



universität
wien

MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

Auswirkungen von Betritt auf die Vegetation von (Halb-)
Trockenrasen im Nationalpark Thayatal – eine experimentelle
Studie

verfasst von | submitted by
Teresa Nunner BSc

angestrebter akademischer Grad | in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien | Vienna, 2025

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

UA 066 879

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

Masterstudium Naturschutz und
Biodiversitätsmanagement

Betreut von | Supervisor:

Mag. Dr. Harald Zechmeister Privatdoz.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit untersucht den Einfluss anthropogenen Betritts unterschiedlicher Intensität – etwa durch Besucher:innen oder Forschende – auf die Vegetation von Trocken- und Halbtrockenrasen im Nationalpark Thayatal. Erstmals wurde dabei nicht nur der Effekt auf Gefäßpflanzen, sondern auch auf Kryptogamen erfasst. In einem experimentellen Ansatz wurden entlang von vier Transekten unterschiedliche Trittfrequenzen simuliert und über einen Zeitraum von zwölf Monaten Daten zu Arteninventar, Artenzahl und Deckung erhoben. Die Auswertung mittels polynomialer Regression zweiter Ordnung zeigt, dass mittlere bis hohe Trittfrequenzen zu einem deutlichen Rückgang von Gesamtdeckung und Artenvielfalt führen. Aber auch durch sehr geringe Trittfrequenzen unterscheiden sich die Versuchsflächen bereits signifikant von der unbeeinflussten Ausgangssituation. Besonders Kryptogamen reagieren häufig empfindlich – mit artspezifischen Unterschieden, die auf komplexe Wechselwirkungen mit Gefäßpflanzen hindeuten. Indirekte Einflussfaktoren wie mikroklimatische Veränderungen, Bodenverdichtung und veränderte Konkurrenzverhältnisse verstärken diese Effekte zusätzlich. Die vorgestellten Ergebnisse bieten eine wissenschaftlich fundierte Grundlage für Managementempfehlungen in (Halb-) Trockenrasen – sowohl im Nationalpark Thayatal als auch in anderen Schutzgebieten mit vergleichbaren, wertvollen Lebensräumen.

Abstract

This thesis examines the impact of anthropogenic trampling at varying intensities – for example, by visitors or researchers – on the vegetation of dry and semi-dry grasslands in the Thayatal National Park. For the first time, effects on both vascular plants and cryptogams were recorded. Using an experimental approach, different trampling frequencies were simulated along four transects, and data on species composition, species richness, and cover were collected over a twelve-month period. Analysis using second-order polynomial regression revealed that moderate to high trampling frequencies led to a marked decline in total cover and species diversity. However, even very low levels of trampling resulted in significant changes compared to the undisturbed baseline. Cryptogams proved particularly sensitive, with species-specific responses suggesting complex interactions with vascular plants. Indirect factors such as microclimatic changes, soil compaction, and altered competition dynamics further contributed to these effects. The findings presented here provide a sound scientific basis for management recommendations in (semi-)dry grasslands – both within Thayatal National Park and in other protected areas with similarly valuable habitats.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
Abstract	5
1 Einleitung	9
1.1 Forschungsstand	10
1.2 Fragestellung.....	12
2 Material und Methoden.....	12
2.1 Untersuchungsgebiet.....	12
2.1.1. Nationalpark Thayatal	12
2.1.2 Lage und Geologie.....	14
2.1.3 Klima.....	14
2.1.4 Biodiversität	15
2.1.5 Trockenrasen	16
2.2 Methodik	20
2.1.1 Datenaufnahme.....	20
2.1.2 Auswertung	23
3 Ergebnisse	24
3.1 Gesamtzahlen	24
3.2 Rote Liste Arten.....	24
3.3 Artenkurven	25
3.3.1 <i>Weissia longifolia</i>	26
3.3.2 <i>Ceratodon purpureus</i>	27
3.3.3 <i>Abietinella abietina</i>	28
3.3.4 <i>Rhytidium rugosum</i>	29
3.3.5 <i>Euphorbia cyparissias</i>	30
3.3.6 <i>Inula oculus-christi</i>	31
3.3.7 <i>Echium vulgare</i>	32
3.3.8 <i>Arabis sagittata</i>	33
3.3.9 <i>Festuca rubra</i>	34
3.3.10 <i>Bromus inermis</i>	35
3.3.11 <i>Allium flavum</i>	36
3.4 Statistische Auswertung.....	37
3.5 Neu aufgekommene und verschwundene Arten.....	38
4 Diskussion	43

4.1 Auswirkungen von Betritt auf die Vegetation von (Halb-) Trockenrasen	44
4.2 Saisonalität als wesentlicher Faktor.....	45
4.3 Unterschiede und Wechselwirkungen von Phanaerogamen und Kryptogamen	46
4.4 Rückgang gefährdeter Arten unter Betrittstress	49
4.5 Veränderungen der Artenzusammensetzung	50
4.6 Ökologische Mechanismen hinter den beobachteten Veränderungen	50
4.6.1 Mechanischer Stress und Wuchsform	51
4.6.2 Physiologische Anpassungen von Gefäßpflanzen und Moosen	52
4.6.3 Resistenz und Resilienz	54
4.6.4 Ressourcenkonkurrenz: Licht, Nährstoffe und Wasser	55
4.6.5 Sukzession und langfristige Veränderungen	56
4.6.6 Mikroklimatische Effekte durch reduzierte Gefäßpflanzenbedeckung	57
4.7 Managementempfehlungen	58
5 Literaturverzeichnis	62
6 Danksagung	71
7 Anhänge	72
7.1 Gesamtartenliste mit Kategorie und Gefährdungsstatus.....	72
7.2 Neu aufgekommene und verschwundene Arten	75

1 Einleitung

Die Erholung in der Natur gewinnt zunehmend an Bedeutung, da sie vielen Menschen als wertvoller Ausgleich zum oft hektischen Alltag dient. Besonders Schutzgebiete wie der Nationalpark Thayatal verzeichnen stetig steigende Besucherzahlen. Dies trägt nachweislich zur Förderung des psychischen und physischen Wohlbefindens bei (Russell et al., 2013; Wolf & Wohlfart, 2014; Aerts et al., 2018; Lackey et al., 2021). Interne Statistiken des Nationalparks Thayatal belegen diesen Trend deutlich – insbesondere bei Bildungsangeboten und individuellen Besuchsformaten: Jährlich nehmen bis zu 35.000 Personen an Bildungsprogrammen teil oder besuchen das Nationalparkhaus; insgesamt zählt der Nationalpark jährlich zwischen 80.000 und 100.000 Gäste (interner Bericht, Nationalpark Thayatal, 2025).

Mit der zunehmenden Besucherfrequenz gehen jedoch auch ökologische Herausforderungen einher (Cheung, 2013; Wolf et al., 2019). Trotz des bestehenden Wegeangebots im Nationalpark Thayatal lassen sich an stark frequentierten Stellen – etwa in der Nähe beliebter Aussichtspunkte wie dem Überstieg – abseits der markierten Pfade deutlich zertrampelte Flächen erkennen. Eine aktuelle Studie des Nationalparks Thayatal liefert detaillierte Zahlen zu den Besucherströmen entlang der Wanderwege, welche mittels automatischer Zählerschranken erhoben wurden: Am Maxplateau bewegen sich jährlich zwischen 3.300 und 5.700 Personen, während im Bereich des Nationalparkhauses nahe der Kreuzmaiss etwa 8.100 bis 10.500 Besuchende gezählt wurden (Fuchs, 2023). Eine unkontrollierte Nutzung auch außerhalb der offiziellen Wege birgt das Risiko negativer Auswirkungen auf die empfindliche und teils einzigartige Vegetation des Gebiets.

Schließlich beherbergt das Thayatal etwa 40 % aller in Österreich vorkommenden Gefäßpflanzen, einschließlich gefährdeter Arten wie *Melica altissima*. Obwohl 90 % der Fläche des Nationalparks als geschützte Kernzone ausgewiesen und für den Besuch gesperrt sind, könnte der unerlaubte Zugang in sensiblen Gebieten wie den Trockenrasen zu irreversiblen Schäden führen.

Ziel dieser Studie ist es daher, die potenziell negativen Auswirkungen durch Betritt auf die Vegetation, darunter Gefäßpflanzen, Moose und Flechten, zu erfassen und auf dieser Grundlage geeignete Managementmaßnahmen für den Nationalpark Thayatal zu empfehlen.

1.1 Forschungsstand

Der Zusammenhang zwischen menschlichem Betritt und Artenvielfalt, sowie Abundanz von Phanerogamen und Kryptogamen auf Trockenrasen ist momentan noch nicht ausreichend systematisch untersucht. Dies wäre jedoch von großer naturschutzfachlicher Relevanz, da Trockenrasen zu den in Europa unter Naturschutz gestellten Habitaten gehören (Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1992) und der Nutzungsdruck auch auf Trockenrasen im Nationalpark Thayatal immer weiter zunimmt (interner Bericht, Nationalpark Thayatal, 2023).

Gheza et al. (2018) untersuchten bereits mithilfe eines multitanonalen Ansatzes, welcher Gefäßpflanzen, Moose und Flechten umfasste, Auswirkungen auf Trockenrasenvegetation in der Po-Ebene Norditaliens. Dabei wurde herausgefunden, dass Betritt einen negativen Effekt auf Gefäßpflanzen zu haben scheint, bei Moosen und Flechten schien dieser Zusammenhang allerdings nicht zu bestehen.

Eine negative Auswirkung auf Flechten (und Gefäßpflanzen) durch Betritt wurde jedoch von Jägerbrand & Alatalo (2015) in alpiner Heidenvegetation festgestellt. Die Häufigkeit von Moosen schien bei Betritt nicht zu sinken, es wurden aber geänderte Verteilungsmuster von Lebermoosen, akrokarpen und pleurokarpen Moosen gefunden, was auf eine Verschiebung der Dominanzhierarchien der Moose hindeuten kann (Jägerbrand & Alatalo, 2015). Inwiefern alpine Heidenvegetation jedoch mit Trockenrasenvegetation verglichen werden kann, bleibt offen. Beiden gemein sind beispielsweise eine geringe Humusauflage sowie niedrigwüchsige Vegetation.

Auch Li et al. (2021) haben die Auswirkungen von Betritt auf alpine Vegetation untersucht und sind zu dem Schluss gekommen, dass die taxonomische Vielfalt zwar nicht signifikant gesunken ist, funktionelle Merkmale jedoch schnell auf den Betritt reagierten, was wichtige Ökosystemleistungen mindern kann (Li et al., 2021).

Eine Studie von Järvenpää et al. (2023) diskutiert den Zusammenhang zwischen Betritt auf Trockenrasen und Gefäßpflanzen sowie Moosen, wobei betont wird, dass es auf das Ausmaß der Störung ankommt (Järvenpää et al., 2023). Während mäßiger Betritt, beispielsweise bei Beweidung, einen positiven Effekt auf Moose haben könnte (Takala et al., 2014), scheint intensiver Betritt schädlich zu sein (Hamberg et al., 2008).

Zusätzlich wird bei der Studie von Järvenpää et al. (2023) auf die Beziehung zwischen Gefäßpflanzen und Moosen hingewiesen, nämlich jene, dass eine höhere Gefäßpflanzendeckung mit dem Artenreichtum von Moosen negativ korrelieren kann, was mit Ressourcenkonkurrenz

erklärt wird. Auch Löbel et al. (2006) und Takala et al. (2014) betonen die antagonistische Beziehung zwischen Gefäßpflanzen und Moosen, während Gheza et al. (2018) das nicht bestätigen.

Dezidiert bezogen auf den Nationalpark Thayatal merkte bereits Wrbka (2001) an, dass Betritt schädlich für diese einzigartigen Standorte sein würde. Trockenrasen gehören zu den artenreichsten Habitaten Europas, genauso jedoch auch zu denen, die am meisten gefährdet sind (Nabe-Nielsen et al., 2021). Diese Gefährdung ist multikausal, beginnend bei dem bereits angesprochenen menschlichen Betritt durch Erholungssuchende (Roovers et al., 2004), aber auch durch Veränderung der Nutzung dieser Habitate verglichen mit historischen Bedingungen, unter denen sich teilweise die besonderen Artenzusammensetzungen erst entwickelten. Ein Beispiel hierfür ist die Beweidung mit Schafen, wie sie wohl auch im Nationalpark Thayatal stattgefunden hat, wie alte Flurnamen (beispielsweise ‚Schafschwemme‘) andeuten (Schmitzberger & Thurner, 2021). Hier ist sowohl ein Zuviel als auch ein Zuwenig als Gefährdung zu deuten, da die auf diese historischen Bedingungen abgestimmte Artenzusammensetzung nicht an momentane Bedingungen angepasst ist.

Eine weitere Gefährdung stellt außerdem eine „Überdüngung“ der Trockenrasen durch stickstoffhaltigen Regen dar (Stevens et al., 2004), welcher den nährstoffarmen Trockenrasen mehr Nährstoffe zuführt, als die an diese kargen Bedingungen angepassten Pflanzengesellschaften brauchen. Das wird als „Ruderalisierungseffekt“ bezeichnet und hat einen Anstieg weitverbreiteter, nährstoffliebender Arten zur Folge (Wrbka et al., 2001). Damit einher geht auch die Ausbreitung invasiver Pflanzen, wie beispielsweise *Robinia pseudoacacia*, die auch vor den Trockenrasen nicht Halt macht. Nicht zuletzt müssen außerdem noch die durch den Klimawandel veränderten klimatischen Bedingungen genannt werden, welche beispielsweise durch Starkregenereignisse oder auch verlängerte Trockenperioden die artenreichen Trockenrasen gefährden.

Die Gefährdung durch menschlichen Betritt ist jedoch besonders hervorzuheben, da diese Störung einerseits durch eine steigende Anzahl erholungssuchender Tourist:innen immer weiter zunimmt (interner Bericht, Nationalpark Thayatal, 2025), andererseits durch durchdachte und geschickte Besucher:innenlenkung sowie ausreichende, gut verständliche Aufklärung zu einem Großteil vermeidbar wäre. Dass sich besonders Betritt auf Trockenrasen auswirkt, liegt unter anderem daran, dass Trockenrasen nur eine geringe Erdauflage haben, was geringere Wurzeltiefen der Gefäßpflanzen bedingt und sie dadurch anfälliger für Stress durch Betritt macht. Außerdem stellen Bodenverdichtung, welche eine Beeinträchtigung der Wasseraufnahme zur

Folge hat, sowie die direkte mechanische Beschädigung der Vegetation ein großes Problem dar (Gheza et al., 2018).

1.2 Fragestellung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich dementsprechend mit der Frage, welchen Einfluss unterschiedliche Betrittfrequenzen, verursacht durch beispielsweise Besuchende oder Forschende, auf die Vegetation von Trockenrasen und Halbtrockenrasen im Nationalpark Thayatal haben. Dabei soll erstmals neben dem Einfluss auf Gefäßpflanzen auch der Einfluss auf Kryptogamen, also Moose und Flechten, erfasst werden. Als Methodik wird ein experimenteller Ansatz gewählt, wobei unterschiedliche Frequenzen anthropogenen Betritts entlang von Transekten auf Trockenrasen simuliert werden. Ziel ist es, eine wissenschaftliche Grundlage für Managementempfehlungen zur Lenkung bzw. Ausgrenzung von Besucherströmen im Nationalpark Thayatal sowie anderen Schutzgebieten mit Trockenrasenelementen zu erstellen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit liegt im Nationalpark Thayatal (Niederösterreich), nahe der Stadt Hardegg an der tschechischen Grenze. Die Datenaufnahmen fanden an zwei verschiedenen Standorten statt: auf dem Maxplateau sowie der Kreuzmaiss.

2.1.1. Nationalpark Thayatal

Der Nationalpark Thayatal wurde im Jahr 2000 gegründet und umfasst ein 1.360 Hektar großes Gebiet. Direkt angrenzend auf der tschechischen Seite liegt der 6.260 Hektar große Národní park Podyjí. Flächenmäßig ist das Thayatal der kleinste Nationalpark Österreichs, jedoch weist es auf einer Fläche von 0.016% der österreichischen Staatsfläche 44% der heimischen Flora auf.

Die hohe Artenvielfalt an Flora und Fauna wird vor allem durch geologische sowie klimatische Vielfalt bedingt, aber auch durch historische Gründe. Von 1952 bis 1989 befand sich zwischen

Österreich und Tschechien der „eiserne Vorhang“, welcher entlang der Thaya verlief und menschliche Eingriffe auf ein Minimum reduzierte.

Durch den geringen menschlichen Einfluss konnten sich die ursprünglichen Wälder hier halten. Nach der Gründung des Nationalparks wurden nicht standortgerechte Baumbestände, die knapp 20% der Fläche ausmachten (Pöppl et al., 2010) und beispielsweise Robinien (*Robinia pseudoacacia*) sowie Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) enthielten, durchlichtet. Auf eine Neubepflanzung standortgerechter Arten wurde verzichtet (OTS, 1999). Die Wälder des Nationalparks machen 92% der Fläche aus und unterscheiden sich in ihrer Zusammensetzung je nach Lage. Während das östliche Gebiet von trocken-warmen Eichenwäldern dominiert wird, die zum Großteil auf saurem Granit liegen, wird der westliche Teil von Buchenwäldern bedeckt, welche auf basischem Gestein wie beispielsweise Kalk liegen (Pöppl et al., 2010). Nadelbaumarten hingegen sind weniger dominant. Rotföhren (*Pinus sylvestris*) befinden sich hier beispielsweise auf Felsstandorten, aber auch Eiben (*Taxus baccata*) kommen autochthon vor (Wrbka, 2001).

Eine Besonderheit an autochthonen Pflanzen bilden jene der Trockenrasen. Hier kommt beispielsweise das endemische Hohe Perlgras *Melica altissima* vor, welches in der Roten Liste als stark gefährdet geführt wird (Schratt-Ehrendorfer et al., 2022). Auf Halbtrockenrasen sowie in lichten, trocken-warmen (Flaumeichen-) Wäldern kommt außerdem die Bunte Schwertlilie *Iris variegata* vor, aber auch Türkenglocke *Lilium martagon* und Gelber Hartriegel *Cornus mas* wachsen an diesen Standorten. An nennenswerter Fauna ist allen voran die Wildkatze *Felis silvestris* zu nennen, aber auch weitere seltene Arten wie Schwarzstorch *Ciconia nigra*, Smaragdeidechse *Lacerta viridis* und Edelkrebs *Astacus astacus* zählen hier zu den Flagship species.

Auch einige seltene sowie wichtige Moos-Arten wurden im Thayatal gefunden, beispielsweise *Pyramidula tetragona*, welche in der Roten Liste der Moose Niederösterreichs bereits als „ausgestorben“ geführt wurde, von Zechmeister & Kropik (2021) jedoch im Nationalpark wieder nachgewiesen werden konnte (Zechmeister & Kropik, 2021). Auch weitere extrem seltene Arten wie *Riccia papillosa*, *Entosthodon pulchellus* sowie *Oxymitra incrassata* konnten von Zechmeister und Kropik nachgewiesen werden (2022).

2.1.2 Lage und Geologie

Das Thayatal liegt im Norden Niederösterreichs am Ostrand des Waldviertels, angrenzend an das Weinviertel, als tief eingeschnittenes Tal zwischen grünen „Canyons“. Die Thaya mäandriert auffällig durch das plateauförmige Hügelland der Umgebung. Diese Hügel sind zum größten Teil bewaldet, zeichnen sich aber auch durch immer wieder vorkommende felsdurchsetzte Steilhänge aus, die vorwiegend nord-ost exponiert sind (Berger & Priemetzhofer, 2010). Diese schaffen auf dem geologisch heterogenen Untergrund eine Vielzahl an verschiedenen Trockenvegetationskomplexen. Durch ebenjene Heterogenität des Untergrundes, welcher von Graniten und Bitteschen Gneis über schieferige Kalksilikate bis hin zu Marmor reicht, und damit unterschiedliche pH-Werte des Bodens schafft, sowie aber auch Exposition, Neigung und Gründigkeit des Oberbodens, wird eine besondere Gegebenheit zur Einnischung verschiedener Arten geboten und eine herausragende Vielfalt an Pflanzenarten geschaffen (Wrbka, 2001). Auch Rötzel (2010) gibt an, dass die außergewöhnliche Artenvielfalt des Nationalparks ihren ursprünglichen Zusammenhang mit dem rasch wechselnden geologischen Untergrund und der herausragenden Gesteinsvielfalt hat.

Der Nationalpark befindet sich auf der Böhmischem Masse, einem der geologisch ältesten Teile Österreichs und liegt am Übergang zwischen den tektonischen Einheiten Moravikum und Moldanubikum. Die Region weist rasch wechselnde Gesteinsfolgen von proterozoischen Plutoniten und Paragesteinen auf (Rötzel, 2010). Das Tal selbst wurde vor etwa 5 Millionen Jahren geprägt und vor allem die Eiszeiten mit einem Wechsel von Kalt- und Warmzeiten hinterließen Spuren in der Landschaft.

2.1.3 Klima

Das Klima des Thayatals wird vom Osten her durch das heiße und trockene pannoniche Klima geprägt. Im Westen dominiert das deutlich kühlere und feuchtere mitteleuropäische Klima die Hochlagen (Pöpli, 2010). Der Jahresgesamtniederschlag liegt bei etwa 700mm, die Sommer sind lang und heiß-trocken, die Winter kurz und ebenfalls trocken (Berger & Priemetzhofer, 2010).

Die ausgeprägte Schluchtlandschaft mit ihrer kleinteiligen Geomorphologie führt zu einem stark differenzierten Mesoklima und Mikroklima (Schmitzberger, 2021). Dies wiederum bedingt eine Nischendifferenzierung der Flora, was zur hohen Artenvielfalt des Thayatals positiv beiträgt (Berger & Priemetzhofer, 2010). Von dieser Differenzierung sind vor allem jene Lebensräume betroffen, denen die Pufferwirkung der schützenden Baumschicht fehlt. Das hat zur Folge, dass

vor allem in Trockenlebensräumen Pflanzenarten mit unterschiedlichen Herkunftsgebieten und Standortansprüchen auf engem Raum nebeneinander existieren (Wrbka, 2001).

Großräumig betrachtet liegt der Nationalpark im randpannonischen Raum, die Trockenstandorte liegen demnach in einem Klimatyp, welcher sich durch ein ausgeprägtes Jahreszeitenklima mit trockenen, heißen, niederschlagsarmen Sommern und kalten, frostreichen, ebenfalls niederschlagsarmen Wintern auszeichnet. Vor allem auf den flachgründigen und wenig wasserspeichernden Böden der felsunterlagerten Steilhänge bedeutet das gerade im Sommerhalbjahr einen besonderen Trockenstress, welchem die dort vorkommenden Pflanzen ausgesetzt sind.

