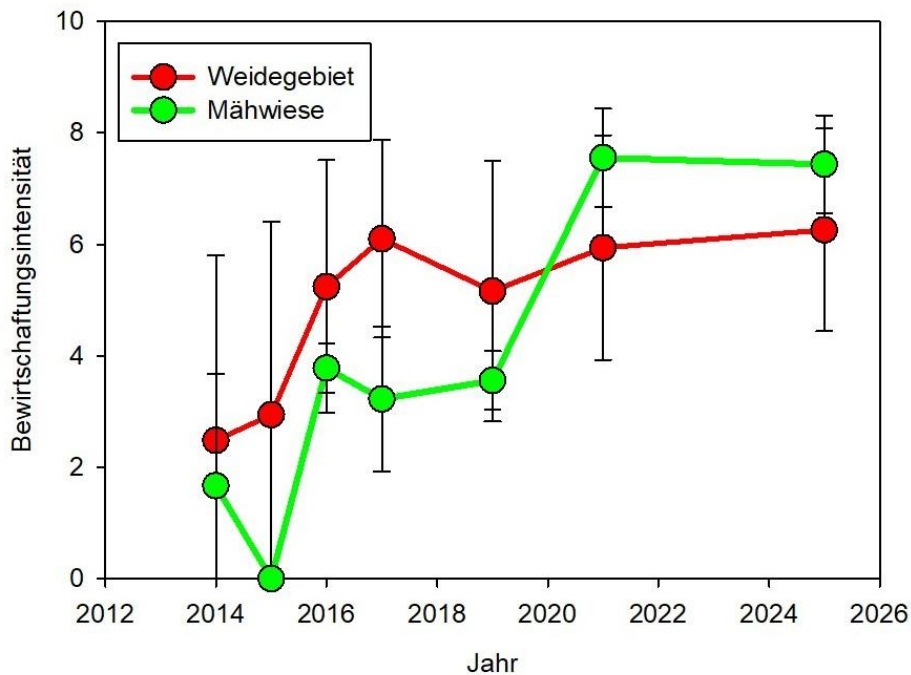


Abbildung 4: Entwicklung der Bewirtschaftungsintensität auf der Weidefläche (50 Punkte) sowie auf der Referenzfläche (Bienenhüttenwiese, 9 Punkte) unter Darstellung von Mittelwert und Standardabweichung.

Die Abbildung 4 zeigt diese Veränderung der Bewirtschaftung – getrennt nach Weide- und gemähter Referenzfläche – anhand der bei den Erhebungen festgestellten Bewirtschaftungsintensität recht anschaulich. Beachtenswert ist dabei, dass auch auf der Mähwiesenfläche die Bewirtschaftungsintensität gestiegen ist, nachdem diese 2014 und 2015 nur teilweise (bzw. 2015 gar nicht) während der Erhebungen gemäht wurde. Typisch ist jedoch die sehr starke Streuung der Intensität auf der Weidefläche, ausgedrückt durch die langen Balken der Standardabweichung. Kurzrasige Abschnitte wechseln sich somit stetig mit wenig bis gar nicht abgeweideten Standorten ab. 2019 wies durch den frühen Abzug der Rinder aufgrund des schwachen Aufwuchses eine geringere Intensität auf als die Jahre davor, 2021 war auf der Weidefläche durch den Zuwachs der Konik-Herde die Intensität wieder etwas höher und im Jahr 2025 stieg diese durch die Hinzunahme der Rinder weiter an.

Auf der Wiesenfläche wurde im Jahr 2021 hingegen erstmals während der Untersuchungsperiode zweimal gemäht, während in den früheren Jahren eine zweite Mahd erst nach den Erhebungen der Heuschrecken stattfand. Diese Situation dürfte sich aufgrund der ausbleibenden Hochwässer und der Klimaerwärmung etablieren, denn auch im Jahr 2025 fanden beide Schnitte während der Erhebungsperiode statt.

Die Bewirtschaftungsintensität an den einzelnen Erhebungspunkten wurde für jedes Jahr sowie zusammengefasst für jeweils Zwei-Jahres-Perioden mit den dazugehörigen Artenzahlen und Individuendichten in Zusammenhang gebracht. In allen drei Perioden bis zum Erhebungsjahr 2021 und sowohl für die Artenzahl als auch die Individuendichte konnte kein statistisch abgesicherter Zusammenhang mit der Bewirtschaftungsintensität durch das Beweidungsprojekt festgestellt werden, sodass die im Gebiet vorgefundene Stärke der Beweidung keinen gerichteten Einfluss auf diese Parameter hatte. Erst in der Saison 2025 zeigte sich, dass die Beweidungsintensität einen signifikant positiven Einfluss auf den Artenreichtum der Heuschrecken hat (Pearson Product Moment Correlation, $r = 0,537$, $p < 0,001$). Die Individuendichte steigt zumindest tendenziell mit der Intensität der Beweidung ($r = 0,237$, $p = 0,097$). Offensichtlich ist die Heuschreckengemeinschaft nun optimal angepasst an die durch Beweidung bestimmten Lebensräume der Weidefläche.

Im Gegensatz dazu konnte auf den gemähten Referenzflächen eine deutliche Beeinflussung der Bewirtschaftung festgestellt werden. So ist der Individuenreichtum in der ersten Periode 2014-2015 mit sehr extensiver Nutzung hoch signifikant positiv mit der Intensität korreliert (Spearman Rank Order Correlation, $r_s = 0,894$, $p < 0,01$). In der zweiten Periode mit „normaler“ Nutzung über alle Referenzpunkte findet sich dieser Zusammenhang nicht mehr und in der dritten Periode mit der intensivsten Wiesennutzung wird die Individuendichte bereits tendenziell negativ von der Bewirtschaftungsintensität beeinflusst ($r_s = -0,599$, $p < 0,08$). Dieser Zusammenhang bestätigte sich auch im Jahr 2025, wo nach einer anhaltend erhöhten Bewirtschaftungsintensität (vgl. Abbildung 4) die Individuendichten nur mehr bei etwa 40 % des Werts der Anfangsjahre liegen und auch die Artenzahlen am überwiegenden Teil der Erhebungspunkte negative Trends aufweisen. Möglicherweise sind hier auch die Auswirkungen einer effizienteren Mähtechnik zu erkennen – die maschinelle Ausstattung geht aktuell zu immer schnelleren Maschinen sowie zum Einsatz der für Insekten sehr problematischen Mähauflbereiter (vgl. Humbert et al. 2010).

3.2 Artenspektrum

Im Zuge der bisher sechs Erhebungsjahre konnten insgesamt 41 Heuschreckenarten sowie die einzige heimische Fangschreckenart an den Erhebungspunkten nachgewiesen werden. Der zuvor aus dem Naturschutzgebiet "Untere Marchauen" bekannte Heuschreckenarten-Bestand betrug 33 Arten und wurde somit deutlich erweitert (Zuna-Kratky 2008), das Gebiet kann derzeit als eines der artenreichsten Heuschreckenlebensräume des Weinviertels angesehen werden (vgl. Zuna-Kratky 2019)!

Tabelle 5: Übersicht über die im Zuge des Beweidungsmonitorings festgestellten Heuschrecken- und Fangschreckenarten, deren Gefährdungstatus in Österreich (nach Berg et al. 2005) sowie deren mittlere Bestände in drei Erfassungs-Perioden.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	RL AT	2014	2015	2016	2017	2019	2021	2025	2014/ 2015	2016/ 2017	2019/ 2025
Artenzahl			26	24	33	33	35	28	34	25,0	33,0	30,7
Individuensumme			2.514	2.667	3.185	3.067	1.965	2.875	2.875	2.591	3.126	2.470
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i>	LC	1		5	2			0	0,5	3,5	0,0
Vierpunktige Sichelschrecke	<i>Phaneroptera nana</i>	LC	2	2	8	1	3	2	2	2,0	4,5	2,3
Gestreifte Zartschrecke	<i>Leptophyes albovittata</i>	NT			1	1	1		0	0,0	1,0	1,7
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>	LC					1		0	0,0	0,0	0,3
Langflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus fuscus</i>	NT	10	15	23	8	2	9	9	12,5	15,5	4,7
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>	EN	20	52	53	13	7	1	1	36,0	33,0	4,7
Große Schiefkopfschrecke	<i>Ruspolia nitidula</i>	NT	18	5	7	6	57	31	31	11,5	6,5	36,0
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>	LC	31	4	12	1	3	5	5	17,5	6,5	5,0
Östliches Heupferd	<i>Tettigonia caudata</i>	VU			1			1	1	0,0	0,5	0,3
Warzenbeißer	<i>Decticus verrucivorus</i>	NT							0			0,7
Graue Beißschrecke	<i>Platycleis grisea</i>	NT			4	2	3	3	3	0,0	3,0	3,0
Südliche Beißschrecke	<i>Platycleis affinis</i>	EN					1		0	0,0	0,0	4,3
Kleine Beißschrecke	<i>Tessellana veyseli</i>	EN			1	1			0	0,0	1,0	0,7
Zweifarbige Beißschrecke	<i>Bicolorana bicolor</i>	NT	5	16	30	2	2	11	11	10,5	16,0	7,3
Rösels Beißschrecke	<i>Roeseliana roeselii</i>	LC	12	82	31	15	12	63	63	47,0	23,0	30,0
Gewöhnliche Strauschschrecke	<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	LC	18	5	15	8	2	6	6	11,5	11,5	6,0

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	RL AT	2014	2015	2016	2017	2019	2021	2025	2014/ 2015	2016/ 2017	2019/ 2025
Weinhähnchen	<i>Oecanthus pellucens</i>	LC	9	2	5		1		0	5,5	2,5	1,0
Sumpfgrielle	<i>Pteronemobius heydenii</i>	VU	3		2	2			0	1,5	2,0	1,0
Feldgrielle	<i>Gryllus campestris</i>	LC	1		1	4	1	1	1	0,5	2,5	1,0
Südliche Grielle	<i>Eumodicogryllus bordigalensis</i>	DD					2		0	0,0	0,0	1,7
Säbeldornschröcke	<i>Tetrix subulata</i>	LC	4	5	6	8	14	1	1	4,5	7,0	7,0
Bolivars Dornschröcke	<i>Tetrix bolivari</i>	NT			1		1		0	0,0	0,5	0,3
Westliche Dornschröcke	<i>Tetrix ceperoi</i>	NE				1	1		0	0,0	0,5	0,3
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i>	NT		1		1	2		0	0,5	0,5	1,0
Italienische Schönschröcke	<i>Calliptamus italicus</i>	VU	8	1	8	11	25	265	265	4,5	9,5	132,7
Lauschschröcke	<i>Mecostethus parapleurus</i>	NT	1.361	1.369	1.441	1.556	615	1.007	1.007	1365,0	1498,5	688,3
Sumpfschröcke	<i>Stethophyma grossum</i>	VU	61	111	182	104	117	88	88	86,0	143,0	92,3
Blaufügelige Ödlandschröcke	<i>Oedipoda caerulea</i>	NT				1	1	9	9	0,0	0,5	9,3
Grüne Strandschröcke	<i>Aiolopus thalassinus</i>	EN		1			17	11	11	0,5	0,0	35,3
Große Goldschröcke	<i>Chrysochraon dispar</i>	NT	56	167	231	174	47	63	63	111,5	202,5	48,3
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i>	LC	2			1		6	6	1,0	0,5	2,0
Feldgrashüpfer	<i>Chorthippus apricarius</i>	LC			1		4		0	0,0	0,5	1,3
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i>	NT	173	40	167	113	90	60	60	106,5	140,0	78,0
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>	LC	75	41	38	78	43	76	76	58,0	58,0	68,7
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>	LC	50	55	73	84	83	81	81	52,5	78,5	77,0
Weißrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	NT	191	262	339	405	295	144	144	226,5	372,0	171,3
Weißfüßiger Grashüpfer	<i>Chorthippus oschei</i>	NE			32	14	6	5	5	0,0	23,0	5,7
Wiesengrashüpfer	<i>Chorthippus dorsatus</i>	LC	91	63	201	144	165	180	180	77,0	172,5	260,0
Gemeiner Grashüpfer	<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	LC	292	334	229	246	221	609	609	313,0	237,5	364,7
Sumpfgrashüpfer	<i>Pseudochorthippus montanus</i>	NT	2		2	1			0	1,0	1,5	0,3
Grashüpfer indet. (Larven)	<i>Chorthippus spec.</i>		12	18		1	57	48	48	15,0	0,5	63,0
Dickkopf-Grashüpfer	<i>Euchorthippus declivus</i>	LC	6	12	31	51	62	87	87	9,0	41,0	250,3
Gottesanbeterin	<i>Mantis religiosa</i>	VU		4	4	7	1	2	2	2,0	5,5	1,0

Die in einem Jahr erfasste Artenzahl betrug in den ersten beiden Saisonen mit geringer Weideintensität 26 bzw. 24 Arten, stieg dann aber bis auf 35 Arten im Jahr 2019 an. Die Saison 2021 zeigte hingegen einen leichten Rückgang auf 28 Arten, der sich im Jahr 2025 auf wiederum 34 Arten umkehrte (vgl. Abbildung 6). Die Tabelle 5 stellt in einer Übersicht die nachgewiesenen Arten mit den jeweils festgestellten Individuensummen dar, ergänzt um eine Gegenüberstellung der Werte während der drei Phasen vor bzw. mit reduzierter Beweidung (2014/15), Umstellung auf Weidenutzung (2016/17) und Etablierung des Weidesystems (2019/25).



Abbildung 5: Die gefährdete Grüne Strandschrecke hat im Laufe des Beweidungsprojektes die Weidefläche sukzessive besiedelt und im aktuellen Erhebungsjahr einen bemerkenswert hohen Bestand erreicht. Die Fortpflanzung erfolgt auf den erhöhten, kurzrasig abgeweideten Rücken in den Auenwiesen, wie diese Nymphe belegt (W72 auf der Schloßwiese, 15.7.2025).

Insgesamt konnten mit 23 Arten der nationalen und 17 Arten der niederösterreichischen Roten Liste (Berg & Zuna-Kratky 1997, Berg et al. 2005) ein Anteil von bemerkenswerten 55 % Rote Liste-Arten (national, inklusive „NT“) nachgewiesen werden. Niedrige Gefährdungskategorien ("Near Threatened") dominieren, aber mit österreichweit zumindest "Vulnerable / Gefährdet" sind zehn Arten (24 %) eingestuft. Bemerkenswert sind u. a. Vorkommen der seltenen Feuchtgebietsarten Westliche Dornschrecke und Grüne Strandschrecke, aber auch der Trockenrasenspezialisten Südliche und Kleine Beißschrecke in unmittelbarer Nachbarschaft zu diesen.

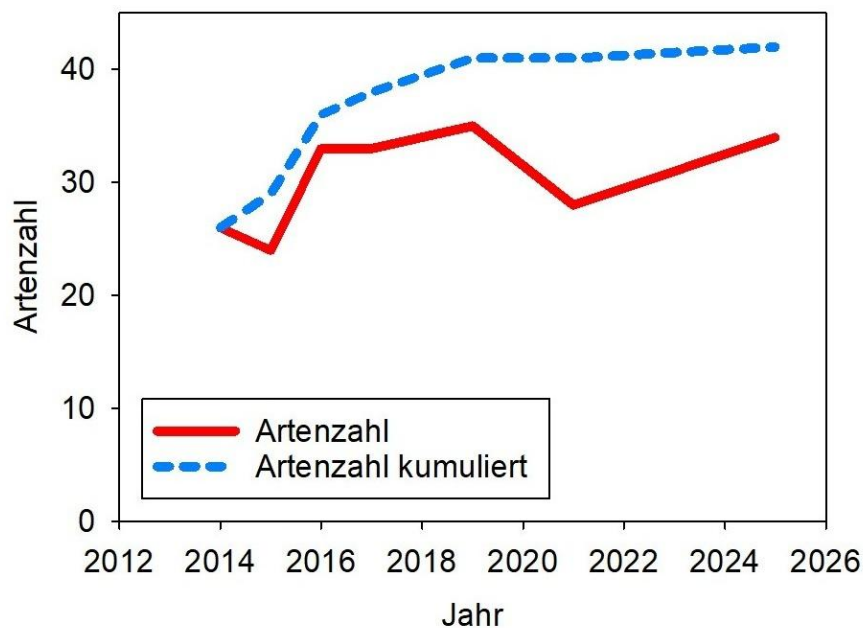


Abbildung 6: Entwicklung der jährlich festgestellten Artenzahl sowie der über die Jahre kumulierten Gesamtartenzahl für das Weidegebiet in Marchegg.

Die Individuendichte der Heuschrecken im Untersuchungsgebiet stieg im Laufe des Projektes deutlich an, bis es im Jahr 2019 zu einem markanten Einbruch des Bestandes kam. Im Jahr 2021 lagen die Gesamtindividuenzahlen der Heuschreckengemeinschaft wieder über den Werten der Anfangsjahre der Beweidung und pendelten sich im Erhebungsjahr 2025 auf diesem Niveau ein.

Die Bestandsentwicklung der meisten Arten zeigt – entsprechend der Entwicklung des gesamten Individuenbestandes – eine markante Zunahme im zweiten und dritten Jahr der Beweidung, gefolgt von einer Konsolidierung auf deutlich niedrigerem Niveau. Für eine Bilanzierung wurden die beiden Perioden 2014-2016 und 2017-2021 gemittelt und die Arten nach dem Unterschied der mittleren Individuenzahlen kategorisiert – von starker Abnahme (-50 %), Abnahme (bis -25 %), Zunahme (mind. +30 %) bis starker Zunahme (+100 % und mehr). Unter den 41 bis dahin nachgewiesenen Arten dominieren mit 15 Arten diejenigen, die im Laufe der Erfassungsperiode im Vergleich der Jahre 2014-2016 zu 2017-2021 stark (mit einem Zuwachs von über 100 % gegenüber den ersten beiden Jahren) zugenommen haben. Vier weitere Arten haben um zumindest 33 % höhere Bestände erreicht. Der Anteil an gefährdeten Arten liegt bei den zunehmenden Arten bei 47 % (bzw. 60 % bei den stark zunehmenden Arten). Besonders ausgeprägt sind die Zunahmen bei Arten der Halbtrockenrasen und Offenbodenstandorte, v. a. Italienische Schönschrecke, Blauflügelige Ödlandschrecke, Grüne Strandschrecke und Dickkopf-Grashüpfer.

Im Bestand abgenommen haben in diesem Zeitraum zwölf Arten, wobei bei zehn Arten der Rückgang stark mit zumindest 50 % Abnahme ausgefallen ist. Der Anteil gefährdeter Arten liegt hier bei 58 %. Unter den rückläufigen Arten dominieren Bewohner von Verlandungszonen und Hochstaudenfluren, v. a. Langflügelige & Kurzflügelige Schwertschrecke, Grünes Heupferd, Gewöhnliche Strauchschrecke und Weinhähnchen.

Bei elf Arten zeigte sich in dem Untersuchungszeitraum keine gravierende Veränderung der mittleren Individuenzahlen, wobei sich in dieser Gruppe auch die häufigsten Arten des Untersuchungsgebietes finden, v. a. Lauschschrecke, Sumpfschrecke, Weißrandiger Grashüpfer und Gemeiner Grashüpfer.

Das mit deutlichem zeitlichem Abstand durchgeführte Erhebungsjahr 2025 bestätigte den überwiegenden Teil dieser Bestandsentwicklungen. Unter den häufigeren Arten ist jedoch der extrem starke Zuwachs der beiden Arten Wiesengrashüpfer (auf eher mesophilen Flächen) sowie Dickkopf-Grashüpfer (auf den trockenen Standorten) kennzeichnend. Beide sind im Gegensatz zu den nunmehr abgeschwächt auftretenden Pionieren wie der Italienischen Schönschrecke, die die Zunahmen der frühen Jahre dominierten, charakteristisch für stabilere Grünlandgesellschaften.

Unter den rückläufigen Arten konzentrieren sich nach den Befunden des aktuellen Jahres in zunehmendem Maße Arten feuchterer Lebensräume, wie Lang- und Kurzflügelige Schwertschrecke, Lauschschrecke, Große Goldschrecke und Weißrandiger Grashüpfer. Hier machen sich ganz offensichtlich die Auswirkungen der anhaltenden Abschwächung der Hochwasserdynamik von March und Thaya bemerkbar, die flächenhaft Bestand und Qualität von Arten und Lebensräumen dieser Aulandschaft in Mitleidenschaft ziehen (vgl. Zuna-Kratky et al. 2022).

3.2 Artenreichtum und Abundanz pro Punkt

Die pro Erhebungspunkt nachgewiesene Artenzahl auf den 50 Punkten im Beweidungsgebiet schwankte zwischen keiner und zwölf verschiedenen Arten, wobei das Maximum in den ersten beiden Jahren bei neun, in den „Weidejahren“ hingegen bei elf bis zwölf Arten lag. Die mittlere Artenzahl pro Erhebungspunkt stieg ebenfalls von 5,3 (2014-2015) auf 6,7 (2016-2017) Arten pro Punkt deutlich an, sank in der folgenden Periode (2019-2021) wieder auf 6,0 Arten pro Punkt ab und erreichte im aktuellen Jahr wieder durchschnittlich 6,7 Arten. Der Artenreichtum des Jahres 2016 mit etablierter Beweidung (Pferde, Rinder, Wasserbüffel) lag signifikant höher als in den Jahren 2014 und 2015 (One-Way ANOVA on Ranks, $p < 0,05$). Für die anderen Jahre bis 2021 wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede bei Berücksichtigung aller 50 Punkte gefunden, bedingt auch durch die sehr starke Streuung der Artenvielfalt. Der mittlere Artenreichtum des Jahres 2025 lag aber wieder signifikant über

dem der Anfangsjahre, was erneut für eine nachhaltige Entwicklung hin zu einer artenreicheren Gemeinschaft spricht (vgl. Abbildung 8).

Auf den neun Referenzpunkten auf der nur gemähten Bienenhüttenwiese wurden zwischen drei und maximal zwölf Arten pro Jahr nachgewiesen. Die mittlere Artenzahl pro Erhebungspunkt stieg noch deutlicher als bei den beweideten Flächen von 5,9 (2014-2015) auf 8,6 (2016-2017), um danach aber deutlich auf 8,0 (2019) und schließlich 5,5 (2021) bzw. 6,6 (2025) zu fallen. In den Jahren 2014-2015 und erneut 2021 und 2025 lagen die Artendichten hoch signifikant niedriger als in den Jahren 2017-2019 (One-Way ANOVA on Ranks, $p < 0,01$).

Die an den 50 Punkten im Beweidungsgebiet gezählte Summe an Individuen erreichte maximal 188 Heuschrecken (W53 im Jahr 2017). Auch dieser Indikatorwert stieg im Mittel von 41,5 (2014-2015) auf 51,8 (2016-2017), um anschließend wieder deutlich auf 42,8 Individuen pro Punkt zu sinken (2019-2021). Der Wert für das abschließende Jahr 2025 lag wieder bei 48,8 Individuen pro Punkt.

