

Naturschutzfachliche Bewertung der Pflegemaßnahmen von Wiesen auf Steilflächen in Molln (Oberösterreich)

STEPHAN PREINSTORFER*, NORA STOECKL & KARL-GEORG BERNHARDT²

Abstract: In the area around Molln (district Kirchdorf an der Krems) in Upper Austria, “Bergwiesn”, a private association with the objective of maintaining the cultivated landscape, takes care of more than 30 meadows in difficult and steep terrain. By annual mowing, they aim to keep the plots clear of encroachment and to remove nutrients. In the present study, 26 of those meadows were examined, in order to find out whether their vegetation matches that of nutrient-poor grassland on calcareous soil and whether the success of the maintenance measures can be statistically confirmed. Additionally, literature research was conducted on the feed quality of these meadows. The results show that more than a third of the plots match the vegetation of nutrient-poor grassland on calcareous soil, while the rest can be categorised as fertilised meadows. Yet, all meadows show key species of both vegetation types, and by continuous nutrient removal, fertilised meadows could be transformed into nutrient-poor grassland. Therefore, appropriate measures can contribute to the development of meagre meadows, which are particularly valuable in nature conservation terms. The statistical analysis yields no significant results. Looking at the feed value through conventional parameters, these meadows need to be given a rather low rating. Still, as an addition to conventional feed and for alternative uses (e.g. wellness purposes), hay from meagre meadows harbours some potential.

Zusammenfassung: In der Gegend um Molln in Oberösterreich (Bezirk Kirchdorf an der Krems) pflegt der Verein “Bergwiesn” mehr als 30 Wiesen in großteils steilen, schwer erreichbaren Lagen. Die jährliche Mahd soll ein Verbuschen und Versaumen der Flächen verhindern und dem Boden Nährstoffe entziehen. Im Rahmen dieser Arbeit werden 26 dieser Wiesen in vegetationsökologischer Hinsicht betrachtet, um zu beurteilen, inwieweit die Vegetation dem Vegetationstyp der Kalk-Magerwiesen entspricht und sich eine Wirksamkeit der Pflegemaßnahmen anhand der Ermittlung von Biotopwerten statistisch belegen lässt. Weiters wird der Frage nachgegangen, wie hoch der Futterwert dieser extensiven Wiesen ist. Zentrale Methode bilden vegetationsökologische Aufnahmen. Die Ergebnisse zeigen, dass mehr als ein Drittel der Wiesen dem Vegetationstyp Kalk-Magerwiesen entsprechen, während der Rest den gedüngten Mähwiesen zuzuordnen ist. Alle Flächen weisen Kennarten beider Vegetationstypen auf und durch anhaltenden Nährstoffentzug würden die nährstoffreichen Wiesen ebenfalls in Magerwiesen übergehen. Eine Entnahme von Nährstoffen durch Pflegemaßnahmen fördert somit die Entwicklung dieser Flächen in Richtung naturschutzfachlich wertvoller Magerwiesen. Die statistische Auswertung der Biotopbewertung der Wiesen liefert keine signifikanten Ergebnisse. Betrachtet man den Futterwert der Flächen anhand konventioneller Parameter, so ist dieser als gering einzustufen. Als Ergänzung zu konventionellem Futter und für alternative Nutzungen (z.B. im Bereich von Wellness-Anwendungen) hat Bergwieseneheu jedoch durchaus Potential.

Key words: Upper Austria, Molln, Northern Limestone Alps, alpine meadows, nutrient-poor grassland, mowing, vegetation survey.

*Correspondence to: preinzi@gmail.com
Penzendorf 72, 4552 Wartberg an der Krems, Austria



Abb 1: Landschaft um Molln mit dem Sengsengebirge im Hintergrund.