2.1.4 Biodiversität

Die beeindruckende Artenvielfalt des Thayatal erklärte sich zu einem großen Teil über die naturräumlichen Gegebenheiten des Gebiets, also der primären Landschaftsstruktur, aber auch über die sekundäre Landschaftsstruktur, also die hier sehr spezielle Nutzungsgeschichte dieser Region (Wrbka et al., 2010).

Der Untergrund variiert von basischen Verwitterungsböden wie Redina bis hin zu sauren Standorten über Orthogenis, was eine an die jeweiligen pH-Werte angepasste Vegetation bedingt und eine hohe Standortvielfalt schafft. Aber auch die Topographie, welche unterschiedliche Höhenlagen, Hangneigungen und Expositionen beinhaltet, schafft unterschiedlichste Bedingungen zur Einnischung verschieden differenzierter Arten.

Ebenfalls zur reichen Nischendifferenzierung unterschiedlicher Arten trägt der relativ ausgeprägte großklimatische Gradient zwischen dem Hochflächenklima des Waldviertels und dem trocken-warmen Weinbauklima des Karpatenvorlandes (Wrbka, 2010) bei. Außerdem schafft die Schluchtlandschaft, durchflossen von der Thaya, verschiedene Mikroklimata, welche zusätzlich Arten mit unterschiedlichen Standortansprüchen Platz bieten.

Besonders stark ist dieser Effekt auf Trockenrasen bemerkbar, da hier die schützende Pufferschicht der Baumkrone fehlt. Wrbka et al. (2010) beschreiben, dass hierauf auch der Effekt begründet liegt, weshalb gerade an diesen Standorten Pflanzenarten unterschiedlicher Herkunftsgebiete auf relativ nahem Raum nebeneinander existieren.

Die zahlreichen Trockenstandorte des Nationalparks sind als primäre Substratsteppen an den felsigen Hängen ausgeprägt und tragen ausschlaggebend zur strukturellen Diversität der

geschlossenen Waldlandschaft bei, was die Biodiversität signifikant erhöht. Der bereits genannte heterogene geologische Untergrund, einschließlich Graniten, Gneisen, schieferigen Kalksilikaten und Marmor, sowie Variationen in pH-Wert, Exposition und Oberbodenbeschaffenheit begünstigen damit die Ausbildung einer Vielzahl von Pflanzengesellschaften auf diesen trockenheitsabhängigen, waldfreien Standorten (Wrbka et al., 2010).

Nicht zu vergessen ist außerdem die menschliche Komponente. Das Thayatal wurde historisch aufgrund seiner umständlich zu bewirtschaftenden Lage nicht für intensive landwirtschaftliche Zwecke genutzt. Beweidung fand jedoch auch an schwer zugänglichen Stellen statt. Schließlich wurde der menschliche Einfluss hier jedoch auf ein Minimum begrenzt, als 1952 der Eiserne Vorhang errichtet wurde und damit für 37 Jahre das Gebiet kaum betretbar war. Diese neu geschaffene „Unberührtheit“ des Geländes wurde zu einem wichtigen Argument, weshalb das Gebiet um die Jahrtausendwende auf beiden Landesseiten zum Nationalpark erklärt werden konnte. Insgesamt kann das Gebiet des Nationalparks, allen voran die dort vorkommenden Felsensteppen, als ahemerope bis oligohemerope Landschaft, also von Menschen relativ unbeeinflusst, bezeichnet werden (Wrbka et al., 2010).

2.1.5 Trockenrasen

Die Trockenrasen des Thayatals befinden sich auf nährstoffarmen, steilen Hängen sowie Felsplateaus und stellen botanische Raritäten dar, die weitgehend unbeeinflusst von anthropogenen Eingriffen geblieben sind. Geologische Ausgangsbedingungen, Exposition, Hangneigung und die geringe Bodenmächtigkeit haben zur Ausbildung einer überdurchschnittlich hohen Diversität an Pflanzengesellschaften an diesen Standorten geführt. Das Spektrum der Vegetationstypen umfasst Felsvegetation, lockere Grusrasen, Zergstrauchbestände (*Calluna vulgaris*), geschlossene Rasensteppen sowie Waldsteppenkomplexe. Neben diesen primären Trockenstandorten existieren auch sekundäre, waldfreie Bereiche, die infolge historischer Beweidung entstanden sind und heute durch gezielte Pflegemaßnahmen offen gehalten werden, um die Biodiversität zu erhalten.

Zahlreiche Trockenrasen des Thayatals sind vorwiegend als primäre Substratsteppen an felsigen Oberhängen der Thayataleinhänge ausgebildet und tragen als „dry resource patches“ zur strukturellen Bereicherung und Auflockerung der geschlossenen Waldlandschaft bei (Wrbka et al., 2010). Dadurch steigern sie die Biodiversität der Umgebung und sind von großem Wert für die Artenvielfalt.

Wrbka et al. (2010) beschreiben die Vegetationstypen der Felsensteppen als relativ stabile Lebensgemeinschaften, wenn sie nicht durch beispielsweise Betritt punktuell gestört werden. Die Übergangszonen zwischen Wald und (Trocken-)Staudensäumen hingegen werden als dynamisch beschrieben, haben sie doch ihre Artenzusammensetzung unter dem Einfluss zunehmender anthropo-zoogener Störung verändert, was als Ruderalisierungseffekt bezeichnet wird (Wrbka et al., 2010) und sich durch die Zunahme weit verbreiteter nährstoffliebender Arten zeigt. Dieser Effekt begrenzt sich auf die leichter für Menschen zugänglichen Trockenrasen. Der Großteil der trockenen Standorte liegt jedoch für Menschen schwer zugänglich und zeigt kaum menschlichen Einfluss, weshalb die Felsteppen zu ahemeroben bis oligohemeroben Landschaftselementen gezählt werden können, was sie für Ostösterreich hochgradig selten und damit schützenswert macht (Wrbka et al., 2010).

Obwohl ein Großteil der Trockenrasen des Nationalparks auf natürliche Weise durch geologische Faktoren entstanden ist, liegt der Verdacht nahe (beispielsweise über alte Flurnamen wie „Schafschwemme“ sowie historische Kastralaufnahmen), dass auch schwer erreichbare Stellen früher extensiv beweidet wurden, was wiederum sekundäre Trockenrasen zur Folge hatte. Diese sind auch nach Jahrzehntelang herliegender Beweidung weiterhin waldfrei, neigen jedoch durch Sukzession zur Verbuschung. Wildverbiss und klimatische Schwankungen halten diese gering, allerdings sind Pflegemaßnahmen notwendig, um die artenreichen sekundären Trockenrasen zu erhalten (Schmitzberger & Thurner, 2021).

Um ebendiese Vielfalt aufrechtzuhalten, wurden seit den frühen 2000ern Pflegemaßnahmen implementiert. Diese reichen von der Reduktion der Gebüscharteile über das vollständige Entfernen der Verbuschung, bis hin zur Pflegemahd im Intervall von 5 oder 10 Jahren. Manche Flächen stehen unter Beobachtung und nur bei allfälliger Verschlechterung des Zustands kommt es zu Eingriffen. Insgesamt wird der Erfolg der Pflegemaßnahmen nach deren Beginn vor etwa 20 Jahren von einer Monitoringstudie positiv bewertet (Schmitzberger & Thurner, 2021).

2.1.5.1 Maxplateau (P02)



Abb. 1.: Kartenmarkierung Maxplateau (Quelle: Google Earth)

Das Maxplateau liegt nordwestlich der Stadt Hardegg (Abb. 1) und säumt die Stadt als langer Bogen beginnend am Fuße des Maxplateaus bis hin zum Reginafelsen ein. Als Grundgesteine werden hier saure Gneise wie Orthogneis (Roetzel, 2010) sowie Bittescher Gneis und Kalksilikatgneis (Wrbka, 2001) in der Literatur genannt. Bemerkenswert ist, dass die Vegetation über Kalksilikatgneis besonders reich an Moosarten ist (Zechmeister & Kropik, 2021). Die hier untersuchten Trockenrasen liegen über hohen sowie steilen Felshängen, bezeichnend sind die seichte Gründigkeit des Bodens sowie die sehr trockene Bodenfeuchte.

Trockenrasen 1, der hier untersucht wurde, liegt parallel zu einem steilen Abhang, auf der oberen Seite wird er von Wald umrandet. Dadurch ergeben sich Saumbestände sowie einzelne Gebüsche und kleine Gebüscheinseln, die in Waldnähe stehen. Mittig des Trockenrasens steht eine 2002/2003 geringelte Robinie, durch welche sich ein gewisser Nährstoffreichtum sowie damit einhergehende Ruderalisierungseffekte zeigen, beispielsweise durch einen relativ hohen Anteil an Therophyten (Schmitzberger & Thurner, 2021).

Trockenrasen 2 liegt senkrecht einen mittelsteilen Abhang hinab, umgeben von Wald und Saum sowie Abbruchkanten Richtung Westen. Er weist insgesamt einen höheren Saumcharakter auf als Trockenrasen 1, was sich in der hier vorkommenden Artengarnitur widerspiegelt. Insgesamt wurden zwischen 2003 und 2020 zwei Pflegemahden vorgenommen, deren Ziel die Stärkung des

Trockenrasencharakters, ein Rückgang des Federgrases sowie die Entfernung der Robinien war (Schmitzberger & Thurner, 2021).

2.1.5.2 Kreuzmaiss (P27)



Abb. 2.: Kartenmarkierung Kreuzmaiss (Quelle: Google Earth)

Die südlich exponierte Kreuzmaiss (Abb. 2) liegt über dem basischen Ausgangsgestein Marmor, ausgezeichnet durch eine trockene Bodenfeuchte und eine mittlere Gründigkeit des Bodens. Der hier untersuchte Trockenrasen kann als staudenreicher Blaugras- sowie Erdgrasrasen beschrieben werden. Die Vegetation ist oft lückig und durchsetzt von kryptogamenreichen Felsköpfen, genauso aber kommen einzelne Gebüsche wie beispielsweise *Cornus mas* vor. Das hier angelegte Untersuchungstransekt sowie das parallel laufende Vergleichstransekt wurden senkrecht unter einzelnen Gebüschen hin zum Abhang gelegt, wobei sie über Felsköpfe und offene Stellen gingen. Für diesen Trockenrasen ist noch kein Pflegeeingriff dokumentiert, da er in einer diese Pflegemaßnahmen vorschlagenden Studie von Wrbka et al. (2001) als stabil beschrieben wurde.

2.2 Methodik

2.1.1 Datenaufnahme

Tab. 1: Tage der Datenaufnahmen.

A1	04.06.2023
A2	18.06.2023
A3	08.07.2023
A4	25.07.2023
A5	08.08.2023
A6	29.08.2023
A7	19.09.2023
A8	08.10.2023
A9	29.10.2023
A10	18.11.2023
A11	18.12.2023
A12	04.01.2024
A13	26.01.2024
A14	14.02.2024
A15	09.03.2024
A16	29.03.2024
A17	15.04.2024
A18	11.05.2024

Um die Auswirkungen menschlichen Betritts auf die Vegetation der Trockenrasen messen zu können, wurden über ein Jahr hinweg im Abstand von etwa zwei bis drei Wochen (siehe Tab. 1) Untersuchungen auf den Trockenrasen sowie Halbtrockenrasen des Maxplateaus und der Kreuzmaiss vorgenommen. Es wurde darauf geachtet, die Abstände regelmäßig einzuhalten, gleichzeitig wurden Tage nach Regenfällen präferiert, was eine bessere Sichtbarkeit der Moose zur Folge hatte. Für eine Vergleichbarkeit der aufgenommenen Daten wurden insgesamt vier Untersuchungstransekte à 10m sowie zwei Vergleichstransekte à 10m angelegt, wobei all jene wiederholt untersucht wurden. Die Einrichtung der Monitoringflächen erfolgte nach Einschätzung der Untersuchenden möglichst heterogen auf den genannten Flächen, wobei versucht wurde, möglichst unterschiedliche Elemente des Trockenrasens abzubilden. So wurden

die Transekte bewusst über Felsköpfe, trockene Erdstellen sowie stark mit Gefäßpflanzen bewachsene Bereiche gelegt. Ein Untersuchungstransekts am Maxplateau lag nahe des Abhangs horizontal dazu in der Mitte des Trockenrasens, eines näher Richtung angrenzenden Wald. Das dritte Untersuchungstransekts hingegen lag vertikal einen Abhang entlang neben einem Waldsaum, welcher sichtbar Einfluss auf die Artengarnituren dieses Transekts hatte. Auf der Kreuzmaiss wurde ebenfalls ein vertikales Untersuchungstransekts angelegt, welches in der Nähe des Waldsaumes begann, über trockene Felskuppen führte und knapp vor einem Abhang endete.

Daraus ergaben sich insgesamt sechs Transekte mit jeweils 10 Monitoringflächen von 20x20 cm, die erfasst wurden. Pro Aufnahmetag wurden somit 60 Teilflächen zur Auswertung erhoben. Die vier Untersuchungstransekte wurden an jedem Aufnahmetag begangen, um den Betritt durch Besuchende des Nationalparks zu simulieren. Hierbei wurde am Maxplateau ein Transekts zweimal begangen (geringe Betrittstörung), eines zehnmal (mittlere Betrittstörung) und eines zwanzigmal (hohe Betrittstörung).



Abb. 3: Transekte mit 10x Betritt (links) und 2x Betritt (rechts) auf dem Maxplateau.

Innerhalb jedes Transekts waren jeden Meter Markierungen in Form von Metallstäben fixiert, welche ein genaues Wiederauffinden der Flächen ermöglichen. An diesen Markierungen wurde ein Holzrahmen in den Maßen 20x20cm (Abb. 4) angelegt und innerhalb dessen die Arten dieser Fläche bestimmt und die Deckungswerte geschätzt. In Flächen, die zu Beginn der Aufnahmen im Juni 2023 von Gefäßpflanzen dominiert waren, wurde diese Gesamtfläche als Referenzwert

verwendet. Bei Flächen hingegen, die anfangs von Kryptogamen dominiert wurden, wurde das 20x20cm große Quadrat durch vier geteilt und 10x10cm große Flächen zur Vegetationsschätzung verwendet, um genauere Schätzungen der Moose und Flechten zu erreichen.



Abb. 4: 20x20cm Holzrahmen zur Datenaufnahme mit Metallstäben im Boden zur besseren Auffindbarkeit.

Für die Datenaufnahme wurden Gefäßpflanzen sowie Kryptogamen, also Moose und Flechten, untersucht. Dabei wurden auf einer Fläche von 20x20cm alle darauf vorkommenden Pflanzenarten bestimmt und ihre Deckung mittels abgewandelter Braun-Blanquet Skala geschätzt, ebenso wie die prozentualen Flächenanteile der vegetationsfreien Flächen in diesem Quadrat, der Steine sowie Streu. Die für Gefäßpflanzen häufig verwendete Braun-Blanquet Skala (Westhoff & Van Der Maarel, 1978) wurde leicht abgewandelt, um eine genauere Schätzung der prozentuell meist gering vorhandenen Moose und Flechten zu gewährleisten. Hierfür wurde statt r, +, 1, 2, 3, 4, 5 eine Deckung von 1, 2, 5, 10, 15, 20, etc. angegeben. Genauere Zahlen außerhalb der Fünferschritte wurden nicht angegeben, um keine Genauigkeit vorzutäuschen, die nicht in diesem Ausmaß angegeben werden kann.

Während der Datenaufnahme vor Ort wurden die Gefäßpflanzen mit Hilfe der Exkursionsflora für Österreich, Lichtenstein und Südtirol (Fischer et al., 2008) bestimmt, wonach sich auch die Nomenklatur richtet. Moose wurden unter Zuhilfenahme einer Lupe bestimmt. Bei im Feld nicht bestimmmbaren Arten wurden möglichst geringfügige Proben der Art mitgenommen und mithilfe eines Mikroskops auf Artniveau bestimmt, wobei sich die Nomenklatur hier nach der Moosflora (Frahm & Frey, 1992), bei den Flechten nach Wirth et al. (2023) richtet. Nicht auf Artniveau bestimmt werden konnten die meisten Individuen der Gattung *Weissia* sp, *Ceratodon* sp. sowie *Pottia* sp., da jene zur genauen Bestimmung Sporophyten tragen müssen, was hier nicht der Fall war.

Um die Arten den aktuellen Roten Listen zuzuordnen, wurden sie entsprechend der Gefährdungskategorien der „Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs“ (Schratt-Ehrendorfer et al., 2022), der „Roten Liste der Moose Niederösterreichs“ (Zechmeister et al., 2013), sowie der „Roten Liste für Flechten und flechtenbewohnende Pilze“ (Wirth et al., 2011) eingeteilt.

Für die Erstellung einer repräsentativen Auswahl an Arten, welche unterschiedliche Lebensformen und ihre Anpassung an Stressfaktoren wie Betritt widerspiegeln, wurden bei Moosen typische Vertreter ephemerer wie perennialer Lebensstrategien gewählt, wobei die Einteilung nach BRYOATT (Hill et al., 2007) sowie BET data (Van Zuijlen et al., 2023) erfolgte.

2.1.2 Auswertung

Die beschreibende Auswertung konzentriert sich auf die Auswertung der Deckungswerte in Prozent der einzelnen Arten im Beobachtungszeitraum. Hier werden unter anderem Zeit-/Prozentwertkurven für einzelne Transekte erstellt und besprochen, wie sich die Deckungswerte ausgewählter Arten und Pflanzengruppen abhängig von der Trittfrequenz verändern, wobei ein Fokus auf den Unterschied zwischen Anfang und Ende des Untersuchungszeitraumes gelegt wird. Hier ist anzumerken, dass durch den in dieser Arbeit verwendeten Begriff „Störung“, also menschlichen Betritt, die negative Konsequenz ein Rückgang der Vegetationsdeckung ist. Diese Definition entspricht jenen der bereits publizierten Forschungsergebnisse, welche bereits in der Einleitung besprochen wurden.

Für die statistische Analyse wurde eine polynomiale Regression zweiten Grades gewählt, da sie die Krümmung der Daten-Beziehung zwischen Trittfrequenz und der logarithmischen Response-Ratio (LRR) besser abbildet als eine einfache lineare Regression.

Die polynomiale Regression modelliert die LRR von Deckungswerten bzw. Artenzahlen als Funktion der unabhängigen Variablen Trittfrequenz und Aufnahmetag, indem jeweils lineare und quadratische Terme geschätzt werden. Vor Berechnung der LRR wurde zu allen Null-Ausgangswerten ein Pseudowert von 1 hinzugefügt, um die Division durch Null zu vermeiden.

Die logarithmische Response-Ratio ($LRR = \ln[Wert_t / Wert_0]$) beschreibt die relative Veränderung der Arten- bzw. Deckungszahlen im Vergleich zum Ausgangswert und macht die Untersuchungsflächen trotz unterschiedlicher Ausgangsbedingungen direkt vergleichbar. Dadurch lassen sich die Effekte des Betritts auf Moose und Gefäßpflanzen präzise gegenüberstellen. Zur Auswertung wurde das Statistikprogramm R (Version 4.4.1) verwendet. Visualisierungen wurden mit dem R-Paket ggplot2 (Wickham, 2016) erstellt.

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtzahlen

Insgesamt wurden während des Erhebungszeitraumes 132 Arten gefunden, davon waren 38 Moosarten, 11 Flechtenarten und 83 Gefäßpflanzenarten (Anhang Tab. 4).

3.2 Rote Liste Arten

Von diesen Arten fällt insgesamt eine in die Kategorie „Extinct“ (EX), nämlich *Pyramidula tetragona*. Als „Critically endangered“ (CR) wird eine Art beschrieben (*Festuca ovina*). Fünf Arten gelten als „Endangered“ (EN), 18 als „Vulnerable“ (VU), ebenfalls 18 als „Near threatened“ (NT), 79 zählen zu „Least concern“ (LC) und für insgesamt 18 Einträge gibt es „Not available“ (NA), da hier beispielsweise aufgrund einer Bestimmung auf Gattungsniveau keine konkreten Feststellungen über den Gefährdungsstatus gemacht werden konnten (siehe Tab. 2).

Tab. 2.: Anzahl der Gesamtarten, Gefäßpflanzen, Moose und Flechten unterteilt nach Gefährdungsstatus.

Status	Anzahl gesamt	Gefäßpflanzen	Moose	Flechten
EX	1	0	1	0
CR	1	1	0	0
EN	5	2	3	1
VU	18	10	5	2
NT	18	16	2	0
LC	79	52	23	4
NA	18	3	5	10

Werden die Gefährdungskategorien getrennt nach Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten betrachtet, zeigt sich, dass bei Moosen prozentuell mehr Arten in die Kategorien „Endangered“ und „Vulnerable“ fallen, Gefäßpflanzen hingegen liegen bei „Near threatened“ und „Least concern“ vorne.

3.3 Artenkurven

Um die Veränderung der aufgenommenen Arten besprechen zu können, wurden Artenkurven erstellt, welche die Fluktuation einzelner, ausgewählter Arten über den Aufnahmezeitraum in Abhängigkeit der Betrittlfrequenz darstellen. Um eine repräsentative Auswahl der Arten zu treffen, welche unterschiedliche Lebensformen und ihre Anpassung an Stressfaktoren wie Betritt widerspiegeln, wurden bei Moosen typische Vertreter ephemerer wie perennialer Lebensstrategien gewählt. Bei Gefäßpflanzen wurden Gräser, Rosettenpflanzen sowie Pflanzen mit der Hauptmasse auf einem aufrechten Stängel unterschieden. Die Graphiken (Abb. 5 – Abb. 14) zeigen auf der y-Achse die Deckung in Prozent pro Aufnahmefläche, auf der x-Achse die einzelnen Aufnahmetage von 1 bis 18. Darin aufgetragen sind die Mittelwerte der Deckungsprozente der einzelnen Arten zum jeweiligen Aufnahmetag in der betreffenden Betrittlfrequenz.