Wie Abbildung 9 zeigt, sind die Individuendichten bei relativ ähnlichen Medianwerten gekennzeichnet durch einige herausragend individuenreiche Punkte. Derartige „Massenstandorte“ mit über 125 Heuschrecken pro Punkt haben in den beiden ersten Jahren gefehlt, ab 2016 konnten derartige Dichten aber an zwei bis max. sieben (2017) Punkten beobachtet werden. 2019 war hingegen ein markantes Störungsjahr mit max. 74 Individuen am dichtest besiedelten Punkt (und 33,0 Individuen im Mittel). Bedingt durch die sehr starke Streuung ist unter Betrachtung aller Punkte kein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren nachweisbar.



Abbildung 7: Die Saison 2025 wies drei unterschiedliche Standorte mit der maximalen Artenzahl von elf Arten auf – hier der recht stark beweidete südliche Teil des Hanfrätz (W74), gekennzeichnet durch einen wechsellrockenen Rücken mit angrenzenden feuchteren Senken; die anderen beiden Standorte lagen auf der Badwiese (14.7.2025).

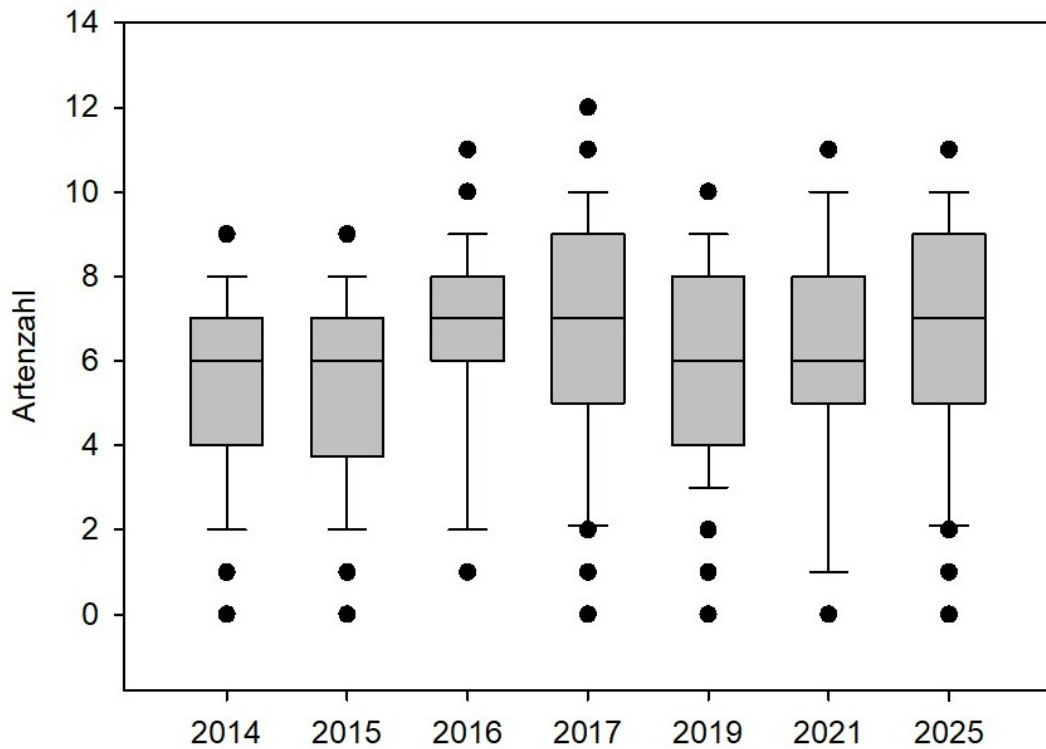


Abbildung 8: Veränderung der Artenzahl der 50 Erhebungsflächen im Beweidungsgebiet während der Untersuchungsperiode. Box-Plot-Darstellung mit Median (Querstrich), mittlere 50 % der Werte (graue Box), 10 %- bis 90 %-Quantile (vertikale Striche) und Ausreißer (Punkte).

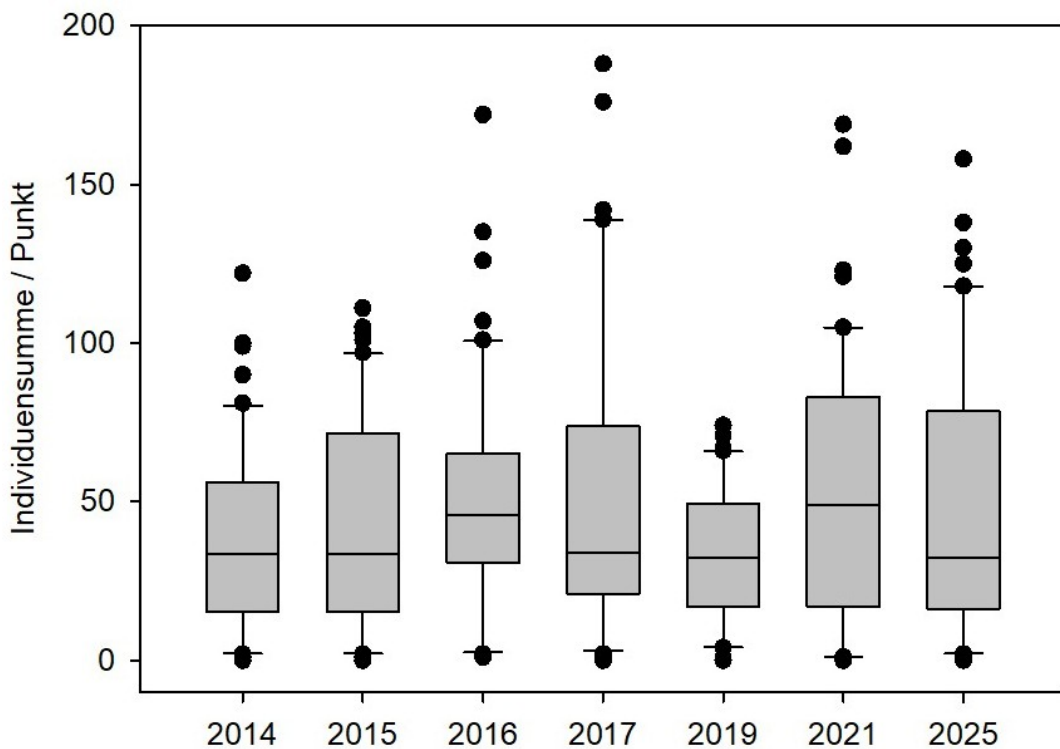


Abbildung 9: Veränderung der Individuenzahlen an den 50 Erhebungsflächen im Beweidungsgebiet während der Untersuchungsperiode. Box-Plot-Darstellung mit Median (Querstrich), mittlere 50 % der Werte (graue Box), 10 %- bis 90 %-Quantile (vertikale Striche) und Ausreißer (Punkte).



Abbildung 10: Der individuenreichste Standort der Erhebungssaison 2025 mit 158 Heuschrecken war im Nordwestteil der Badwiese in einem mäßig beweideten und zunehmend mit Schlehengebüsch bewachsenen Teil des Steppenrasens (W75), dominante Art ist hier der Dickkopf-Grashüpfer (14.7.2025).

Auf den neun Referenzpunkten der nur gemähten Bienenhüttenwiese wurden zwischen zwölf und maximal 134 Individuen pro Punkt und Jahr nachgewiesen. Die mittlere Individuenzahl pro Erhebungspunkt blieb im Gegensatz zu den beweideten Flächen relativ konstant bei 57,3 (2014-2015) bzw. 59,8 (2016-2017) Individuen pro Punkt, um danach sehr deutlich auf 31,0 (2019-2021) abzusinken. Der Rückgang der Individuendichte in den letzten Jahren bis inklusive 2025 ist statistisch hoch signifikant (One-Way ANOVA on Ranks, $p < 0,01$).

Die über den gesamten Erfassungszeitraum summierten Artenzahlen pro Erhebungspunkt geben Aufschluss über das Potential der einzelnen Ausschnitte des Untersuchungsgebietes. Die artenreichsten Erhebungspunkte wiesen insgesamt 19 Arten auf – sie liegen einerseits auf einer markant reliefierten Auenwiese in der zentralen Weidefläche beim Toten Hund (W48), andererseits auf einem Halbtrockenrasen im Südteil der Badwiese außerhalb des direkten Hochwassereinflusses (W04). Beide Punkte zusammen beherbergten bereits 61 % aller im Untersuchungszeitraum nachgewiesenen Heuschrecken und Fangschrecken. Keine Art kommt nur auf der Referenzfläche vor, nachdem im Jahr 2025 der Sumpfgrashüpfer nun auch auf der Schloßwiese gefunden werden konnte.

Die Verteilung der Individuendichte (dargestellt als Summe aller in den sieben Jahren erfassten Heuschrecken) zeigt einen recht engen Zusammenhang der Heuschreckenmenge mit der Produktivität des Standorts. So finden sich die höchsten Dichten in den wüchsigen, gut wasserversorgten Überschwemmungswiesen und Großseggenrieden im östlichen und nördlichen Bereich des Gebietes, vor allem im Bereich Toter Hund (vgl. Tabelle 6).



*Abbildung 11: Die stärksten strukturellen Veränderungen zeigten die tiefgelegenen Standorte der Weidefläche, die ehemals von eher artenarmen Großseggenrieden und Röhrichtern eingenommen wurden und nun teils auch landschaftlich sehr reizvoll wurden, wie hier im Vollblüteaspekt der Polei-Minze *Mentha pulegium* (W73 am Hanfrätz, 14.7.2025). Auch Arten- und Individuenzahl der Heuschrecken haben hier deutlich zugelegt, erleben aber immer wieder hochwasserbedingte Rückgänge.*

3.3 Artenreichtum und Abundanz in Abhängigkeit vom Biotoptyp

Wie sich im Laufe des Monitorings herausstellte, sind die Veränderungen in den Heuschreckengemeinschaften, die während der Beweidung beobachtet wurden, vor allem über den gesamten Zeitraum betrachtet stark von dem Biotoptyp abhängig. Tabelle 6 gibt einen Überblick über die wichtigen Parameter der Artenvielfalt und Heuschreckendichte in den drei Perioden (jeweils zwei Jahre zusammengefasst) für die vier bedeutenden Biotoptypen (vgl. Abbildung 3). Allen Biotoptypen gemeinsam ist eine deutliche Zunahme der mittleren Artenzahl von der ersten (2014-2015) zur zweiten Periode (2016-2017), die signifikant bis hoch signifikant ausfällt (nur beim Großröhricht ist die Stichprobe für eine Absicherung zu klein). Die Individuendichte nimmt ebenfalls in allen Biotoptypen zu, abgesichert jedoch nur in den Großseggenrieden und Großröhrichtern, in denen eine markante Dichtezunahme zu verzeichnen ist, während sich in den anderen beiden Biotoptypen wenig Änderung abzeichnet. In weiterer Folge im Vergleich der Periode 2016-2017 zur dritten Periode 2019-2021 nimmt die Artenzahl jedoch in den Auwiesen und Großseggenrieden wieder signifikant ab, in letzteren auch die Individuendichte. Im Halbtrockenrasen bleibt jedoch der Artenreichtum auf hohem Niveau erhalten und die Heuschreckendichte steigt weiter auf ein signifikant erhöhtes Niveau.

Das Jahr 2025 zeigte, dass die Zunahme der Artenvielfalt sowie besonders stark der Individuendichte in den Halbtrockenrasen zuvor noch nicht zu Ende war – mit durchschnittlich 9,0 Arten pro Punkt ist dieser Biotoptyp nun so artenreich wie kein anderer zuvor und auch die mittlere Individuendichte wird von sonst keinem Biotoptyp mehr erreicht. In den „feuchten“ Lebensräumen sind die klassischen Auwiesen hinsichtlich Artenzahl und Individuendichte wieder an das hohe Niveau der Periode 2016-17 angeglichen. Bei den feuchteren Ausprägungen mit ehemals Großseggenried und Großröhricht zeichnet sich diese Entwicklung nicht ab. Hier haben sich nun ausgedehnte, meist artenarme Wasserpfeffer-Fluren ausgebildet, die ein offenbar nicht ganz so attraktives Sukzessionsstadium darstellen. Zusätzlich sind diese tief gelegenen Biotoptypen hochwasseranfällig (siehe unten).

Tabelle 6: Mittlere Arten- und Individuenzahlen pro Jahr an den beweideten Erhebungspunkten getrennt nach Biotoptyp und an den Referenzpunkten mit gemähter Auenwiese (vgl. Abbildung 3) sowie mittlere Gesamtartenzahl und Individuensumme pro Punkt über alle Jahre. Signifikante Veränderungen zur Vorperiode (bis 2021) sind mit * ($p < 0,05$) bzw. ** ($p < 0,01$) gekennzeichnet (Paired t-Test).

Biotoptyp	n	Arten 14-15	Arten 16-17	Arten 19-21	Arten 25	Ind. 14-15	Ind. 16-17	Ind. 19-21	Ind. 25	Arten gesamt	Ind.-Summe
Auenwiese	18	6,2	** 7,5	* 6,6	7,5	47,5	47,7	47,9	55,5	15,5	352
Großseggenried	12	6,0	** 7,6	* 6,6	6,8	68,9	* 94,9	** 51,4	31,8	15,4	462
Großröhricht	3	4,8	6,5	7,2	7,0	34,0	68,0	55,3	28,0	13,7	343
Halbtrockenrasen	7	5,5	* 6,5	7,1	9,0	25,9	31,5	* 46,4	105,6	14,1	297
Referenzgebiet	9	5,9	** 8,6	* 6,8	6,7	57,3	59,8	** 31,0	25,3	14,6	320

Da der Biotoptyp Großseggenried besonders individuenreich ist, wirkten sich die dort festgestellten Rückgänge auch besonders stark auf die Gesamtbestände des Projektgebietes aus, vor allem da die Halbtrockenrasen mit dem gegenläufigen Trend die geringste mittlere Gesamtindividuensumme aufwiesen und zusätzlich räumlich beschränkter auftreten. Der in Tabelle 5 ersichtliche deutliche Rückgang von Artenzahl und Individuendichte in der Erhebungsperiode 2019-2021 ist somit bedingt durch die negative Entwicklung in den tiefer gelegenen Lebensräumen der Auenwiesen, Seggenriede und Röhrichte.

Diese Lebensräume mit der aktuell festgestellten ungünstigen Entwicklung der Heuschrecken liegen im Gelände deutlich tiefer als die positiv bilanzierenden Halbtrockenrasen. In Abbildung 12 wird die Veränderung der Individuendichte zwischen den beiden Periodensprüngen in Abhängigkeit von der Höhenlage im Gelände dargestellt. Zwischen den Perioden 2014-2015 und 2016-2017 ist die Zunahme der Individuendichte signifikant negativ mit der Höhenlage korreliert (Spearman Rank Correlation, $r_s = -0,493$, $p < 0,001$), die produktiven tiefgelegenen Grünlandbiotope zeigten somit deutlich stärkere Zunahmen. Der Vergleich der ebenfalls trockenen Periode 2016-2017 mit der hochwasserreichen Periode 2019-2021 (vgl. Tabelle 4) zeigt hingegen ein markant gegenläufiges Bild, in dem die tiefgelegenen, mehrere Tage von der March eingestauten Standorte deutlich rückläufige Bestände aufweisen, während die hochgelegenen, trocken gebliebenen Stellen weiterhin zunehmende Heuschreckendichten zeigten (Spearman Rank Correlation, $r_s = 0,540$, $p < 0,001$). Bei der Veränderung der Artenzahlen besteht dieser Zusammenhang hingegen nicht. Dazu passt auch der hohe Anteil der Larven in der Periode 2019-2021 (vgl. Tabelle 5), die für eine zweite Entwicklungswelle nach den fröhsommerlichen Verlusten durch das Hochwasser sprechen.

Im Jahr 2025 zeigte sich eine hoch signifikante positive Korrelation zwischen Individuenzahl und Höhenlage ($r = 0,583$, $p < 0,001$), was sich auch in den Werten in Tabelle 6 in den hohen Dichten der Halbtrockenrasen niederschlägt. Die tief gelegenen Standorte waren im Jahr davor im Juni und erneut im September über einen längeren Zeitraum überstaut, was zu Verlusten geführt haben könnte, die sich im Erhebungsjahr ebenfalls in reduzierten Dichten niedergeschlagen haben dürften.

Für die gemähten Referenzflächen auf der Bienenhüttenwiese ließ sich kein Zusammenhang zwischen Höhenlage und Veränderung von Artenzahl und Individuendichte herausarbeiten. Hier ist jedoch zu beachten, dass es sich dort ausschließlich um Auenwiesen, Großseggen und Röhrichte handelt, die bei kritischen Wasserständen ab 360 cm allesamt unter Wasser stehen. Wie an den Werten in Tabelle 6 ersichtlich, ist aber der Rückgang der Individuendichte von der „trockenen“ zur „feuchten“ Periode hochsignifikant, und auch die mittlere Artenzahl ist wieder signifikant gesunken.

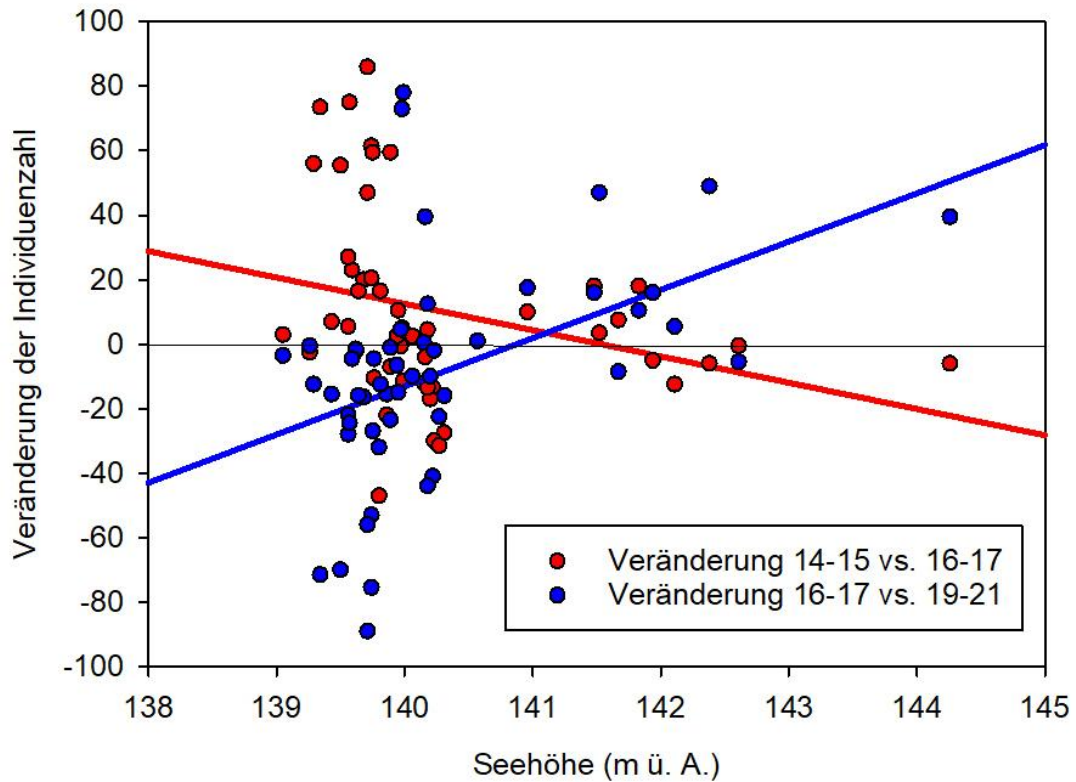


Abbildung 12: Veränderung der Individuendichte an den beweideten Untersuchungsflächen zwischen den beiden Perioden 2014-2015 gegen 2016-2017 (trocken) sowie 2016-2017 gegen 2019-2021 (feucht) im Vergleich zur relativen Lage im Gelände (Seehöhe). Bei einer Höhe von 140,0 m ist der Hochwasser-Pegelwert von 360 cm erreicht und der entsprechende Punkt überflutet (vgl. Tabelle 4).



Abbildung 13: Die in hohen Dichten vorkommende, vergleichsweise große und ab Ende Juni erwachsen auftretende Lauschschrecke könnte im Weidegebiet eine bedeutende Nahrungsquelle für Störche darstellen.

3.4 Abundanz in Abhängigkeit von der Lage zur Storchenkolonie

Heuschrecken stellen einen bedeutenden terrestrischen Anteil im Nahrungsspektrum des Weißstorchs *Ciconia ciconia* dar. Angesichts des seit einigen Jahren rückläufigen Brutbestandes des Weißstorchs in den March-Thaya-Auen war es auch ein Ziel des gegenständlichen Beweidungsprojektes, attraktive kurzrasige und insektenreiche Nahrungsflächen in unmittelbarer Nähe der überregional bedeutenden Brutkolonie in Marchegg zu schaffen. Um die Nutzung der Heuschreckenfauna durch die hier brütenden Weißstörche zu prüfen, wurde die Abundanz der Heuschrecken auf den Auenwiesen im Bereich Toter Hund – Schloßwiese in Korrelation zur Distanz zum nächstgelegenen Weißstorchhorst untersucht. Die Beschränkung auf diesen Bereich und Biototyp ist notwendig, da – wie sich in den früheren Kapiteln zeigt – die Heuschreckendichte sonst durch die Unterschiede in den Biotopen sowie in der Hochwasserbeeinflussung zu stark beeinflusst wird, um den Faktor Weißstorch erkennbar zu machen. Insgesamt wurde dieser Zusammenhang mit 18 Erhebungspunkten getestet.

Bemerkenswerterweise konnte tatsächlich ein signifikanter, stark positiver Zusammenhang zwischen der Heuschreckendichte und der Distanz zum nächstgelegenen Storchenhorst nachgewiesen werden. Die mittlere Individuendichte der Jahre 2016-2017 war signifikant stark positiv mit der Distanz zur Storchenkolonie korreliert (Sperman Rank order Correlation, $r_s = 0,615$, $p < 0,01$) und auch in den durch das Hochwasser beeinträchtigten Jahren 2019-2021 war dieser Zusammenhang feststellbar ($r_s = 0,550$, $p < 0,05$). In der Phase vor Beweidung des Nahbereichs der Storchenkolonie (2014-2015) bestand dieser Zusammenhang nicht, sodass angenommen werden kann, dass die Weißstörche in den ganzjährig teils kurzrasigen Weideflächen deutlich bessere Jagdbedingungen vorfinden als zuvor. Im Jahr 2025 konnte dieser Zusammenhang leider nicht bestätigt werden. Die dürfte aber damit zusammenhängen, dass die Auswirkungen der Hochwasserereignisse des Vorjahres die Effekte der Nutzung durch die Weißstörche überlagert.