EINLEITUNG

Der Verein „*Bergwiesn* - Kulturlandschaftserhaltungsverein Steyrtal“ pflegt in der Region um Molln (Bez. Kirchdorf an der Krems) in Oberösterreich mehr als 30 Wiesen. Abb. 1 zeigt die dort vorherrschende Kulturlandschaft. Die Wiesenflächen wurden zum Großteil bis vor 60 Jahren landwirtschaftlich genutzt und einmal im Jahr gemäht, wobei das Futter häufig in Heustadeln am Berg gelagert und im Winter bei Bedarf ins Tal transportiert wurde. In der modernen Landwirtschaft ist diese Art der Nutzung nicht mehr wirtschaftlich und wird kaum noch praktiziert, weswegen viele solcher Wiesen mittlerweile brach liegen oder mit Fichten aufgeforstet wurden (BERNHARDT et al. 2010; ESSL 1998). Diese Entwicklung ist nicht einzigartig für das Untersuchungsgebiet, sondern tritt häufig in den Alpen und europaweit auf (ARGENTI et al. 2020; BERNHARDT 1996; COUSINS & ERIKSSON 2008; GUSTAVSSON et al. 2007; HOLZNER et al. 1986: 69; KÖTTL et al. 2016; MAURER et al. 2006). Auch in der

Schweiz kann beobachtet werden, dass die abgelegensten und steilsten Wiesen nur dann gepflegt werden, wenn die Landwirte dafür Fördergelder erhalten (KAMPMANN et al. 2008). Auf einigen der leichter zugänglichen Flächen wäre eine intensive Nutzung möglich, jedoch verändert eine Intensivierung durch Düngung und häufigere Mahd die Artenzusammensetzung wesentlich (BERNHARDT 1996; BUSCH et al. 2019). Um dem mit dieser Nutzungsaufgabe einhergehenden Verlust traditioneller Kulturlandschaft entgegenzuwirken, werden die Wiesen des Vereins *Bergwiesn* einmal jährlich gemäht und das Schnittgut abtransportiert. Weiters werden Flächen geschwendet, um aufgeforstete und aufkommende Gehölze zu entfernen. Der Verein wurde 2014 gegründet, allerdings wurden manche Flächen schon längere Zeit davor von heutigen Vereinsmitgliedern regelmäßig gepflegt (BERGWIESN 2019; HATZENBICHLER 2018b).

Neben der Pflege der traditionellen Kulturlandschaft sind dem Verein *Bergwiesn* auch der Erhalt wertvoller Lebensräume und die Bewusstseinsbildung in Hinblick auf den damit verbun-