3.3.1 *Weissia longifolia*

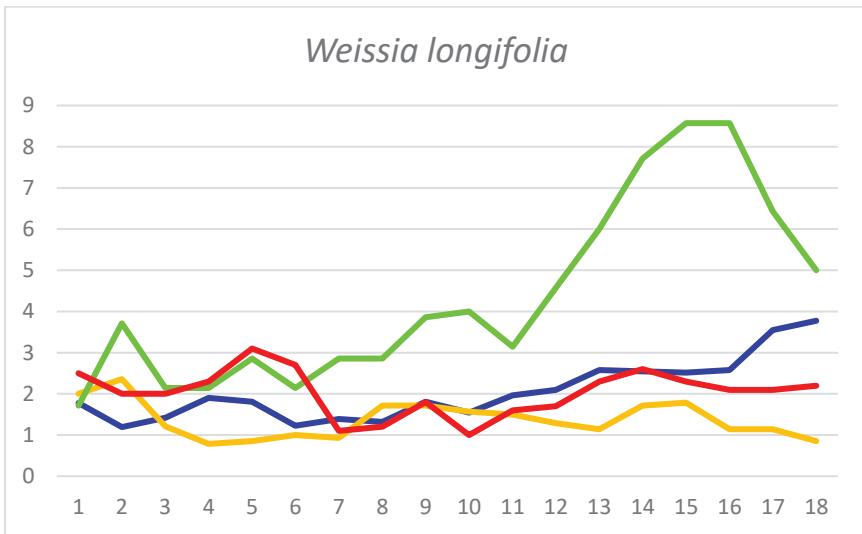


Abb. 5 mittlere Deckungswerte von *Weissia longifolia* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betritt frequentz 0, grün = Betritt frequentz 2, gelb = Betritt frequentz 10, rot = Betritt frequentz 20.

Weissia longifolia ist als Vertreter der ephemeren Moose abgebildet. Diese Art zeigt bei Betritt frequentz 0 zwischen dem Anfang der Studie und der letzten Aufnahme einen stetigen Anstieg ihrer Deckungswerte, welcher insgesamt zu einer Verdopplung eben jener führte (Abb. 5). Auch bei Betritt frequentz 2 gab es, nach einer starken Fluktuation zwischen den Aufnahmen 14 bis 17 im Frühling 2023, eine Zunahme der Deckung. Im Gegensatz dazu gibt es bei den Betritt frequentzen 10 und 20 eine Abnahme der Deckung, wobei bei Betritt frequentz 10 eine Halbierung der Deckung im Vergleich zu ihrem Anfangswert zu sehen ist (A1: Deckung im Schnitt 2%, A18: Deckung im Schnitt 0,9%).

3.3.2 *Ceratodon purpureus*

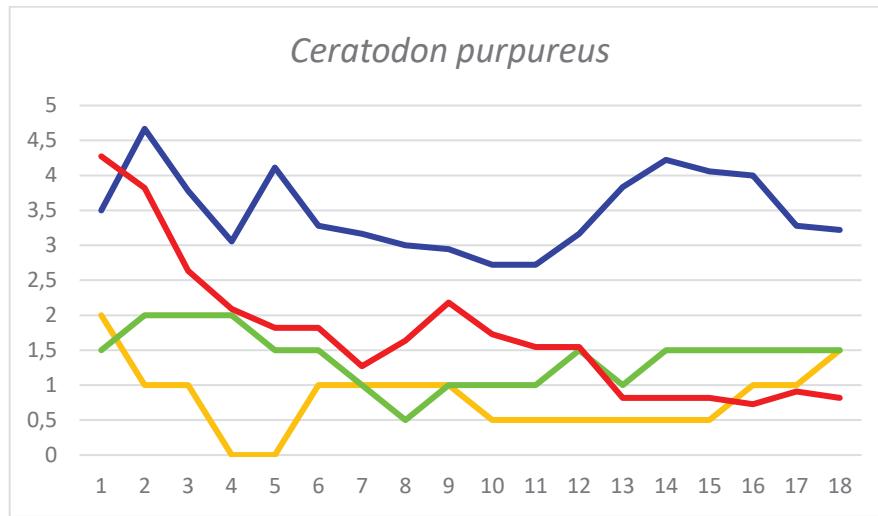


Abb. 6: mittlere Deckungswerte von *Ceratodon purpureus* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betrittlfrequenz 0, grün = Betrittlfrequenz 2, gelb = Betrittlfrequenz 10, rot = Betrittlfrequenz 20.

Ceratodon purpureus ist ein perennierendes akrokarpes Moos, welches bei Betrittlfrequenz 0 nach einigen Schwankungen leicht unter den Deckungswerten am Anfang liegt (Abb. 6). Bei Betrittlfrequenz 2 hält es sich, ebenfalls nach einigen Schwankungen, stabil bei einem Deckungswert von 1,5%. Bei Betrittlfrequenz 10 gibt es eine insgesamte Abnahme von 2% auf 1,5% zwischen Anfang und Ende des Versuchszeitraumes. Die stärkste Veränderung zeigen die Deckungswerte der Betrittlfrequenz 20, welche von 4,3% am Anfang auf 0,8% am Ende sinken.

3.3.3 *Abietinella abietina*

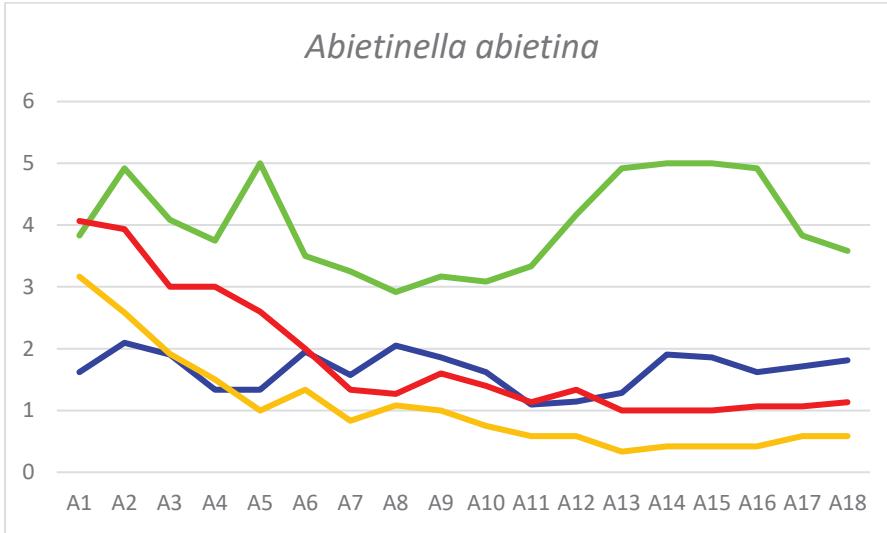


Abb. 7: mittlere Deckungswerte von *Ceratodon purpureus* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betrittlfrequenz 0, grün = Betrittlfrequenz 2, gelb = Betrittlfrequenz 10, rot = Betrittlfrequenz 20.

Abietinella abietina zeigt als perennierendes pleurokarpes Moos ebenfalls unterschiedliche Veränderungen in Abhängigkeit von der Betrittlfrequenz (Abb. 7). Bei einer Betrittlfrequenz von 0 bleibt die Deckung weitgehend stabil und nimmt zum Ende des Beobachtungszeitraums leicht zu. Bei einer Betrittlfrequenz von 2 ist nach einigen Schwankungen ein Rückgang der Deckung zu beobachten. Eine stärkere Abnahme zeigt sich bei der Betrittlfrequenz 10, wo die Deckung im Verlauf von 3,2% auf 0,6% reduziert wird. Auch bei Betrittlfrequenz 20 gibt es eine deutliche Abnahme von 4,1% auf 1,1% .

3.3.4 *Rhytidium rugosum*

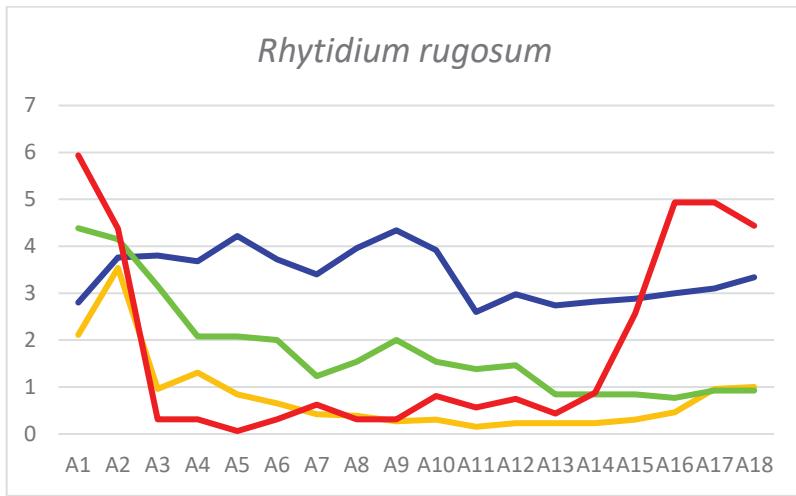


Abb. 8: mittlere Deckungswerte von *Rhytidium rugosum* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betrittlfrequenz 0, grün = Betrittlfrequenz 2, gelb = Betrittlfrequenz 10, rot = Betrittlfrequenz 20.

Das pleurokarpe, perennierende Moos *Rhytidium rugosum* zeigt ebenfalls nur bei Betrittlfrequenz 0 einen Anstieg der Deckungswerte (Abb. 8). Der stärkste Abfall der Deckung zeigt sich bei Betrittlfrequenz 2 von 4,4% auf 0,9%, aber auch die Betrittlfrequenzen 10 und 20 zeigen einen deutlichen Rückgang. Bei Betrittlfrequenz 20 zeigt sich eine auffällig niedrige Deckung von <1% der Art zwischen A3 (Juli 2023) und A14 (Februar 2024), welche ab A15 (März 2024) wieder steigt, sich jedoch bei der letzten Aufnahme noch unter den Anfangsdeckungswerten befindet.

3.3.5 *Euphorbia cyparissias*

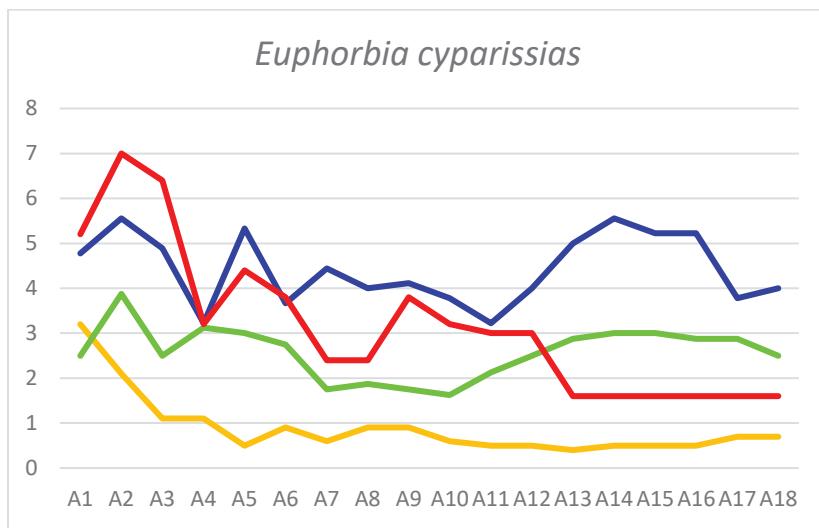


Abb. 9 mittlere Deckungswerte von *Euphorbia cyparissias* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betritt frequentz 0, grün = Betritt frequentz 2, gelb = Betritt frequentz 10, rot = Betritt frequentz 20.

Euphorbia cyparissias, als Vertreter der Blütenpflanzen, zeigt bei Betritt frequentz 0 einen leichten Rückgang von 0,8%, wobei während der Frühlingsmonate 2024 ein Anstieg der Deckung zu verzeichnen war, der jedoch während der letzten beiden Aufnahmen im April und Mai wieder zurückging und leicht unter das Anfangsniveau fiel (Abb. 9). Bei Betritt frequentz 2 konnte sich die Deckung insgesamt stabil auf 2,5% halten. Bei den höheren Betritt frequentzen von 10 und 20 ging die Deckung jedoch in beiden Fällen stark zurück und fiel von 3,2% (Betritt frequentz 10) bzw. 5,2% (Betritt frequentz 20) am Anfang auf jeweils rund 1% am Ende des Untersuchungszeitraums.

3.3.6 *Inula oculus-christi*

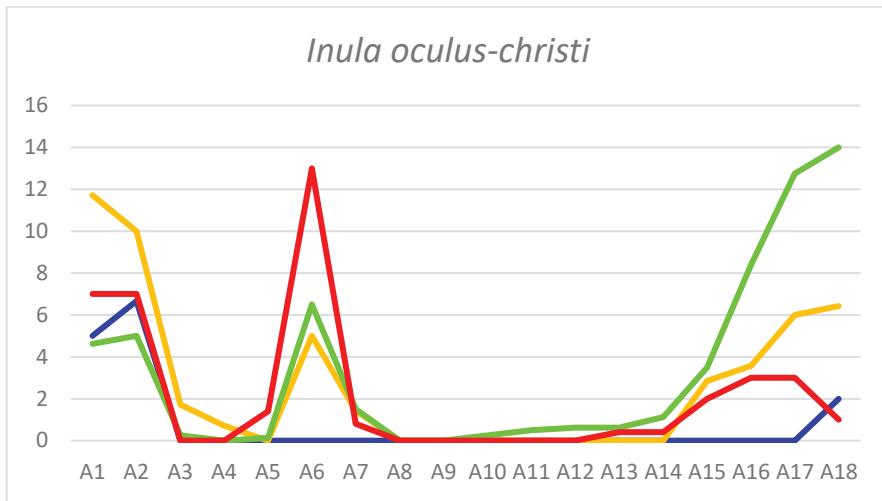


Abb. 10: mittlere Deckungswerte von *Inula oculus-christi* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betrittlfrequenz 0, grün = Betrittlfrequenz 2, gelb = Betrittlfrequenz 10, rot = Betrittlfrequenz 20.

Bei der Art *Inula oculus-christi* zeigt sich eine deutliche Änderung der Deckungswerte über den Jahresverlauf (Abb. 10). Nach einem starken Rückgang der Deckungswerte zwischen A3 und A5 im heißen und trockenen Sommer 2023 erholen sich die Deckungswerte von *Inula oculus-christi* Ende August (A6) wieder kurzfristig, bevor während der Wintermonate die Deckungen auf knapp 0% zurückgehen. Ab A14 im Februar 2024 beginnen die Deckungswerte nach der Winterpause wieder zu steigen, erreichen aber, bis auf eine Aufnahme bei Betrittlfrequenz 2, nicht mehr ihre Ausgangswerte. Während bei Betrittlfrequenz 2 eine starke Zunahme zu verzeichnen ist, gibt es bei den anderen Betrittlfrequenzen Rückgänge im Gesamtvergleich zwischen Anfangs- und Ausgangszustand, vor allem bei Betrittlfrequenz 20, wo die Deckung von 7% auf 1% zurückgeht.

3.3.7 *Echium vulgare*

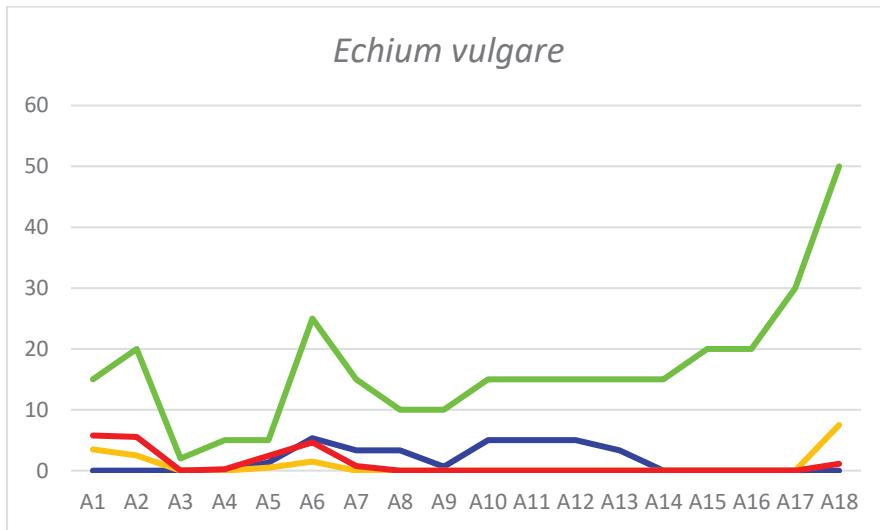


Abb. 11: mittlere Deckungswerte von *Echium vulgare* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betrittlfrequenz 0, grün = Betrittlfrequenz 2, gelb = Betrittlfrequenz 10, rot = Betrittlfrequenz 20.

Die Art *Echium vulgare* kam in Flächen mit einer Betrittlfrequenz von 0 anfangs überhaupt nicht vor, erreichte über den Herbst 2023 zwischen A6 und A13 maximal 5,3% und verschwand schließlich wieder (Abb. 11). Bei Betrittlfrequenz 2 lässt sich eine starke Zunahme der Art ab A14 im Februar 2024 verzeichnen, welche bis zum letzten Aufnahmetag eine Deckung von 50% erreichte. Bei dieser Betrittlfrequenz handelt es sich nur um ein einziges Quadrat, in dem diese Art vorkommt, weshalb kein Durchschnitt mehrer Aufnahmeflächen berechnet wird, sondern ein einzelnes Quadrat als Repräsentant steht. Bei Betrittlfrequenz 10 gab es, nach einem Verschwinden der Art über die Wintermonate, einen Anstieg auf 7,5%. Bei Betrittlfrequenz 20 verschwand die Art ebenfalls über die Wintermonate, kehrte jedoch nach einem Anfangswert von 5,8% lediglich auf 1,1% zurück.

3.3.8 *Arabis sagittata*

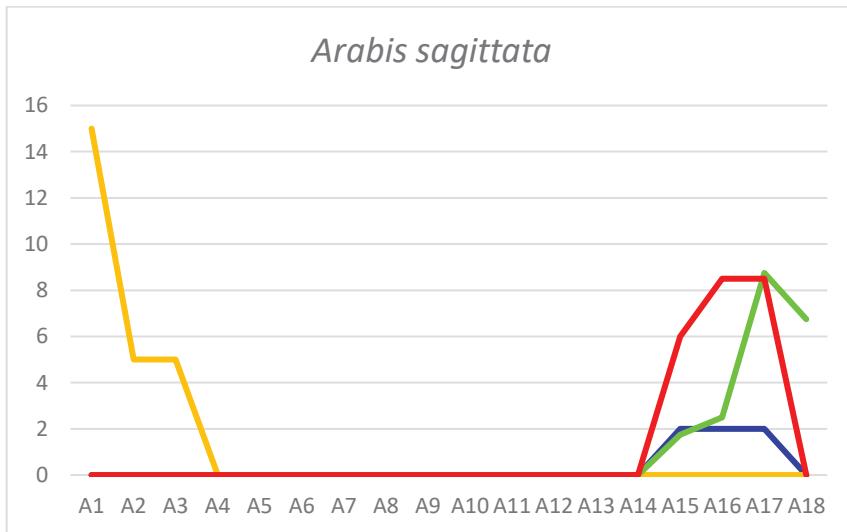


Abb. 12: mittlere Deckungswerte von *Arabis sagittata* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betritt-frequenz 0, grün = Betritt-frequenz 2, gelb = Betritt-frequenz 10, rot = Betritt-frequenz 20.

Diese Art kommt bei Betritt-frequenz 0 erst ab A14 im Februar 2024 auf und verschwindet bei der letzten Aufnahme im Mai 2024 wieder (Abb. 12). Bei Betritt-frequenz 2 kommt *Arabis sagittata* ebenfalls erst im Februar 2024 auf, nimmt aber immer weiter zu und kommt bei der letzten Aufnahme auf 6,7% Deckung. Auf Flächen der Betritt-frequenz 10 kommt die Art anfangs mit 15% Deckung vor, allerdings verschwindet sie dort ab A4 im Juli 2023 und kommt auf diesen Flächen auch nicht mehr vor. Bei Flächen der Betritt-frequenz 20 gibt es während des Frühlings 2024 einen Peak mit bis zu 8,5%, allerdings verschwindet die Art bis zur letzten Aufnahme wieder und liegt dann dementsprechend bei 0%.

3.3.9 *Festuca rubra*

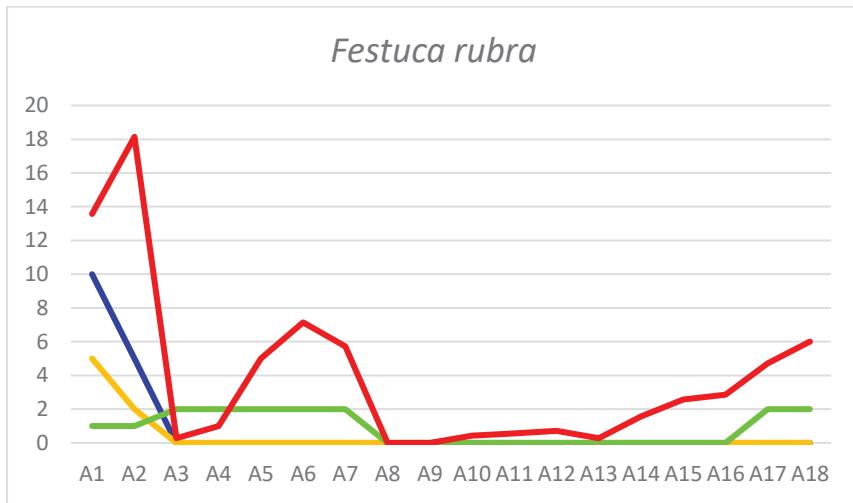


Abb. 12: mittlere Deckungswerte von *Festuca rubra* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betritt-frequenz 0, grün = Betritt-frequenz 2, gelb = Betritt-frequenz 10, rot = Betritt-frequenz 20.

Festuca rubra sinkt bei Betritt-frequenz 0 nach den ersten drei Aufnahmen von 10% auf 0% und kommt im Verlauf der Studie nicht weiter vor (Abb. 12). Auch bei Betritt-frequenz 10 startet die Art mit 5%, ab A3 liegt die Deckung jedoch bei 0%. Bei Betritt-frequenz 2 gibt es einen leichten Anstieg über die Zeit von 1% auf 2%. Bei Betritt-frequenz 20 zeigt sich insgesamt ein starker Rückgang von 13,6% am Anfang der Studie zu 6% am Ende der Studie.