Eigene Beobachtungen belegen jedenfalls die starke Nutzung dieses Weidebereichs durch den Weißstorch. Vor allem nach dem Ausfliegen der noch wenig mobilen Jungvögel sind diese in größerer Zahl im Nahbereich der Koloniehörste anzutreffen, wo sie um diese Jahreszeit (erste Juli-Hälfte) wohl ganz überwiegend Heuschrecken als Nahrung vorfinden.



Abbildung 14: Die Kurzflügelige Schwertschrecke ist eine der feuchtigkeitsliebenden Arten, die aktuell in den March-Thaya-Auen rückläufige Bestände aufweisen, auf der Weidefläche aktuell aber wieder in etwas besseren Beständen nachgewiesen werden konnte (Schloßwiese W70, 14.7.2025).

4. Schlussfolgerungen

Das begleitende Monitoring Heuschrecken und Fangschrecken umfasst inzwischen eine Beobachtungsphase von zwölf Jahren von 2014 bis 2025 (mit Unterbrechungen in den Jahren 2018, 2020 sowie 2022-2024). Im Gegensatz zu vergleichbaren Monitoringstudien, die oft nur ein Jahr (z. B. Almásy et al. 2021) umfassen und daher leicht zu irreführenden Schlüssen kommen können, besteht hier die Möglichkeit, die Effekte von Beweidung langfristig zu beurteilen und auch mit den anderen Einflussfaktoren, die einen Auenlebensraum sehr komplex machen, in Relation zu setzen.

Folgende statistisch abgesicherten Aussagen können aus den Ergebnissen dieses langjährigen Begleitmonitorings der Indikatorengruppe Heuschrecken und Fangschrecken im Untersuchungsgebiet Marchegg abgeleitet werden:

- 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 41 Heuschrecken-Arten sowie der Gottesanbeterin gehört das Untersuchungsgebiet zu den artenreichsten Landschaftsausschnitten Niederösterreichs mit einem bemerkenswert hohen Anteil an gefährdeten Arten.
- Über den gesamten Untersuchungszeitraum dominieren im Bestand zunehmende Arten, darunter ein beträchtlicher Teil der in der Roten Liste geführten gefährdeten Arten. Ein nicht unbeträchtlicher Teil hat jedoch im Bestand abgenommen, vor allem in der letzten Erfassungsperiode. Dies betrifft (meist ungefährdete) Arten von Verbrachungsstadien, zunehmend aber Arten, die charakteristisch für feuchte Lebensräume sind, und die großflächig durch die markante Abschwächung der Hochwasserdynamik in den March-Thaya-Auen betroffen sind.
- Der lokale Artenreichtum an den jeweiligen Untersuchungspunkten hat auf den beweideten Flächen im Vergleich zum Zustand davor signifikant zugenommen. Dies liegt vor allem an der durch die Extensivbeweidung ausgelösten verstärkten Ausdifferenzierung von Mikrohabitaten, sodass z. B. neben dichtwüchsigen feuchten Senken in unmittelbarer Nähe kurzrasige Sandrasen entstanden. Eine derartige Verzahnung ist mit der ortsüblichen großflächigen Mahd nicht erreichbar.
- Durch die Beweidung der zuvor nicht bzw. teilweise nur unregelmäßig gemähten Auenlebensräume hat die Individuendichte der Heuschrecken signifikant zugenommen. Dies betrifft vor allem die Lebensräume der Röhrichte, Seggenriede sowie Halbtrockenrasen, während die Auenwiesen – die bereits zuvor am ehesten typgerecht bewirtschaftet wurden – hinsichtlich Individuendichte wenig Änderung zeigten.
- Die Beweidung schafft großflächig günstige Nahrungsbedingungen für einen wichtigen Heuschrecken-Prädator, den Weißstorch, der im Umfeld der Brutkolonie diese Beutetiergruppe offenbar sehr effizient nutzen kann.
- Der verstärkte Hochwassereinfluss zu ungünstigen Zeiten Monate nach dem ortsüblichen (nunmehr aber zunehmend ausbleibenden) Frühlingshochwasser der letzten Untersuchungsjahre zeigte, dass Heuschrecken negativ auf Überschwemmungen während ihrer Entwicklungsperiode reagieren und dadurch die positiven Effekte der Beweidung, die in den früheren Jahren gut belegbar waren, auf den tiefer gelegenen Biotoptypen wieder rückgängig gemacht wurden.
- Die Beweidungsintensität zeigte in den ersten acht Jahren keinen signifikanten Einfluss auf Artenzahl und Individuendichte der untersuchten Indikatorgruppe. Mit der Erhebung im Jahr 2025 war aber schließlich ein positiver Einfluss auf diese Parameter nachweisbar. Dies weist darauf hin, dass die Besatzstärke sich durchgehend in einem für die Heuschrecken günstigen

Bereich bewegte und der in den letzten Jahren gestiegene Beweidungsdruck sich sogar positiv auswirkt. Im Gegensatz dazu konnte bei der Mahd ein negativer Einfluss einer zu geringen (z. B. im Jahr 2014) wie auch einer zu intensiven Mahd (ab dem Jahr 2021) auf die Indikatoren belegt werden. Außerdem gibt es Hinweise, dass die zunehmend effizientere Mahdtechnik für die Heuschrecken der Mähwiesen langfristig negative Auswirkungen hat. Demgegenüber weist Beweidung kaum pflegebedingte Mortalitäten auf.

Aus Sicht der Indikatorengruppe Heuschrecken und Fangschrecken hat die Einführung der Beweidung 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. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist das hier erprobte Modell der Wildnisbeweidung somit aus Sicht dieser Indikatorgruppe ein Erfolg.

5. Literatur

- Almásy, J., Essl, F., Berger, A. & Schulze, C.H. (2021): To graze or to mow? The influence of grassland management on grasshoppers (Orthoptera) on a flood protection embankment in the Donau-Auen National Park (Austria). *Journal of Insect Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00337-4>
- Bassler, G., Denner, M. & Holzer, T. (2012): Pflege von silikatischen Trockenrasen mittels Schafbeweidung (Retz, NÖ) – Auswirkungen auf Vegetation, Heu- und Fangschrecken-Fauna. *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum* 23: 7-82.
- Berg, H.-M., Bieringer, G. & Zechner, L. (2005): Rote Liste der Heuschrecken (Orthoptera) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1, Böhlau Verlag, Wien, pp. 167–209.
- Berg, H.-M. & Zuna-Kratky, T. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Heuschrecken und Fangschrecken (Insecta: Saltatoria, Mantodea). Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien. 112 pp.
- Bieringer, G. (2008): Auswirkungen der Beweidung auf die Heuschreckenfauna (Orthoptera) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Wien* 37: 153-161.
- Grass, V., Korner, I., Zuna-Kratky, T. & Strausz, M. (2021): Beweidungsmonitoring Esterhazy 2018 bis 2020 Schlussbericht. Im Auftrag des WWF Österreich sowie der Familien-Privatstiftung Eisenstadt. AVL-ARGE Vegetationsökologie und Landschaftsplanung, Wien. 146 pp.
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Sauter, G.J. & Walter, T. (2010b): Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Ecology* 134. doi: 10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x
- Panrok, A. & Zuna-Kratky, T. (2011): Projekt „Pflegermanagement FFH-Lebensräume Perchtoldsdorfer Heide – Modul Heuschrecken“ – Naturschutzfachliche Beurteilung der Pflegemaßnahmen für die FFH-Lebensräume und Adaptierung des bestehenden Pflegeplans für das konkrete Management. Unpubl. Bericht im Auftrag des Heidevereins Perchtoldsdorf. 106 pp.
- Stelzhammer, M. (2013): Renaturierung Untere March-Auen, Biotoptypenkartierung Zwischenbericht 2012. Studie im Auftrag WWF Österreich, Wien. 59 pp.

- Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W. & Wöss, G. (2017): Die Heuschrecken Österreichs. *Denisia* 39: 880 pp.
- Zuna-Kratky, T., Strausz, M., Grass, V. & Wrabka, E., (2021): Ökologisches Monitoring der Schafbeweidung auf der Donauinsel im Projekt LIFE-DICCA – Endbericht & Zusammenfassung 2019 bis 2021. Im Auftrag der MA 45 – Wiener Gewässer. AVL-ARGE Vegetationsökologie und Landschaftsplanung, Wien. 50 pp.
- Zuna-Kratky, T., Bayer, F., Nüsken, U., Roland, Ch., Schindlauer, M., Schindler, M. Schmidt, M. & Wöss, G. (2022): Kli-Ma Wasserspiegeloptimierung an der March unter besonderer Berücksichtigung des Klimawandels, Begleitmonitoring Brutvögel, Libellen- und Amphibienfauna. Studie im Zuge des Projektes Kli-Ma der via donau, Österreichische Wasserstraßen GmbH. Wien. 64 pp.
- Zuna-Kratky, T., Strausz, M., Grass, V. & Wrabka, E., (2024): Ökologisches Monitoring der Schafbeweidung auf der Donauinsel im Projekt LIFE-DICCA – Bericht 2023. Im Auftrag der MA 45 – Wiener Gewässer. AVL-ARGE Vegetationsökologie und Landschaftsplanung, Wien. 54 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2008): Die Heuschrecken ausgewählter Naturschutzgebiete und Naturdenkmäler in Niederösterreich. Studie im Auftrag des NÖ Naturschutzbundes und des Umweltbundesamtes, Wien. 37 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2013): Hafenumschließungsdamm Ölhafen Lobau – Zoologisches Monitoring Endbericht. Im Auftrag der Donau-Hochwasserschutzkonkurrenz, Wien. 28 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2015): Beweidungsmonitoring Naturreservat Marchegg - Projektteil Heuschrecken und Fangschrecken - 2015. Gutachten im Auftrag des WWF Österreich, Wien. 11 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2016): Beweidungsmonitoring Naturreservat Marchegg - Projektteil Heuschrecken und Fangschrecken - 2016. Gutachten im Auftrag des WWF Österreich, Wien. 11 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2017): Beweidungsmonitoring Naturreservat Marchegg - Projektteil Heuschrecken und Fangschrecken - 2017. Gutachten im Auftrag des WWF Österreich, Wien. 15 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2018): Effects of grazing on the Orthoptera assemblages of lowland floodplain meadows at the Morava river (Lower Austria). 2nd European Congress on Orthoptera Conservation, Smolenice (SK). 20.9.2018.
- Zuna-Kratky, T. (2019): Heuschrecken in Niederösterreich. Vielfalt – Zeigerwert – Schutz. Vortrag zum Koordinierungsgespräch NÖ Naturschutzsachverständige, Altengbach, 1.4.2019.
- Zuna-Kratky, T. (2020): Beweidungsmonitoring Naturreservat Marchegg - Projektteil Heuschrecken und Fangschrecken, Stand 2019. Gutachten im Auftrag des WWF Österreich, Wien. 12 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2022): Beweidungsmonitoring Naturreservat Marchegg – Projektteil Heuschrecken und Fangschrecken, Stand 2021. Gutachten im Auftrag des WWF Österreich, Wien. 15 pp.
- Zuna-Kratky, T. (2023): Ganzjahresbeweidung und Heuschrecken in Marchegg – eine Erfolgsgeschichte. Weideveranstaltung, WWF Österreich, Marchegg, 7.11.2023.



VI

Beweidete und hochwasserbeeinflusste Grasland-Ökosysteme: gegensätzliche Kohlenstoffdynamiken auf Mineralböden und degradierten Moorböden

Anna Lindenberger und Magdalena von der Thannen

Einleitung

Diese Studie untersucht die Kohlenstoffdynamik zweier stark kontrastierender, beweideter Graslandsysteme unter Berücksichtigung von Kohlendioxid (CO_2) und Methan (CH_4). Ziel war es, die vollständige jährliche Treibhausgasbilanz beider Standorte zu quantifizieren und die zentralen Einflussfaktoren der Gasflüsse zu identifizieren. Dabei wurden zwei Systeme verglichen: ein regelmäßig überflutetes, extensiv mit Pferden und Rindern beweidetes Auen-Grasland auf Mineralböden in Österreich (Marchegg, Messjahr 2024) und eine intensiv mit Rindern beweidete Weide auf degradiertem Torfboden in Kalifornien (Sherman Barn, Messjahr 2019).

Während Grasländer häufig als potenzielle Kohlenstoffsenken gelten, zeigen sie je nach Standortbedingungen, Bodentyp, Hydrologie und Management sehr unterschiedliche Klimawirkungen. Besonders relevant ist die gleichzeitige Betrachtung von CO_2 und CH_4 , da CH_4 trotz geringerer Massenflüsse ein deutlich höheres Treibhauspotenzial besitzt.

Methodik

In der Studie werden zwei beweidete Graslandsysteme in Europa und Nordamerika mit stark unterschiedlichen Standortbedingungen gegenübergestellt, um eine möglichst große Bandbreite an Umweltbedingungen zu erfassen.

Die erste Untersuchungsfläche befindet sich in Marchegg in Österreich und ist ein regelmäßig überflutetes Auen-Grasland auf Mineralboden. Das Gebiet liegt in einer Flussniederung und ist durch eine ausgeprägte hydrologische Dynamik geprägt. Periodische Hochwasserereignisse führen zu zeitweiser Überflutung der Fläche. Der Boden besteht überwiegend aus mineralischem Substrat. Die Fläche wird extensiv mit Pferden, im Sommerhalbjahr ergänzt durch Rindern, beweidet. Die Vegetation entspricht einem typischen Auen-Grünland mit saisonal variierender Wachstumsdynamik, die stark an Wasserstand und Überflutungshäufigkeit gekoppelt ist.

Die zweite Untersuchungsfläche liegt in Sherman Barn in Kalifornien (USA). Es handelt sich um eine intensiv bewirtschaftete Weide auf degradiertem Torfboden im Sacramento–San Joaquin-Delta. Der Standort ist durch organisch reiche Böden gekennzeichnet, die infolge langjähriger Entwässerung und landwirtschaftlicher Nutzung degradierte Eigenschaften aufweisen. Das Gebiet wird intensiv mit Rindern beweidet. Anders als die österreichische Auenfläche ist der Standort nicht durch regelmäßige Flussüberflutungen geprägt, sondern durch ein wasserstandsreguliertes System mit dauerhaft relativ hohem Grundwasserstand. Das Klima ist mediterran mit trockenen, warmen Sommern und feuchteren Wintern.

An beiden Standorten wurden CO_2 - und CH_4 -Flüsse über jeweils ein vollständiges Jahr mittels Eddy-Kovarianz-Technik kontinuierlich gemessen. Die CO_2 -Flüsse wurden in Netto-Ökosystemaustausch (NEE), Brutto-Primärproduktion (GPP) und Ökosystematmung (ER) aufgeteilt. CH_4 -Flüsse wurden zusätzlich in CO_2 -Äquivalente umgerechnet ($\text{GWP}_{100} = 28$), um eine integrierte Klimabilanz zu erstellen.

Zur Identifikation der Steuergrößen wurden statistische Verfahren eingesetzt, die sowohl nicht-lineare Zusammenhänge als auch zeitliche Verzögerungen berücksichtigen. Analysiert wurden meteorologische Variablen, Bodenfeuchte, Temperatur, Vegetationsaktivität (NDVI), Wasserstand sowie Tierpräsenz.

Kohlenstoff-Gesamtbilanz der beiden Standorte

Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Kontrast zwischen den beiden Graslandssystemen (Abb. 1).

Das zeitweise überflutete Auen-Grasland in Marchegg fungierte im Jahr 2024 insgesamt als Netto-Kohlenstoffsenke. Der jährliche Netto- CO_2 -Austausch betrug $-27,3 \text{ g C m}^{-2}$, was eine moderate CO_2 -Aufnahme widerspiegelt. Dem gegenüber standen CH_4 -Emissionen von $1,6 \text{ g C m}^{-2}$ pro Jahr. Unter Berücksichtigung des höheren Treibhauspotenzials von CH_4 ergab sich dennoch eine negative Gesamtbilanz von $-40,4 \text{ g CO}_2$ -Äquivalenten m^{-2} pro Jahr. Das System wirkte somit klimawirksam als Senke.

Im Gegensatz dazu war die intensiv beweidete Weide auf degradiertem Torfboden in Sherman Barn im Jahr 2019 eine deutliche Netto-Kohlenstoffquelle. Die jährliche CO_2 -Bilanz betrug $+125,3 \text{ g C m}^{-2}$, ergänzt durch CH_4 -Emissionen von $3,0 \text{ g C m}^{-2}$. Die kombinierte Klimabilanz belief sich auf $+471,4 \text{ g CO}_2$ -Äquivalente m^{-2} pro Jahr. Damit setzte dieses System erheblich mehr Treibhausgase frei, als es aufnahm.

Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Standorten wurde durch die CO_2 -Dynamik bestimmt. CH_4 verstärkte die jeweilige Richtung der Bilanz, dominierte sie jedoch nicht.

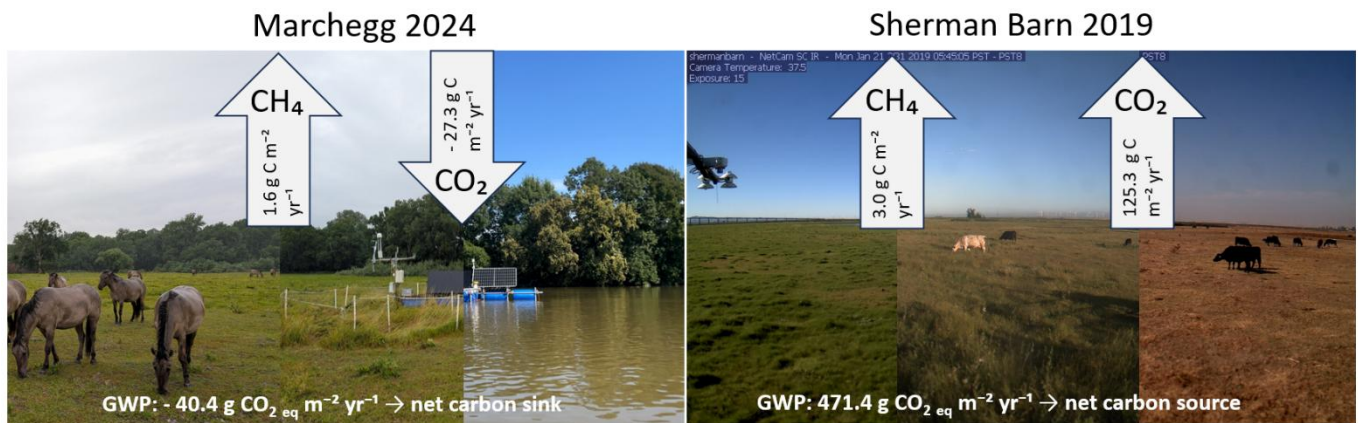


Abbildung 15: Kohlenstoffbilanz von Marchegg 2024 und Sherman Barn 2019

CO₂-Dynamik im Jahresverlauf

Marchegg

Das Auen-Grasland in Marchegg zeigte eine klare saisonale Dynamik (Abb. 2). Während der Wintermonate war das System eine CO₂-Quelle. Mit Beginn der Vegetationsperiode im Frühjahr wandelte es sich zu einer Senke. Ab April setzte eine deutliche CO₂-Aufnahme ein, die bis in den Sommer anhielt.

Allerdings wurde die CO₂-Dynamik maßgeblich durch Überflutungsereignisse beeinflusst. Zu Jahresbeginn war das Gebiet großflächig überflutet. Diese Winterüberflutung reduzierte die Netto-CO₂-Aufnahme. Besonders deutlich zeigte sich der Effekt einer starken Überflutung im Juni, die während der Phase maximaler Vegetationsaktivität auftrat. In diesem Zeitraum brach die CO₂-Aufnahme zeitweise ein, und das System wurde kurzfristig zur Quelle.

Eine weitere massive Überflutung im September hatte hingegen deutlich geringere Auswirkungen auf die CO₂-Flüsse. Dies deutet darauf hin, dass der Zeitpunkt im Vegetationszyklus entscheidend ist: Überflutungen während der Hauptwachstumsphase beeinträchtigen die Photosynthese stärker als Ereignisse am Beginn oder Ende der Saison.

Die Anwesenheit von Rindern zeigte im Jahresverlauf keinen erkennbaren direkten Einfluss auf die CO₂-Flüsse.

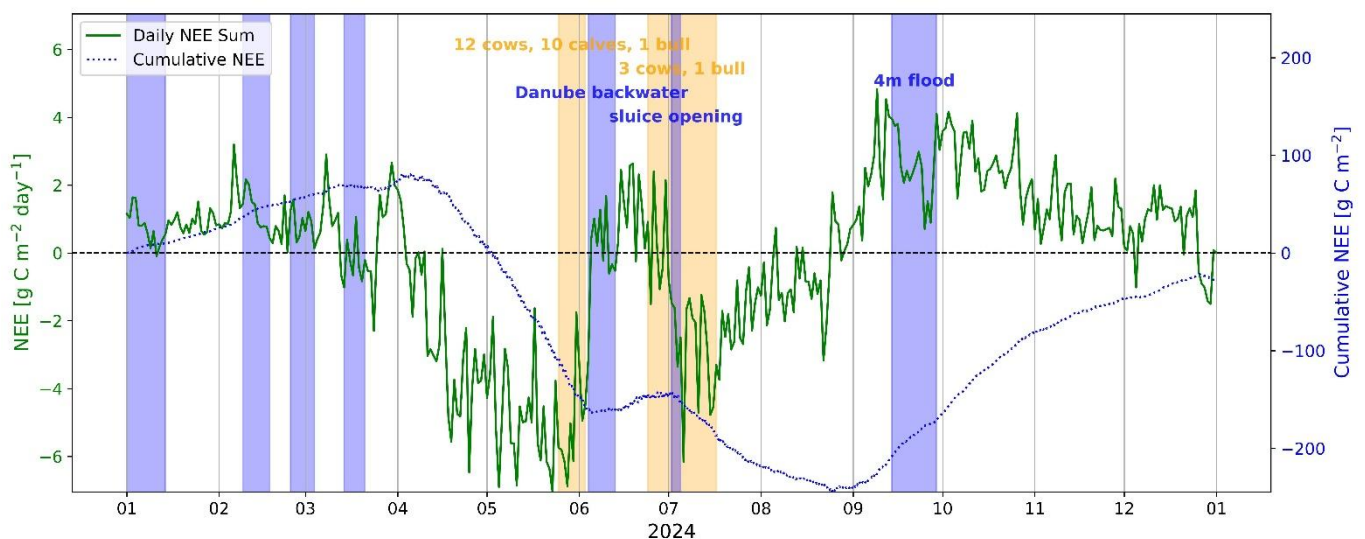


Abbildung 16: Täglicher CO₂-Fluss und kumulierte CO₂ Ökosystem Austausch in Marchegg im Jahr 2024

Sherman Barn

In Sherman Barn begann das Jahr annähernd CO₂-neutral. Im Frühjahr entwickelte sich das System zunächst zu einer Senke und erreichte bis Anfang Juni eine kumulative Aufnahme von über -200 g C m^{-2} .