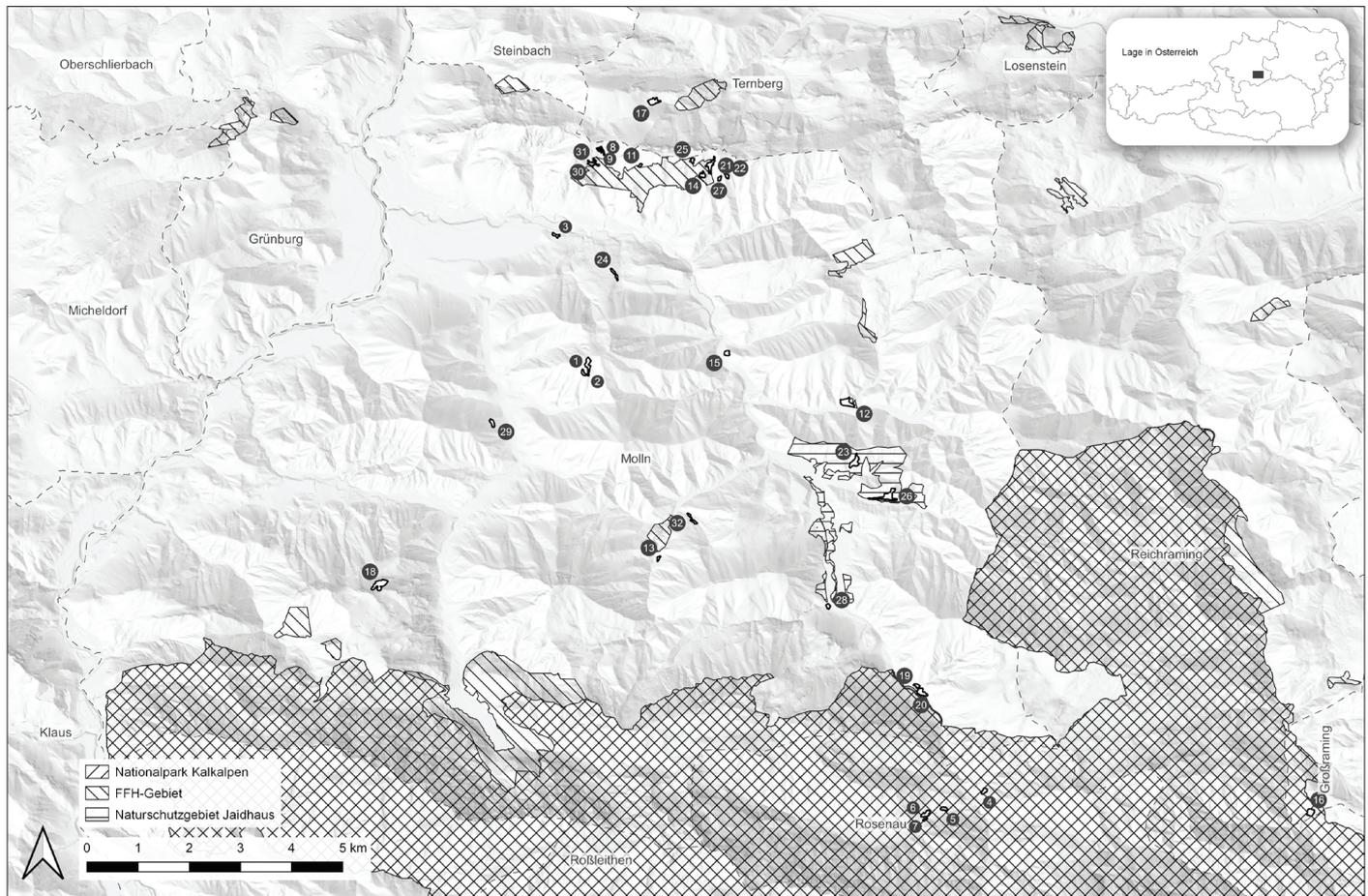


Abb 2: Lage der Wiesen mit deren ID-Nummern im Projektgebiet. Weiters enthält die Darstellung die Schutzgebiete sowie die Namen und Grenzen der Gemeinden (BEV 2018; Hatzenbichler 2018a; Land Oberösterreich 2019b).

denen hohen manuellen Arbeitsaufwand ein Anliegen. Die vom Verein gepflegten Wiesen sind, wie alle Typen nährstoffarmer Wiesen, als stark gefährdete Lebensräume zu betrachten (HOLZNER et al. 1986: 68; PILS 1994: 37). Gerade extensiv genutzte Wiesen sind regelrechte Hotspots der Artenvielfalt. Der Erhalt solcher Wiesen ist relativ schwierig, da sie von regelmäßigen Eingriffen abhängig sind. Eine Nutzungsaufgabe geht mit einem Verlust der Artenvielfalt einher (BOHNER et al. 2020). Deswegen sind Pflgetätigkeiten, wie sie vom Verein *Bergwiesn* durchgeführt werden, für die Bewahrung von Extensivwiesen von großer Bedeutung.

Neben Spenden bilden Pflegeausgleichszahlungen der Abteilung Naturschutz des Landes Oberösterreichs den Großteil der Finanzierung des Vereins. Die Wiesenflächen werden vom Verein gepachtet, der überwiegende Teil befindet sich im Besitz der Österreichischen Bundesforste. Der Rest ist in Privatbesitz. Nach Möglichkeit wird das gewonnene Heu gepresst und verkauft, sofern es eine gute Futterqualität aufweist. Bei schlechteren Qualitäten und schwer erreichbaren Stellen wird das Schnittgut üblicherweise nur von den Wiesen entfernt und in den angrenzenden Wald geschoben (BERGWIESN 2019; HATZENBICHLER 2018b).