3.3.10 *Bromus inermis*

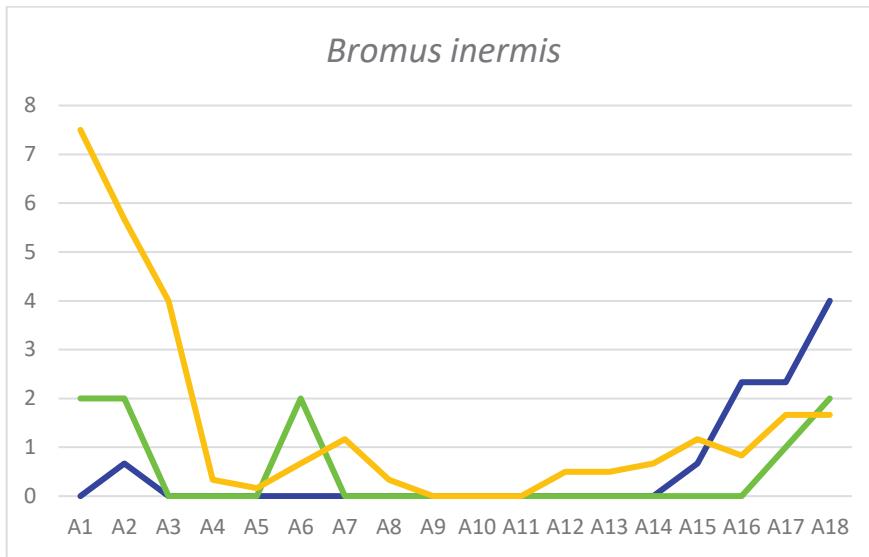


Abb. 13: mittlere Deckungswerte von *Bromus inermis* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betrittlfrequenz 0, grün = Betrittlfrequenz 2, gelb = Betrittlfrequenz 10, rot = Betrittlfrequenz 20.

Diese Art kam lediglich in den Betrittlfrequenzen 0, 2 und 10 vor und fehlte bei Betrittlfrequenz 20 vollkommen (Abb. 13). Bei Betrittlfrequenz 0 gab es einen starken Anstieg von 0% auf insgesamt 4%, bei Betrittlfrequenz 2 blieb die Deckung nach einer Schwankung auf 2%. Bei Betrittlfrequenz 10 hingegen gab es eine Abnahme von 7,5% auf 1,7%, wobei auch hier einige Schwankungen auftraten, und die Deckung im Winter 2023 zwischen A9 und A11 bei 0% lag.

3.3.11 *Allium flavum*

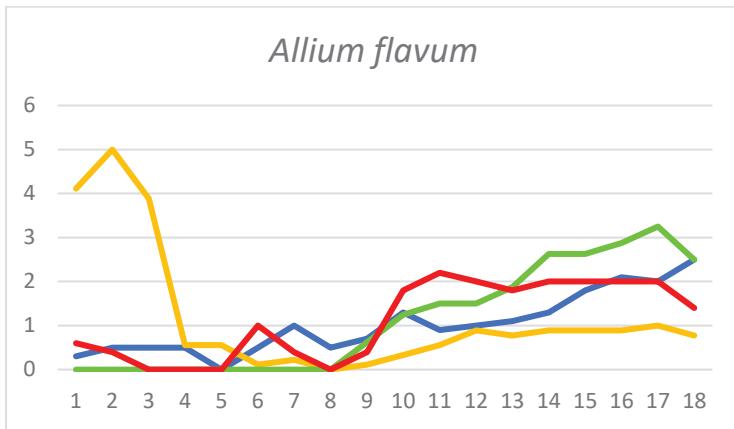


Abb. 14: mittlere Deckungswerte von *Allium flavum* im gesamten Aufnahmezeitraum, wobei blau = Betrittlfrequenz 0, grün = Betrittlfrequenz 2, gelb = Betrittlfrequenz 10, rot = Betrittlfrequenz 20.

Allium flavum besitzt gemäß der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs (2022) den Gefährdungsstatus Near Threatened (NT), womit es sich in der Vorwarnstufe befindet. In der hier vorliegenden Studie entwickelte sich die Art tendenziell positiv (Abb. 14). Bei einer Betrittlfrequenz von 0 lässt sich ein Anstieg von 0,3% am Anfang, auf 2,5% am Ende des Untersuchungszeitraumes beobachten. Auch bei Betrittlfrequenz 2 gibt es einen deutlichen Anstieg, hier von 0% auf ebenfalls 2,5%. Anders hingegen bei Betrittlfrequenz 10, wo es nach hohen Deckungswerten von 4,1% zu Beginn der Untersuchung zu einem starken Abfall im Winter (A4 bis A10) kommt, bis sich die Werte ab A12 wieder stabilisieren und zu einer Deckung von 0,8% am Ende der Untersuchung führen. Die Deckungswerte bei Betrittlfrequenz 20 verhalten sich wiederum anders, so kommt es insgesamt nach einigen Schwankungen zu einem Anstieg von 0,6% auf 1,4%.

3.4 Statistische Auswertung

Die Analysen per nominaler Regression zweiter Ordnung von Artenzahl und Deckung zeigten sowohl bei Phanaerogamen als auch bei Kryptogamen deutliche Unterschiede zwischen den Betrittfrequenzen, insbesondere im Vergleich zur Null-Intensität (Abb. 15).

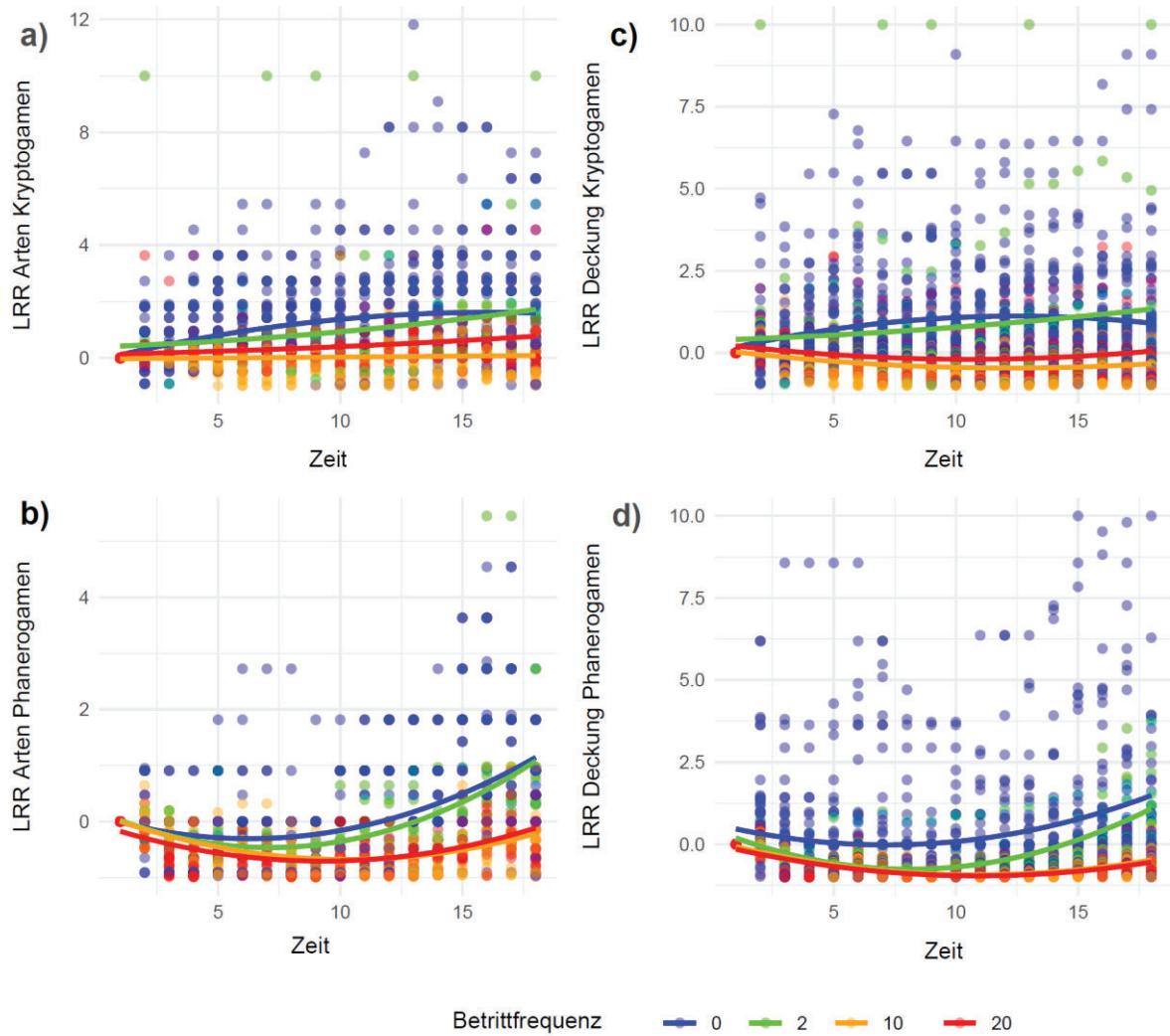


Abb. 15: Ergebnisse einer polynomialen Regression zweiter Ordnung zur Darstellung der Log Response Ratio (LRR) von Artenzahl und Deckung über den Untersuchungszeitraum in Abhängigkeit von der Betrittfrequenz (BF). Die farbigen Kurven repräsentieren verschiedene Betrittfrequenzen: blau = BF 0, grün = BF 2, orange = BF 10 und rot = BF 20. Veränderung der a) Artenzahl von Kryptogamen, b) Deckungswerte von Kryptogamen, c) Artenzahl von Phanerogamen, d) Deckungswerte von Phanerogamen.

Bei Kryptogamen stieg die Artenzahl unter BF 0 im Untersuchungszeitraum kontinuierlich an und blieb ab etwa Aufnahmezeitpunkt 13 (Jänner 2024) stabil, während sie bei BF 2 einen ähnlichen, aber abgeschwächten Anstieg zeigte. Unter Betrittfrequenz 10 blieb die Artenzahl im Untersuchungszeitraum konstant. Unter Betrittfrequenz 20 nahm sie zunächst leicht zu, blieb

jedoch danach deutlich unter jener von BF 0. Ein ähnliches Muster zeigte sich bei den Deckungswerten der Kryptogamen: Unter BF 0 stieg die Deckung bis Aufnahmezeitpunkt 14 (Februar 2024) und ging anschließend wieder leicht zurück. Unter BF 2 stieg die Deckung über den gesamten Untersuchungszeitraum kontinuierlich an. Unter BF 10 und BF 20 sank die Deckung zunächst bis Aufnahmezeitpunkt 10 (November 2023), bevor sie wieder leicht anstieg, jedoch insgesamt unter dem Ausgangswert blieb.

Bei den Phanerogamen zeigte sich hingegen ein anderes Muster. Unabhängig von der Betrittlfrequenz fiel die Artenzahl zunächst bis Aufnahmezeitpunkt 8 (Oktober 2023) ab, bevor sie ab Aufnahmezeitpunkt 10 wieder anstieg. Dabei waren die Unterschiede hinsichtlich der Artenzahl unter verschiedenen Betritt-Intensitäten besonders deutlich: Während bei BF 0 und BF 2 ein ausgeprägter Anstieg der Artenzahl zu verzeichnen war, kam es unter BF 10 und BF 20 insgesamt zu einer Abnahme der Artenzahl. Dieses Muster spiegelte sich auch in den Deckungswerten wider. Während unter BF 0 und BF 2 ein ausgeprägter Anstieg der Deckung erfolgte, kam es unter BF 10 und BF 20 zu einer deutlichen Abnahme derselben.

Insgesamt zeigt sich, dass anthropogener Betritt sowohl Artenzahl als auch Deckung von Krypto- und Phanerogamen massiv beeinflusst. Der Rückgang der Arten und Deckungen war unter den Betrittlfrequenzen 10 und 20 besonders ausgeprägt.

3.5 Neu aufgekommene und verschwundene Arten

Um zu analysieren, wie genau sich Betritt auf das Verschwinden sowie das neue Aufkommen von Arten auswirkt, wurden zur übersichtlichen Darstellung Balkendiagramme (Abb. 16) erstellt. Nicht zu vergessen ist allerdings, dass Veränderungen auch im Zusammenhang mit dem Wechsel der Arten stehen. Da eine Analyse langfristiger Trends sinnvoll ist, wurde die Aufteilung nach neuen oder verschwundenen Arten folgendermaßen vorgenommen: Als neu aufgekommen wurden jene Arten klassifiziert, welche bis A11 (18.12.2024) nicht in den Flächen vorkamen und ab A12 (04.01.2024) eine Deckung >0 aufwiesen. Der gewählte Zeitraum erlaubt eine klare Differenzierung zwischen neu auftretenden und verschwundenen Arten, da der Wechsel zwischen A11 und A12 sowohl saisonale Veränderungen als auch potenzielle Betrittseffekte widerspiegelt – insbesondere für Gefäßpflanzen, die im Winter oft zurückgehen, während Moose in dieser Zeit bessere Wachstumsbedingungen haben. Arten, die als verschwunden klassifiziert wurden, hatten bis inklusive A11 (18.12.2024) eine Deckung >0, ab A12 (04.01.2024) wurden sie

in den Versuchsflächen jedoch nicht mehr aufgefunden. Insgesamt wurden so 54 Arten als „neu aufgekommen“ klassifiziert, 45 als „verschwunden“ (siehe Anhang, Tab. 5).

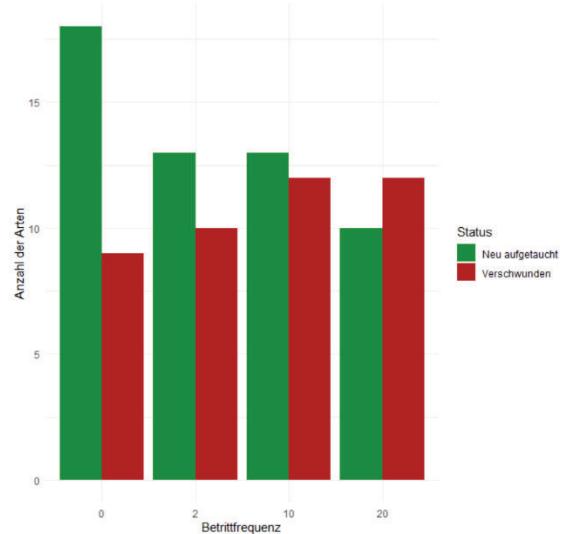


Abb. 16: Balkendiagramm einer Analyse aller verschwundenen sowie neu aufgekommenen Arten nach Betrittshäufigkeit.

Die y-Achse gibt die Anzahl der Arten an, die x-Achse die Betrittshäufigkeiten 0, 2, 10, 20. Grüne Balken geben neu aufgetauchte Arten an, rote verschwundene Arten.

Bei den gesamten neu aufgetauchten und verschwundenen Arten lässt sich Folgendes feststellen (siehe Abb. 16): Es gibt einen klaren Rückgang der neu aufgetauchten Arten mit steigender Betrittshäufigkeit. So gibt es bei einer Betrittshäufigkeit von 0 18 neu aufgetauchte Arten, bei einer Betrittshäufigkeit von 2 13 neu aufgetauchte Arten, bei einer Betrittshäufigkeit von 10 ebenfalls 13 neu aufgetauchte Arten und bei einer Betrittshäufigkeit von 20 10 neu aufgetauchte Arten. Umgekehrt steigt die Anzahl verschwundener Arten mit steigender Betrittshäufigkeit. Bei einer Betrittshäufigkeit von 0 gibt es neun Arten, die verschwunden sind, bei einer Betrittshäufigkeit von 2 sind es 11 Arten, bei einer Betrittshäufigkeit von 10 12 Arten und bei einer Betrittshäufigkeit von 20 sind es ebenfalls 12 Arten.

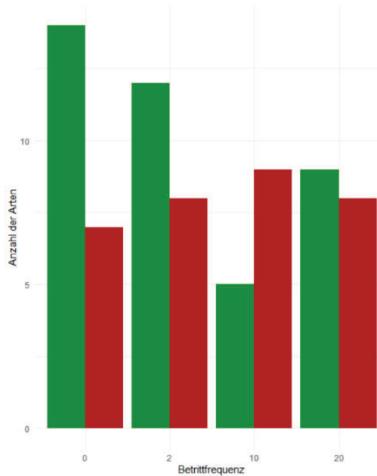


Abb. 17: Balkendiagramm der neu aufgekommenen sowie verschwundenen Phanaerogamenartenzahlen, getrennt nach Betrittlfrequenz.

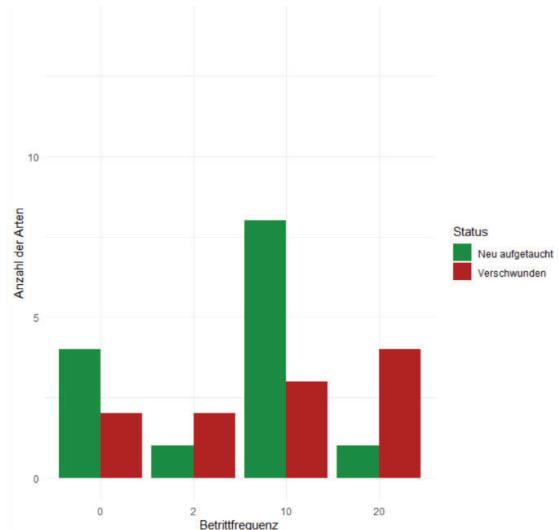


Abb. 18: Balkendiagramm der neu aufgekommenen sowie verschwundenen Kryptogamenartenzahlen, getrennt nach Betrittlfrequenz.

Wenn die neu aufgekommenen sowie verschwundenen Arten getrennt nach Phanaerogamen und Kryptogamen betrachtet werden, ergibt sich eine leicht andere Verteilung. Bei den Phanaerogamen (Abb. 17) kommen insgesamt 40 Arten neu auf, 32 verschwinden. Unterschieden nach Betrittlfrequenz lässt sich herauslesen, dass bei Betrittlfrequenz 0 insgesamt 14 Arten neu auftauchen und sieben verschwinden. Bei Betrittlfrequenz 2 tauchen 12 Arten neu auf und acht verschwinden, bei Betrittlfrequenz 10 kommen fünf Arten neu hinzu und neun verschwinden. Bei Betrittlfrequenz 20 kommen neun neue Arten hinzu, acht verschwinden.

Bei den Kryptogamen (Abb. 18) sind es insgesamt weniger Arten, die neu hinzukommen (14 Arten) oder verschwinden (11 Arten). Bei Betrittlfrequenz 0 kommen vier Arten neu hinzu, zwei verschwinden. Bei Betrittlfrequenz 2 verschwinden ebenfalls zwei Arten, eine kommt neu hinzu. Bei Betrittlfrequenz 10 lassen sich 8 neue Arten feststellen, drei verschwinden. Bei Betrittlfrequenz 20 taucht eine Art neu auf, 4 verschwinden.

Insgesamt lässt sich sagen, dass sowohl bei Phanaerogamen als auch bei Kryptogamen mit fehlender Betrittlfrequenz knapp doppelt so viele Arten neu hinzukommen wie verschwinden. Bei Betrittlfrequenz 2 verhalten sich die beiden Pflanzengruppen unterschiedlich, bei den Phanaerogamen gibt es mehr neue Arten, bei den Kryptogamen verschwinden mehr. Bei Betrittlfrequenz 10 verschwinden deutlich mehr Phanaerogamen als neue auftauchen, bei den Kryptogamen verhält es sich genau umgekehrt. Bei Betrittlfrequenz 20 schließlich verschwinden

die meisten Kryptogamen, bei den Phanaerogamen ist der Effekt nicht ganz so stark, obwohl sich die Zahlen zwischen Verschwinden und neuem Aufkommen fast die Waage halten.

Insgesamt galten folgende Arten ab Jänner 2024 als verschwunden: *Riccia sorocarpa*, *Bryum argenteum*, *Pottia* sp., *Bryum alpinum*, *Ceratodon conicus*, *Mannia fragrans*, *Cladonia coniocraea*, *Cladonia furcata*, *Centaurea scabiosa*, *Festuca rubra*, *Helianthemum numularium*, *Prunella vulgaris*, *Asperula cynanchia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Viola hirta*, *Brachypodium pinnatum*, *Euphorbia cyparissias*, *Eryngium campestre*, *Geranium sanguineum*, *Arabis sagittata*, *Fragaria viridis*, *Phleum phleoides*, *Senecio jacobaea*, *Stipa joannis*, *Aster amellus*, *Aconitum anthora*, *Seseli osseum*.

Folgende Arten kamen wieder neu auf: *Arabidopsis thaliana*, *Fallopia convolvulus*, *Lotus corniculatus*, *Microthlaspi perfoliatum*, *Polygonatum odoratum*, *Saxifraga tridactylites*, *Viola arvensis*, *Euphorbia verna*, *Arabis sagittata*, *Fragaria viridis*, *Fumaria schleicheri*, *Phleum phleoides*, *Aconitum anthora*, *Seseli osseum*, *Centaurea scabiosa*, *Festuca rubra*, *Helianthemum numularium*, *Oreganum vulgare*, *Prunella vulgaris*, *Eryngium campestre*, *Stipa joannis*, *Vicia angustifolia*, *Acinos arvensis*, *Arenaria serpyllifolia*, *Knautia arvensis*, *Myosotis arvensis*, *Anthemis tinctoria*, *Sanguisorba minor*, *Galium glaucum*, *Papaver confine*, *Stipa pennata*, *Asperula cynanchia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Viola hirta*, *Geranium sanguineum*, *Aster amellus*, *Stachys recta*, *Pulsatilla grandis*, *Carex caryophyllea*, *Draba verna*, *Sedum album*, *Veronica chamaedrys*, *Lychnis viscaria*, *Festuca valesiaca*, *Brachypodium pinnatum*, *Euphorbia cyparissias*, *Caryophyllaceae*, *Senecio jacobaea*.

Überschneidungen bei verschwundenen und neuen Arten ergeben sich dadurch, dass auf unterschiedlichen Transekten unterschiedliche Arten verschwunden beziehungsweise neu aufgekommen sind. Wie in Tab. 3 ersichtlich, gab es bei den verschiedenen Betrittshäufigkeiten Unterschiede darin, wie viele Arten verschwanden oder neu hinzukamen und welchen Gefährdungsstatus diese hatten.

Tab 3.: Anzahl der Gesamtarten sowie Phanaerogamen und Kryptogamen, welche pro Betrittfrequenz hinzugekommen oder verschwunden sind, inklusive Gefährdungsstatus.