In der zweiten Jahreshälfte kehrte sich dieser Trend jedoch um. Ab Juni überstieg die ER die GPP. Besonders während der Sommermonate nahm die Atmung stark zu, was schließlich zu einer positiven Jahresbilanz führte. Bis November hatte das System mehr CO₂ emittiert als aufgenommen.

Sherman Barn wies insgesamt höhere GPP- und ER-Werte auf als Marchegg. Die hohe Atmung, die mit dem hohen organischen Kohlenstoffgehalt des degradierten Torfbodens in Zusammenhang steht, war ausschlaggebend für die Netto-Emission.

CH₄-Dynamik

Marchegg

Das Auen-Grasland war im Jahresverlauf eine kontinuierliche CH₄-Quelle (Abb. 3). Die Emissionen waren jedoch stark an Überflutungsereignisse gekoppelt. Nach Phasen anhaltender Überflutung stiegen die CH₄-Flüsse deutlich an. Besonders das Hochwasser im September führte zu einem ausgeprägten Anstieg der CH₄-Emissionen. Die Emissionsanstiege waren zeitlich mit der Entwicklung anaerober Bodenbedingungen verknüpft. Je länger und intensiver die Überflutung, desto stärker war die CH₄-Produktion.

Dagegen zeigte die Anwesenheit von Rindern oder Pferden keinen statistisch signifikanten Zusammenhang mit den CH₄-Flüssen. Die CH₄-Dynamik wurde primär durch hydrologische Faktoren bestimmt.

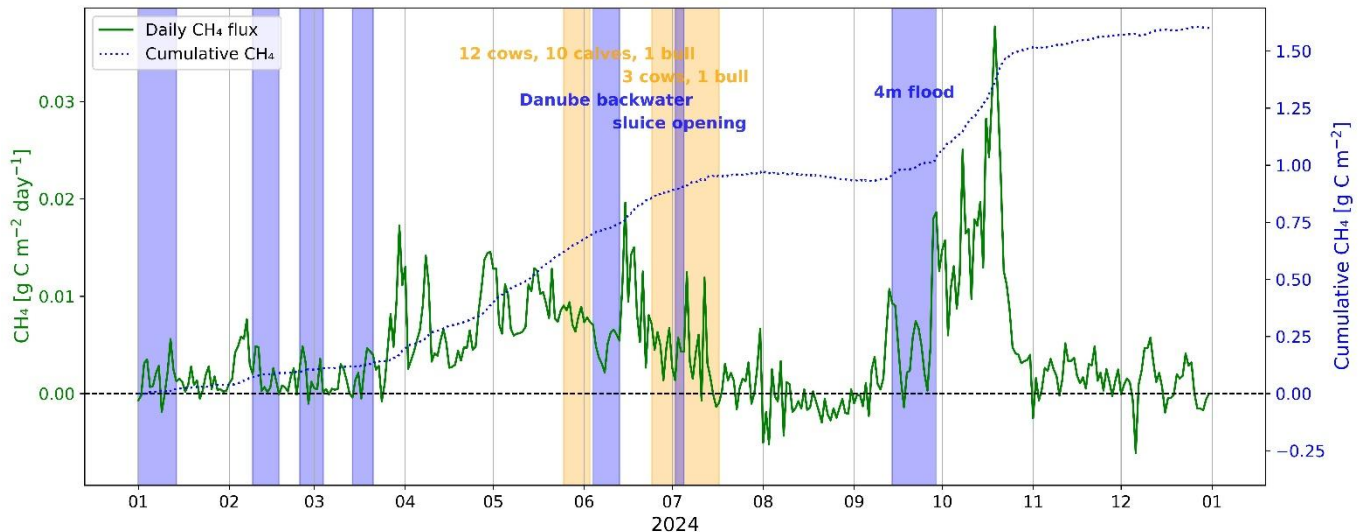


Abbildung 17: Täglicher CH₄-Fluss und kumulative CH₄-Emissionen in Marchegg im Jahr 2024

Sherman Barn

Sherman Barn war ebenfalls eine CH₄-Quelle, allerdings mit einem anderen zeitlichen Muster. Die Emissionen stiegen relativ gleichmäßig im Jahresverlauf an, ohne die ausgeprägten Spitzen wie in Marchegg.

Während der Sommermonate nahmen die täglichen Emissionen zu, was mit erhöhter mikrobieller Aktivität und intensiver Beweidung zusammenfiel. Insgesamt war die Kopplung zwischen CH₄-Flüssen und einzelnen Umweltvariablen jedoch schwächer als in Marchegg.

Eine moderate positive Beziehung zwischen Rinderpräsenz und CH₄-Emissionen konnte festgestellt werden. Dennoch erklärten Tieraktivitäten nur einen Teil der Variabilität; Umwelt- und Bodenprozesse spielten weiterhin eine wichtige Rolle.

Einflussfaktoren auf CO₂- und CH₄-Ströme

CO₂

An beiden Standorten waren CO₂-Flüsse in erster Linie durch Strahlung und Vegetationsaktivität gesteuert. Photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) und NDVI zeigten die stärksten Zusammenhänge mit dem Netto-Ökosystemaustausch.

In Sherman Barn war der NDVI der dominante Prädiktor für CO₂-Flüsse. In Marchegg spielte neben Strahlung auch die Bodenfeuchte eine Rolle: Hohe Bodenfeuchte war mit verringerter Netto-CO₂-Aufnahme verbunden.

Beweidungsintensität zeigte in beiden Systemen nur eine sehr geringe direkte Kopplung an die CO₂-Dynamik.

CH₄

Die Beeinflussung der CH₄-Flüsse unterschied sich deutlich zwischen den Standorten.

In Marchegg waren CH₄-Emissionen stark an Bodenfeuchte und Bodentemperatur gekoppelt. Hydrologische Dynamik war der zentrale Faktor. Vegetationsaktivität zeigte ebenfalls Zusammenhänge, jedoch schwächer als Bodenwassergehalt.

In Sherman Barn waren die Zusammenhänge zwischen CH₄-Flüssen und Umweltvariablen insgesamt schwach. Die erklärbare Varianz war deutlich geringer als bei CO₂. Dies deutet auf komplexere oder weniger stark ausgeprägte Einflussmechanismen hin.

Vergleich und Interpretation der Standortunterschiede

Die gegensätzlichen Klimabilanzen lassen sich vor allem durch drei Faktoren erklären:

Bodentyp:

Der Mineralboden in Marchegg ermöglichte eine Netto-Kohlenstoffspeicherung. Der degradierte Torfboden in Sherman Barn setzte durch mikrobielle Oxidation große Mengen CO₂ frei.

Hydrologie:

In Marchegg führte periodische Überflutung zu erhöhten CH₄-Emissionen, reduzierte jedoch nicht dauerhaft die CO₂-Aufnahme. In Sherman Barn war der hohe organische Kohlenstoffvorrat entscheidend für die starke Atmung.

Management:

Obwohl sich die Beweidungsintensität stark unterschied, war ihr direkter Einfluss auf die Treibhausgasflüsse geringer als erwartet. Umweltfaktoren dominierten die Flussdynamik.

Zentrale Ergebnisse

Die Studie zeigt, dass beweidete Grasländer sowohl als Kohlenstoffsinken als auch als -quellen fungieren können. Der Mineralboden-Standort mit extensiver Beweidung war eine Netto-Senke, während der degradierte Torfstandort trotz Vegetationswachstums eine deutliche Quelle darstellte.

CH₄ spielte insbesondere unter Überflutungsbedingungen eine wichtige Rolle, war jedoch nicht der dominierende Faktor der Gesamtbilanz. CO₂-Flüsse wurden primär durch Strahlung und Vegetationsdynamik gesteuert, CH₄-Flüsse durch hydrologische Bedingungen.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die Klimawirkung von Grasland maßgeblich durch das Zusammenspiel von Bodeneigenschaften, Wasserhaushalt und Standortbedingungen bestimmt wird. Beweidung allein erklärt die Unterschiede zwischen den Systemen nur in begrenztem Umfang.

Graphiken und Bilder sind nur von Marchegg dargestellt. Für weitere Graphen und Bilder ist die englische Publikation mit dem Titel „Contrasting carbon dynamics in grazed and flood-prone grasslands on mineral and degraded peat soils“ frei verfügbar.



Kronentotholz (Foto: Karin Enzenhofer)

VII

Untersuchungen zu Baummikrohabitaten auf der Weidefläche im Auenreservat Marchegg

Greschonig, L.; Laudacher, V.; Splechna, B.E.

BOKU University – Institut für integrative Naturschutzforschung

Einleitung

Baummikrohabitate (Tree related Microhabitats – TreMs) schaffen spezifische mikroklimatische Bedingungen und stellen wichtige Lebensräume für zahlreiche Organismengruppen dar. Sie dienen als Zufluchts-, Brut-, Überwinterungs- und Nahrungsstätte und werden insbesondere von spezialisierten Tier-, Pflanzen- und Pilzgruppen genutzt. Viele dieser Arten weisen eine enge Bindung an bestimmte TreM-Typen auf und können ohne deren Vorkommen nicht dauerhaft bestehen (Bütler et al., 2020; Larrieu et al., 2018).

Die ökologische Bedeutung von Baummikrohabitaten ergibt sich daher weniger aus der Artenzahl einzelner Strukturen, sondern vielmehr aus der Vielfalt unterschiedlicher Mikrohabitatformen innerhalb eines Bestandes. Während einige TreM-Typen eine hohe Artenvielfalt beherbergen, sind andere durch das Vorkommen hochspezialisierter Arten gekennzeichnet (Larrieu et al., 2018). Eine hohe strukturelle Diversität erhöht somit die Habitatverfügbarkeit und erleichtert die Besiedelung und Ausbreitung dieser Arten (Bütler et al., 2020).

Der Großteil heutiger Wälder ist durch forstwirtschaftliche Nutzung geprägt und weist häufig eine reduzierte Dichte und Vielfalt an Baummikrohabitaten auf. Dies kann zahlreiche strukturegebundene Arten gefährden und verdeutlicht die Bedeutung des Erhalts von TreMs als zentrales Element naturnaher Waldbewirtschaftung (Kraus & Schuck, 2016). Die gezielte Identifikation und Schonung entsprechender Strukturen bei forstlichen Maßnahmen kann wesentlich zur Förderung der Biodiversität sowie zur Stabilität von Waldökosystemen beitragen (Bütler et al., 2020). Aufgrund dieses engen Zusammenhangs zwischen struktureller Vielfalt und Artenvorkommen gelten Baummikrohabitate als geeignete Indikatoren zur Bewertung der Biodiversität dieser Ökosysteme.

Baummikrohabitate sind klar abgrenzbare Strukturen an lebenden oder toten Bäumen, die zumindest für einen Teil des Lebenszyklus einer Art von Bedeutung sind. Sie stellen spezifische, oberirdische morphologische Ausprägungen dar, die unregelmäßig auftreten und durch biotische oder abiotische Prozesse entstehen. Aufgrund ihrer dynamischen Entwicklung verändern sie sich kontinuierlich im Verlauf der Baumalterung (Bütler et al., 2020; Larrieu et al., 2018).

Zur systematischen Erfassung werden die Baummikrohabitate nach Larrieu et al. (2018) in sieben verschiedene Formen unterteilt (Tabelle 1). Die vorliegende Arbeit orientiert sich an dieser Klassifikation.

Tabelle 1: Formen der Baummikrohabitate (Quelle: Larrieu et al., 2018)

Höhlen	Spechthöhlen, Mulmhöhlen, Insektengänge und Bohrlöcher, Vertiefungen
Stammverletzungen und freiliegendes Holz	Freiliegendes Splintholz, Freiliegendes Splint- und Kernholz
Kronentotholz	Kronentotholz
Wucherungen	Wucherungen, Hexenbesen, Wasserreiser, Maserknollen, Krebse
Feste und schleimige Pilzfruchtkörper	Mehrjährige Pilzfruchtkörper, Kurzlebige Pilzfruchtkörper und Schleimpilze
Epiphytische, epixylische und parasitische Strukturen	Pflanzen und Flechten, Nester, Mikroböden
Ausflüsse	Saft- und Harzflüsse

Trotz ihrer hohen ökologischen Bedeutung wurden Baummikrohabitate in Auenwäldern bislang nur unzureichend untersucht (Przepióra & Ciach, 2022). Vor diesem Hintergrund wurden die Unteren Marchauen als Untersuchungsgebiet ausgewählt, da sie eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung aufweisen (Huchler et al., 2024). Ziel dieser Arbeit ist die systematische Erfassung von Baummikrohabitaten sowie die Analyse ihrer Abhängigkeit von ausgewählten Baum- und Bestandesmerkmalen in dem Untersuchungsgebiet. Auf dieser Grundlage sollen Erkenntnisse zur Ableitung praxisrelevanter Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung gewonnen werden (Paillet et al., 2017).

Ausgehend von diesem Ziel wurden folgende Forschungsfragen abgeleitet:

- Wie häufig sind die unterschiedlichen Formen der Baummikrohabitate auf der Weidefläche des Auenreservats Marchegg?
- Welche Baummerkmale beeinflussen die Anzahl und Art der vorhandenen Baummikrohabitate?

In einer weiteren Arbeit wurde der Fokus auf spezielle Baummikrohabitate gelegt und genauer betrachtet, nämlich jene, die für Spechte und Fledermausarten von besonderer Bedeutung sind. Viele waldbewohnende Fledermausarten gelten in Österreich als vulnerabel. Sowie auch rund 30 % der heimischen Vogelarten. Die meisten heimischen Spechtarten werden als „least concern“ eingestuft, sind also nicht direkt gefährdet (Zulka, 2005). Allerdings kommt ihnen eine wichtige Rolle im Ökosystem zu, da Spechte als Ökosystemingenieure, welche selbst Höhlen schaffen, eine wichtige Funktion als Höhlenbereiter für Sekundärnutzer übernehmen (Basile et al., 2020).

Dazu wurden die Mikrohabitatformen (Tabelle 1) „Höhlen“ und „Stammverletzungen und freiliegendes Holz“ in Typen unterteilt (Larrieu et al. 2018) und die Frage gestellt:

„Wie häufig und vielfältig sind die für Specht- und Fledermausarten relevanten TreM-Typen im naturnahen Auwald des Naturreservats Marchauen?“

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet war auf die bewaldeten Bereiche der Pferdeweide beschränkt. Ein 100 x 100 Meter Raster ermöglichte die systematische Ermittlung von Probeflächenmittelpunkten. Ausgehend von diesen Probeflächenmittelpunkten wurde auf einer kreisförmigen Fläche von 300 m² die Baummikrohabitate an lebenden Bäumen mit Brusthöhendurchmesser (BHD) größer als 30 cm aufgenommen. Stehendes Totholz wurde aus Zeitgründen nicht berücksichtigt, auch weil dieses im Gebiet ohnehin gut dokumentiert ist. Von allen Rasterpunkten waren 34 bewaldet und mit Bäumen mit BHD größer 30 cm bestanden (Abbildung 1).

Abbildung 1: Untersuchungsfläche (grün umrandet) mit den nummerierten Probeflächenmittelpunkten im 100 x 100 m Raster (Maßstab 1:5000).



Für jede Probefläche wurden Beschirmungsgrad, Bestandesschicht und die dominante Baumart erhoben analog zu Steiner et al (2018). Dann wurde für jeden Baum mit einem BHD ≥ 30 cm die Baumart, der BHD, die Schicht und die vorkommenden Baummikrohabitate dokumentiert (Larrieu et al 2018). Die Baummikrohabitate wurden zunächst auf die Ebene der Formen aufgenommen (Tabelle 1) und dann für Höhlen und Stammverletzungen und freiliegendes Holz bis auf das Niveau der Typen. (Tabelle 2)

Tabelle 2: TreM-Typen (englische und deutsche Begriffe) nach Larrieu et al., 2018 und Bütler et al., 2020

TreM-Types		Baummikrohabitat -Typen	Code
Woodpecker- breeding cavities	Small	Kleine Bruthöhle	111
	medium-sized	Mittelgroße Bruthöhle	112
	Large	Große Bruthöhle	113
	Flute	Höhlenetage, Spechtflöte	114
Rot-holes	trunk base	Mulmhöhle mit Bodenkontakt	121
	Trunk	Mulmhöhle ohne Bodenkontakt	122
	semi-open trunk	Halboffene Mulmhöhle	123
	chimney trunk base	Kaminartiger, hohler Stamm mit Bodenkontakt	124
	chimney trunk	Kaminartiger, hohler Stamm ohne Bodenkontakt	125
	hollow branch	Asthöhle	126
insect galleries	insect galleries and bore holes	Insektengänge und Bohrlöcher	131
concavities	Dendrotelm	Wassergefüllte Baumhöhlung	141
	Woodpecker foraging excavation	Frasslöcher von Spechten	142
	trunk bark-lined concavity	Rindenbedeckte Einbuchtung am Stamm	143
	root-buttress	Stammfusshöhle	144
exposed sapwood	bark loss	Holz ohne Rinde	211
	fire scar	Brandnarbe	212
	bark shelter	nach unten offene Rindentasche	213
	bark pocket	nach oben offene Rindentasche	214
exposed sapwood and heartwood	stem breakage	Stammbruch	221
	limb breakage	Starkastbruch mit freiliegendem Kernholz	222
	crack	Riss, Spalte	223
	lightning scar	Blitzrinne	224
	fork split	Riss bei Zwiesel	225

Die statistische Analyse orientierte sich an Torres-García et al. (2024) und Spînu et al. (2023). Zur Beantwortung der ersten Forschungsfrage bezüglich des TreM-Auftretens im Untersuchungsgebiet wurden zunächst die Daten auf Baum- und Probeflächenebene aggregiert, um die gesamte Anzahl an TreMs pro Probefläche sowie pro Baum darzustellen. Diese Berechnungen wurden ebenfalls für die einzelnen Formen durchgeführt. Um vergleichbare Werte zwischen den Probeflächen zu erhalten, wurden die erhobenen Daten von der Probeflächenebene auf Hektarwerte hochgerechnet. Anschließend wurde aus diesen flächenbezogenen Werten Mittelwert inklusive Standardfehler (SE) berechnet. Zusätzlich wurden die Häufigkeiten der Baummikrohabitatformen nach Larrieu et al. (2018) in Bezug auf verschiedene Baummerkmale dargestellt. Analog wurde für die für Fledermaus- und

Spechtarten relevanten TreMs, die Dichte (Anzahl pro ha) und die Vielfalt (unterschiedliche Typen pro Probefläche) berechnet.

Zur Beantwortung der zweiten Forschungsfrage zu Einflussfaktoren auf Anzahl und Art von Baummikrohabitaten wurden „generalized linear mixed Models (GLMMs)“ unter Verwendung des R-Paket „glmmTMB“ (Brooks et al., 2017) mit Poisson-Verteilung (log-Link) eingesetzt. Diese Modellstruktur wurde gewählt, da die erhobenen Daten hierarchisch strukturiert sind und die Berücksichtigung sowohl fixer Effekte (BHD, Baumart, Bestandesschicht, Beschirmungsgrad) als auch zufällige Effekte (Probeflächen) ermöglicht (Zuur et al., 2010). Dadurch kann die Variation zwischen einzelnen Bäumen kontrolliert werden, sodass die Effekte der Baummerkmale unabhängig von standortspezifischen Bedingungen geschätzt werden können. Für die Modellierung wurde die Poisson-Verteilung verwendet, da die Anzahl der Baummikrohabitats diskrete Zählraten repräsentiert und diese Verteilung ein geeignetes Modellierungsverfahren dafür darstellt (Zuur et al., 2010). Es wurde für die einzelnen Baummikrohabitat-Formen jeweils ein „glmmTMB“ Modell erstellt, wodurch die Effekte der erklärenden Variablen auf einzelne TreM-Formen separat modelliert wurden.

Ergebnisse

Insgesamt wurden in dem Untersuchungsgebiet 585 Baummikrohabitats auf den Probeflächen dokumentiert. Die Baummikrohabitatform „Ausflüsse“ wurde nicht gefunden und kommt daher nicht in der Darstellung der Ergebnisse vor. Insgesamt wurden 127 Bäume mit BHD ≥ 30 untersucht, wobei 123 Habitatbäume sowie 4 Bäume ohne Baummikrohabitats erfasst wurden.

Betrachtet man die bewaldete Fläche des Untersuchungsgebietes so kommen hochgerechnet im Mittel pro ha 511 +/- 62 Baummikrohabitats vor. Pro Baum kommen im Mittel 4,57 +/- 0,24 Baummikrohabitats vor (Tabelle 3); dabei sind die häufigsten Baummikrohabitatformen Höhlen und Stammverletzungen.

Tabelle 3: Anzahl der Baummikrohabitats pro Baum insgesamt und nach den Formen (n = 127)

	Mittelwert pro Baum	Standardfehler (SE)
Höhlen	1.98	0.17
Stammverletzungen	1.23	0.10
Kronentotholz	0.74	0.04
Wucherungen	0.35	0.05
Pilzfruchtkörper	0.08	0.02
Epiphytisch	0.19	0.04
Insgesamt	4.57	0.24

Die Verwendung der general linear mixed models erlaubt eine Abschätzung der Bedeutung einzelner Baummerkmale auf die Bildung von Baummikrohabitats bei gleichzeitiger Berücksichtigung anderer Faktoren. Für Höhlen zeigte sich ein deutlicher Effekt des Brusthöhendurchmessers auf die Anzahl dieses Baummikrohabitats. Mit einer Zunahme des BHD um 10 cm stieg die Menge um rund 12%. Auch die Baumart stellte ein relevantes Merkmal dar. Im Vergleich zur Referenzbaumart wies der Feldahorn 256 % mehr Höhlen auf. Bei den Stammverletzungen erhöhte sich die Anzahl mit einer Zunahme des

BHD um 10 cm um 13%. Zudem wies die Wildbirne 346% mehr TreMs dieser Form auf als die Referenzbaumart. Darüber hinaus zeigten die Beschirmungsgrade „geklumpt“ und „licht“ signifikante Werte. Im Vergleich zur Referenzkategorie „geschlossen“ traten bei „geklumpt“ 209% und bei „licht“ 72% mehr Stammverletzungen auf.

Anschließend wurde die Gesamtmenge der Baummikrohabitate pro Baum analysiert. Die Ergebnisse zeigen einen signifikant positiven Effekt des BHD auf die Anzahl der TreMs, wobei die Anzahl pro Baum mit zunehmendem Stammdurchmesser steigt. Pro 10 cm BHD nahm die Anzahl um 9% zu. Zusätzlich zeigten mehrere Baumarten signifikante Werte. Der Feldahorn wies 142% mehr TreMs als die Referenzbaumart auf, die Flatterulme 54%, die Silberweide 78% und die Stieleiche 34%. Der Beschirmungsgrad „geklumpt“ zeigte einen grenzsignifikanten Effekt. Hier erhöhte sich die Anzahl der Baummikrohabitate um 78% im Vergleich zur Referenz „geschlossen“.