Zwar wurden manche der Wiesen des Vereins bereits in der Vergangenheit vegetationsökologisch untersucht, jedoch wurden dabei nicht alle Flächen berücksichtigt und es handelte sich um eine Reihe unterschiedlicher Projekte, Auftraggeber und Methoden. Übergeordnetes Ziel der vorliegenden Arbeit war eine vegetationsökologische Betrachtung der vom Verein *Bergwiesn* gepflegten Wiesen. Dabei wurde auf Anhang I der FAUNA-FLORA-HABITAT-RICHTLINIE DER EUROPÄISCHEN UNION (FFH-RL) Bezug genommen, um die Notwendigkeit der Einhaltung des günstigen Erhaltungszustandes von Kalk-Trockenrasen als Schutzobjekt der FFH-RL (vgl. ELLMAUER 2005) aufzuzeigen, und um den Wert dieser Lebensräume zu verdeutlichen. Weiters wurde für alle untersuchten Flächen ein Biotopwert ermittelt, um damit die Wirksamkeit der Pflegemaßnahmen statistisch zu überprüfen. Zuletzt wurde der Frage nach dem Futterwert dieser Wiesen nachgegangen, um anschließend Möglichkeiten der Nutzung und Vermarktung zu diskutieren.

Diese Überlegungen führten zu folgenden Forschungsfragen:

1. Entspricht die Vegetation der Pflanzenordnung Brometalia erecti (Trocken- und Halbtrockenrasen), welche als prioritärer Lebensraumtyp "6210 Naturnahe Kalk-Trockenrasen

Tab. 1: Wiesenübersicht (BEV 2018, Hatzenbichler 2018b; Land Oberösterreich 2019a, b, c)