		EX	CR	EN	VU	NT	LC	NA	Gesamt
Gesamt	neu BF0	1	0	0	2	4	8	3	18
	weg BF0	0	0	0	1	1	6	1	9
	neu BF2	0	0	1	3	3	6	0	13
	weg BF2	0	0	0	2	1	7	1	11
	neu BF10	0	0	0	2	2	6	3	13
	weg BF10	0	0	0	3	4	5	0	12
	neu BF20	0	0	0	2	2	5	1	10
	weg BF20	0	0	2	3	1	6	1	13
Phanaerogamen	neu BF0	0	0	0	2	4	7	1	14
	weg BF0	0	0	0	1	0	5	1	7
	neu BF2	0	0	1	3	3	5	0	12
	weg BF2	0	0	0	2	1	5	0	8
	neu BF10	0	0	0	2	2	1	0	5
	weg BF10	0	0	0	1	4	4	0	9
	neu BF20	0	0	0	2	2	5	0	9
	weg BF20	0	0	0	2	1	4	1	8
Kryptogamen	neu BF0	1	0	0	0	0	1	2	4
	weg BF0	0	0	0	0	0	1	1	2
	neu BF2	0	0	0	0	0	1	0	1
	weg BF2	0	0	0	0	0	1	1	2
	neu BF10	0	0	0	0	0	5	3	8
	weg BF10	0	0	0	3	0	0	0	3
	neu BF20	0	0	0	0	0	0	1	1
	weg BF20	0	0	2	1	0	1	0	4

4 Diskussion

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen deutlich, dass mit zunehmender Betrittlfrequenz sowohl die Artenvielfalt als auch die Deckung von Gefäßpflanzen und Kryptogamen signifikant abnehmen. Dieser Rückgang ist besonders bei höheren Betrittlfrequenzen (BF 10 und BF 20) ausgeprägt, bei denen über den Untersuchungszeitraum hinweg ein kontinuierlicher Verlust an Vegetation zu beobachten war. Damit bestätigen die Ergebnisse frühere Studien, die darauf hinweisen, dass Betritt ein entscheidender Faktor für die Veränderung und möglicherweise Degradierung empfindlicher Trockenrasenvegetation ist (Gheza et al., 2018; Järvenpää et al., 2023).

Diese Erkenntnisse sind besonders relevant für Managementmaßnahmen im Naturschutz, da sie verdeutlichen, dass bereits vergleichsweise geringe Betrittlfrequenzen signifikante Auswirkungen auf die Vegetationszusammensetzung haben können. Während in der vorliegenden Untersuchung die höchste simulierte Betrittlfrequenz bei 20 Begehungen pro Aufnahmetag lag, entspricht dies in der Realität eher einer niedrigen bis moderaten Nutzung. Wanderwege in Schutzgebieten werden in der Regel weitaus häufiger begangen, sodass die tatsächlichen Auswirkungen in stärker frequentierten Bereichen vermutlich noch drastischer ausfallen würden. So geht der Nationalpark Thayatal von etwa 3000 Besucher:innen pro Jahr am Maxplateau aus, und beim Nationalparkhaus, knapp 15 Minuten von der Kreuzmaiss entfernt, von etwa 10.000 (Fuchs, 2023). Selbst die geringste untersuchte Betrittlfrequenz (BF 2) – vergleichbar mit gelegentlichen wissenschaftlichen Erhebungen oder selten geführten Touren – zeigte bereits erste negative Effekte auf die Vegetationsbedeckung. Dies unterstreicht die Notwendigkeit gezielter Besucherlenkung, um sensible Pflanzengesellschaften vor langfristigen Schäden zu bewahren (Cheung, 2013; Wolf et al., 2019).

4.1 Auswirkungen von Betritt auf die Vegetation von (Halb-) Trockenrasen

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen deutlich, dass mit zunehmender Betrittfrequenz sowohl die Artenzahl als auch die Vegetationsbedeckung signifikant abnehmen (Abb. 19). Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt bei den höheren Betrittfrequenzen (BF 10 und BF 20), bei welchen über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg eine starke Reduktion der Vegetation zu beobachten war. Diese Entwicklung ist konsistent mit den Erkenntnissen aus der Literatur, die darauf hinweisen, dass mechanischer Druck durch Trittbelaistung sowohl direkte Schäden an Pflanzen verursacht, als auch den Boden verdichtet (Kissling et al., 2009), wodurch weiters die Wasser- und Nährstoffaufnahme der Pflanzen beeinträchtigt wird (Xu et al., 2013).



Abb. 19: sichtbare Auswirkungen des Betritts (BF 10) auf den Trockenrasen des Maxplateaus.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen zudem, dass die Artenzahl und Deckung auf den Nullflächen (BF 0) durchgehend am höchsten war. Dies gilt sowohl für Phanerogamen als auch für Kryptogamen, wobei eine geringe Betrittfrequenz von BF 2 bei Kryptogamen eine ähnlich hohe bis gleich hohe Deckung und Artenzahl wie BF 0 zeigte. Dies könnte durch die Intermediate Disturbance Hypothesis (Connell, 1978) erklärt werden, welche besagt, dass moderate Störungen die Artenvielfalt fördern können, indem sie dominante Arten zurückdrängen und Raum für konkurrenzschwächere Pflanzen schaffen. Ob diese Theorie problemlos von Phanaerogamen auf Kryptogamen übertragbar ist, ist fraglich und in der Literatur noch nicht vollständig geklärt. Ergebnisse von Steel et al. (2004) deuten jedoch darauf hin, dass die meisten ökologischen Konzepte, die für Phanaerogamen gelten, auch für Kryptogamen gelten. Rydin (2008) beschreibt, dass kleinräumige Störungen starke Determinanten für den Artenreichtum und die Zusammensetzung der Kryptogamengemeinschaften sind und überträgt weiters auch das Konzept der Intermediate Disturbance Hypothesis auf Kryptogamen. Alternativ könnte die Zunahme der Kryptogamen auf einen Rückgang der Gefäßpflanzen zurückzuführen sein, da weniger Konkurrenz um Licht und Ressourcen herrscht (siehe Kapitel 4.3 sowie 4.6.4; Järvenpää et al., 2023).

4.2 Saisonalität als wesentlicher Faktor

Die saisonale Dynamik spielte insgesamt eine zentrale Rolle bei der Entwicklung der Deckungswerte und zeigte deutlich, wie stark natürliche Faktoren die Vegetation beeinflussen können. Der heiße Sommer 2023 (Abb. 20; Copernicus, 2023; Häusler, 2025) führte bei zahlreichen Gefäßpflanzen in den Sommermonaten zu einem markanten Rückgang der Deckung, was auf Trockenstress und Hitze zurückzuführen ist (Choler, 2023) und hinsichtlich der Klimakrise zu weiteren drastischen Problemen der Trockenrasenvegetation führen könnte (Häusler, 2025). Während der Wintermonate war die Vegetation der Phanaerophyten überwiegend in einer Ruhephase, was sich in niedrigen Deckungswerten vieler Arten widerspiegelte. Mit dem Übergang in den Frühling zeigte sich jedoch bei einigen Arten eine deutliche Zunahme, was auf eine Erholung nach der Winterruhe und günstige Wachstumsbedingungen im Frühjahr hindeutet. Diese natürlichen Schwankungen, die vor allem durch Witterung und saisonale Faktoren bestimmt wurden, beeinflussten die Deckung einzelner Arten und führten damit zu einer ausgeprägten Variabilität. Saisonale Fluktuationen trugen wesentlich zur Dynamik der Vegetation bei und überlagerten teilweise die Effekte der Trittbela stung, wodurch deren Einfluss auf die Artenzusammensetzung weniger eindeutig isoliert werden konnte.

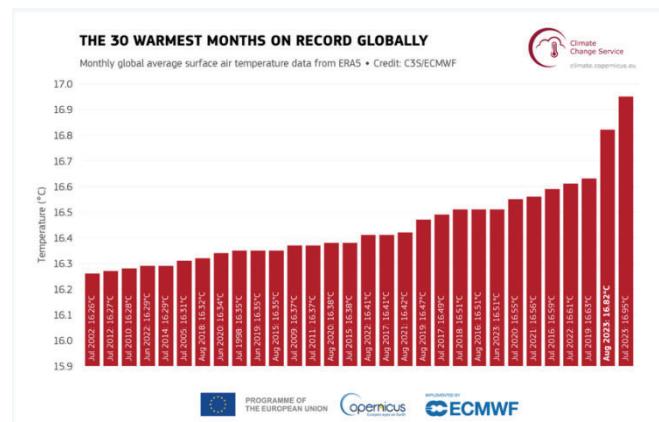


Abb. 20.: Globale mittlere Oberflächenlufttemperatur für die 30 wärmsten Monate im Zeitraum 1940-2023, geordnet vom niedrigsten zum höchsten Wert. (Copernicus, 2024)

Ein auffälliges Muster in den Kurven ist der allgemeine Rückgang der Deckungswerte rund um Aufnahmezeitpunkt 10. Dies ist mit ebenjenen saisonalen Bedingungen erklärbar, da dieser Zeitraum im Winter liegt, in dem die Vegetation natürlicherweise zurückgeht. Mit dem Frühling steigen die Werte wieder an, allerdings mit deutlich unterschiedlichen Erholungsraten je nach Betrittfréquenz. Während auf den Nullflächen die Deckungswerte wieder auf ein höheres Niveau ansteigen, bleibt die Regeneration auf stärker frequentierten Flächen aus. Dies unterstreicht, dass sich Betritt nicht nur kurzfristig negativ auf die Vegetation auswirkt, sondern auch längerfristig die Erholungspotenziale der Pflanzengesellschaften einschränkt.

4.3 Unterschiede und Wechselwirkungen von Phanaerogamen und Kryptogamen

Die Wechselwirkungen zwischen Phanaerogamen und Kryptogamen spielen ebenfalls eine zentrale Rolle bei der Frage, wie Pflanzen auf Betrittstress reagieren. Während eine dichte Vegetationsdecke aus Gefäßpflanzen die Kryptogamen in ihrer Entwicklung hemmen kann (Qu et al., 2024), bieten kahle Bodenstellen durch den Rückgang der Phanerogamen kurzfristig neue Besiedlungsmöglichkeiten für Moose und Flechten (Eckstein et al., 2011). Qu et al. (2024) besprechen in ihrer Studie jedoch auch die komplexen Wechselwirkungen zwischen Phanaerogamen und Kryptogamen: Bryophyten können den Boden vor Erosion schützen, die Bodenfeuchtigkeit bewahren und Temperaturschwankungen mildern, was günstige Bedingungen für das Wachstum von Gefäßpflanzen schafft. Gleichzeitig schaffen sie eine physikalische Barriere, welche die Keimung von Phanaerogamen erschweren kann (Drake et al., 2018). Diese physikalische Barriere kann jedoch gleichzeitig als Schutz für bereits gekeimte Samen dienen (Jeschke & Kiehl, 2008) – diese Feinheiten zeigen die hohe Komplexität der Wechselwirkungen. Langfristig lässt sich in der hier durchgeführten Studie jedoch erkennen, dass unter hoher Trittfrequenz sowohl Bryophyten als auch Phanaerogamen reduziert werden, was auf eine allgemeine Destabilisierung der Vegetationsgesellschaft hinweist.

Diese Ergebnisse verdeutlichen weiters, dass Betritt nicht nur unmittelbare Auswirkungen auf die Vegetationsstruktur hat, sondern auch langfristige Veränderungen in der Zusammensetzung und Regenerationsfähigkeit der Pflanzengesellschaften bewirken kann (siehe Kapitel 3.5; Rusterholz et al., 2011).

Die stärkere Empfindlichkeit von Moosen gegenüber Trittbelaustung (Grabherr, 1982) lässt sich durch ihre strukturellen Eigenschaften und die Abhängigkeit von intakten Substraten erklären. Hier können die verschiedenen Reaktionen einzelner Moosarten auf Trittbelaustung unter anderem durch ihre Lebensform und Überdauerungsstrategie unterschieden werden. Ephemere Moose, wie *Weissia longifolia*, sind kurzlebige Arten, die sich auf eine rasche Sporenproduktion und die temporäre Nutzung offener, gestörter Standorte spezialisiert haben. Ihre geringe strukturelle Robustheit und das weitgehende Fehlen vegetativer Regenerationsmechanismen machen sie besonders anfällig gegenüber wiederholtem mechanischem Stress. Perennierende Moose wie *Abietinella abietina* oder *Rhytidium rugosum* hingegen verfügen über langlebige, häufig polster- oder rasenbildende Strukturen, gut entwickelte Rhizoide und eine hohe Fähigkeit zur vegetativen Regeneration. Sie sind an stabile, oft nährstoffarme Habitate angepasst und können ungünstige Bedingungen längere Zeit überdauern. Diese funktionellen Unterschiede bedingen auch ihre unterschiedliche Reaktion auf

Betritt: Während ephemere Arten zwar bei kurzfristig günstigen Bedingungen rasch an Deckung gewinnen können, verschwinden sie bei anhaltender Belastung schnell wieder. Perennierende Arten zeigen demgegenüber eine höhere Toleranz gegenüber moderater Störung und können über längere Zeiträume hinweg auf den Flächen verbleiben, was mitunter auch durch ihre Fähigkeit zur Verschleppung in Fragmenten erklärt werden kann (During, 1992; Rydin, 2008; Vanderpoorten & Goffinet, 2009).

Die in dieser Arbeit dokumentierten Deckungswerte spiegeln die funktionellen Unterschiede zwischen perennierenden und ephemeren Moose deutlich wider und unterstreichen die Relevanz von Lebensformstrategien für die Bewertung der Empfindlichkeit gegenüber Trittbelaustung. During (1992) beschreibt, dass kurzlebige Arten wie *Bryum argenteum* oder *Ceratodon purpureus* von anthropogener Bodenstörung profitieren können, insbesondere im Kontext landwirtschaftlicher Nutzung. Ihre Fähigkeit, offene Substrate rasch zu besiedeln, erklärt ihre weite Verbreitung in anthropogen veränderten Landschaften. Gleichzeitig zeigt sich jedoch, dass längerfristige Veränderungen wie Überdüngung oder ein verändertes Managementregime, wie er in seiner Studie auf Kalkmagerrasen erforschte, zu einem Rückgang dieser Strategietypen und zu einer Zunahme konkurrenzstarker perennierender Arten führen (During & Willems, 1986). Während kurzlebige Moose also grundsätzlich an Störungen angepasst sind, deuten die Ergebnisse der hier vorgelegten Arbeit darauf hin, dass wiederholte, mechanische Belastung – wie sie durch intensiven Betritt entsteht – eine Grenze ihrer Anpassungsfähigkeit darstellt.

Die Fluktuation der Artenkurven (siehe Kapitel 3.3) verdeutlicht diesen Zusammenhang: Ephemere Arten wie *Weissia longifolia* konnten bei geringer Betrittfrequenz ihre Deckung steigern, gingen jedoch bei höheren Frequenzen stark zurück. Demgegenüber blieben perennierende, pleurokarpe Moose wie *Abietinella abietina* und *Rhytidium rugosum* auf ungestörten Flächen stabil und zeigten unter moderater Belastung nur geringere Rückgänge. Diese Beobachtungen deuten darauf hin, dass perennierende Arten mechanische Einwirkungen länger tolerieren können – möglicherweise aufgrund ihrer Fähigkeit zur vegetativen Regeneration und zur Verschleppung durch Fragmentierung (Rydin, 2008). Ephemere Moose hingegen scheinen unter geringem Betritt zwar in die Oberfläche gedrückt zu werden und dadurch lokal erhalten zu bleiben, verlieren unter hoher Belastung jedoch rasch an Deckung. Die beobachteten Muster legen nahe, dass Betritt nicht nur zur Reduktion sensibler Arten führen kann, sondern auch deren Ausbreitung – etwa durch Verschleppung oder physikalisches Einbetten – beeinflusst.

Bei den Gefäßpflanzen spiegeln sich vergleichbare Muster wider. Während *Euphorbia cyparissias* sich bei moderater Störung an ähnlichen Deckungswerten am Anfang wie zum Ende der Studie halten konnte, zeigte beispielsweise das Gras *Bromus inermis* eine starke Empfindlichkeit gegenüber jeglichem Betritt, konnte sich jedoch bei den mittleren Betrittintensitäten wieder erholen. Diese Empfindlichkeit führte insbesondere auf hochfrequentierten Flächen zu einem fast vollständigen Rückgang. Arten wie *Inula oculus-christi* und *Arabis sagittata* hatten jeweils bei einer Betrittshäufigkeit von 2 einen Anstieg ihrer Deckung, was auf eine Anpassung an Standorte mit intermittierendem Stress hindeuten könnte. Die starken Schwankungen der Deckungswerte im Sommer 2023 sowie im Frühling 2024 lassen sich durch Wetterveränderungen erklären. Während längerer Trockenperioden beispielsweise im Juli 2023 (A4) ging die Deckung von *Inula oculus-christi* fast auf 0 zurück, nach längeren Regenphasen erholte sich die Art jedoch und erreichte noch einmal hohe Deckungswerte im August 2023 (A6), bevor die Deckung ab Oktober 2023 (A8) aufgrund der saisonalen Veränderung wieder stark abnahm.

Einen weiteren Erklärungsansatz für die beobachteten Muster liefert das bereits genannte ökologische Konzept der „Intermediate Disturbance Hypothesis“ (Conell, 1978). Demnach ist die Artenvielfalt an Standorten mit moderatem Störungsniveau am höchsten, da weder dominante Arten ungestört das Habitat monopolisieren können, noch extreme Störungen eine vollständige Verdrängung aller Arten verursachen. In diesem Kontext scheinen moderate natürliche Störungen, etwa durch Wetterereignisse oder das Wirken von Wildtieren (Häusler, 2025), eine Schlüsselrolle bei der Förderung der Biodiversität zu spielen. Die Ergebnisse bei Betrittshäufigkeit 2 könnten darauf hindeuten, dass sich bei dieser Art von Belastung, welche die Vegetation nicht überfordert, ein ähnliches Gleichgewicht halten kann. Der Einfluss anthropogener Störungen bleibt jedoch kritisch zu betrachten, da sie oft weniger dynamisch, dafür aber intensiver sind und daher die Vegetation stärker beeinträchtigen können. Dass gerade die Vegetation von Standorten, die unter Einfluss menschlichen Betriebs stehen, nicht (immer) der Intermediate Disturbance Hypothesis entsprechen, zeigt eine Studie von Ikeda (2003). Dort wurde gezeigt, dass die Artenzahl und der Shannon-Weiner Index linear mit zunehmender Betrittshäufigkeit abnahmen und auch bei mittlerer Störung keine höheren Artenzahlen zu verzeichnen waren (Ikeda, 2003).

Die Ergebnisse der Artenkurven zeigen deutlich, dass menschliche Begehung von (Halb-)Trockenrasen einen großen Einfluss auf die Vegetationsdeckung sowie in Folge dessen die Artenzusammensetzung hat, wobei besonders bei höheren Betrittshäufigkeiten von 10 und 20 mit einem starken Vegetationsdeckungsrückgang zu rechnen ist. Nicht zu vergessen ist hier

jedenfalls, dass reale Betrittshäufigkeiten zumeist deutlich höher liegen als die in der vorliegenden Studie getesteten Frequenzen (Fuchs, 2023). Die bereits angesprochenen natürlichen saisonalen Veränderungen beeinflussen die Vegetation ebenfalls, allerdings ist das nicht mit anthropogenem Betritt zu vergleichen – welcher, im Gegensatz zur Saisonalität, beeinflussbar ist. Die Widerstandsfähigkeit der Arten gegenüber Störungen hängt mutmaßlich wesentlich von ihren Lebensformen ab, wobei ephemer und perennierende Strategien unterschiedliche Reaktionsmuster aufzeigen (During, 1992; Vanderpoorten & Goffinet, 2009). Diese Beobachtungen verdeutlichen, dass saisonale Schwankungen und Trittbela stungen in ihrem Zusammenspiel betrachtet werden müssen, da sie gemeinsam zur Variabilität der Vegetation beitragen.

4.4 Rückgang gefährdeter Arten unter Betrittstress

Der Rückgang von Arten mit hohem Gefährdungsstatus ist von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung, da diese Arten oft bereits durch andere Umweltfaktoren unter Druck stehen und aufgrund zusätzlicher Störungen weiter gefährdet werden. In dieser Untersuchung wurde mit *Pyramidula tetragona* eine Art identifiziert, die offiziell in die Kategorie „Extinct“ (EX) fällt (im Gebiet des Nationalparks jedoch von Zechmeister & Kropik (2021) seitdem wieder nachgewiesen werden konnte), sowie mehrere Arten, die als „Critically Endangered“ (CR) oder „Vulnerable“ (VU) gelistet sind. Darunter befinden sich *Stipa joannis* und *Aster amellus*, die beide unter Betrittshäufigkeit 10 und 20 verschwunden sind. Auch *Eryngium campestre* und *Geranium sanguineum*, die als „Near Threatened“ (NT) klassifiziert sind, wurden auf den stark frequentierten Flächen nicht mehr wiedergefunden.

Der Verlust dieser Arten ist aus mehreren Gründen problematisch. Zum einen sind Rote-Liste-Arten oft spezialisierte Pflanzen mit engen ökologischen Nischen, deren Verschwinden auf eine tiefgreifende Veränderung der Standortbedingungen hindeuten kann (Nabe-Nielsen et al., 2021). Zum anderen spielen sie eine wichtige Rolle in der Habitatstruktur und Biodiversität der Trockenrasen, etwa als Nahrungsquelle für bestäubende Insekten oder als Bodenstabilisatoren (Schöne, 2024). Ihr Rückgang könnte somit langfristig zu einer Verschiebung der gesamten Pflanzengesellschaft führen (Gjerde et al., 2018), der sich auch auf andere Artengruppen auswirkt (Nabe-Nielsen et al., 2021).

4.5 Veränderungen der Artenzusammensetzung

Eine gewisse Variabilität lässt sich auch bei der Analyse der neu aufgekommenen und verschwundenen Arten beobachten. Hier zeigt sich, dass mit steigender Betrittfréquenz ein klarer Rückgang der neu etablierten Arten zu verzeichnen ist, während gleichzeitig mehr Arten aus den Untersuchungsflächen verschwanden. Während bei BF 0 noch vergleichsweise viele neue Arten auftraten, nahm diese Zahl mit jeder Erhöhung der Betrittfréquenz kontinuierlich ab. Gleichzeitig zeigte sich, dass mit zunehmender Störung signifikant mehr Arten aus den Flächen verschwanden, was auf die negativen Auswirkungen mechanischer Belastung, Bodenverdichtung und einer potenziellen Verschiebung der Artengarnituren hinweist. Insgesamt zeigt sich ein diametrales Bild in der Entwicklung der neu hinzugekommenen und verschwundenen Arten je nach Betrittfréquenz.