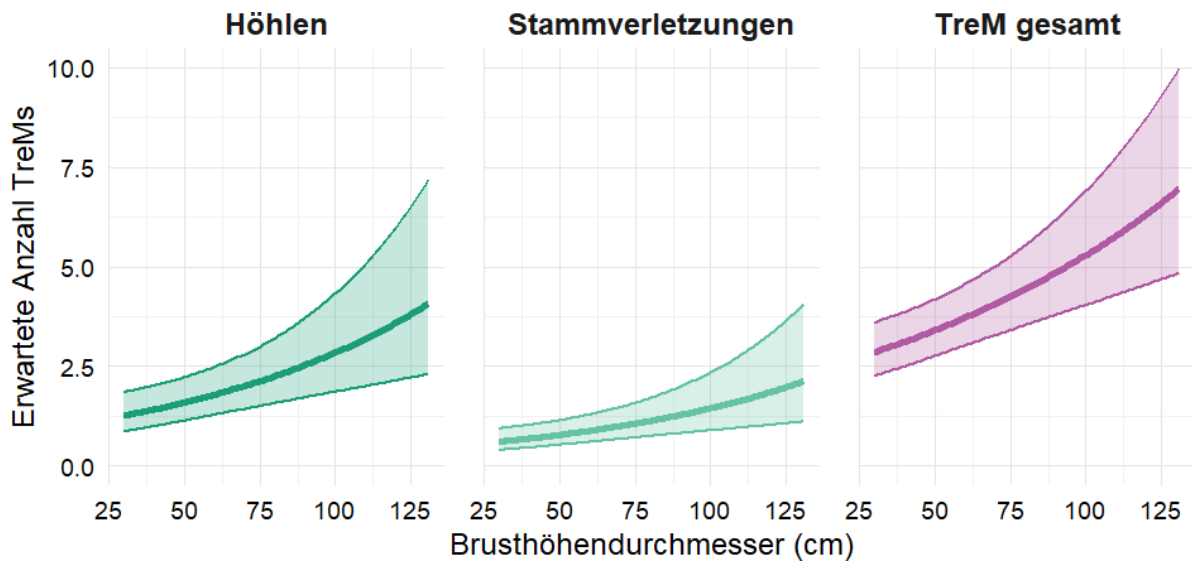


Abbildung 2: Erwartete TreM-Anzahl abhängig vom BHD für Höhlen, nur Stammverletzungen und alle Baummikrohabitate.

Im Vergleich zur Referenzbaumart ist auf Feldahorn die höchste Zahl an TreMs zu erwarten (Abbildung 3). Die Silberweide zeigt auch hohe Werte, was auf eine hohe Anzahl an TreMs schließen lässt. Die Wildbirne weist eine besonders hohe Varianz auf.

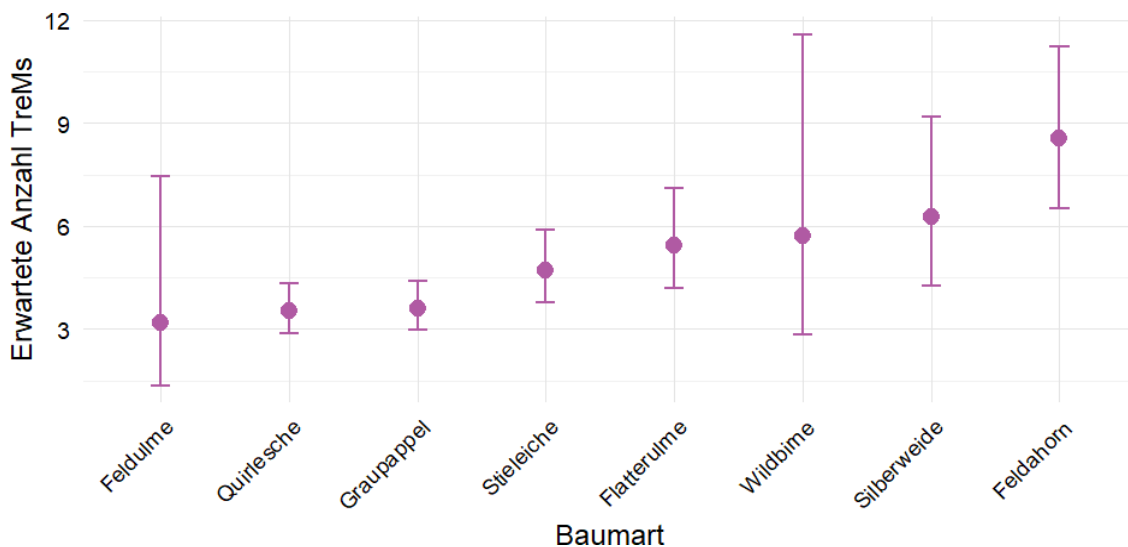


Abbildung 3: Erwartete TreM-Anzahl abhängig von Baumarten

Betrachtet man nur die für Spechte und Fledermausarten relevanten Baummikrohabitate und dafür alle Untertypen, dass bei den Spechtbruthöhlen die mittelgroßen am häufigsten sind, aber auch typische Spechtflöten relativ häufig vorkommen. Sehr häufig gibt es auch abgelöste Rinde (im Mittel 50/ha) bei sehr hoher Varianz. Insgesamt wurden hochgerechnet im Mittel 390,48 +/- 48,95 jener Baummikrohabitate pro Hektar gefunden (Tabelle 4).

Tabelle 4: Häufigkeiten (TreMs/ha) der TreM-Typen, die für Specht- und Fledermausarten relevant sind. Angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung (n=35)

Form	Group	Typ	Code	Mittelwert	SD
Cavities	Woodpecker breeding cavities	small	111	1,90	7,85
		medium-sized	112	10,48	21,04
		large	113	6,67	13,53
		flute	114	13,33	27,06
	Rot-holes	trunk base	121	21,90	35,19
		trunk	122	42,86	62,40
		semi-open trunk	123	2,86	9,47
		chimney trunk base	124	0,95	5,63
		chimney trunk	125	4,76	14,33
		hollow branch	126	35,24	37,87
	insect galleries	insect galleries and bore holes	131	15,24	24,71
	concavities	Dendrotelm	141	7,62	18,23
		Woodpecker foraging excavation	142	10,48	26,53
		trunk bark-lined concavity	143	27,62	54,52
root-buttress		144	40,95	51,19	
injuries and exposed wood	exposed sapwood	bark loss	211	49,52	43,81
		bark shelter	213	18,10	21,91
		bark pocket	214	14,29	23,27
	exposed sapwood	stem breakage	221	6,67	13,53
	and heartwood	limb breakage	222	20,95	24,37
		crack	223	13,33	25,82
		fork split	225	24,76	36,46
	Gesamt (TreMs/ha)				390,48

Die Anzahl unterschiedlicher Baummikrohabitattypen, Höhlen und Stammverletzungen für die einzelnen Probeflächen, also die Diversität an Baummikrohabitaten pro Probefläche, schwankt von 0 – 22 Mikrohabitattypen pro Probefläche (Abbildung 4).

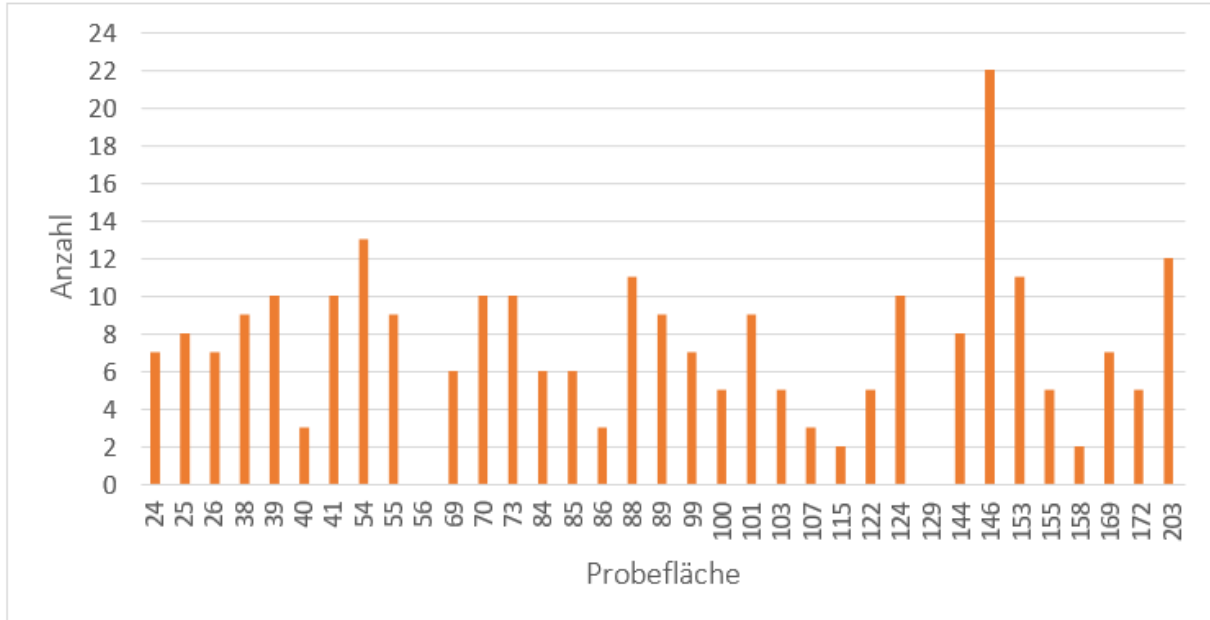


Abbildung 4. Baummikrohabitatdiversität pro Probefläche für fledermaus- und spechtrelevante Baummikrohabitate (siehe Tabelle 2).

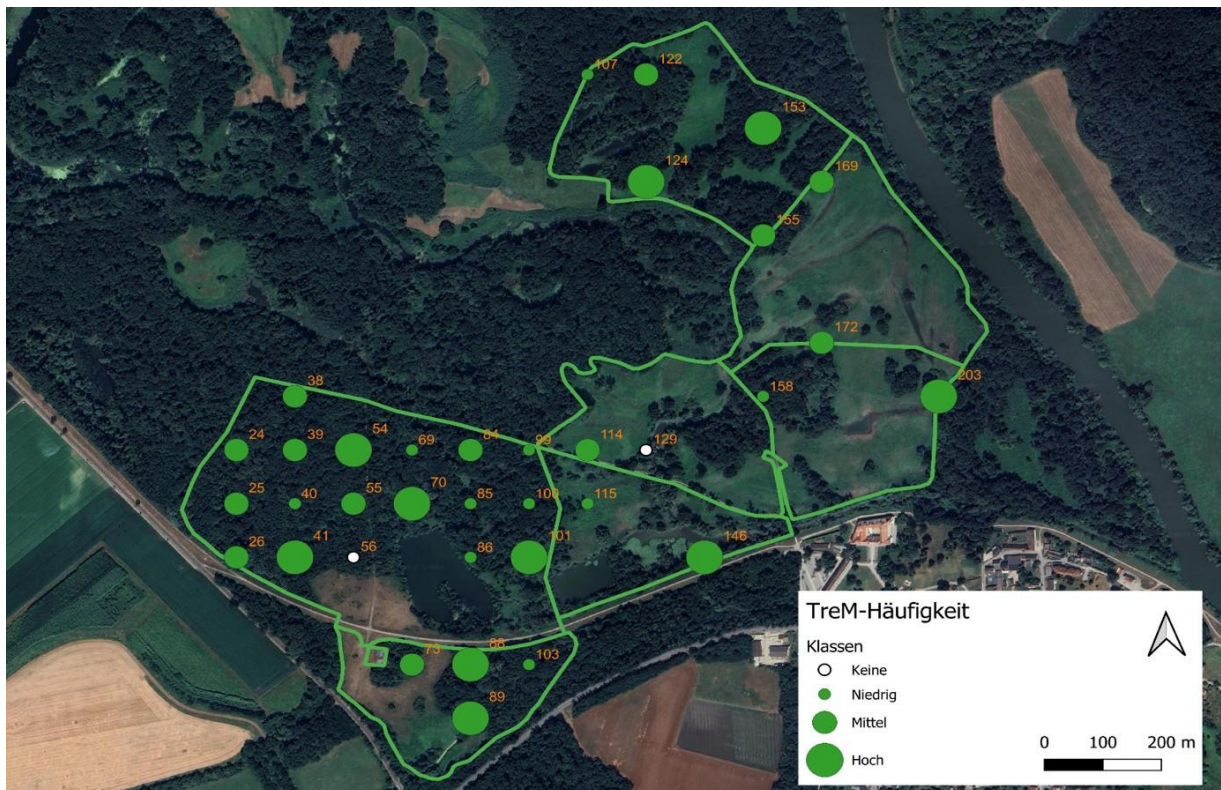


Abbildung 5: Verteilung der TreM-Häufigkeit im Untersuchungsgebiet. Niedrig = 0-244; Mittel = 244-400; Hoch = 400-1300 (Einheit: TreMs/ha)

Für eine einfache räumliche Darstellung von TreMs-Hotspots, unabhängig von der Einteilung in Teilgebiete, wurde eine Karte erstellt, welche die Verteilung der TreMs-Häufigkeiten im Untersuchungsgebiet zeigt (Abbildung 5). Die berechneten Häufigkeiten wurden nach Größe in Klassen nach gleicher Anzahl (Quartile) eingeteilt. An zwei Probeflächen (56 und 129) wurden keine TreMs lokalisiert. Die meisten Probeflächen (13) liegen in der Klasse „Mittel“. In den Klassen niedrig und mittel gibt es auch auffallend viele Probeflächen, welche exakt die gleiche Häufigkeit aufweisen. Die Häufigkeiten der Probeflächen aus der Klasse „hoch“ sind weit gestreut.

Diskussion

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 585 Baummikrohabitate auf 34 Probeflächen erfasst, woraus eine mittlere TreM-Dichte von etwa 511 +/- 62 (SE) TreM/ha resultiert. Untersuchungen in Naturreservaten (Blaschke et al., 2025) berichten eine große Spannweite an TreM-Dichten pro Hektar bei lebenden Bäumen mit einem Mittelwert von 413 TreM/ha. Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelte TreM-Dichte lässt sich im oberen Bereich der in der Literatur beschriebenen Werte einordnen, wobei ein direkter quantitativer Vergleich wegen der unterschiedlichen methodischen Rahmenbedingungen nur eingeschränkt möglich ist. Die methodische Beschränkung beider Studien auf lebende Bäume erhöht jedoch die strukturelle Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Die erhöhte TreM-Dichte deutet auf einen hohen Struktureichtum und eine ausgeprägte Habitatkontinuität im Untersuchungsgebiet hin.

Durch die Betrachtung der baumbezogenen Auswertung wird diese Interpretation weiter gestützt. Auf Ebene der Einzelbäume wurden in den Messdaten durchschnittlich 4,6 TreMs pro Baum erfasst ($n = 127$). Przepióra & Ciach (2022) berichten für naturnahe Auenwald-Bestände eine mittlere TreM-Abundanz von 2,3 +/- 2,4 (SE) pro lebendem Baum, also deutlich unter dem in Marchegg beobachteten Werten liegt.

Der Brusthöhendurchmesser stellt den zentralen Einflussfaktor auf die Anzahl an Baummikrohabitate dar. Die Hypothese eines positiven Zusammenhangs zwischen Brusthöhendurchmesser und TreM-Häufigkeit konnte eindeutig bestätigt werden, da in allen durchgeführten Modellen die Anzahl der TreMs mit zunehmendem BHD signifikant zunahm, sowohl für die Gesamtmenge an TreMs pro Baum als auch für die untersuchten Baummikrohabitatformen Höhlen und Stammverletzungen. Damit bestätigt sich die Annahme, dass größere und in der Regel ältere Bäume ein höheres Potential zur Ausbildung von TreMs besitzen. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bereits moderate Zunahmen des Stammdurchmessers mit einer deutlichen Erhöhung der TreM-Anzahl einhergehen. Das Modell der Gesamtanzahl aller TreMs wies mit dem Zuwachs von rund 9% pro 10 cm BHD den geringsten relativen Effekt im Vergleich zu den Modellen der einzelnen Formen auf. Aufgrund der höheren Ausgangsmenge an TreMs bei kleineren Durchmessern ergibt sich jedoch über den gesamten untersuchten Bereich der größte kumulative Effekt. Den signifikanten positiven Einfluss des BHD auf die Ausbildung von TreMs wird auch durch weitere Studien bestätigt. Paillet et al. (2019) berichtet von einem klaren Zusammenhang von Durchmesser und Anzahl an Baummikrohabitaten sowie von einer zunehmenden Diversität von TreM-Formen mit steigendem BHD. Auch Larrieu & Cabanettes (2012) beschreiben diesen positiven Einfluss sowie, dass der BHD das Vorkommen jedes einzelnen TreM-Typs beeinflusst.

Ökologisch gesehen lässt sich der Zusammenhang zwischen BHD und TreMs primär durch altersbedingte Strukturveränderungen erklären. Mit zunehmendem Baumalter nimmt die verfügbare Oberfläche zu, etwa durch dickere Rinde und eine stärker ausgeprägte Krone. Dadurch entstehen mehr potenzielle Stellen für Risse, Höhlen oder weitere Baummikrohabitate. Parallel dazu spielt der Alterungsprozess selbst eine zentrale Rolle, beispielsweise durch das Absterben von Ästen oder das Abbauen von Holz, wodurch die Bildung von Kronentotholz und Höhlen begünstigt wird. Zudem steigt mit dem Alter die Wahrscheinlichkeit von Schäden durch Windwürfe, Blitze oder Frost, was zur Bildung von Mikrohabitaten führen kann. Letztendlich ist die Zeitdimension ein erheblicher Faktor für die Besiedelung durch Organismen, etwa epiphytische Strukturen brauchen Zeit um sich auszubreiten (Kaufmann et al., 2018; Larrieu et al., 2018). Entsprechend nimmt mit zunehmendem Alter nicht nur die Anzahl, sondern auch die Vielfalt der TreMs zu. Dies führt dazu, dass ältere Bestände eine deutlich

höhere strukturelle Komplexität aufweise als Jüngere (Lassauce et al., 2013). Das Alter prägt damit maßgeblich die Habitatqualität eines Waldes. Auf dieser Grundlage beruht die hohe naturschutzfachliche Priorität alter Waldstrukturen, von denen insbesondere spezialisierte und gefährdete Arten abhängig sind (Lassauce et al., 2013; Moning & Müller, 2009).

Die Baumart erwies sich auch als wesentlicher Einflussfaktor für das Auftreten von Baummikrohabitaten. In der Erhebung zeigte die Quirllesche die höchsten absoluten TreM-Anzahlen gefolgt von Graupappel und Stieleiche. Dieses Muster entspricht der Bestandzusammensetzung des Untersuchungsgebiets, da diese drei dort dominieren (Buchleitner, 2025). Die hohen absoluten Werte spiegeln daher vermutlich primär den jeweiligen Bestandsanteil wider und lassen nur eingeschränkt Rückschlüsse auf artspezifische Eigenschaften ziehen. Diese Annahme wird durch die Modellanalysen gestützt, in denen Graupappel und Quirllesche keine signifikanten Effekte zeigen und die Stieleiche den niedrigsten der signifikanten Effekte aufwies.

Dennoch wurden in den Modellen deutliche artspezifische Unterschiede sichtbar. Der Feldahorn zeigte den stärksten signifikanten Einfluss auf die Ausbildung von TreMs. Dieser Effekt ist besonders beachtlich, da der Feldahorn nur eine moderate absolute TreM-Häufigkeit auf Bestandsebene aufweist. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass der Feldahorn eine ausgeprägte artspezifische Affinität zur Höhlenbildung aufweist, und demnach eine wichtige ökologische Rolle für höhlenabhängige Arten einnehmen kann. Gleichzeitig wird eine hohe Biodiversität nicht durch einzelne spezialisierte Baumarten, sondern durch das Zusammenspiel verschiedener Arten mit diversen TreMs gefördert (Larrieu & Cabanettes, 2012).

Die Stieleiche zeigte zwar einen signifikanten Einfluss auf die Gesamtanzahl der TreMs, jedoch ohne signifikante Spezialisierung auf einzelne TreM-Typen. Die Verteilung der Mikrohabitate deutet darauf hin, dass sich ihr Effekt aus der Akkumulation mehrerer Formen ergibt, was auf eine hohe strukturelle Vielfalt hindeutet. Anzumerken ist, dass Kronentotholz und Wucherungen in den absoluten Werten vergleichsweise häufig vorkommen, während Höhlen und Stammverletzungen seltener ausgebildet werden. Dass die Stieleiche trotz ihrer hohen absoluten TreM-Anzahl im Modell nur einen eher geringen Effekt hat, deutet darauf hin, dass ihr Beitrag möglicherweise stärker durch Faktoren wie Baumalter oder Bestandstruktur beeinflusst wird als durch artspezifische Eigenschaften.

Ein ähnliches Muster zeigte sich bei Flatterulme und Silberweide. Beide Arten waren signifikant mit der Gesamtanzahl an TreMs assoziiert, ohne dies in den Modellen zu TreM-Formen zu sein. Bei der Flatterulme zeigte sich im Vergleich zu anderen absoluten Häufigkeiten auch eine leichte Tendenz zu Kronentotholz und Wucherungen. Die Silberweide trug zwar in den untersuchten Flächen häufiger Höhlen, jedoch nur im Kontext ihres seltenen Vorkommens. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass diese Arten besonders zu struktureller Vielfalt neigen und somit eine wichtige ökologische Rolle spielen. Wichtig ist jedoch, dass sie unterschiedlich viele TreMs tragen, was auf unterschiedliche Bestandanteile zurückzuführen sein könnte. Wie ökologisch relevant dieser Effekt auf Bestandesebene ist, ist unklar.

Bei der Analyse der Mikrohabitatformen zeigte sich eine klare Dominanz einzelner Typen. Sowohl auf Flächenebene als auch pro Baum traten Höhlen am häufigsten auf, gefolgt von Stammverletzungen und Kronentotholz, während andere Formen deutlich seltener vorkamen. Dieses Verteilungsmuster entspricht den Befunden von Blaschke et al. (2025), die ebenfalls von hohen Anteilen von Höhlen, freilegendem Splintholz und Kronentotholz berichteten. Die Dominanz von Höhlen und Stammverletzungen erscheint ökologisch plausibel, da beide Strukturen in früheren Entwicklungsphasen von Bäumen entstehen (Courbaud et al., 2017). Verbiss und Schäl durch Groß-Herbivoren können dabei eine positive Rolle für die Entstehung von Höhlen und Stammverletzungen spielen. In den vorliegenden Daten waren diese beiden Formen zudem die einzigen, die mehrfach pro Baum vorkamen, was das erhöhte Vorkommen dieser Formen erklären könnte. Auch Larrieu & Cabanettes (2012) berichten, dass Höhlen und fehlende Rinde häufig mehrmals an Bäumen auftreten, sodass die erhöhte absolute Häufigkeit dieser TreM-Typen sowohl durch typische Entstehungsprozesse als auch durch Akkumulationseffekte erklärt werden kann.