Wiese	Fläche* orthogonal	Fläche 3D/**	Höhe/** Durchschnitt	Exposition/**	Steigung/** Durchschnitt	Einzugsgebiet**	Gemeinde***	Geologie**	Nutzungsende*	Pflege seit*	Zwischennutzung*	Anmerkung*
Barackenwiese	2759 m²	2772 m²	659 m	N-O	10.3 %	Blütenbach	Rosenau am Hengspäß	Schutt	-	2006	-	
Bernböggerwiese	6772 m²	7966 m²	453 m	N	43.3 %	Krumme Steyrling	Molln	Kiessand	2000	2015	Brachlage	zwischen durch Schatweide
Fietzerleiten 1	3414 m²	4091 m²	949 m	S	65.7 %	Pfanzgraben	Molln	Schutt	1959	2015	Brachlage	wurde 2006-2010 gemäht
Fietzerleiten 2	2714 m²	3336 m²	968 m	S	71.7 %	Pfanzgraben	Molln	Schutt	1959	2015	Brachlage	2016 gerodet
Hauseleiten	27623 m²	30997 m²	549 m	S	50.3 %	Hausebach	Molln	Dolomit	1985	2018	Brachlage	1960er-1978 Kuhweide, danach Mahd durch Jäger
Häuslkogl	3500 m²	3756 m²	1064 m	S	38.3 %	Krumme Steyrling	Molln	Mergelkalk	1960	2015	Brachlage	
Hilgerbachwiese	3903 m²	4031 m²	592 m	N-W	25.9 %	Hilgerbach	Molln	Sandstein	-	2018	-	
Hochstein	9568 m²	10729 m²	1024 m	S	47.7 %	Krumme Steyrling	Molln	Kalkstein	1959 (?)	2018	Brachlage	Weide bis 1960er
Hotzleiten	8611 m²	9797 m²	503 m	W	53.8 %	Krumme Steyrling	Molln	Kiessand	2003	2016	Brachlage	2003-2013 Schatweide
Im Keikn	15745 m²	16449 m²	636 m	S-W	29.2 %	Reichtraming	Großraming	Kalkstein	1959	2004	Brachlage	bis 1995 Beweidung
Jägerhäuslwiese	8322 m²	9881 m²	671 m	W	59.2 %	Bodingraben	Rosenau am Hengspäß	Sandstein	-	2018	-	
Jägerwiese	19909 m²	21763 m²	871 m	S-O	43.1 %	Trattenbach	Ternberg	Dolomit	1965	2016	Brachlage	bis 2000er Beweidung
Koglwiese	7370 m²	7679 m²	655 m	S-W	26.2 %	Blütenbach	Rosenau am Hengspäß	Dolomit	-	2006	-	
Lettneralm	13481 m²	14137 m²	669 m	S-O	30.7 %	Blütenbach	Rosenau am Hengspäß	Schutt	-	2006	-	Schauwilderfütterung seit 2013
Lindtal	36426 m²	42673 m²	1155 m	N-O	61.0 %	Pältenbach	Molln	Kalkstein	1950er	2016	Brachlage	zwischen durch Mahd durch Jäger, evtl. Beweidung
Messerenwiese	5938 m²	6215 m²	566 m	S-W	27.3 %	Krumme Steyrling	Molln	Schutt	1998	2018	Brachlage	Vom Rand aus zugewachsen
Möserleiten	20426 m²	25009 m²	1088 m	S	70.1 %	Roßbach	Molln	Kalkstein / Padoärlit	1995	2015	Aufgerodet	1960er Mure im unteren Abschnitt, zwischen durch Beweidung
Pfeiflerleiten	24328 m²	28257 m²	668 m	S	56.5 %	Sandernbach	Molln	Dolomit	1960er	2014	Brachlage	
Schweglert	5466 m²	6352 m²	1195 m	S	58.8 %	Krumme Steyrling	Molln	Kalkstein	1950er	2015	Brachlage	Startwiese für Paragleiter (teilweise freigehalten), wurde 2019 nicht gemäht
Siegansleitherteilen	37110 m²	42065 m²	594 m	S	51.3 %	Sandernbach	Molln	Dolomit	1960er	2015	Brachlage	wird noch geschwendet (seit 2014)
Sommerholz	4585 m²	5673 m²	957 m	S	72.7 %	Roßbach	Molln	Kalkstein	1959	2015	Brachlage	
Sperrwiese 1	5994 m²	7123 m²	943 m	S	64.2 %	Annerstal	Molln	Dolomit	1960	2016	Aufgerodet	
Sperrwiese 2	19936 m²	24254 m²	1041 m	S	66.5 %	Annerstal	Molln	Dolomit	1960	2016	Aufgerodet	
Steyernwiese	5700 m²	5700 m²	541 m	N-O	10.1 %	Buchbergbach	Molln	Kiessand	?	2018	Brachlage	2016 geschwendet, 2017 Stöcke gefräst.
Theil Hochwiese	9203 m²	10381 m²	603 m	O	52.0 %	Mollner Bach	Molln	Dolomit	2003	2019	Brachlage	2018 geschwendet
Waldhäuslwiese	17811 m²	17992 m²	582 m	S-W	12.7 %	Krumme Steyrling	Molln	Kiessand	1998	2018	Brachlage	vom Rand aus zugewachsen
Weißengrubwiese 1	10520 m²	12511 m²	859 m	S-O	64.5 %	Pfanzgraben	Molln	Kalkstein	1959	2015	Aufgerodet	im Flächen aufgerodet
Weißengrubwiese 2	2285 m²	2787 m²	879 m	O	70.8 %	Pfanzgraben	Molln	Schutt	1959	2015	Aufgerodet	2018 nicht gemäht
Weichauwiese	8716 m²	8934 m²	569 m	N-W	21.3 %	Weichaugraben	Molln	Sandstein	1960er	2017	Brachlage	bis 1980er beweidet, dann gelegentliche Mahd

Quellen: * Christian Hatzenbichler (2018)

** Land Oberösterreich - data.oe.gv.at (2019a & 2019b & 2019c)

*** Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (2018)

und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia)“ im Anhang I der FFH-RL genannt ist?