Eine wahrscheinliche Erklärung für diese Entwicklung ist die Veränderung der Habitatstruktur durch Betritt. Durch die wiederholte mechanische Belastung wird nicht nur die Vegetation direkt geschädigt, sondern auch der Boden verdichtet, was die Keimung und Etablierung neuer Pflanzen erschwert (Cole, 1995a; Kissling, 2009). Gleichzeitig könnte eine Verschiebung der Artenzusammensetzung hin zu trittresistenteren, weit verbreiteten Ruderalarten erfolgen, während empfindlichere oder seltene Arten verdrängt werden. Dies würde die Hypothese einer Ruderalisierung der Vegetation durch Trittbelaßung stützen, wie sie bereits von Wrbka (2001) für das Thayatal beschrieben wurde (siehe Kapitel 4.6.5).

Diese Ergebnisse verdeutlichen insgesamt, dass anthropogene Störungen tiefgreifende Auswirkungen auf die Dynamik von Pflanzengemeinschaften haben. Während geringfügige, natürliche Störungen unter Umständen kurzfristig zu einer erhöhten Diversität führen können (Intermediate Disturbance Hypothesis), scheint eine hohe (anthropogene) Betrittfréquenz primär den Verlust empfindlicher Arten zu begünstigen. Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, ist es notwendig, Maßnahmen zur Reduzierung der Trittbelaßung zu implementieren, insbesondere in Gebieten mit einer hohen Anzahl an gefährdeten oder seltenen Arten.

4.6 Ökologische Mechanismen hinter den beobachteten Veränderungen

Die Verschiebung der Artenzusammensetzung und der Deckung durch verschiedene Betrittfréquenzen lässt sich auf eine Vielzahl ökologischer Mechanismen zurückführen, die jedoch teilweise interagieren, ineinander übergreifen und einander beeinflussen. Dabei spielen

sowohl direkte als auch indirekte Prozesse eine Rolle, die sich auf unterschiedliche Weise auf Phanaerogamen wie Kryptogamen auswirken können.

4.6.1 Mechanischer Stress und Wuchsform

Mechanische Belastungen durch Betritt stellen einen der unmittelbarsten Stressfaktoren für Pflanzen dar und führen direkt zu strukturellen Schäden, insbesondere bei Gefäßpflanzen mit aufrechten, fragilen Sprossachsen oder empfindlichen Blattstrukturen. Niederwüchsige, kriechende oder rosettenbildende Pflanzen weisen hingegen eine höhere Widerstandsfähigkeit gegenüber Trittbelaistung auf, da ihre Morphologie eine geringere Angriffsfläche bietet und sie besser an wiederholte mechanische Einwirkungen angepasst sind (Grabherr, 1982; Cole, 1995b; Jägerbrand & Alatalo, 2015).

Moose und Flechten hingegen reagieren ebenfalls besonders empfindlich auf mechanische Störungen. Eine Studie in subantarktischen Regionen zeigt, dass Trittbelaistung die Deckung und Artenvielfalt von Moosen und Flechten signifikant reduzieren kann. Dabei sind aufrecht wachsende, akrokarpe Moose und fruktikose Flechten besonders anfällig, während pleurokarpe Moose mit kriechendem Wuchs eine höhere Toleranz gegenüber mechanischem Stress aufweisen (Gremmen et al., 2003).

Ein erwähnenswerter Mechanismus dabei ist die Thigmomorphogenese, welche die Fähigkeit von Pflanzen beschreibt, ihre Morphologie als Reaktion auf mechanische Reize wie Wind oder Berührung anzupassen. Diese Anpassungen umfassen unter anderem eine verstärkte Lignifizierung, reduzierte Sprosslängen und erhöhte Stammstärken, was die strukturelle Stabilität erhöhen und die Widerstandsfähigkeit gegenüber mechanischen Belastungen verbessern kann (Ishihara et al., 2017). Ob Bryophyten ebenfalls thigmomorphogenetische Reaktionen zeigen können, ist bislang nicht eindeutig geklärt. Einerseits sprichen ihre einfache Gewebestruktur und das Fehlen eines vaskulären Systems dagegen, dass sie auf mechanische Reize in vergleichbarer Weise reagieren können wie höhere Pflanzen. Andererseits gibt es Hinweise darauf, dass manche Moose auf Umweltfaktoren wie Schwerkraft oder mechanische Belastung reagieren können, etwa durch Unterschiede in der Festigkeit der Stämmchen oder im Wuchsverhalten (Isnard, 2011; Lobachevska et al., 2022). Das lässt vermuten, dass einfache mechanosensitive Anpassungen auch bei Bryophyten möglich sein könnten.

Neben den direkten mechanischen Schäden spielen auch indirekte Folgen wie Bodenverdichtung eine Rolle. Durch wiederholten Betritt kann die Bodenstruktur beeinträchtigt werden, was

wiederum die Wasserverfügbarkeit und Luftzirkulation verändert – Faktoren, die insbesondere für flach wurzelnde oder bodenaufliegende Arten wie Moose und Flechten von zentraler Bedeutung sind (Jägerbrand & Alatalo, 2015).

Diese verschiedenen Faktoren verdeutlichen, dass die Wuchsform und strukturelle Eigenschaften einer Art entscheidend für ihre Empfindlichkeit gegenüber Betritt sind – ein Zusammenhang, der sich auch in den beobachteten Artenverschiebungen in dieser Arbeit widerspiegelt.

4.6.2 Physiologische Anpassungen von Gefäßpflanzen und Moosen

Die Fähigkeit von Pflanzen, mit mechanischem Stress und veränderten Umweltbedingungen umzugehen, hängt wesentlich von ihren physiologischen Eigenschaften ab. Gefäßpflanzen besitzen ausgeprägte Anpassungsmechanismen, um mit Trockenheit, Verdichtung des Bodens und veränderter Ressourcendynamik umzugehen. Gefäßpflanzen mit tiefreichenden Wurzelsystemen können beispielsweise besser auf Trockenperioden reagieren als flachwurzelnde Arten, deren Wasserverfügbarkeit durch Bodenverdichtung zusätzlich eingeschränkt werden könnte (Canadell et al., 1996). Arten mit hohem Wurzel-Spross-Verhältnis (root/shoot ratio - RSR) investieren mehr in die Erschließung von Bodenressourcen und sind gegenüber Oberflächenveränderungen widerstandsfähiger (Qi et al., 2019). So schaffte es beispielsweise die tiefwurzelnde Art *Bromus inermis* nach einem fast vollständigen Rückgang im Winter auf den Transekten mit niedriger bis mittlerer Betrittintensität sich wieder gut zu erholen, auch wenn die Anfangswerte in der Deckung nicht mehr erreicht werden können (Abb.13).

Darüber hinaus können bestimmte Pflanzenarten durch verstärkte Bildung von Rhizomen oder Speicherorganen wie Knollen und Zwiebeln temporäre Störungen überdauern, da diese unterirdischen Strukturen nicht nur der Speicherung von Reservestoffen dienen, sondern auch das Regenerationspotenzial nach mechanischer Schädigung erhöhen (Puijalon et al., 2008). Auch eine erhöhte Blattfestigkeit, etwa durch dickere Epidermisschichten oder verstärkte Cuticulabildung, kann helfen, mechanischem Stress besser standzuhalten (Onoda et al., 2012). Weitere morphologische Anpassungen umfassen sukkulente Speichergewebe, die Wasserverlust in Trockenphasen ausgleichen können, sowie dicke Wachsschichten oder Behaarung auf den Blattoberflächen, die Transpiration reduzieren und das Gewebe vor physischen Schäden schützen (Friedrich Finnern, 2024). Pflanzen mit reduzierter Blattfläche – z. B. nadelartigen oder geschuppten Blättern – minimieren zusätzlich die Angriffsfläche für mechanische Einwirkungen und Verdunstung (Knight & Ackerly, 2003). So konnte sich beispielsweise die nadelblättrige

Euphorbia cyparissias während des gesamten Untersuchungszeitraumes bei allen Betrittintensitäten relativ gut am Standort halten. Diese vielfältigen Anpassungen tragen wesentlich dazu bei, dass bestimmte Arten selbst unter intensivem Stress durch Betritt zumindest eine Zeit lang bestehen können.

Moose hingegen besitzen aufgrund ihrer durchwegs unterschiedlichen Physiologie im Vergleich zu Gefäßpflanzen andere Anpassungen. Sie besitzen keine Wurzeln und nehmen Wasser ausschließlich über ihre Oberfläche auf, wobei sie primär auf atmosphärische Feuchtigkeit wie Regen, Tau oder Luftfeuchtigkeit angewiesen sind. Bei akrokarpen Moosen kann zusätzlich eine gewisse Wasseraufnahme über den Bodenkontakt erfolgen, dies spielt jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Eine Bodenverdichtung durch Betritt stellt für Moose also weniger wegen der eingeschränkten Wasserversorgung ein Problem dar, sondern eher dadurch, weil ihr physisches Verbleiben am Standort durch häufige Begehung gefährdet ist.

Aber auch Moose verfügen über verschiedene morphologische Anpassungen an Trockenstress, wie beispielsweise Glashaare (sogenannte hyaline Zellen), sowie Papillen und Behaarungen auf den Blättern, die Verdunstung reduzieren, Wasseraufnahme verbessern und Schutz vor UV-Strahlung sowie mechanischen Schäden bieten (Jauregui-Lazo et al., 2023). Insgesamt variiert jedoch die Toleranz der Bryophyten gegenüber Trockenheit erheblich zwischen den unterschiedlichen Arten. Einige angepasste Arten, die häufig auf Trockenrasen vorkommen, beispielsweise *Syntrichia ruralis*, sind in der Lage, über längere Zeiträume hinweg vollständig auszutrocknen und sich bei erneuter Feuchtigkeit innerhalb kürzester Zeit zu ihrem Ausgangszustand zu erholen (Oliver et al., 2005; Proctor et al., 2007; Jauregui-Lazo et al., 2023). Diese Form der Trockentoleranz ermöglicht es ihnen, auch in temporär trockenen Habitaten zu bestehen. Dennoch bleibt auch bei diesen Arten eine gewisse Abhängigkeit von periodischer Befeuchtung bestehen: Wenn Moose durch Betritt mechanisch abgerieben oder verdrängt werden, reicht ihre physiologische Anpassung allein nicht aus, um eine langfristige Etablierung zu sichern.

Insgesamt unterscheiden sich Gefäßpflanzen und Moose deutlich in ihren physiologischen Anpassungen an die durch Betritt ausgelösten Stressoren. Während viele Gefäßpflanzen über Wurzelsysteme, Speicherorgane und weitere physiologische Anpassungen reagieren können, sind Moose stärker auf die physikalischen Eigenschaften ihrer unmittelbaren Umgebung angewiesen, haben dafür aber bemerkenswerte Strategien, um beispielsweise mit Austrocknung umgehen zu können.

4.6.3 Resistenz und Resilienz

Ein wichtiger Aspekt für die Auswirkungen des Betritts auf Pflanzen ist die Regenerationsfähigkeit der Arten, welche maßgeblich darüber entscheidet, wie gut eine Pflanzengesellschaft mit mechanischen Störungen umgehen kann (Cole, 1995b). Während einige Gefäßpflanzen und Moose eine hohe Resilienz aufweisen und nach Störungen rasch regenerieren können, reagieren andere Arten empfindlicher und benötigen deutlich längere Zeiträume zur Wiederherstellung (Jonsson & Esseen, 1998; Turetsky et al., 2012). Insbesondere Arten mit ausgeprägter klonaler Vermehrung oder hoher Wachstumsgeschwindigkeit sind in der Lage, durch schnelle Neuaustriebe die durch Betritt verursachten Schäden zügig auszugleichen (Xu et al., 2012). Diese Fähigkeit ermöglicht es ihnen, auch bei wiederholtem mechanischem Stress ihre Population aufrechtzuerhalten oder sogar auszubauen. Dagegen sind Arten mit langsamem Wachstum, geringer Klonalität oder empfindlicherem Gewebe oft dauerhaft beeinträchtigt und können durch anhaltenden Betritt vom Standort verdrängt werden (Chardon et al., 2023).

Manche Arten halten sich stattdessen durch Resistenz am Standort, laut Cole (1995b) handelt es sich hier vor allem um niedrigwüchsige, polster- oder horstbildende Gräser. Weiters beschreibt Cole tolerante Arten, die sowohl Störung überstehen als auch sich regenerieren können. Dabei handelt es sich ebenfalls um horstbildende, rosettenbildende oder unterirdisch regenerierende Pflanzen. Ein deutliches Beispiel ist dafür *Festuca rubra*, ein horstbildendes Gras, welches trotz intensiver Störung durch hohe Betrittfrequenzen nach dem Winter 2023/2024 auf dem Transekt mit hoher Betrittintensität wieder zurückkam (siehe Abb. 12). Aber nicht alle Arten mit morphologischen Vorteilen können sich deswegen automatisch an Standorten mit Betritt halten: So gingen die Deckungen von *Echium vulgare*, einer rosettenbildenden Art mit behaarten Blättern (siehe Kapitel 4.6.2), auf allen Transekten mit Betrittfrequenzen über 10 stark zurück (siehe Abb. 11).

Insgesamt erinnert diese bei Cole (1995b) beschriebene Strategie stark an das weiter unten angeführte C-S-R Modell nach Grime (1977; siehe Kapitel 4.5.4).

Bei den Moosen zeigten sich *Abietinella abietina* und *Rhytidium rugosum* als perennierende Moose relativ resilient gegenüber moderatem Betritt und konnten sich auch auf diesen Transekten halten (Abb. 7 und 8). Demgegenüber verloren kurzlebige Arten wie *Weissia longifolia* oder *Ceratodon purpureus* bei intensiver Störung deutlich an Deckung (Abb. 5 und 6).

Ob eine Art durch Betritt also endgültig verdrängt wird, hängt davon ab, ob sie entweder resistent oder resilient ist – fehlt beides, ist der Verlust wahrscheinlich. Besonders in stark frequentierten Bereichen kann dies zu einer Änderung der Artenzusammensetzung mit

Homogenisierung der Vegetation als Folge führen (Wrbka, 2001), was wiederum einen Rückgang spezialisierter Arten bedeuten kann (Rusterholz et al., 2011). Laut Cole (1995b) gibt es außerdem einen negativen Zusammenhang zwischen Resistenz und Resilienz: Pflanzen, die Betritt erst gut standhalten, haben anschließend eine geringere Regenerationsfähigkeit und umgekehrt. Dass während des Untersuchungszeitraumes dieser Studie insgesamt 45 Arten nicht mehr aufgefunden werden konnten (siehe Kapitel 3.5), und das mehrheitlich unter den Betrittfrquenzen 10 und 20, deutet stark darauf hin, dass einige Arten der (Halb-)Trockenrasen unter Betrittstress sich nicht langfristig am Standort halten können.

4.6.4 Ressourcenkonkurrenz: Licht, Nährstoffe und Wasser

Betritt beeinflusst die Ressourcenkonkurrenz zwischen Phanaerophyten und Kryptogamen erheblich, insbesondere in Bezug auf Licht, Wasser und Nährstoffe. Eine der unmittelbarsten Auswirkungen ist die Veränderung der Lichtverfügbarkeit. Durch die Reduktion der Gefäßpflanzendeckung infolge mechanischer Belastung entstehen offene Bodenstellen, die von Moosen und Flechten besiedelt werden können (siehe Kapitel 4.3). Diese Veränderung der Vegetationsstruktur kann die Konkurrenzverhältnisse zugunsten der Kryptogamen verschieben. So zeigten sich beispielsweise in den stark betretenen Flächen deutliche Rückgänge der Gefäßpflanzen wie *Festuca rubra* oder *Inula oculus-christi*. Gleichzeitig nahm die Deckung einzelner Moosarten wie *Weissia longifolia*, einer sogenannten *short lived shuttle species* (Van Zuijlen et al., 2023) auf wenig oder moderat gestörten Flächen zu, was auf eine Nutzung der durch mechanischen Stress entstandenen offenen Bodenstellen hindeuten könnte. Dies stützt die Annahme, dass Kryptogamen kurzfristig von einer reduzierten Gefäßpflanzendeckung profitieren können.

Gleichzeitig können aber auch verbleibende Gefäßpflanzen von der reduzierten Konkurrenz profitieren. Insbesondere ruderalen Arten, die an gestörte Standorte angepasst sind, gelingt es, sich schnell zu etablieren und auszubreiten. So kamen beispielsweise die Ruderalarten *Myosotis arvensis* und *Capsella bursa-pastoris* ab dem Winter 2024 neu auf (siehe Tab. 5). Ruderalarten zeichnen sich unter anderem durch hohe Wachstumsgeschwindigkeit und effektive Reproduktionsstrategien aus, was ihnen einen Vorteil in gestörten Habitaten verschaffen kann. Diese Strategie beschreibt Grime (1977) mit seiner viel beachteten C-S-R Theorie, welche die drei grundlegenden Überlebensstrategien von Pflanzen beschreibt: Konkurrenz (C), Stresstoleranz (S) und Ruderalität (R), welche als Antwort auf unterschiedliche Kombinationen von Störung und Stress evolutionär entstanden sind (Grime, 1977). During (1992) verbindet

diese Theorie mit Bryophyten und wendet sie auch bei ihnen an. So können beispielsweise Arten wie *Weissia longifolia* oder *Ceratodon purpureus* als R-Strategen gewertet werden, da sie in mäßig langlebigen Lebensräumen wie Offenstellen vorkommen, sukzessionsbedingt jedoch nach einigen Jahren wieder verschwinden.

Betritt führt außerdem zu Bodenverdichtung, was die Wasserinfiltration und -verfügbarkeit im Boden beeinträchtigt (Gheza et al., 2018). Verdichtete Böden haben eine geringere Porosität, was die Wasseraufnahme durch Pflanzenwurzeln erschwert und somit die Wasserkonkurrenz verschärft (Murer & Zehner, 2010). Auch Bryophyten werden von der Bodenverdichtung beeinflusst (siehe Kapitel 4.6.2).

Insgesamt wird dadurch außerdem die Nährstoffverfügbarkeit im Boden verändert, was vor allem für Trockenrasen und auf diese abgestimmte Arten ein Problem darstellen kann (Gheza et al., 2018). Betritt verändert die Bodenstruktur, wodurch die Porosität des Bodens abnimmt und Gasaustausch sowie Wasserinfiltration eingeschränkt werden, was wiederum das mikrobielle Gleichgewicht stört und zu einer Verringerung der Nährstoffverfügbarkeit führen kann (Liu et al., 2023). Dies beeinträchtigt insbesondere nährstoffspezialisierte Arten, die an die nährstoffarmen Bedingungen von Trockenrasen angepasst sind. Gleichzeitig können nährstofftolerante Arten profitieren und sich ausbreiten, was die Artenzusammensetzung langfristig verändert.

Insgesamt zeigt sich, dass Betritt die Ressourcenkonkurrenz in Pflanzengemeinschaften komplex beeinflusst, indem er die Verfügbarkeit und Zugänglichkeit von Licht, Wasser und Nährstoffen verändert, was, ähnlich wie die Mechanismen der vorangegangenen Kapitel, die Artenzusammensetzung ändern kann.

4.6.5 Sukzession und langfristige Veränderungen

Langfristige Betrittstörungen können in die natürliche Sukzession eingreifen und diese deutlich verändern (de Gouvenain, 1996). Wenn Störungen regelmäßig oder dauerhaft auftreten, wird die Entwicklung stabiler Pflanzengesellschaften gehemmt (Gustafsson et al., 2021). Stattdessen bleiben oft Arten mit schneller Entwicklung und hoher Toleranz gegenüber mechanischem Stress dauerhaft bestehen, während konkurrenzschwächere oder spätsukzessionale Arten zunehmend verdrängt werden (Grime, 1977).

Gerade für Trockenrasen ist das problematisch, weil sie von Natur aus durch eine hohe Standortvielfalt und kleinräumige Unterschiede, also eine hohe Heterogenität, geprägt sind. Diese Heterogenität kann durch anhaltenden Betritt verloren gehen, wodurch die Vegetation

homogener wird und sich vor allem Generalisten durchsetzen (Wrbka et al., 2001), wie in dieser Studie beispielsweise die bereits genannten Ruderalarten *Myosotis arvensis* und *Capsella bursa-pastoris*, aber auch *Fumaria schleicheri* oder *Arabidopsis thaliana*, die mit der anhaltenden Störung aufkamen. Typische Trockenrasenarten wie *Aster amellus*, *Stipa joannis* und *Helianthemum nummularium* sind hingegen mit dem Betritt verschwunden. Das hat nicht nur Folgen für die Artenvielfalt, sondern kann auch die Stabilität und langfristige Regenerationsfähigkeit des gesamten Systems beeinträchtigen (Tilman et al., 2006).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit deuten darauf hin, dass Betritt nicht nur kurzfristige Veränderungen in der Vegetation verursacht, sondern auch längerfristige Entwicklungen beeinflussen kann – besonders dann, wenn der Betritt höhere Frequenzen hat und über längere Zeiträume anhält (de Gouvenain, 1996).

4.6.6 Mikroklimatische Effekte durch reduzierte Gefäßpflanzenbedeckung

Der Rückgang der Gefäßpflanzendeckung infolge von Betritt führt zu signifikanten Veränderungen im Mikroklima der betroffenen Standorte. Durch die verminderte Pflanzendichte wird die Sonneneinstrahlung auf den Boden verstärkt, was die Temperatur am Boden und in der unmittelbaren Umgebung erhöht. Parallel zu dieser Studie aufgenommene Daten von Häusler (2025) zeigen, dass die Temperaturen auf den Trockenrasen am Maxplateau und auf der Kreuzmaiss ein Maximum von 67.0°C erreichten. Gleichzeitig steigt durch die fehlende Schutzschicht sowie die erhöhten Temperaturen die Verdunstungsrate, was insbesondere an den Trockenrasen, die ohnehin durch begrenzte Wasserverfügbarkeit geprägt sind, zu verstärktem Wasserstress führt.

Die veränderten mikroklimatischen Bedingungen führen zu unterschiedlichen Auswirkungen auf die Pflanzenarten. Moose sind aufgrund ihrer fehlenden Wurzeln oft besonders anfällig gegenüber Austrocknung, wobei ihre Trockenresistenz stark artspezifisch variiert (siehe Kapitel 4.5.2; Proctor et al., 2007). Auch bei Gefäßpflanzen ist die Reaktion auf Wasserstress sehr unterschiedlich: Einige trockenheitsresistente Arten können durch die reduzierte Konkurrenz profitieren, während andere Arten durch die veränderten Bedingungen beeinträchtigt werden. Somit hängen Zusammensetzung und Dynamik der Pflanzengemeinschaften entscheidend von den jeweiligen Anpassungen der Arten und den spezifischen mikroklimatischen Veränderungen ab.