Die wichtigsten TreMs für Spechtarten sind jene, welche für Schlaf-, Nist- oder Nahrungssuche Strukturen bereitstellen (Jedicke, 1997). Spechte sind im Allgemeinen stark auf Totholz oder morsche Bereiche an Bäumen angewiesen, da Höhlen oft in modrigen Astabbrüchen, an Stammverletzungen, wie Rissen oder Abbruchstellen, oder an anderen Schadstellen angelegt werden. Ebenso sind moderholzbewohnende Insekten eine wichtige Nahrungsgrundlage (Jedicke, 1997). Der Nahrungs- und Nistökologie zufolge sind TreMs, welche auf Insektenaktivität oder auf Holzzerfall deuten, für Spechte als relevante Habitate einzustufen. Somit sind TreMs entscheidende Selektionsparameter bei der Nutzung von Bäumen durch verschiedene Spechtarten (Basile et al., 2020). Alle in Österreich vorkommenden Spechtarten, außer dem Wendehals, sind in der Lage, Brut- oder Schlafhöhlen selbst anzulegen (Jedicke, 1997). Somit sind die TreMs aus der Gruppe „woodpecker cavities“ sowie der TreM-Typ „woodpecker foraging excavation“ auch ein indirektes Anwesenheitsmerkmal, welches auf das Vorkommen von Spechtarten im Untersuchungsgebiet rückschließen lässt (Basile et al., 2020).

Insektengänge und -bohrlöcher sind im Untersuchungsgebiet eher selten (15,24 TreMs/ha). Mulmhöhlen am Stamm (21,9 und 42,86 TreMs/ha) und Ast (35,24 TreMs/ha) sowie freiliegendes Splintholz traten häufig auf. Mulmhöhlen und Stammverletzungen waren auch in allen Teilgebieten vertreten. Im Zuge der Erhebung wurden alle fünf Typen, welche auf ein Vorkommen von Spechten rückschließen lässt, erhoben.

Bestimmte TreMs werden von Fledermausarten als Schlaf- oder Nisthöhlen genutzt. Häufig genutzt werden Spechthöhlen. Somit profitiert diese Organismengruppe, neben anderen Sekundärnutzern, von einer hohen Spechtabundanz. Höhlen mit schmaler, vertikaler Ausdehnung werden präferiert (Tillon und Aulagnier, 2014). Diese finden sich im Untersuchungsgebiet als TreM-Typ „crack“ oder „fork split“. „Cracks“ weisen insgesamt eine niedrige Häufigkeit auf (13 TreMs/ha). Der Typ „fork split“ hat eine höhere Häufigkeit (24,76 TreMs/ha) und ist der häufigste innerhalb der Gruppe „exposed sap-and heartwood“

Bevorzugt werden Höhlen, welche im gesunden und hoch gelegenen Stamm- oder Hauptastbereich liegen (Tillon und Aulagnier, 2014). Somit sind nicht alle TreM-Typen aus der Form „Cavities“ gut geeignet. Einbuchtungen im Wurzelbereich (40,95 TreMs/ha) oder Höhlen in Bodennähe (21,9 TreMs/ha) kamen im Untersuchungsgebiet häufiger vor (wahrscheinlich zumindest teilweise durch den Einfluss von Pferden und/oder Rinder), haben aber für Fledermäuse keine direkte Relevanz. Weitere TreMs aus der Form „Tree injuries“, welche von kleinen Fledermausarten genutzt werden, sind die Typen „bark shelter“ und „bark pocket“ (Tillon und Aulagnier, 2014). Die bevorzugten TreMs sind im Untersuchungsgebiet vorkommend, zählen aber nicht zu den häufigsten.

Das Untersuchungsgebiet erfüllt viele Voraussetzungen und unterliegt auch durch die Anwesenheit von Großherbivoren vielen Einflüssen, die sich positiv auf die TreM-Bildung auswirken. In Wäldern mit alten Beständen und hohem Laubholzanteil ist ein höheres Vorkommen an TreMs zu erwarten, da allgemein TreMs auf Laubbäumen häufiger als auf Nadelbäumen auftreten (Asbeck et al., 2021). Ebenso besteht ein Zusammenhang zwischen TreM-Häufigkeit, Diversität und Bewirtschaftungszeitraum. Die Anzahl der TreMs steigt mit zunehmender Dauer der Außernutzungstellung (Paillet et al., 2017; Asbeck et al., 2021).

Die Untersuchungsfläche liegt in der bewirtschaftungsfreien Zone und es sind unterschiedliche auentypische Laubbaumarten und Altbestände vorkommend (Buchleitner, 2025). Diese Gegebenheiten legen eine hohe TreM-Häufigkeit nahe, auch wenn die tatsächliche Bewertung der Ergebnisse durch bestehende Studien nur bedingt möglich ist. Zudem befindet sich im Untersuchungsgebiet ein überdurchschnittlich hoher Hektarvorrat an stehendem Totholz (Buchleitner, 2025). Totholz weist in der Regel mehr TreMs auf als lebende Bäume (Asbeck et al., 2021). Da Totholz bei der Erhebung nicht berücksichtigt wurde, ist die Häufigkeit der TreMs im Untersuchungsgebiet sicher unterschätzt. Insbesondere betrifft dies das Vorkommen von Spechthöhlen, da diese stark an Totholzstrukturen gebunden sind (Jedicke, 1997).

Eine Studie aus Frankreich über den Zusammenhang von Artabundanz und TreM-Vorkommen zeigt, dass das Vorkommen von Vögeln und Fledermäusen in erster Linie durch die Diversität von TreMs

erklärt werden kann (Regnery et al., 2013). Auch Paillet et al. (2018) spricht von einem starken Zusammenhang zwischen TreM-Vielfalt und Fledermausabundanz. Die Zusammensetzung der TreM-Dichte aus unterschiedlichen TreM-Typen, also eine höhere Verfügbarkeit an Nischen, wirkt sich positiv auf die Etablierung von Arten aus (Paillet et al., 2018). Die Arten profitieren sowohl indirekt von einem vielfältigen Vorkommen an TreMs durch die Bereitstellung von Nahrungsressourcen als auch direkt durch die Nutzung als Rast- oder Brutplatz (Regnery et al., 2013).

Es ist also mehr die Ausprägung, sowie das gleichzeitige Auftreten unterschiedlicher TreM-Typen entscheidend und weniger die Häufigkeit (Regnery et al., 2013; Paillet et al., 2018). Dies verdeutlicht auch die Notwendigkeit eines TreM-Monitorings auf der Typologie-Ebene der Typen anstelle der Gruppen. Die TreMs-Vielfalt ist als hoch einzuschätzen, da 22 der 24 Typen vorkommen und im Mittel 7 unterschiedliche TreM-Typen pro Probefläche auftreten.

Im Untersuchungsgebiet liegt keine räumliche Clusterung von Probeflächen mit hoher TreM-Häufigkeit oder Vielfalt vor. Es sind in allen Teilgebieten, mit variablen Vorkommen innerhalb der TreM-Gruppen, relevante TreM-Typen vorhanden. Alle Probeflächen mit Bewuchs haben eine unterschiedlich stark ausgeprägte Relevanz für Specht- und Fledermausarten, außer die Probeflächen 129 und 56, da aufgrund des jungen Bestands und einer dominierenden Strauchschicht, der Schwellenwert für die TreM-Erhebung nicht erreicht wurde. Somit konnten hier auch keine TreMs dokumentiert werden. Tendenziell liegen in den nordöstlichen Gebieten aufgrund von mehr Freiflächen weniger Probeflächen, doch weisen diese eine höhere Häufigkeit auf. Probeflächen aus der Häufigkeitsklasse „hoch“ sind über das ganze Untersuchungsgebiet verteilt.

Die Probeflächen unterscheiden sich hinsichtlich der Häufigkeit der TreMs, sowie in deren Zusammensetzung aus den unterschiedlichen TreM-Typen. Auf den Probeflächen 146, 89, 124, 88 und 54 wurde die höchste TreM-Dichte erreicht. Neben der hohen Häufigkeit ist hier auch eine hohe Vielfalt gegeben. Prinzipiell gilt: Je diverser und häufiger TreMs vorkommen, umso wahrscheinlicher ist es, dass sich dort auch tatsächlich Specht- und Fledermausarten aufhalten (Dutta et al., 2025; Regnery et al., 2013; Paillet et al., 2018).

Fazit

Die vorliegenden Ergebnisse verdeutlichen die zentrale Bedeutung von Baummikrohabitaten für die strukturelle und funktionale Vielfalt in Auenwäldern. Die hohe Verbreitung von TreMs im Untersuchungsgebiet bestätigt die wichtige Rolle strukturreicher Altbäume bei der Bereitstellung von Lebensräumen für spezialisierte Arten und unterstreicht den hohen ökologischen Wert der Unteren Marchauen.

Darüber hinaus zeigt die Untersuchung, dass baumindividuelle Eigenschaften eine wesentliche Rolle für die Ausbildung von TreMs spielen. Insbesondere der BHD erwies sich als zentraler Einflussfaktor, da mit zunehmender Baumdimension sowohl die Anzahl als auch die Vielfalt an Baummikrohabitaten zunimmt. Zusätzlich zeigen die Ergebnisse, dass bestimmte Baumarten eine besonders große Bedeutung für die Ausbildung von TreMs besitzen und somit einen wichtigen Beitrag zur strukturellen Diversität von Waldbeständen leisten. Neben diesen deutlich nachgewiesenen Effekten wurden auch Unterschiede der TreM-Anzahl abhängig von Bestandesstrukturen ersichtlich, deren Einfluss jedoch für belastbare Aussagen anhand größerer Stichproben weiter untersucht werden sollte.

Aus naturschutzfachlicher Sicht lassen sich daraus klare Handlungsempfehlungen ableiten. Der Erhalt von Bäumen mit großen Stammdurchmessern sowie das Belassen ökologisch wertvoller Habitatbäume sind entscheidend, um langfristig eine hohe Habitatverfügbarkeit sicherzustellen. Dabei sollten insbesondere Bäume mit bereits vorhandenen TreMs geschützt werden, um von ihnen abhängige Arten zu schützen. Ebenso trägt eine naturnahe Waldbewirtschaftung dazu bei, natürliche Alterungs- und Zerfallsprozesse zuzulassen, welche maßgeblich für die Entstehung von TreMs sind. Auch die Aktivitäten von Großherbivoren, wie Schälen oder Verbiss, aber auch Reiben, können die Entstehung

von TreMs bewirken. Darüber hinaus kann die Förderung einer diversen Baumartzusammensetzung mit Affinitäten zu unterschiedlichen TreM-Formen einen positiven Einfluss auf die Biodiversität haben.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die gezielte Berücksichtigung strukturreicher Einzelbäume, als auch einer heterogener Bestandstruktur einen wichtigen Beitrag zur Sicherung der Biodiversität von Auenwäldern leisten kann. Vor dem Hintergrund des weltweiten Rückgangs intakter Auenökosysteme gewinnt die Integration von Habitatbaumkonzepten in die Waldbewirtschaftung zunehmend an Bedeutung.

Literatur

Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., & Bauhus, J. (2021). The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports*, 7(1), 59–68. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00132-5>

Basile, M., Asbeck, T., Pacioni, C., Mikusiński, G., Storch, I., 2020. Woodpecker cavity establishment in managed forests: relative rather than absolute tree size matters. *Wildlife Biology* 2020. <https://doi.org/10.2981/wlb.00564>

Blaschke, M., Siemonsmeier, A., & Frischhut, M. (2025). Baum-Mikrohabitate in Naturwaldreservaten. *LWF aktuell*, (151), 8–10.

Brooks, M., E., Kristensen, K., Benthem, K., J., van, Magnusson, A., Berg, C., W., Nielsen, A., Skaug, H., J., Mächler, M., & Bolker, B., M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>

Buchleitner, E. (2025). Waldwirtschaftsplan für die FV Marchauen GesbR – Laufzeit von 2025 bis 2034. Ingenieurbüro für Forst- und Holzwirtschaft.

Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2020). Taschenführer der Baummikrohabitate: Beschreibung und Schwellenwerte für Feldaufnahmen. Forschungsanstalt WSL.

Courbaud, B., Pupin, C., Letort, A., Cabanettes, A., & Larrieu, L. (2017). Modelling the probability of microhabitat formation on trees using cross-sectional data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(10), 1347–1359. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12773>

Dutta, T., Larrieu, L., Schuck, A., 2025. Who is using tree-related microhabitats (TreMs)? *Biological Conservation* 307 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111180>

Huchler, K., Kudrnovsky, H., Schindler, S., Zulka, K. P., Schön, B., & Wrška, T. (2024). Österreichische Hotspots der Biodiversität zur systematischen Naturschutzplanung (REP-0945). Umweltbundesamt GmbH. <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0945.pdf>

Jedicke, E., 1997. Spechte als Zielarten des Naturschutzes Ökologie und Verbreitung, Eignung als Indikatoren, Methoden der Gefährdungsanalyse. *Vogelkundliche Hefte Edertal* 23.

Kaufmann, S., Hauck, M., & Leuschner, C. (2018). Effects of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte, and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *Journal of Ecology*, 106(6), 2421–2434. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12981>

Kraus, D., & Schuck, A. (2016). Mikrohabitatstrukturen im Wald: Ein Schlüssel zur Erhaltung von gefährdeten Arten. *Anliegen Natur*, 99. <https://doi.org/10.63653/fblr7830>

Larrieu, L., & Cabanettes, A. (2012). Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1433–1445. <https://doi.org/10.1139/x2012-077>

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European

- forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Lassauce, A., Larrieu, L., Paillet, Y., Lieutier, F., & Bouget, C. (2013). The effects of forest age on saproxylic beetle biodiversity: Implications of shortened and extended rotation lengths in a French oak high forest. *Insect Conservation and Diversity*, 6(3), 396–410. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00214.x>
- Moning, C., & Müller, J. (2009). Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators*, 9(5), 922–932. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.11.002>
- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., & Guilbert, E. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 389, 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.014>
- Paillet, Y., Archaux, F., Du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E., 2018. The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55, 2147–2159. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13181>
- Paillet, Y., Debaive, N., Archaux, F., Cateau, E., Gilg, O., & Guilbert, E. (2019). Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *PLOS ONE*, 14(5), e0216500. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216500>
- Przepióra, F., & Ciach, M. (2022). Tree microhabitats in natural temperate riparian forests: An ultra-rich biological complex in a globally vanishing habitat. *Science of The Total Environment*, 803, 149881. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149881>
- Regnery, B., Couvet, D., Kubarek, L., Julien, J.-F., Kerbiriou, C., 2013. Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators* 34, 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.003>
- Spînu, A. P., Mysiak, W., Bauhus, J., Bielak, K., & Niklasson, M. (2023). Pioneer tree species accelerate restoration of tree-related microhabitats in 50-year-old reserves of Białowieża Forest, Poland. *Ecology and Evolution*, 13(7), e10238. <https://doi.org/10.1002/ece3.10238>
- Steiner, H., Oettel, J., Lipp, S., & Frank, G. (2018). Anleitung zur Wiederholungsaufnahme in Naturwaldreservaten. Institut für Waldwachstum und Waldbau.
- Tillon, L., Aulagnier, S., 2014. Tree Cavities used as Bat Roosts in a European Temperate Lowland Sub-Atlantic Forest. *Acta Chiropterologica* 16, 359–368. <https://doi.org/10.3161/150811014X687314>
- Torres-García, M. T., Hedwall, P.-O., Larrieu, L., Öckinger, E., Johansen, H., Niklasson, M., Petersson, L., Svensson, E., Uría-Díez, J., & Felton, A. (2024). Tree and stand characteristics jointly predict tree-related microhabitats on retention trees in production forests. *Biological Conservation*, 299, 110821. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110821>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>



VIII

Untersuchungen zur Schäle durch Konik-Pferde auf der Weide in Marchegg

Elsler, A. und Splechna, B.E.

BOKU University – Institut für integrative Naturschutzforschung

Einleitung

Der Einfluss großer Herbivoren auf Landschaften kann beträchtlich sein und umfasst in Waldbeständen auch die Schäle von Bäumen. (Reimoser & Reimoser, 2016) Wie für Reh- und Rotwild gut dokumentiert, schälen auch Pferde vor allem in den Wintermonaten (November/Dezember bis Februar/März), wenn das Nahrungsangebot knapper ist. (Reimoser & Reimoser, 2016) Dabei nagen und ziehen sie an der Rinde und entfernen die nährstoffreiche Hülle des Baumstammes, um sich während der kälteren Monate und der damit einhergehenden Vegetationsruhe zu versorgen. (Reimoser & Reimoser, 2016) Während bei Reh- und Rotwild überwiegend eine vertikale Abschälung beschrieben wird, ist bei Pferden häufig ein horizontales Schälmuster zu beobachten, wengleich auch vertikale Rindenabzüge vorkommen können. (Reimoser & Reimoser, 2016) Die Differenzierung wird durch die geringe Literatur zu pferdeverursachten Schälwunden erschwert, ist jedoch durch den Vergleich mit gut dokumentierten Reh- und Rotwildeinflüssen möglich. Zusätzlich liefern Zahnmuster an den Bissspuren Hinweise auf den Verursacher. (Reimoser & Reimoser, 2016) Die sogenannte Reppelschäle (Winterschäle) weist häufig zusätzliche Nagespuren der Schneidezähne auf, da sich die Rinde in dieser Zeit schwerer ablösen lässt. (Reimoser & Reimoser, 2016)

Das Ausmaß der Baumschäle wird für Schalenwild in der Literatur differenziert beschrieben (Mayle et al., 1999; Reimoser & Gossow, 1996). Grundsätzlich wird zwischen mechanischen Rindenverletzungen und tatsächlicher Schäle unterschieden. Liegt lediglich eine geringe Abtragung der äußersten Rinde vor, wird von Abrieb (engl. „Rubbing/Fraying“) gesprochen, welcher meist durch Reibungseinwirkungen der Tiere entsteht (Mayle et al., 1999). Abrieb stellt somit einen mechanischen Schaden dar und wird vom Schälbegriff abgegrenzt, da kein Fraßvorgang vorliegt. (Reimoser & Gossow, 1996). Ist die Rinde hingegen entfernt, sodass Bast oder Holz freiliegt, wird von Schäle gesprochen, da

die Borke durch Fraßprozesse gelöst wird. (Reimoser & Gossow, 1996) Diese Schäden können je nach Ausmaß unterschiedliche Auswirkungen auf die Vitalität des Baumes haben und werden in der Literatur entsprechend kategorisiert. (Mayle et al., 1999) Besonders hohe Intensitäten, wie die nahezu vollständige Entfernung der Rinde am Stamm (Ringelung), können zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Nährstoffversorgung und letztlich zum Absterben des Baumes führen. (Reimoser & Gossow, 1996)

Zusätzlich konnten bisher auch einige Untersuchungen einen Zusammenhang zwischen Wildeinfluss am Baum und der Bildung von Mikrohabitaten nachweisen. (Larrieu et al., 2018; Ramirez et al., 2018). Stokland et al. (2012) werten Rindenverletzungen am lebenden Baum als erste Stufe der Mikrohabitatsbildung. Diese Strukturen bieten wichtige Nischen für Insekten, Pilze und Mikroorganismen und werden nachweislich in Verbindung mit einer höheren Artenvielfalt und saproxyle Gemeinschaften gesetzt. (Stokland et al., 2012; Larrieu et al., 2018).

Der Großteil der Literatur zu Bark Stripping befasst sich mit den Auswirkungen von Schalenwild, während zu Schäleinflüssen durch Pferde – und insbesondere Konikpferde – bislang nur wenige Untersuchungen existieren. Die Baumschäle im Gebiet der Marchauen wurde zwar im Allgemeinen erfasst, jedoch nicht konkret in Verbindung mit den Konikpferden, sondern mit Schalenwild, Schwarzwild und Biber (Westerhof, 2024). Ziel dieser Arbeit ist es daher, die durch die Konikpferde verursachte Baumschäle im rund 80 ha großen, eingezäunten Gebiet der Marchauen systematisch zu erfassen. Also, wie stark ist der Schäleinfluss und welche Baumarten sind besonders betroffen?

Methoden

Das Untersuchungsgebiet beschränkte sich auf die derzeitige Weidefläche des Auenreservats (ca. 80 ha). Die Auswahl der Probeflächen erfolgte systematisch anhand eines 100 x 100 m Rasters mit zufälligem Startpunkt. Die Rasterschnittpunkte bestimmten die Mittelpunkte der Probeflächen, die kreisförmig mit einer Fläche von 300 m² angelegt wurden (Steiner et al. 2018). Von den Probeflächen wiesen 35 Baumbewuchs auf und daher beschränkte sich die Erhebung der Schäle auf diese 35 Probeflächen (Abbildung 1).



Abbildung 1: Weidefläche mit den aufgenommenen bewaldeten Probeflächen in grün

Die Abgrenzung der Schälkategorien erfolgte entsprechend den Definitionen von Mayle et al. (1999) sowie Reimoser & Gossow (1996). Für jeden einzelnen Baum mit BHD >5 cm wurde die Schäle, in folgenden Kategorien erfasst: (0) keine Schäle, (A) Abrieb nur oberflächliches der äußeren Rinde ohne freiliegendes Holz, (B) Teilschäle – mit freiliegendem Holz weniger als 25% des Stammumfangs betreffend, (C) Schwere Schäle – Rinde flächenförmig abgezogen 26 - 75 % des Stammumfangs

betreffend, (D) Ringelung (mehr als 75 % des Stammumfanges betreffend). Da im Gebiet künstliche Ringelung (R) zur Bekämpfung von Neophyten eingesetzt wird, musste auch diese von der Schale der Pferde differenziert werden.

Weitere Merkmale waren die Höhe der Schale am Baum vom Boden gemessen in drei Stufen U (0-50 cm), M (50-150 cm), O (> 150 cm) und das Alter, wobei nur zwischen frisch und alt unterschieden wurde. Darüber hinaus wurden auch noch Spuren, die auf erhöhte Präsenz und Nutzung der Pferde hindeuteten, erhoben, wie Losung, Verbiss, Haare, und Trittsiegel. Diese gaben eine zusätzliche Evidenz für die Pferde als Verursacher der Schale.

Ergebnisse

Insgesamt konnten 616 Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) > 5 cm erfasst werden; davon sind 56 % der Baumart Esche zuzuordnen (Tabelle 1). Neben der Esche konnten auch vermehrt verschiedene Ahorn- (10 %), Pappel- (7 %) und Ulmenarten (6 %) bestimmt werden. Alle weiteren erfassten Arten lagen in ihrer Häufigkeit unter 5 %, darunter auch die Eiche (4 %). Auch das Vorkommen verschiedener Strauchgewächse und Kleinbäume (Faulbaum, Hartriegel, Holunder, Kreuzdorn, Pfaffenhütchen und Weißdorn) wurde erfasst.