Diese Mikroklimaveränderungen wirken somit direkt wie indirekt auf die Artenzusammensetzung und Biodiversität der Standorte ein und können langfristig die Struktur und Funktion der Trockenrasenökosysteme verändern.

4.7 Managementempfehlungen

Besucher:innen spielen eine zentrale Rolle für den langfristigen Erhalt von Schutzgebieten. Ihr Interesse und ihre Anwesenheit können nicht nur finanzielle Einnahmen generieren, sondern auch gesellschaftliches und politisches Bewusstsein für den Wert der Naturlandschaft stärken. (Wolf et al., 2019). Positive Naturerlebnisse fördern eine tiefere Wertschätzung für ökologische Zusammenhänge und können in weiterer Folge zur Unterstützung von Schutzmaßnahmen führen (Kals et al., 1999; Stern et al., 2008). Gleichzeitig stellt der Besuch von Schutzgebieten ein Spannungsfeld dar, da die damit verbundenen Aktivitäten – wie das Betreten empfindlicher Vegetation oder die potenzielle Störung sensibler Tierarten – messbare (negative) Auswirkungen auf die Umwelt verursachen (Lucio, 1995; Pickering & Hill, 2007; Kycko et al., 2018). Die Herausforderung für das Schutzgebietsmanagement liegt daher in der Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen, die sowohl die Erlebbarkeit der Natur ermöglichen als auch ihre ökologische Integrität wahren. Neben physischer Besucherlenkung (z. B. Wegegebote und Sperrzonen) spielen auch bildungsorientierte Ansätze wie Umweltbildung und Naturinterpretation eine entscheidende Rolle. Ziel ist es, nicht nur unerwünschte Auswirkungen zu minimieren, sondern auch das Bewusstsein der Besucher:innen zu schärfen, damit sie sich als Mitverantwortliche für den Erhalt der Schutzgüter begreifen (Wolf et al., 2019).

Auf Grundlage der in dieser Studie gewonnenen Erkenntnisse sind gezielte Maßnahmen notwendig, um den Schutz der Trockenrasenvegetation sicherzustellen. Wie genau jene Flächen ausgewählt werden sollen, welche priorisiert einen besonderen Schutz erfahren sollten, ist im Naturschutz umstritten (Gjerde et al., 2018). Durch die bereits angeführten Gründe ist der Schutz gefährdeter Arten jedoch besonders wichtig, weshalb ebenjene Gebiete besonders berücksichtigt werden sollten.

Eine der wirksamsten Methoden ist die Vermeidung von Wanderwegen in unmittelbarer Nähe zu sensiblen Habitaten, insbesondere dort, wo seltene oder gefährdete Arten vorkommen. Dies wurde bereits von Zechmeister & Kropik (2022) empfohlen, da Wanderwege eine der Hauptquellen für Störungen in Trockenrasen darstellen. In besonders empfindlichen Gebieten

könnte zudem eine vollständige Absperrung sinnvoll sein, um jeglichen Betritt zu verhindern und die natürliche Vegetationsentwicklung nicht zu beeinträchtigen.

Weiters betonen Jägerbrand & Alatalo (2015) ebenso wie Zechmeister & Kropik (2021), wie wichtig es ist, bei allfälligen Pflegemaßnahmen nicht allein auf Gefäßpflanzen zu achten, sondern auch auf Bryophyten. So wäre es von Vorteil, die Managementzyklen der Trockenrasen von 5 Jahren auf 10 Jahre zu erweitern und Gehölzer mit Gefahr auf Verbuschung nur einzeln zu entnehmen, ohne flächendeckend zu mähen. Wichtig ist außerdem eine sensible Umsetzung der Mahd: Aufgrund der hohen Moos-Diversität auf Felsköpfen (Zechmeister & Kropik, 2021; Häusler, 2025) ist besonders darauf zu achten, das angefallene Mähgut des Trockenrasens nicht über Felskanten nach unten zu befördern, da Moospopulationen dadurch massiv gestört werden (Zechmeister & Kropik, 2021). Wie wichtig ein vorsichtiger Umgang mit sensiblen Habitaten ist, beschreiben auch Piscová et al. (2021) in ihrer Studie. Sie beschreiben, dass schon bei kurzzeitigem Betritt eine mehrjährige Regeneration der Vegetationsgemeinschaft nötig war.

Ebenfalls ein wichtiger Aspekt zum Schutz der Trockenrasen und ihrer Vegetation ist die Umweltbildung und Aufklärung der Besucher:innen. Informationsmaßnahmen wie Ausstellungen, Infotafeln oder digitale Medien können dazu beitragen, das Bewusstsein für die Schutzwürdigkeit dieser Lebensräume zu schärfen. Dabei ist jedoch darauf zu achten, dass solche Maßnahmen nicht unbeabsichtigt zu einer verstärkten Nutzung dieser Gebiete führen. Eine gezielte Kommunikation sollte verdeutlichen, warum bestimmte Areale nicht betreten werden dürfen und welche ökologischen Konsequenzen unkontrollierter Betritt haben kann. Dies könnte durch anschauliche Darstellungen von Veränderungen in der Vegetationsstruktur oder durch konkrete Beispiele aus der Forschung verdeutlicht werden.

Wie wichtig die Miteinbeziehung und Bildung von Besucher:innen eines Schutzgebietes für ebenenes ist, zeigt das Modell der Naturinterpretation (Abb. 21; Ludwig, 2011). Dieses stellt ein zentrales Element im modernen Besucher:innenmanagement dar und leitet sich von der Schutzzidee der US Nationalparks ab (Honermann, 1993). Dabei handelt es sich um einen edukativen Ansatz, der sich darum bemüht, physische, biologische und kulturelle Besonderheiten eines Gebietes anschaulich und erfahrungsorientiert zu vermitteln. Ziel ist es, durch den

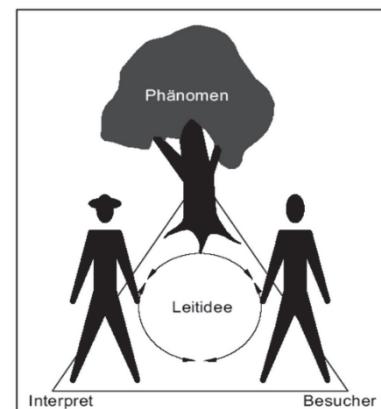


Abb. 21: das Interpretationsdreieck (Ludwig, 2011)

Einsatz konkreter Objekte und unmittelbarer Naturerlebnisse nicht nur Zufriedenheit zu schaffen, sondern auch verantwortungsvolles Verhalten, Bewusstsein und langfristiges Engagement für die Schutzgüter zu fördern. Naturinterpretation nimmt somit eine vermittelnde Rolle zwischen Besucher:innen und Schutzgebiet ein, indem sie nicht nur Wissen über ökologische Zusammenhänge vermittelt, sondern auch durch Bewusstseinsbildung und Förderung naturverträglichen Verhaltens negative Einflüsse von Besuchsaktivitäten reduziert und den Schutzgedanken stärkt (Juma & Khademi-Vidra, 2022).

Die IUCN-Leitlinien zum Tourismus- und Besuchermanagement in Schutzgebieten (Leung et al., 2018) liefern ebenfalls wertvolle Handlungsempfehlungen, die sich auf das Management empfindlicher Lebensräume übertragen lassen. Eine zentrale Strategie besteht in der gezielten Lenkung der Besucherströme, indem klare Wegeführungen eingerichtet werden, die den Zugang zu sensiblen Bereichen einschränken und gleichzeitig attraktive Alternativen bieten. Darüber hinaus wird in den Leitlinien betont, dass Bildungs- und Informationsprogramme essenziell sind, um das Bewusstsein für den Schutz der Natur zu stärken. Besucher:innen sollten verstehen, warum bestimmte Gebiete ohne menschliche Einwirkung bestehen müssen und welche negativen Folgen unkontrollierter Zugang für bedrohte Lebensräume haben kann. Die Kombination aus Besucherlenkung, gezielter Kommunikation und alternativen Erlebnismöglichkeiten trägt laut der IUCN dazu bei, potenzielle negative Auswirkungen des Tourismus zu minimieren und gleichzeitig den langfristigen Schutz der Naturräume sicherzustellen.

Das Schaffen weiterer Angebote ist ebenfalls eine Möglichkeit, um Besucher:innen von sensiblen Bereichen fernzuhalten. Themenwege, virtuelle Erlebnisse oder geführte Touren in weniger empfindlichen Regionen könnten eine Möglichkeit sein, Naturerfahrung zu ermöglichen, ohne die besonders schützenswerten Standorte zu gefährden. Darüber hinaus sollte das Monitoring der Vegetation kontinuierlich fortgeführt werden, um langfristige Veränderungen frühzeitig zu erkennen und entsprechende Schutzmaßnahmen anzupassen.

Insgesamt verdeutlicht diese Arbeit, dass Betrittstörungen auf (Halb-)Trockenrasen weitreichende und vielschichtige Auswirkungen auf die Struktur und Funktion dieser Ökosysteme haben. Neben der direkten Beeinträchtigung der Artenzusammensetzung führen Veränderungen wie beispielsweise reduzierte Gefäßpflanzenbedeckung, Bodenverdichtung und mikroklimatische Modifikationen zu einer Beeinträchtigung der Lebensbedingungen sowohl für Gefäßpflanzen als auch für Moose. Diese kumulativen Effekte gefährden nicht nur die momentan vorhandene Artenvielfalt, sondern beeinträchtigen auch die langfristige Resilienz

und Regenerationsfähigkeit der Lebensgemeinschaften. Vor diesem Hintergrund erfordert ein effektives Schutz- und Managementkonzept für (Halb-) Trockenrasen eine integrative Betrachtung der vielfältigen Störungsmechanismen, um die ökologische Integrität und den Fortbestand dieser sensiblen Lebensräume nachhaltig zu sichern.

5 Literaturverzeichnis

- Aerts, R., Honnay, O., Van Nieuwenhuyse, A., 2018. Biodiversity and human health: mechanisms and evidence of the positive health effects of diversity in nature and green spaces. *Br. Med. Bull.* 127, 5–22. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldy021>
- Berger, F., Priemetzhofer, F., 2010. Die Flechtenflora im Nationalpark Thayatal (Niederösterreich, Österreich). *Wiss. Mitteilungen Aus Dem Niederösterreichischen Landesmus.* 21, 135–184.
- Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.B., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.-D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583–595. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
- Chardon, N.I., Stone, P., Hilbert, C., MacLachlan, T., Ragsdale, B., Zhao, A., Goodwin, K., Collins, C.G., Hewitt, N., Elphinstone, C., 2023. Species-Specific Responses to Human Trampling Indicate Alpine Plant Size Is More Sensitive than Reproduction to Disturbance. *Plants* 12, 3040. <https://doi.org/10.3390/plants12173040>
- Cheung, L.T.O., 2013. Improving visitor management approaches for the changing preferences and behaviours of country park visitors in Hong Kong. *Nat. Resour. Forum* 37, 231–241. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12025>
- Choler, P., 2023. Above-treeline ecosystems facing drought: lessons from the 2022 European summer heat wave. *Biogeosciences* 20, 4259–4272. <https://doi.org/10.5194/bg-20-4259-2023>
- Cole, D.N., 1995a. Experimental Trampling of Vegetation. I. Relationship Between Trampling Intensity and Vegetation Response. *J. Appl. Ecol.* 32, 203–214. <https://doi.org/10.2307/2404429>
- Cole, D.N., 1995b. Experimental Trampling of Vegetation. II. Predictors of Resistance and Resilience. *J. Appl. Ecol.* 32, 215–224. <https://doi.org/10.2307/2404430>
- Connell, J.H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199, 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Copernicus. Summer 2023: the hottest on record [WWW Document], 2023. www.copernicus.eu. URL <https://climate.copernicus.eu/summer-2023-hottest-record> (accessed 4.5.25).
- Copernicus. Surface air temperature for August 2023 [WWW Document], 2024. URL <https://climate.copernicus.eu/surface-air-temperature-august-2023> (accessed 18.5.25).

de Gouvenain, R.C., 1996. Indirect impacts of soil trampling on tree growth and plant succession in the North Cascade Mountains of Washington. *Biol. Conserv.* 75, 279–287. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00036-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00036-4)

Drake, P., Grimshaw-Surette, H., Heim, A., Lundholm, J., 2018. Mosses inhibit germination of vascular plants on an extensive green roof. *Ecol. Eng.* 117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.002>

During, H.J., 1992. Ecological classifications of bryophytes and lichens, in: *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*, Bates, J.W.; Farmer, A.M. Press. Oxford.

During, H.J., Willems, J.H., 1986. The impoverishment of the bryophyte and lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years 1953–1983. *Biol. Conserv.* 36, 143–158. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(86\)90003-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(86)90003-0)

Eckstein, R.L., Pereira, E., Milbau, A., Graae, B.J., 2011. Predicted changes in vegetation structure affect the susceptibility to invasion of bryophyte-dominated subarctic heath. *Ann. Bot.* 108, 177–183. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr097>

Fischer, M., Oswald, K., Adler, W., Oberösterreichische Landesmuseen (Eds.), 2008. *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3., verb. Aufl. ed. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz.

Frahm, J.-P., Frey, W., 1992. Moosflora. 3., überarb. Aufl. ed, Uni-Taschenbücher 1250: Botanik, Systematik, Pflanzengeographie. Ulmer, Stuttgart.

Friedrich Finnern, T., 2024. Adaptations to Reduce Transpiration [WWW Document]. Biol. Libr. URL [https://bio.libretexts.org/Courses/Norco_College/BIO_5%3A_General_Botany_\(Friedrich_Finnern\)/12%3A_Transport/12.04%3A_Adaptations_to_Reduce_Transpiration](https://bio.libretexts.org/Courses/Norco_College/BIO_5%3A_General_Botany_(Friedrich_Finnern)/12%3A_Transport/12.04%3A_Adaptations_to_Reduce_Transpiration) (accessed 18.5.25).

Fuchs, S., 2023. Wo ist die Grenze? - Kde je hranice? [WWW Document]. ArcGIS StoryMaps. URL <https://storymaps.arcgis.com/stories/9e3f2d5b86e540018f2327a26ca1260a> (accessed 5.29.25).

Gheza, G., Assini, S., Marini, L., Nascimbene, J., 2018. Impact of an invasive herbivore and human trampling on lichen-rich dry grasslands: Soil-dependent response of multiple taxa. *Sci. Total Environ.* 639, 633–639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.191>

Gjerde, I., Grytnes, J.-A., Heegaard, E., Sætersdal, M., Tingstad, L., 2018. Red List updates and the robustness of sites selected for conservation of red-listed species. *Glob. Ecol. Conserv.* 16, e00454. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00454>

Grabherr, G., 1982. The impact of trampling by tourists on a high altitudinal grassland in the Tyrolean Alps, Austria. *Vegetation* 48, 209–217. <https://doi.org/10.1007/BF00055262>

Gremmen, N.J.M., Smith, V. R., van Tongeren, O.F.R., 2003. Impact of Trampling on the Vegetation of Subantarctic Marion Island. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 35, 442–446. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2003\)035\[0442:IOTOTV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2003)035[0442:IOTOTV]2.0.CO;2)

Grime, J.P., 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *Am. Nat.* 111, 1169–1194. <https://doi.org/10.1086/283244>

Gustafsson, L., Johansson, V., Leverkus, A.B., Strengbom, J., Wikberg, S., Granath, G., 2021. Disturbance interval modulates the starting point for vegetation succession. *Ecology* 102, e03439. <https://doi.org/10.1002/ecy.3439>

Hamberg, L., Lehvävirta, S., Minna, M.L., Rita, H., Kotze, D.J., 2008. The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. *Appl. Veg. Sci.* 11, 83–98. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2008.tb00207.x>

Häusler, A., 2025. Die Auswirkungen natürlicher Störungen auf die Vegetation von (Halb-) Trockenrasen im Nationalpark Thayatal. Universität Wien, Wien.

Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S., Roy, D.B., 2007. BRYOATT: attributes of british and irish mosses, liverworts and hornworts with information on native status, size, life form, life history, geography and habitat. NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside Council for Wales, Huntingdon, Cambridgeshire.

Honermann, G., 1993. Umweltinterpretation in den USA - neue Möglichkeiten für die deutsche Umwelterziehung? Beiträge zur Geschichte und Didaktik der Biologie Band 3/93, Haag & Herchen Verlag, Frankfurt am Main.

Ikeda, H., 2003. Testing the intermediate disturbance hypothesis on species diversity in herbaceous plant communities along a human trampling gradient using a 4-year experiment in an old-field. *Ecol. Res.* 18, 185–197. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2003.00546.x>

Ishihara, K.L., Lee, E.K.W., Borthakur, D., 2017. Thigmomorphogenesis: changes in morphology, biochemistry, and levels of transcription in response to mechanical stress in *Acacia koa*. *Can. J. For. Res.* 47, 583–593. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0356>

Isnard, S., 2011. Stem biomechanics of the giant moss *Dendroligotrichum dendroides* s.l. and its significance for growth form diversity in mosses. *J. Bryol.* 33(3), 229-236.
<https://doi.org/10.1179/1743282011Y.0000000011>

Jägerbrand, A.K., Alatalo, J.M., 2015. Effects of human trampling on abundance and diversity of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine heath vegetation, Northern Sweden. *SpringerPlus* 4, 95. <https://doi.org/10.1186/s40064-015-0876-z>

Järvenpää, S., Kytöviita, M.-M., Pitkämäki, T., Lampinen, J., 2023. Contrasting responses of vascular plants and bryophytes to present and past connectivity in unmanaged grasslands. *Biodivers. Conserv.* 32, 139–162. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02492-9>

Jauregui-Lazo, J., Wilson, M., Mishler, B.D., 2023. The dynamics of external water conduction in the dryland moss *Syntrichia*. *AoB Plants* 15, plad025.
<https://doi.org/10.1093/aobpla/plad025>

Jeschke, M., Kiehl, K., 2008. Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in newly created calcareous grasslands. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 203, 557–566. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2007.09.006>

Jonsson, B.G., Esseen, P.A., 1998. Plant colonisation in small forest–floor patches: importance of plant group and disturbance traits. *Ecography* 518–526.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1998.tb00443.x>

Juma, L.O., Khademi-Vidra, A., 2022. Nature Interpretation as an Environmental Educational Approach in Visitor Management; The Application Dilemma for Different Target Groups at Masai Mara National Reserve, Kenya. *Sustainability* 14, 2935.
<https://doi.org/10.3390/su14052935>

Kals, E., Schumacher, D., Montada, L., 1999. Emotional Affinity toward Nature as a Motivational Basis to Protect Nature. *Environ. Behav.* 31, 178–202.
<https://doi.org/10.1177/00139169921972056>

Kissling, M., Hegetschweiler, K.T., Rusterholz, H.-P., Baur, B., 2009. Short-term and long-term effects of human trampling on above-ground vegetation, soil density, soil organic matter and soil microbial processes in suburban beech forests. *Applied Soil Ecology*. 42, 3, 303-314. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.008>

Knight, C.A., Ackerly, D.D., 2003. Evolution and plasticity of photosynthetic thermal tolerance, specific leaf area and leaf size: congeneric species from desert and coastal environments. *New Phytol.* 160, 337–347. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00880.x>

Kycko, M., Zagajewski, B., Lavender, S., Romanowska, E., Zwijacz-Kozica, M., 2018. The Impact of Tourist Traffic on the Condition and Cell Structures of Alpine Swards. *Remote Sens.* 10, 220. <https://doi.org/10.3390/rs10020220>

Lackey, N.Q., Tysor, D.A., McNay, G., David, Joyner, L., Baker, K.H., and Hodge, C., 2021. Mental health benefits of nature-based recreation: a systematic review. *Ann. Leis. Res.* 24, 379–393. <https://doi.org/10.1080/11745398.2019.1655459>

Leung, Y.-F., Spenceley, A., Hvenegard, G., Buckley, R. (Eds.), 2018. *Tourism and visitor management in protected areas : guidelines for sustainability*, 1st ed. IUCN, International Union for Conservation of Nature.
<https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.PAG.27.en>

Li, W., He, S., Cheng, X., Zhang, M., 2021. Functional diversity outperforms taxonomic diversity in revealing short-term trampling effects. *Sci. Rep.* 11, 18889.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-98372-3>

Liu, Q., Li, W., Nie, H., Sun, X., Dong, L., Xiang, L., Zhang, J., Liu, X., 2023. The Effect of Human Trampling Activity on a Soil Microbial Community at the Urban Forest Park. *Forests* 14, 692. <https://doi.org/10.3390/f14040692>

Lobachevska, O.V., Kyyak, N.Y., Kordyum, E.L., Khorkavtsiv, Y.D., Kern, V.D., 2022. Gravity Sensitivity of Mosses and Their Gravity-Dependent Ontogenetic Adaptations. *Life* 12, 1782. <https://doi.org/10.3390/life12111782>

Lucio, J.V., Gómez-Limón, F.J., 1995. Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain. *Biol. Conserv.* 74, 2, 99-105.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00018-Y](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00018-Y)

Ludwig, T., 2011. *Natur und Kulturinterpretation - Amerika trifft Europa*. Verlag Barbara Budrich, Berlin.

Murer, E., Zehner, K., 2010. Bodenverdichtung und Gewässerschutz. 2 Umweltökologisches Symp.

Nabe-Nielsen, L.I., Reddersen, J., Nabe-Nielsen, J., 2021. Impacts of soil disturbance on plant diversity in a dry grassland. *Plant Ecol.* 222, 1051–1063.
<https://doi.org/10.1007/s11258-021-01160-2>

Oliver, M.J., Velten, J., Mishler, B.D., 2005. Desiccation Tolerance in Bryophytes: A Reflection of the Primitive Strategy for Plant Survival in Dehydrating Habitats. 1. *Integr. Comp. Biol.* 45, 788–799. <https://doi.org/10.1093/icb/45.5.788>

Onoda, Y., Richards, L., Westoby, M., 2012. The importance of leaf cuticle for carbon economy and mechanical strength. *New Phytol.* 196, 441–447. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04263.x>

Pickering, C.M., Hill, W., 2007. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *J. Environ. Manage.* 85, 791–800. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.021>

Piscová, V., Ševčík, M., Hreško, J., Petrovič, F., 2021. Effects of a Short-Term Trampling Experiment on Alpine Vegetation in the Tatras, Slovakia. *Sustainability* 13, 2750. <https://doi.org/10.3390/su13052750>

Pöppl, R., Bauer, B., Keiler, M., Glade, T., 2010. Die Thaya im Nationalpark Thayatal - eine flussmorphologische Analyse auf verschiedenen räumlichen Skalenebenen [WWW Document]. URL https://www.parcs.at/npt/mmd_fullentry.php?docu_id=30049 (accessed 4.5.25).