Tabelle 1 Anteile der Gehölzarten (in Prozent)

Baumart	Anteil in Prozent	Baumart	Anteil in Prozent
Ahorn	10,23%	Kreuzdorn	0,49%
Amerikanische Esche	2,60%	Pappel	7,14%
Eiche	4,06%	Pfaffenhütchen	1,62%
Esche	56,01%	Ulme	5,52%
Eschenahorn	0,49%	Vogelkirsche	1,79%
Faulbaum	0,49%	Weide	1,62%
Hartriegel	2,60%	Weißdorn	2,27%
Holunder	0,49%	Wildbirne	2,60%

Von diesen insgesamt 616 aufgenommenen Bäumen wurden 23 wegen künstlicher Ringelung bei der Auswertung der Schale nicht berücksichtigt. Von den verbleibenden 593 Bäumen, waren 293 nicht geschält (Kategorien O und A), also knapp die Hälfte (49,4 %). 50,6 % der Bäume wiesen Schältschäden auf, wobei der überwiegende Anteil davon Teilschale war. Somit war nur ein Anteil von 23,9 % stark (Kategorien C und D) und mehr als drei Viertel der Bäume nicht oder gering geschält (Abbildung 2).

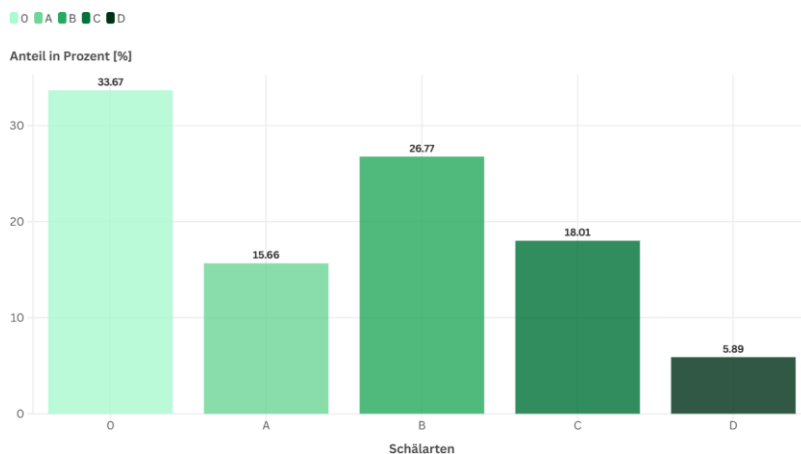


Abbildung 2: Anteile der Schälkategorien in Prozent (O – keine Schale, A – Abrieb, B – Teilschale, C – schwere Schale, D – Ringelung)

Die Häufigkeit und Stärke der Schäle variierte zwischen den Baumarten stark (Abbildung 3). Abgesehen von den relativ selten vorkommenden Baumarten Faulbaum und Amerikanische Esche, die zu 100 % geschält waren, bestätigte sich der Eindruck, dass die Ulmen (über 75%) am häufigsten geschält wurden, gefolgt von Ahorn (57 %) und Esche (54 %). Von den anderen bestandesbildenden Baumarten, waren Weide, Pappel und Eiche mit knapp 30 % deutlich weniger betroffen.

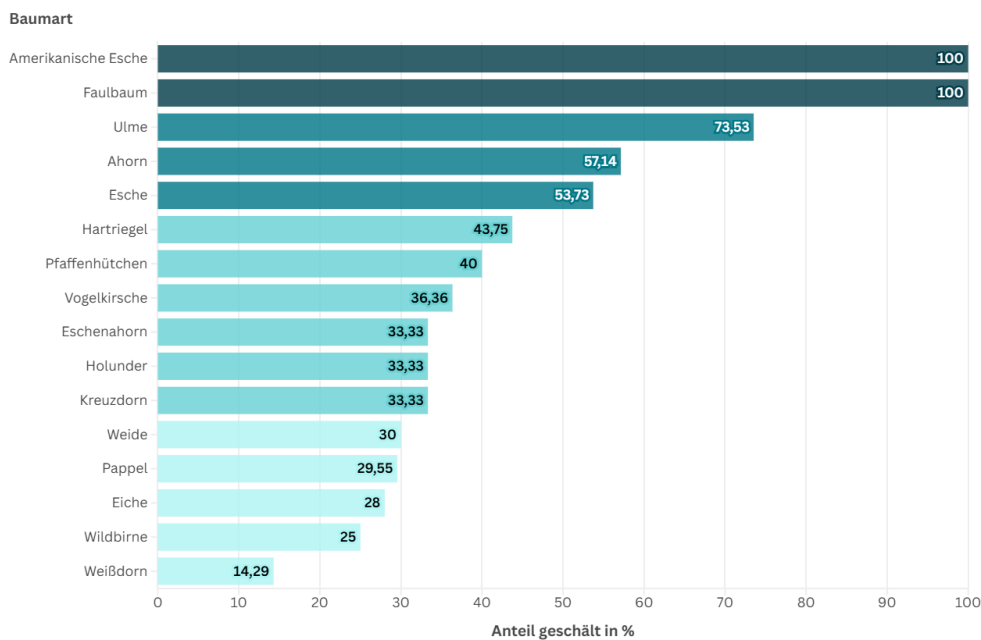


Abbildung 3: Anteil geschälter Individuen (inklusive Abrieb) pro Gehölzart in Prozent (Anmerkung: Die Häufigkeit der Gehölze (n) variiert sehr stark von drei Exemplaren bis zu über 300 bei Esche – siehe Tabelle 1).

Betrachtet man alle Baumindividuen, die in eine der Schälkategorien fielen (inklusive Abrieb) für alle Baumarten gemeinsam ergibt sich eine klare Häufung in den unteren Durchmesserklassen bis BHD 20 cm (Tabelle 2).

Tabelle 2: BHD-Klassen (cm) und Schälkategorien (A Abrieb, B Teilschäle, C starke Schäle, D Ringelung).

BHD_Klasse	A	B	C	D
5–10	55	88	58	28
11–20	27	38	30	7
21–30	6	15	5	
>30	5	18	14	

Tabelle 3 zeigt für die Gehölzarten, die jeweils häufigste Kombinationen aus Schälkategorie, BHD Klasse, Schälhöhe und Schälalter. Die überwiegende Mehrheit der Schälungen war als alt (A) einzustufen und die meisten Rindenverletzungen treten in einer mittleren Höhe (zwischen 50 cm und 150 cm Höhe) auf. Bezüglich der Position der Schäle wird deutlich, dass Baumarten mit höherem BHD, wie Ulme und Pappel, überwiegend im unteren Bereich (U) geschält wurden, d. h. an den oberirdisch exponierten Wurzeln. Besonders stark geschält (C) wurden ältere Ulmen und Pappeln (BHD > 30 cm) und junge Amerikanische Eschen und Ahorn (BHD 5–10 cm).

Tabelle 2: Gegenüberstellung der jeweils dominanten Parameter pro Baumart, Schälart (A, B, C, D), Schälhöhe (U, M, O) und Wundalter (alt, frisch).

Baumart	Schälart	Schälhöhe	Wundalter	BHD (in cm)
Ahorn	C	M	Alt	5–10
Amerikanische Esche	C	M	Frisch	5–10
Eiche	B	U	Alt	>30
Esche	B	M	Alt	5–10
Eschenahorn	A	M	Alt	5–10
Faulbaum	B	M	Alt	11–20
Hartriegel	B	M	Alt	5–10
Holunder	B	M	Alt	5–10
Kreuzdorn	A	M	Alt	11–20
Pappel	C	U	Alt	>30
Pfaffenhütchen	A	M	Alt	5–10
Ulme	C	U	Alt	>30
Vogelkirsche	A	M	Frisch	11–20
Weide	B	M	Alt	5–10
Weißdorn	A	M	Alt	5–10
Wildbirne	A	M	Alt	5–10
Gesamtergebnis	B	M	Alt	5–10

Diskussion

Die Mehrheit der Baumindividuen (76 %) wies kein oder ein geringes Ausmaß an Schälereinfluss auf, bei 23,9 % der Bäume wurde eine für die Vitalität des Baumes potentiell gefährlich gewertete Schäle beobachtet. Die Art der Schäle zeigt eine klare Tendenz zum Typ B (Teilschäle; Splintholz sichtbar, Rinde teilweise entfernt). Dies ist ein für die Baumvitalität eher ungefährliches Ausmaß und könnte sogar – wie von Ramirez et al. (2018) und Larrieu et al. (2018) beschrieben – auf eine strukturfördernde Wechselbeziehung hinweisen. Demnach können kleinere Verletzungen am Baum, insbesondere solche, die die Vitalität des Baumes nicht gefährden, zur Förderung der Biodiversität im Wald beitragen (Larrieu et al., 2018). Die Resilienz der betroffenen Bäume hängt stark von Faktoren wie Größe, Baumart und Morphologie des Stammes ab. Bäume mit dickeren Rinden oder tief liegenden Ästen sind in der Regel weniger betroffen (Gill, 1992).

Ulme, Ahorn und Esche werden bevorzugt von den Pferden geschält, Pappeln und Eichen werden wenig geschält. Dieses Ergebnis bestätigen die Beobachtungen von Gill et al. (1992) und Westerhof (2024). Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass weniger geschälte Baumarten wie Pappel und Eiche von der Präferenzselektion der Pferde profitieren, da sie gegenüber konkurrierenden Arten wie Ahorn, Ulme und Esche einen relativen Vorteil besitzen. Die Angaben zu den geschälten Anteilen pro Baumart (Abbildung 3) sind bei den selten vorkommenden Baumarten vorsichtig zu interpretieren, weil einzelne Individuen da stark in das Ergebnis eingehen. Die als zu 100% geschält ausgewiesenen Baumarten Amerikanische Esche und Faulbaum sind selten (Tabelle 1). Von den drei Exemplaren des Faulbaumes in den Probeflächen waren zwar alle geschält, dies aber nur leicht (Tabelle 2). Bei der Amerikanischen Esche kommt hinzu, dass, obwohl in eindeutigen Fällen berücksichtigt, nicht auszuschließen ist, dass hier ältere, künstliche Ringelung als Schäle gewertet wurde.

Die Auswertung bestätigt zudem, dass in der Regel Bäume mit einem geringeren Brusthöhendurchmesser bevorzugt werden (siehe Tabelle 2 und 3). Dies stimmt außerdem mit den Ergebnissen von Gill (1992) und Reimoser (1996) überein, wonach niedrigere BHD-Werte häufiger geschält werden, da die Rinde von Jungbäumen saftreicher ist. Wenn stärkere Bäume geschält wurden, dann hauptsächlich an den Wurzelaufhängen.

Der Großteil der Verletzungen war nicht frisch, also häufig aus dem Vorjahr oder Anfang des Jahres oder von den Jahren davor. Dies ist ein Ergebnis des Aufnahmezeitpunkts im Herbst und entspricht der Annahme, dass Schälung hauptsächlich in den Wintermonaten vorkommt, da Baumrinde während der Vegetationsruhe in den Wintermonaten eine zusätzliche Nährstoffquelle darstellt (Reimoser & Reimoser, 2016). Das Alter der Schälung wurde nicht näher bestimmt und nur zwischen alt und frisch unterschieden. Alte Schälungen können über Jahre kumulieren und die Erhebung stellt daher die Summe der Schälungen über 11 Jahre Beweidung dar.

Die Mortalität einzelner Bäume infolge von Schälung scheint durchaus begrenzt und erfolgt, sofern sie eintritt, über einen längeren Zeitraum. Sollten derartige Verletzungen vitalitätsgefährdend für einzelne betroffenen Bäume sein, wird dies nicht zwingend als ökologisch negativ bewertet, da sie – wie in der Literatur beschrieben – zur Totholzbildung beitragen können. Totholz stellt einen wesentlichen strukturfördernden Bestandteil naturbelassener Wälder dar, dessen Bedeutung für Biodiversität und Artenvielfalt mehrfach belegt ist. (Ramirez et al., 2018; Larrieu et al., 2018; Stokland et al., 2012; Lassauce et al., 2011).

Die Schälaufkommen stellen also keinen Schaden für die Untersuchungsfläche dar, da es sich nicht um eine wirtschaftlich genutzte Fläche, sondern um ein Schutzgebiet zur Erhaltung dynamischer Auwälder handelt. Der Begriff „Schälungsschaden“ (Bark-Stripping Damage) ist erst dann gerechtfertigt, wenn der Wildeinfluss die Zielerreichung eines Gebiets negativ beeinflusst. (Reimoser & Reimoser, 2016). Die Schälung konnte zwar häufig als Schälung von Pferden bestimmt werden, allerdings konnte nicht immer zweifelsfrei Schalenwild als Verursacher ausgeschlossen werden. Daher ist davon auszugehen, dass die Erhebung den Einfluss der Pferde eher überschätzt. Eine Erhebung der Schälung außerhalb der Weidefläche könnte hier aufschlussreich sein.

Die Pferde stellen somit eine ökologische Störung dar, die jedoch keinesfalls bestandsgefährdend ist und als Teil der natürlichen Dynamik betrachtet werden kann.

Fazit

Die Erhebungen auf der Weidefläche zeigen, dass die Konikpferde zusätzlich zum Einfluss des Schalenwildes in den Wintermonaten eine messbare, jedoch für den Gesamtbestand und die Naturschutzziele nicht gefährdende Baumschälaktivität zeigen. Das Ausmaß der Schälung kann, auf Grundlage der Literatur, als eher strukturfördernd und potentiell mikrohabitatsfördernd eingestuft werden. Augenscheinlich ist auch, überall in den Beständen und an den Waldrändern, wo ausreichend Licht vorhanden ist, reichlich Verjüngung zu finden. Daher ist davon auszugehen, dass die Beweidung die Bestände möglicherweise in ihrer Zusammensetzung leicht verändert und zur Bildung von Baummikrohabitaten beiträgt, aber keinesfalls gefährdet.

Langfristig ist es empfehlenswert, ein fortlaufendes Monitoring auf der Beweidungsfläche durchzuführen, um die Entwicklung der Schälung und deren ökologischen Auswirkungen weiterhin zu beobachten.

Literatur

Gill, R.M.A., 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry*, 65(4), 363–388. <https://doi.org/10.1093/forestry/65.4.363>.

- Hyvärinen, O.; Beest, M.T.; Roux, E.L.; Kerley, G.; De Groot, E.; Vinita, R. und Cromsigt, J.P.G.M., 2021. Megaherbivore impacts on ecosystem and Earth system functioning: the current state of the science. *Ecography*, 44(11), 1579–1594. <https://doi.org/10.1111/ecog.05100>.
- Larrieu, L.; Paillet, Y.; Winter, S.; Bütler, R.; Kraus, D.; Krumm, F. und Vandekerckhove, K., 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>.
- Lassauce, A.; Paillet, Y.; Jactel, H. und Bouget, C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11, 1027-1039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>
- Mayle, B.A.; Proudfoot, J. und Poole, J., 2009. Influence of tree size and dominance on incidence of bark stripping by grey squirrels to oak and impact on tree growth. *Forestry*, 82(4), 431–444. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp026>.
- Ramirez, J.I.; Jansen, P.A. und Poorter, L., 2018. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Forest Ecology and Management*, 424, 406–419. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.028>.
- Reimoser, F. und Gossow, H., 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88(1–2), 107–119. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03816-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03816-9).
- Reimoser, F. und Reimoser, S., 2016. Wildschadensbewertung im Wald. *BFW Praxisinformation*.
- Stokland, J.N.; Siitonen, J. und Jonsson, B.G., 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Westerhof, J. (2024). Pferdeweide Marchegg - Jahresbericht 2024, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen.



IX

Untersuchungen zur Eichenverjüngung

Miskulnig, L.; Dechant, J.; Splechtna, B.E.

BOKU University – Institut für integrative Naturschutzforschung

Einleitung

Die Eigenschaften der Eiche erklären ihren hohen Stellenwert für die Biodiversität. Eine lichtdurchlässige, locker strukturierte Krone, eine raue Borke sowie Holz mit hoher natürlicher Dauerhaftigkeit und einer langen Zersetzungsdauer bieten wertvolle Lebensräume für zahlreiche Organismen. Zusätzlich begünstigt die hohe Lebenserwartung von rund 800 Jahren die Ausbildung großer Baumdimensionen und Habitatvielfalt (Müller-Kroehling, 2019). Mehrere hundert Arten aus unterschiedlichen Tier- und Pflanzengruppen, darunter Kleinsäuger, Vögel, Insekten, Flechten, Moose und Pilze, sind auf eichenreiche Wälder angewiesen (Bonfils u. a., 2015; Müller-Kroehling, 2019).

In Wäldern können sich Eichen ohne menschliche Eingriffe in der Regel kaum etablieren (Pfau, 2018; Reif & Gärtner, 2007). Die Verjüngungssituation der Stieleiche ist besonders in Auwäldern kritisch (Martiník et al., 2014; Reif & Gärtner, 2007). Trotz dokumentiertem Verjüngungsaufkommen scheitern die Jungeichen am Einwachsen in höhere Baumschichten (Reif & Gärtner, 2007; Sickert, 2011). Zunehmend geschlossene Bestände bedingen das frühzeitige Absterben von Keimlingen (Reif & Gärtner, 2007). Gelangt jedoch ausreichend Licht auf den Boden, wird das Wachstum einer üppigen Grasschicht gefördert, welche wiederum Eichenwachstum erschweren und die Etablierung von Mäusepopulationen begünstigen kann (Pfau, 2018). Mäuse können durch das Sammeln und Fressen von Eicheln bis zu 95% der verfügbaren Samenmenge reduzieren (Kühne, 2004; Wasem & Häne, 2006).

Als besonders günstige Etablierungsräume für Eichenjungwuchs erweisen sich Übergangsbereiche wie Waldsäume und Rand- und Mantelsituationen zwischen Rasengesellschaften und Gehölzbeständen (Reif & Gärtner, 2007). Saumzonen sind kraut- und/oder grasreiche, mit Gehölzen durchsetzte, oft hochwüchsige Bereiche mit einer Vielzahl an Pflanzengesellschaften (Dierschke, 2000). Der Eichelhäher trägt zur Verbreitung der Eichensamen in Grenz- und Randstrukturen bei, indem er Eicheln dort versteckt, die anschließend keimen können (Bonfils et al., 2025). Säume mit mäßigem Nährstoffhaushalt und nicht allzu dichter Vegetationsstruktur begünstigen das erfolgreiche Keimen und Einwurzeln von Jungeichen. Der Erhalt dieser günstigen Randstrukturen und Habitats wird durch Pflegemaßnahmen oder Beweidung gesichert (Dierschke, 2000; Reif & Gärtner, 2007).

Studien zeigen, dass sowohl die Schädigung von Keimlingen als auch das Ausgraben und Fraß von Eicheln durch Wildschweine den Verjüngungserfolg hemmen (Gómez et al., 2003; Gómez & Hódar, 2008). Daraus lässt sich ableiten, dass eine Reduktion der Wildtierpopulation zu einer verbesserten Etablierung der Eichenverjüngung führen kann, was durch Studien bereits belegt ist (Heinrichs u. a., 2018; Reif et al., 2016). Eine solche Veränderung der Wildbestände auf regionaler Ebene wurde im Jahr 2024 durch Extremwetterereignisse im Landesgebiet Niederösterreich herbeigeführt (NÖ Landesjagdverband, 2024). Zu diesem zufälligen Ereignis führten die beträchtlichen Regenfälle über einen Zeitraum von fünf Tagen im September 2024. Das nahezu flächendeckende Hochwasserereignis hatte das Erreichen oder Überschreiten eines 100-jährigen Hochwassers an einigen Gewässern zur Folge, teils wurden sogar HQ300-Marken überschritten (Zibuschka, 2025). Die am stärksten betroffenen Wildarten waren Rehe, Feldhasen und Wildschweine. Neben direkten Verlusten durch Ertrinken in Hochwasser und Fluten trugen auch Folgeerkrankungen in der Zeit nach den Überschwemmungen zu einem Rückgang im Wildbestand bei (NÖ Landesjagdverband, 2024). Neben dem Rückgang der Wildbestände war im Jahr 2024 zudem ein Mastjahr der Eiche zu verzeichnen, das mit einer erhöhten Fruktifikation einherging (Österreichischer Forstverein, 2024; Westerhof, persönliche Kommunikation, 2025). Beobachtungen mit hoher Eichenverjüngung rund um einen Mutterbaum führten zu der Hypothese, dass durch den temporär verminderten Einfluss des Schwarzwildes in einem Mastjahr der Aufschlag der Stieleiche groß sei und daher eine gute Ausgangslage für ein Monitoring der Eichenverjüngung darstellt.

Daher fokussiert sich einer der Bachelorarbeiten (Miskulnig 2026) auf das Vorkommen von Eichenjungwuchs in Saumzonen der Pferdeweide, wo es bereits aus dem Jahr 2022 Untersuchungen gab., die nun im Herbst 2025 zum Teil wiederholt wurden. Dabei wurde folgende Forschungsfrage beantwortet:

Wie hat sich die natürliche Eichenverjüngung (*Quercus robur*) in den Saumflächen des Beweidungsgebietes im unteren Auenreservat Marchegg in den letzten 3 Jahren (2022-2025) entwickelt?

Die zweite Bachelorarbeit (Dechant 2026) konzentrierte sich auf die Bereiche rund um Mutterbäume innerhalb und außerhalb der Weidefläche mit dem Ziel, das erwartete hohe Verjüngungsaufkommen zu quantifizieren und weitere leicht auffindbare Probeflächen für ein Monitoring zu schaffen.

Gibt es rund um Mutterbäume nach dem Mastjahr und Hochwasserjahr 2024 reichlich Eichenverjüngung und gibt es dabei Unterschiede zwischen beweideten und nicht beweideten Flächen?

Methoden

Die empirische Datenerhebung erfolgte im Zeitraum vom 27.10. bis 10.11.2025. Das für die Untersuchung der Säume gewählte Vorgehen ist angelehnt an der Masterarbeit von Kuzmich (2023), in deren Rahmen im Herbst des Jahres 2022 eine Bestandserhebung der Eichenverjüngung in Saumbereichen des Naturreservates Untere Marchauen durchgeführt wurde. Damals wurden insgesamt elf Saumzonen auf das Vorkommen von Eichenjungwuchs untersucht, davon drei auf unbeweideter und acht auf beweideter Fläche. Aufgrund der zeitlich begrenzten Rahmenbedingungen

der Wiederholungsaufnahme im Herbst 2025 wurde die Datenerhebung auf drei Saumzonen innerhalb des Beweidungsgebietes beschränkt. Ausschlaggebend für die Auswahl war die Dichte an Jungeichen. So wurden die Saumzonen zur Wiederholungsaufnahme herangezogen, für welche im Jahr 2022 die höchste Anzahl an Jungeichen dokumentiert wurde. Da sich die vorliegende Arbeit mit der Eichenverjüngung in beweidetem Gebiet befasst, blieben die Zonen außerhalb des Beweidungsgebietes bei der Auswahl unberücksichtigt.