Proctor, M.C.F., Oliver, M.J., Wood, A.J., Alpert, P., Stark, L.R., Cleavitt, N.L., Mishler, B.D., 2007. Desiccation-tolerance in bryophytes: a review. *The Bryologist* 110, 595–621. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2007\)110\[595:DIBAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2007)110[595:DIBAR]2.0.CO;2)

Puijalon, S., Piola, F., Bornette, G., 2008. Abiotic stresses increase plant regeneration ability. *Evol. Ecol.* 22, 493–506. <https://doi.org/10.1007/s10682-007-9177-5>

Qi, Y., Wei, W., Chen, C., Chen, L., 2019. Plant root-shoot biomass allocation over diverse biomes: A global synthesis. *Glob. Ecol. Conserv.* 18, e00606. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00606>

Qu, M., Duan, W., Chen, L., 2024. The Role of Cryptogams in Soil Property Regulation and Vascular Plant Regeneration: A Review. *Appl. Sci.* 14, 2. <https://doi.org/10.3390/app14010002>

Rötzel, R., 2010. Geologie und Geomorphologie im Nationalpark Thayatal-Podyjí. *Wiss. Mitteilungen Aus Dem Niederösterreichischen Landesmus.* 21, 35–66.

Russell, R., Guerry, A.D., Balvanera, P., Gould, R.K., Basurto, X., Chan, K.M.A., Klain, S., Levine, J., Tam, J., 2013. Humans and Nature: How Knowing and Experiencing Nature Affect Well-Being. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 38, 473–502. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012312-110838>

Rusterholz, H.-P., Verhoustraeten, C., Baur, B., 2011. Effects of Long-Term Trampling on the Above-Ground Forest Vegetation and Soil Seed Bank at the Base of Limestone Cliffs. *Environ. Manage.* 48, 1024–1032. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9727-z>

Rydin, H., 2008. Population and community ecology of bryophytes, in: Bryophyte Biology: Second Editinon, Hrsg.: Goffinet, B. & Shaw, A.J. Cambridge University Press.

Schmitzberger, I., Thurner, B., 2021. Entwicklung von Trockenrasen, ausgewählten Wiesenbrachen und Wiesen im Nationalpark Thayatal – Bilanz nach 20 Jahren Biotoptpflege. Naturkundliche Mitteilungen Aus Den Landessammlungen Niederösterr. 31, 81–98.

Schöne, A.K., 2024. Living on the edge - the evolutionary history, edaphic adaptations and conservation prospects of the Cheddar Pink, *Dianthus gratianopolitanus* [WWW Document]. URL <https://archiv.ub.uni-heidelberg.de/volltextserver/35977/1/Dissertation%20Alexandra%20Sch%C3%B6ne.pdf> (accessed 3.5.25).

Schratt-Ehrendorfer, L., Niklfeld, H., Schröck, C., Stöhr, O., 2022. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. Dritte, völlig neu bearbeitete Auflage. Stapfia 114, 1–357.

Steel, J.B., Wilson, B., Anderson, B.J., Lodge, R.H.E., Tangney, R.S., 2004. Are bryophyte communities different from higher-plant communities? Abundance relations. Nord. Soc. Oikos 104, 479–486. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12840.x>

Stern, M.J., Powell, R.B., Ardoin, N.M., 2008. What Difference Does It Make? Assessing Outcomes From Participation in a Residential Environmental Education Program. J. Environ. Educ. 39, 31–43. <https://doi.org/10.3200/JOEE.39.4.31-43>

Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J., 2004. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. Science 303, 1876–1879. <https://doi.org/10.1126/science.1094678>

“Stiller” Beginn des Nationalparks Thayatal am 1. 1. 2000 [WWW Document], n.d. OTS.at. https://www.ots.at/presseaussendung/OTS_19991228OTS0086/stiller-beginn-des-nationalparks-thayatal-am-1-1-2000 (accessed 18.5.25).

Takala, T., Tahvanainen, T., Kouki, J., 2014. Grazing Promotes Bryophyte Species Richness in Seminatural Grasslands. Ann. Bot. Fenn. 51, 148–160. <https://doi.org/10.5735/085.053.0102>

Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J.M.H., 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. Nature 441, 629–632. <https://doi.org/10.1038/nature04742>

Turetsky, M.R., Bond-Lamberty, B., Euskirchen, E., Talbot, J., Frolking, S., McGuire, A.D., Tuittila, E.S., 2012. The resilience and functional role of moss in boreal and arctic ecosystems. New Phytol. 196, 49–67. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04254.x>

Van Zuijlen, K., Nobis, M.P., Hedenäs, L., Hodgetts, N., Calleja Alarcón, J.A., Albertos, B., Bernhardt-Römermann, M., Gabriel, R., Gariletti, R., Lara, F., Preston, C.D., Simmel, J., Urmi, E., Bisang, I., Bergamini, A., 2023. Bryophytes of Europe Traits (BET) dataset.

Vanderpoorten, A., Goffinet, B., 2009. Introduction to Bryophytes. Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511626838>

Westhoff, V., Van Der Maarel, E., 1978. The Braun-Blanquet Approach, in: Whittaker, R.H. (Ed.), Classification of Plant Communities. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 287–399.
https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_9

Wirth, V., Düll, R., Caspari, S., 2023. Ulmers Taschenatlas Flechten und Moose: 290 Arten schnell erkennen, 3rd ed. Ulmer, Stuttgart.

Wirth, V., Hauck, M., Brackel, W., Cezanne, R., Bruyn, U., Dürhammer, O., Eichler, M., Gnüchtel, A., John, V., Litterski, B., Otte, V., Schiefelbein, U., Schultz, M., Stordeur, R., Feuerer, T., Heinrich, D., 2011. Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands., in: Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste Gefährdeter Tiere, Pflanzen Und Pilze Deutschlands, Band 6: Pilze (Teil 2) – Flechten Und Myxomyzeten. Landwirtschaftsverlag, Münster.

Wolf, I.D., Croft, D.B., Green, R.J., 2019. Nature Conservation and Nature-Based Tourism: A Paradox? Environments 6, 104. <https://doi.org/10.3390/environments6090104>

Wolf, I.D., Wohlfart, T., 2014. Walking, hiking and running in parks: A multidisciplinary assessment of health and well-being benefits. Landsc. Urban Plan. 130, 89–103.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.06.006>

Wrbka, T., Thurner, B., Schmitzberger, I., 2001. Vegetationskundliche Untersuchung der Trockenstandorte im Nationalpark Thayatal. Institut für Ökologie und Naturschutz, Universität Wien.

Xu, L., Freitas, S.M.A., Yu, F.H., Dong, M., Anten, N.P.R., Werger, M.J.A., 2013. Effects of trampling on morphological and mechanical traits of dryland shrub species do not depend on water availability. PloS One 8, e53021.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053021>

Xu, L., Yu, F.-H., van Drunen, E., Schieving, F., Dong, M., Anten, N.P.R., 2012. Trampling, defoliation and physiological integration affect growth, morphological and mechanical properties of a root-suckering clonal tree. Ann. Bot. 109, 1001–1008.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcs006>

Zechmeister, H., Hagel, H., Gendo, A., Osvaldik, V., Patek, M., Prinz, M., Schröck, C., 2013. Die Rote Liste der Moose Niederösterreichs. Wiss. Mitteilungen Aus Dem Niederösterreichischen Landesmus. 24, 7–126.

Zechmeister, H., Kropik, M., 2022. Monitoring ausgewählter Moosarten im Nationalpark Thayatal – Starterhebungen.

Zechmeister, H., Kropik, M., 2021. Die Moosflora des Nationalparks Thayatal.

Zechmeister, H.G., Kropik, M., 2021. Raritäten aus der Xerothermflora Ost-Österreichs: Wiederfunde von vier in Österreich verschollenen Moosarten. Herzogia 34, 189–196.
<https://doi.org/10.13158/heia.34.1.2021.189>

6 Danksagung

An erster Stelle gilt mein Dank meinem Betreuer, Harald Zechmeister, für die durchgehende Unterstützung, das große Fachwissen und seine ansteckende Begeisterung für Moose, die mich wesentlich inspiriert und für diese Masterarbeit motiviert hat. Ein besonderer Dank geht auch an Michaela Kropik, die mit ihrer ruhigen und motivierenden Art wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat. Besonders in statistischen Fragen war ihre Unterstützung von unschätzbarem Wert.

Dem Team des Nationalparks Thayatal, insbesondere Christian Übl, danke ich für die wertvolle Unterstützung bei der Durchführung der Erhebung sowie für die Genehmigung der Arbeiten auf sensiblen Flächen. Ohne diese Zusammenarbeit wäre die Umsetzung der Geländearbeit in dieser Form nicht möglich gewesen. Meinem Kollegen Julian Haider danke ich für den kontinuierlichen fachlichen Austausch, die vielen motivierenden Gespräche und hilfreichen Impulse.

Der größte Dank gilt meinen Eltern und ihrer unermüdlichen Unterstützung während des gesamten Studiums. Ihr beständiger Rückhalt, ihr Vertrauen und offenes Ohr in allen Lebenslagen haben mir den nötigen Halt gegeben, um diesen Weg zu gehen – nicht nur fachlich, sondern auch persönlich. Auch meinen Geschwistern, ihren Partner:innen sowie all meinen Freund:innen gilt ein herzliches Dankeschön für ihre aufmunternden Worte, Geduld und das Verständnis während intensiver Arbeitsphasen. Ohne ihre Unterstützung wäre der Weg bis zum Abschluss deutlich schwieriger gewesen. Ein besonderer Dank gilt Andreas Häusler für die gemeinsame Durchführung der Datenaufnahmen, die Unterstützung durch alle Phasen des Schreibprozesses hinweg sowie die vielen Etappen im Studium und allen anderen Lebensbereichen, die wir gemeistert haben.

Finanziell unterstützt wurde diese Arbeit vom Nationalpark Thayatal, dem Land Niederösterreich (Abteilung Wissenschaft und Forschung), dem Verband der Naturparke Österreich sowie der Österreichischen Bundesforste AG.

7 Anhänge

7.1 Gesamtartenliste mit Kategorie und Gefährdungsstatus

Tab. 4: alle bestimmten Arten nach Kategorie (1=Moos, 2=Flechte, 3=Gefäßpflanze) mit Gefährdungsstatus

TAXON	KATEGORIE	GEFÄHRDUNGSSTATUS
<i>Abietinella abietina</i>	1	LC
<i>Barbula convoluta</i>	1	LC
<i>Brachythecium campestre</i>	1	NT
<i>Bryum alpinum</i>	1	VU-R
<i>Bryum argenteum</i>	1	LC
<i>Bryum capillare</i>	1	LC
<i>Bryum rubens</i>	1	LC
<i>Bryum sp.</i>	1	N/A
<i>Ceratodon conicus</i>	1	VU
<i>Ceratodon purpureus</i>	1	LC
<i>Ceratodon sp.</i>	1	N/A
<i>Didymodon fallax</i>	1	LC
<i>Ditrichum flexicaule</i>	1	LC
<i>Fissidens bryoides</i>	1	LC
<i>Fissidens dubius</i>	1	LC
<i>Fissidens taxifolius</i>	1	LC
<i>Homalothecium lutescens</i>	1	LC
<i>Hypnum cupressiforme</i>	1	LC
<i>Hypnum cupressiforme agg.</i>	1	LC
<i>Mannia fragrans</i>	1	VU
<i>Phascum cuspidatum</i>	1	LC
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	1	LC
<i>Pleuridium subulatum</i>	1	NT
<i>Pottia sp.</i>	1	N/A
<i>Pyramidula tetragona</i>	1	RE
<i>Rhytidium rugosum</i>	1	LC
<i>Riccia bifurca</i>	1	EN
<i>Riccia ciliata</i>	1	EN
<i>Riccia sorocarpa</i>	1	EN
<i>Syntrichia montana</i>	1	LC
<i>Syntrichia ruralis</i>	1	LC
<i>Tortella inclinata</i>	1	LC
<i>Tortella tortuosa</i>	1	LC
<i>Tortulla muralis</i>	1	LC
<i>Weissia condensa</i>	1	VU
<i>Weissia controversa</i>	1	LC
<i>Weissia longifolia</i>	1	VU
<i>Weissia sp.</i>	1	N/A

<i>Cladonia coniocraea</i>	2	N/A
<i>Cladonia convoluta</i>	2	N/A
<i>Cladonia fimbriata</i>	2	N/A
<i>Cladonia furcata</i>	2	N/A
<i>Cladonia rangiformes</i>	2	N/A
<i>Collema sp.</i>	2	N/A
<i>Erdflechte</i>	2	N/A
<i>Blattflechte</i>	2	N/A
<i>Toninia sedifolia</i>	2	N/A
<i>Xanthoria parietina</i>	2	N/A
<i>Gallertflechte</i>	2	N/A
<i>Acinos arvensis</i>	3	LC
<i>Aconitum anthora</i>	3	VU
<i>Allium flavum</i>	3	NT
<i>Alyssum alyssoides</i>	3	LC
<i>Anthemis tinctoria</i>	3	NT
<i>Anthericum ramosum</i>	3	LC
<i>Arabidopsis thaliana</i>	3	LC
<i>Arabis hirsuta agg.</i>	3	LC
<i>Arabis sagittata</i>	3	NT
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	3	LC
<i>Asperula cynanchia</i>	3	LC
<i>Aster amellus</i>	3	VU
<i>Avenula pubescens</i>	3	LC
<i>Brachypodium pinnatum</i>	3	LC
<i>Bromus inermis</i>	3	LC
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	3	LC
<i>Carex caryophyllea</i>	3	LC
<i>Carex humilis</i>	3	LC
<i>Carex michelii</i>	3	NT
<i>Caryophyllaceae</i>	3	NA
<i>Centaurea scabiosa</i>	3	LC
<i>Cerastium holosteoides subsp. <i>vulgare</i></i>	3	LC
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	3	VU
<i>Dikotyle</i>	3	NA
<i>Draba verna</i>	3	LC
<i>Echinochloa crus-galli</i>	3	LC
<i>Echium vulgare</i>	3	LC
<i>Elymus hispidus</i>	3	NT
<i>Eryngium campestre</i>	3	NT
<i>Euphorbia cyparissias</i>	3	LC
<i>Fagus sylvatica</i>	3	LC
<i>Fallopia convolvulus</i>	3	LC
<i>Festuca ovina</i>	3	CR
<i>Festuca pratensis</i>	3	LC
<i>Festuca rubra</i>	3	LC
<i>Festuca rupicola</i>	3	LC

<i>Festuca valesiaca</i>	3	VU
<i>Fragaria viridis</i>	3	NT
<i>Fumaria officinalis</i>	3	LC
<i>Fumaria schleicheri</i>	3	NT
<i>Galium glaucum</i>	3	VU
<i>Genista tinctoria</i>	3	LC
<i>Geranium sanguineum</i>	3	NT
<i>Helianthemum numularium</i>	3	LC
<i>Hieracium pilosella</i>	3	LC
<i>Inula ensifolia</i>	3	VU
<i>Inula oculus-christi</i>	3	EN
<i>Knautia arvensis</i>	3	LC
<i>Ligustrum vulgare</i>	3	LC
<i>Lotus corniculatus</i>	3	LC
<i>Lychnis viscaria</i>	3	NT
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	3	LC
<i>Myosotis arvensis</i>	3	LC
<i>Origanum vulgare</i>	3	LC
<i>Papaver dubium subsp. Confine</i>	3	VU
<i>Phleum phleoides</i>	3	NT
<i>Poa angustifolia</i>	3	LC
<i>Polygonatum multiflorum</i>	3	LC
<i>Polygonatum odoratum</i>	3	LC
<i>Potentilla arenaria</i>	3	NT
<i>Prunella vulgaris</i>	3	LC
<i>Pulsatilla grandis</i>	3	VU
<i>Quercus petraea</i>	3	LC
<i>Ranunculus acris</i>	3	LC
<i>Ranunculus bulbosus</i>	3	LC
<i>Salvia pratensis</i>	3	NT
<i>Sanguisorba minor</i>	3	NT
<i>Saxifraga tridactylites</i>	3	LC
<i>Sedum acre</i>	3	LC
<i>Sedum album</i>	3	LC
<i>Senecio jacobaea</i>	3	NT
<i>Seseli osseum</i>	3	VU
<i>Sesleria caerulea s.str.</i>	3	LC
<i>Stachys recta subsp. Recta</i>	3	NT
<i>Stipa joannis</i>	3	VU
<i>Teucrium chamaedrys</i>	3	LC
<i>Teucrium montanum</i>	3	LC
<i>Thymus praecox</i>	3	LC
<i>Veronica chamaedrys</i>	3	LC
<i>Vicia angustifolia subsp. Angustifolia</i>	3	G
<i>Vicia cracca s.str.</i>	3	LC
<i>Viola arvensis subsp. Arvensis</i>	3	LC
<i>Viola hirta</i>	3	LC

7.2 Neu aufgekommene und verschwundene Arten

Tab. 5: neu aufgekommene und verschwundene Arten nach Betrittfrequenz mit Gefährdungsstatus

Betrittfrequenz	Art	Gefährdungsstatus	Status
0	<i>Pyramidula tetragona</i>	EX	Neu aufgetaucht
0	<i>Arabidopsis thaliana</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	<i>Fallopia convolvulus</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	<i>Lotus corniculatus</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	<i>Polygonatum odoratum</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	<i>Saxifraga tridactylites</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	<i>Viola arvensis</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	<i>Xanthoria parietina</i>	LC	Neu aufgetaucht
0	Erdflechte	NA	Neu aufgetaucht
0	Gallertflechte	NA	Neu aufgetaucht
0	<i>Arabis sagittata</i>	NT	Neu aufgetaucht
0	<i>Fragaria viridis</i>	NT	Neu aufgetaucht
0	<i>Fumaria schleicheri</i>	NT	Neu aufgetaucht
0	<i>Phleum pleoides</i>	NT	Neu aufgetaucht
0	<i>Aconitum anthora</i>	VU	Neu aufgetaucht
0	<i>Seseli osseum</i>	VU	Neu aufgetaucht
2	<i>Vicia angustifolia</i>	EN	Neu aufgetaucht
2	<i>Acinos arvensis</i>	LC	Neu aufgetaucht
2	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	LC	Neu aufgetaucht
2	<i>Ceratodon purpureus</i>	LC	Neu aufgetaucht
2	<i>Knautia arvensis</i>	LC	Neu aufgetaucht
2	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	LC	Neu aufgetaucht
2	<i>Myosotis arvensis</i>	LC	Neu aufgetaucht
2	<i>Anthemis tinctoria</i>	NT	Neu aufgetaucht
2	<i>Arabis sagittata</i>	NT	Neu aufgetaucht
2	<i>Sanguisorba minor</i>	NT	Neu aufgetaucht
2	<i>Galium glaucum</i>	VU	Neu aufgetaucht
2	<i>Papaver confine</i>	VU	Neu aufgetaucht
2	<i>Stipa pennata</i>	VU	Neu aufgetaucht
10	<i>Bryum capillare</i>	LC	Neu aufgetaucht
10	<i>Ceratodon purpureus</i>	LC	Neu aufgetaucht
10	<i>Didymodon fallax</i>	LC	Neu aufgetaucht
10	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	LC	Neu aufgetaucht
10	<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	LC	Neu aufgetaucht
10	<i>Syntrichia montana</i>	LC	Neu aufgetaucht
10	<i>Bryum sp.</i>	NA	Neu aufgetaucht
10	Erdflechte	NA	Neu aufgetaucht
10	<i>Fumaria schleicheri</i>	NT	Neu aufgetaucht

10	<i>Stachys recta</i>	<i>NT</i>	Neu aufgetaucht
10	<i>Papaver confine</i>	<i>VU</i>	Neu aufgetaucht
10	<i>Pulsatilla grandis</i>	<i>VU</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>LC</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Draba verna</i>	<i>LC</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	<i>LC</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Sedum album</i>	<i>LC</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Veronica chamaedrys</i>	<i>LC</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Bryum sp.</i>	<i>NA</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Arabis sagittata</i>	<i>NT</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Lychnis viscaria</i>	<i>NT</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Aconitum anthora</i>	<i>VU</i>	Neu aufgetaucht
20	<i>Festuca valesiaca</i>	<i>VU</i>	Neu aufgetaucht
0	<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
0	<i>Festuca rubra</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
0	<i>Helianthemum numularium</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
0	<i>Homalothecium lutescens</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
0	<i>Origanum vulgare</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
0	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
0	<i>Eryngium campestre</i>	<i>NT</i>	Verschwunden
0	<i>Stipa joannis</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
2	<i>Asperula cynanchia</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
2	<i>Bryum argenteum</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
2	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
2	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
2	<i>Quercus petraea</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
2	<i>Ranunculus bulbifera</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
2	<i>Viola hirta</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
2	<i>Pottia sp.</i>	<i>NA</i>	Verschwunden
2	<i>Geranium sanguineum</i>	<i>NT</i>	Verschwunden
2	<i>Aster amellus</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
2	<i>Stipa joannis</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
10	<i>Carex caryophyllea</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
10	<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
10	<i>Ceratodon conicus</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
10	<i>Festuca rubra</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
10	<i>Origanum vulgare</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
10	<i>Arabis sagittata</i>	<i>NT</i>	Verschwunden
10	<i>Fragaria viridis</i>	<i>NT</i>	Verschwunden
10	<i>Phleum phleoides</i>	<i>NT</i>	Verschwunden
10	<i>Senecio jacobaea</i>	<i>NT</i>	Verschwunden
10	<i>Aconitum anthora</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
10	<i>Bryum alpinum</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
10	<i>Mannia fragrans</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
20	<i>Cladonia coniocraea</i>	<i>EN</i>	Verschwunden
20	<i>Riccia sorocarpa</i>	<i>EN</i>	Verschwunden
20	<i>Asperula cynanchia</i>	<i>LC</i>	Verschwunden

20	<i>Brachypodium pinnatum</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
20	<i>Cladonia furcata</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
20	<i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
20	<i>Hypnum cupressifome</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
20	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>LC</i>	Verschwunden
20	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>NA</i>	Verschwunden
20	<i>Fragaria viridis</i>	<i>NT</i>	Verschwunden
20	<i>Bryum alpinum</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
20	<i>Seseli osseum</i>	<i>VU</i>	Verschwunden
20	<i>Stipa joannis</i>	<i>VU</i>	Verschwunden