Abbildung 1: Karte der Weidefläche (links); Karte des Bereichs der untersuchten Saumflächen (rechts)

Die Verjüngung wurde bis zu einer Höhe von 200 cm systematisch erfasst und handschriftlich in ein Datenblatt eingetragen. Dieser Arbeitsschritt startete mit der Nummerierung der Pflanze. Als nächstes wurde die Wuchshöhe mit einem Zollstock vom Boden bis zum höchsten Punkt der Jungeiche gemessen und notiert. Letztlich erfolgten die Ermittlung der Koordinaten der Pflanze mithilfe der Applikation „Koordinaten – GPS-Konverter“ am Mobiltelefon und Dokumentation dieser im Datenblatt.

Zusätzlich wurden Aufnahmeflächen rund um Mutterbäume als fixe Probekreise von 300 m² angelegt, mit dem jeweiligen Mutterbaum im Zentrum der Fläche (Steiner et al., 2018). Ausgehend von einem Mutterbaum, bei dem augenscheinlich eine hohe Anzahl an Eichenverjüngung gegeben war wurde in der Nähe dieses Mutterbaumes noch fünf weitere Mutterbäume als Probeflächenmittelpunkte bestimmt. Je zwei der Mutterbäume lagen in den Kategorien i) Offenland beweidet (FW), ii) Bestand beweidet (BW) und iii) Bestand nicht beweidet (B). Die Probeflächen sind aufgrund ihrer Lage bezüglich Wasserhaushalts und Boden vergleichbar, aber unterscheiden sich in Lichtverfügbarkeit und Beweidung. Aufgrund der begrenzten verfügbaren Zeit dieser Pilotstudie konnten pro Kategorie nur jeweils zwei Probeflächen aufgenommen werden (FW1, FW2, BW1, BW2, B1, und B2).

Für die Mutterbäume wurde der Brusthöhendurchmesser [BHD], sowie die Koordinaten mittels der App „Coordinates“ aufgenommen. So kann eine exakte Wiederauffindbarkeit der Probeflächen sichergestellt werden. Der Aufnahmezeitraum begann am 29.10.2025 und endete am 10.11.2025. Die 300m² Probeflächen um die sechs Mutterbäume wurden in Quadranten unterteilt, welche in die Himmelsrichtungen Nord West, Nord Ost, Süd Ost und Süd West gerichtet sind. Innerhalb jedes Quadranten der Probeflächen wurde das gesamte Aufkommen an Eichenverjüngung gezählt und dessen Höhe gemessen. Die Wuchshöhen der Eichenverjüngung wurden in Klassen von 5 cm Höhe unterteilt.

Ergebnisse

Die absolute Anzahl der Jungeichen ist in jeder der drei untersuchten Saumzonen vom Jahr 2022 auf das Jahr 2025 gestiegen. Wie in Tabelle 1 ersichtlich, steigt die Individuenzahl im Saum 1 von 25 auf 37, um 48%. Im Saum 3 war ein Anstieg der Anzahl um 73% zu verzeichnen. Der größte Anstieg von 58 Individuen, also um 264%, zwischen den beiden Erhebungszeitpunkten gab es im Saum 2. Die Gesamtzahl der Eichen stieg um 134% von 58 im Jahr 2022 auf 136 im Jahr 2025.

Tabelle 1: Anzahl der Jungeichen 2022 und 2025 in den Säumen 1, 2 und 3

Saum Nr.	Saumlänge [m]	Jungeichen 2022	Jungeichen 2025	
1	60	25	37	
2	90	22	80	
3	160	11	19	
	310	58	136	Summe

Ein paarweiser t-Test zeigte allerdings keine signifikanten Unterschiede, wohl aufgrund der geringen Stichprobenanzahl.

Die Eichenverjüngung pro Laufmeter Saum, die Dichte, variiert stark zwischen den Säumen stieg aber mit der Individuenzahl in allen drei untersuchten Säumen (Abbildung 2).

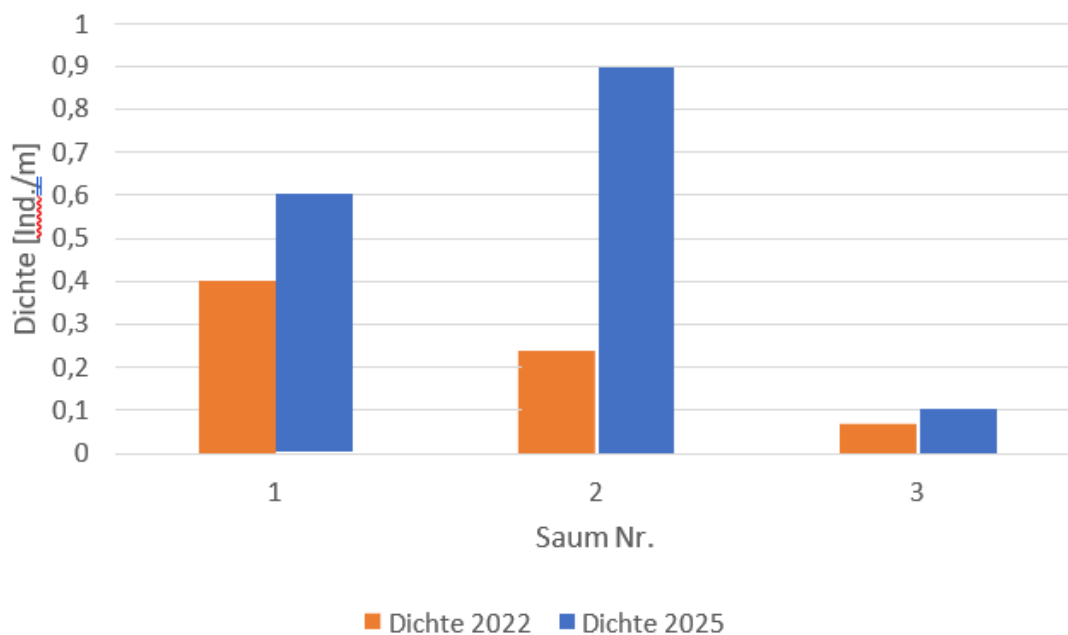


Abbildung 2: Dichte der Jungeichen in den Säumen 1, 2 und 3 von 2022 und 2025

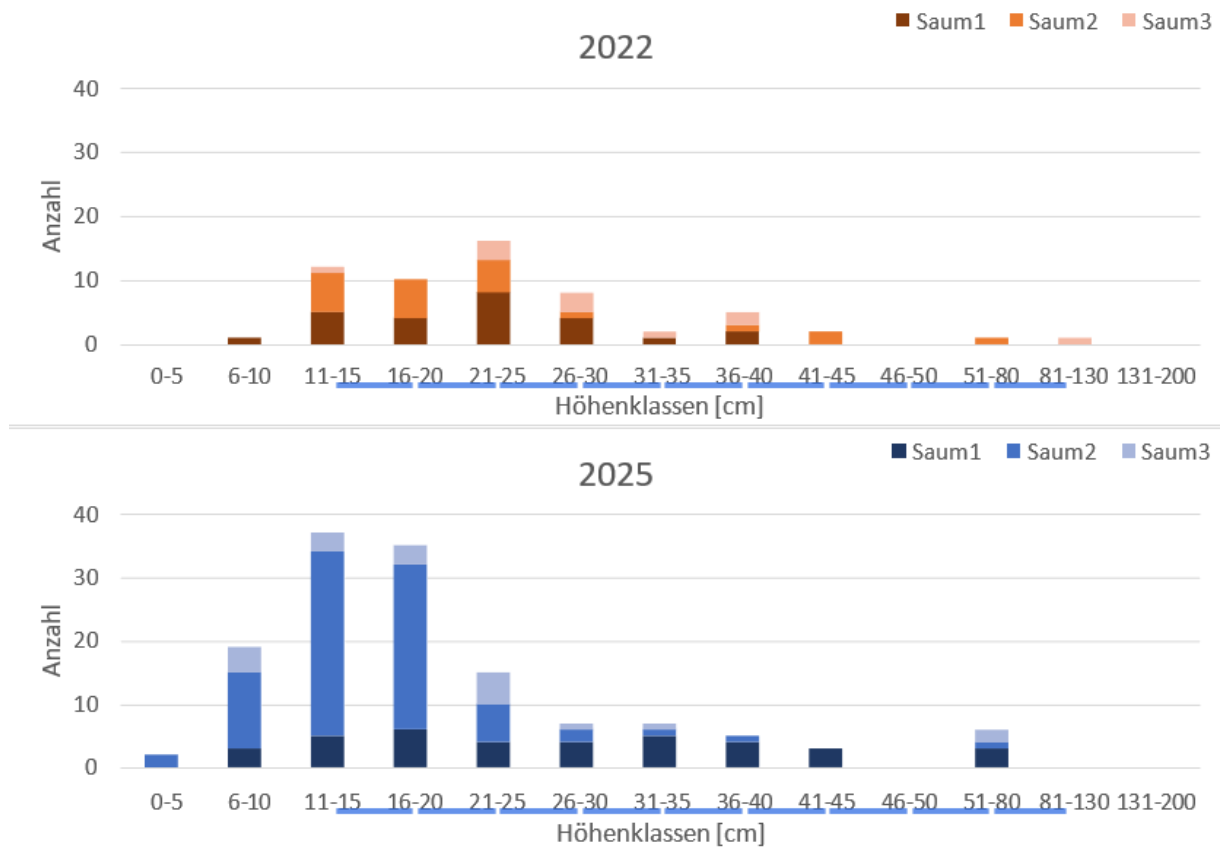
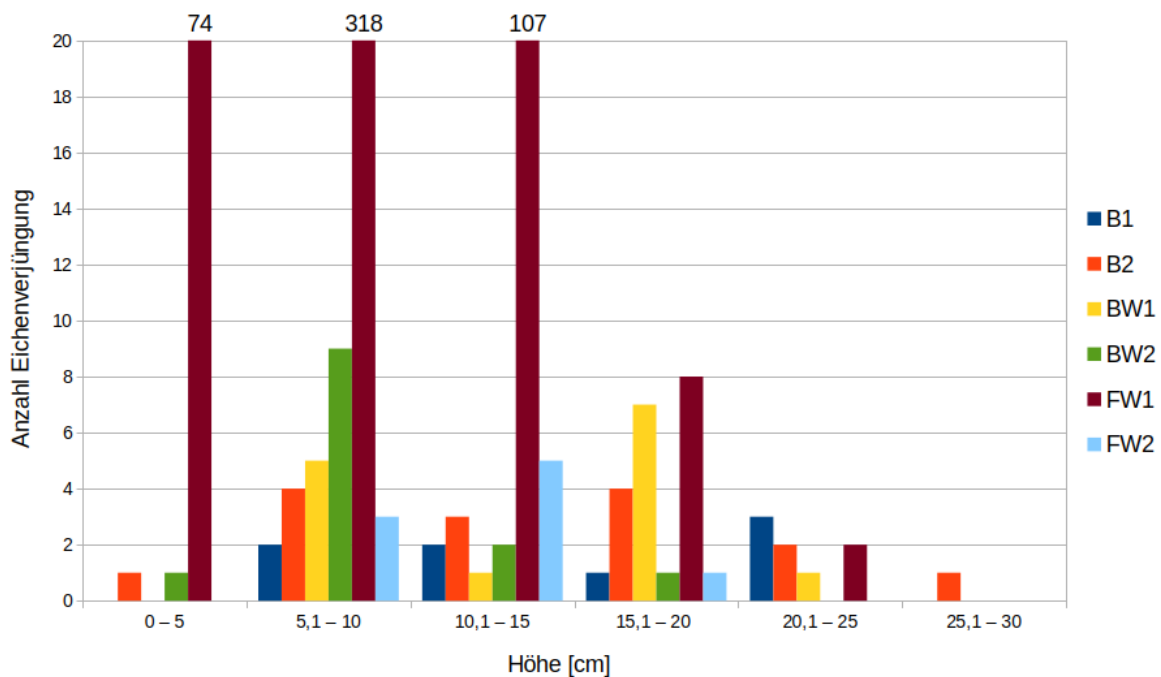


Abbildung 3: Aggregierte Höhenklassenverteilung der Jungeichen aller Säume in 2022 (oben) und 2025 (unten)

In der Höhenentwicklung der Verjüngung weist die Datenanalyse Unterschiede zwischen den Säumen auf. Insgesamt nahm die mittlere Höhe der Jungeichen ab, während sie in einem der drei Saumbereiche (Saum 1) zunahm. Über alle untersuchten Säume sank die mittlere Höhe von 26,5 cm in 2022 auf 22,3 cm im Jahr 2025. Die Verteilung der Höhenklassen der drei Saumbereiche zeigt, dass im Jahr 2025 im Vergleich zu 2022 mehr Individuen den niedrigeren Höhenklassen zuzuordnen sind (Abbildung 3). In beiden Untersuchungsjahren betrug die Höhe von rund 93% der Individuen maximal 40 cm. Es wurden keine Individuen über 130 cm gefunden. In den beiden Höhenklassen bis zu 10 cm ergab die Erhebung aus dem Jahr 2022 lediglich eine Jungeiche. Im Jahr 2025 wurden dagegen 21 Individuen in denselben Höhenklassen gezählt. In den Klassen 6-10 cm, 11-15 cm und 16-20 cm ist über den Untersuchungszeitraum jeweils ein Anstieg auf mehr als die dreifache Jungeichenzahl ersichtlich.

Rund um die Mutterbäume zeigte sich nur auf einer Probefläche in der Kategorie Offenland beweidet (FW1) zahlreiche Eichenverjüngung mit 501 gezählten Individuen. Auf den anderen Probeflächen bewegte sich die Individuenzahl zwischen 9 (FW2) und 15 (B2), unterschieden sich also kaum (Abbildung 4).



Diskussion

Die Ergebnisse zeigen eine Zunahme der Individuenzahl sowie eine erhöhte Dichte pro Laufmeter Saum zwischen 2022 und 2025 über alle drei Saumbereiche. Die Individuenzahl stieg um 134% über den Untersuchungszeitraum und die Dichte nahm mit den Faktoren 1,48 (Saum 1), 3,71 (Saum 2) und 1,71 (Saum 3) zu. Die Verteilung der Individuen auf die Höhenklassen verschob sich gesamt zu kleineren Höhenklassen, was auf eine verstärkte Neuetablierung von 2022 bis 2025 hinweist. Gleichzeitig erreichen bereits etablierte Jungeichen nicht die höheren Wachstumsstufen, was auf eine hohe Mortalität hinweist. Der hohe Anteil an Individuen in niedrigen Höhenklassen bestätigt die in der Literatur beschriebenen Schwierigkeiten der Eichenverjüngung in höhere Alters- und Höhenklassen einzuwachsen.

Genauso wurden rund um die untersuchten Mutterbäume nur Individuen bis zu einer maximalen Höhe von 26 cm gefunden, was darauf hinweist, dass fast alle vom letzten Jahr stammen könnten, und mit einer hohen Mortalität zu rechnen ist. Entgegen der Annahme war die Verjüngung auch nur spärlich vorhanden, mit der Ausnahme einer Probefläche, wo das 40-fache an Individuen gefunden wurde. Über die Ursache dieses Ereignisses kann nur spekuliert werden. Obwohl ein Mastjahr war, kam es offensichtlich nur bei dem einen Mutterbaum zu einer hohen Keimung. Dies könnte eventuell auf länger andauernder Nässe und Schimmelbildung zurückzuführen sein. Jedenfalls wäre eine Aufnahme im nächsten Jahr interessant, wie viele der über 500 Individuen überleben.

Die Ergebnisse dieser Arbeit decken sich mit jenen aus Untersuchungen in anderen Auen-, Naturreservats- und Eichenstandorten. In den Naturwaldreservaten Mörderhäufel und Stuttpferch im Bienwald sowie Adelsberg-Lutzelhardt ist die Naturverjüngung der Stieleiche nicht erfolgreich (Heinrichs et al., 2018, 2021). Hohe Eichenanteile in der Krautschicht werden auf eine Abundanz von einjährigen Keimlingen zurückgeführt, während die Strauchschicht und zweite Baumschicht deutlich geringeres Eichenvorkommen aufweisen. Hohe Empfindlichkeit gegenüber Wildverbiss und geringe Schattentoleranz werden als limitierende Faktoren angeführt (Heinrichs et al., 2021). Selbst bei Wildausschluss beschränkt die geringe Lichtverfügbarkeit das erfolgreiche Jungeichenwachstum (Heinrichs et al., 2018).

Obwohl die Stieleiche in Auengebieten ihr Optimum erreicht (Bartsch & Röhrig, 2016), ist die Verjüngungssituation hier besonders kritisch (Martiník u. a., 2014; Reif & Gärtner, 2007). Trotz dokumentiertem Verjüngungsaufkommen scheitern die Jungeichen am Einwachsen in höhere Baumschichten (Reif & Gärtner, 2007; Sickert, 2011). Im Auengebiet des Oberrheins wurde beobachtet,

dass null- bis einjährige Stieleichen häufig vorkommen, diese wiederum aber in den Altersklassen von zwei bis drei Jahren absterben (Kühne, 2004). Kühne (2004) beschreibt zudem, dass die Eichensämlinge von Tieren verschleppt oder gefressen werden, noch bevor eine erfolgreiche Keimung stattfinden kann.

Es gibt jedoch auch Studien, die einen Erfolg der Naturverjüngung der Stieleiche verzeichnen. Die Untersuchung eines Waldgebietes mit Beweidungsdruck von großen Herbivoren kam zu dem Schluss, dass hier eine natürliche Etablierung der Stieleichenverjüngung erfolgreich sein kann (Bobiec et al., 2011). Sie belegt die höchste Verjüngungsdichte in den Randstrukturen der Waldflächen. Im Naturschutzgebiet Kühkopf am hessischen Oberrhein wurde festgestellt, dass eine erfolgreiche Keimlingsetablierung und ein Einwachsen in die Baumschicht nach starken Hochwasserereignissen unter konkurrenzarmen Bedingungen und einen kontrollierten Wildbestand möglich ist (Reif et al., 2016).

Fazit

Die Wiederholungsaufnahme ergab eine verstärkte Etablierung des Eichenjungwuchses im Jahr 2025 in allen untersuchten Saumzonen und eine sehr hohe rund um einen der sechs Mutterbäume. Die Verteilung der Individuen auf die Höhenklassen verschob sich insgesamt zu kleineren Höhenklassen, was auf eine verstärkte Neuetablierung von 2022 bis 2025 hinweist. Gleichzeitig erreichen bereits etablierte Jungeichen nicht die höheren Wachstumsstufen. Der hohe Anteil an Individuen in niedrigen Höhenklassen bestätigt die in der Literatur beschriebenen Schwierigkeiten der Eichenverjüngung in höhere Alters- und Höhenklassen einzuwachsen. Ob die Zunahme der Eichenverjüngung in den Säumen und um den Mutterbaum in den nächsten Jahren zu einem vermehrten Einwachsen in größere Höhenklassen und einer gesicherten Verjüngung in den Saumflächen führen könnte, wäre durch eine Weiterführung des Monitorings zu überprüfen.

Literatur

Bobiec, A., Kuijper, D. P. J., Niklasson, M., Romankiewicz, A., & Solecka, K. (2011). Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. *Forest Ecology and Management*, 262(5), 780–790. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.012>

Bonfils, P., Junod, P., Drollinger, F., Schuck, M., & Studhalter, S. (2025). Die Eiche, der Eichelhäher und der Förster. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 176, 172–173.

Bonfils, P., Rigling, A., Brändli, U.-B., Brang, P., Forster, B., Engesser, R., ... Günthardt-Georg, M. S. (2015).

Die Eiche im Klimawandel. *Zukunftschancen einer Baumart. Merkblatt für die Praxis*, 55, 12.

Dierschke, H. (2000). Kleinbiotope in botanischer Sicht – ihre heutige Bedeutung für die Biodiversität von Agrarlandschaften. *Pflanzenbauwissenschaften*, 4(1), 52–62.

Gómez, J. M., García, D., & Zamora, R. (2003). Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management*, 180(1–3), 125–134. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00608-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00608-4)

Gómez, J. M., & Hódar, J. A. (2008). Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). *Forest Ecology and Management*, 256(6), 1384–1389. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.045>

Heinrichs, S., Dölle, M., Balcar, P., & Schmidt, W. (2018). NRW Adelsberg-Lutzelhardt: Keine Chance für die Eiche. *AFZ-Der Wald*, 9, 29–32.

Heinrichs, S., Dölle, M., Balcar, P., & Schmidt, W. (2021). Feuchtwälder im Bienwald (Rheinland-Pfalz): Eine Zukunft ohne Stieleiche? – Die Vegetation in zwei Naturwaldreservaten und ihren

- bewirtschafteten Vergleichsbeständen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 20, 37–57.
- Kühne, C. (2004). Verjüngung der Stieleiche (*Quercus robur* L.) in oberrheinischen Auenwäldern (Dissertation). Göttingen: Georg-August-Universität Göttingen. Abgerufen von <http://hdl.handle.net/11858/00-1735-0000-0006-B13C-B>
- Martiník, A., Dobrovolný, L., & Palátová, E. (2014). Tree growing space and acorn production of *Quercus robur*. *Dendrobiology*, 71, 101–108. <https://doi.org/10.12657/denbio.071.010>
- Müller-Kroehling, S. (2019). Standorte - Schatztruhen der Biodiversität. *LWF aktuell*, 122, 13–16.
- NÖ Landesjagdverband. (2024). Jahresbericht 2024. Dem Wald verpflichtet (Jahresbericht) (S. 50).
- Österreichischer Forstverein. (2024). Oberösterreichs Laubbäume tragen heuer aussergewöhnlich viele Früchte. Abgerufen 09.03.2026 von <https://www.forstverein.at/oberoesterreichs-laubbaeume-tragen-heuer-aussergewoehnlich-viele-fruechte/>
- Pfau, E. (2018). Der Weg zur Eiche führt durch die Dunkelheit ans Licht. *Anliegen Natur*, 40(1), 33–36. <https://doi.org/10.63653/rgws9372>
- Reif, A., Baumgärtel, R., Dister, E., & Schneider, E. (2016). Zur Natürlichkeit der Stieleiche (*Quercus robur* L.) in Flussauen Mitteleuropas – eine Fallstudie aus dem Naturschutzgebiet „Kühkopf-Knoblochsau“ am hessischen Oberrhein. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 15, 69–92.
- Reif, A., & Gärtner, S. (2007). Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) - eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. *Waldökologie Online*, 5, 79–116.
- Sickert, A. (2011). Fortschreibung der Konzeption zur forstlichen Pflege des Leipziger Auwaldes. In *Der Leipziger Auwald – ein dynamischer Lebensraum. Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011* (Bd. 6, S. 51–57). Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.
- Steiner, H., Oettel J., Lipp, S., Frank, G., 2018. Anleitung zur Wiederholungsaufnahme in Naturwaldreservaten. s.l.: Bundesforschungszentrum für Wald
- Wasem, U., & Häne, K. (2006). Natürlich verjüngte Stieleichen. Einflüsse von Mäusen, Rehen und Brombeeren. *Wald und Holz*, 87(3), 49–51.
- Zibuschka, F. (2025). Hochwasser September 2024 in Niederösterreich. Bericht und Empfehlungen (S. 15).

Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2025, Bericht des WWF Österreich

www.wwf.at/konik