2. Gibt es eine statistisch signifikante Korrelation zwischen dem Biotopwert der Wiesen und der Dauer der Pflegemaßnahmen?
3. Wie hoch ist der Futterwert der gepflegten Wiesen im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Futterwiesen und welche Möglichkeiten der Nutzung ergeben sich daraus?

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Der Verein *Bergwiesn* pflegt mehr als 30 Wiesen, wovon in dieser Arbeit 26 betrachtet werden. Diese befinden sich in Oberösterreich in der Naturraumeinheit Enns- und Steyrtaler Voralpen und zum Großteil in der Gemeinde Molln. Vier liegen in der angrenzenden Gemeinde Rosenau am Hengstpass, eine in der Gemeinde Großraming sowie eine in der Gemeinde Ternberg. Die Lage der einzelnen Wiesen ist in Abbildung 2 dargestellt. Darin ist ersichtlich, dass die Flächen verstreut über das Gemeindegebiet Molln liegen. Eine Konzentration von Wiesenflächen findet sich nur im Norden, am Berg Schoberstein.

Die Lokalnamen der Wiesenhänge wurden in dieser Untersuchung übernommen. Einige davon beinhalten mehreren Wiesenflächen, die durch Waldstücke voneinander getrennt sind. Diese wurden als einzelne Teilflächen aufgenommen, sodass insgesamt 29 Probestellen bearbeitet wurden. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die untersuchten Wiesen mit deren Flächengrößen und mittleren Höhenlagen sowie weiteren für die Untersuchung wichtigen Informationen. Die untersuchten Flächen liegen im Seehöhenbereich von etwa 440 bis 1220 m. Bezogen auf die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs sind sie im östlichen Teil der nördlichen Randalpen verortet (KILIAN et al. 1994: 12-13).

Geologie

Das Untersuchungsgebiet befindet sich geologisch betrachtet in den nördlichen Kalkalpen und ist Teil des Ostalpinen Permomesozoikums. Es herrscht überwiegend Karbonatgestein in Form von Kalk, Dolomit, Mergel, Tonschiefer und Sandstein vor, wobei es sich um Sedimente aus dem Mitteltrias bis zur Unterkreide handelt. Das letzte zusammenhängende Eisstromnetz im Projektgebiet entstand in der Rißeiszeit, obgleich sich die Vergletscherung während der Würmeiszeit auf Lokalgletscher beschränkte (BACHMANN 1985: 9; GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT 2010; GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT 2017).

Boden

Entsprechend den geologischen Gegebenheiten handelt es sich im Projektgebiet um Karbonatböden, welche meist dem Bodentyp Protorendsina im Oberhang, Mullrendsina im Mittelhang bis zur verbrauchten Rendsina im unteren Hangbereich entsprechen (PILS 1994: 17; BACHMANN 1985: 13-14). Der hohe Kalkgehalt im Boden prägt den Vegetationstyp der Wiesen und die kleinräumigen Unterschiede in Magerwiesen hinsichtlich Wasserhaltevermögen, Erwärmbarkeit und Nährstoffvorkommen. Es entstehen eine Vielzahl unterschiedlicher Kleinstandorte, welche wiederum ein fein differenziertes Artengefüge ermöglichen

(ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 887; PILS 1994: 16). Bei Wiesen der Klasse Festuco-Brometea liegt der pH-Wert zwischen 6,0 und 7,5, allerdings ist es durch oberflächliche Versauerung der Rohhumusschicht möglich, dass selbst über sehr kalkhaltigen Böden Säurezeiger auftreten (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 899; PILS 1994: 16).

Klima

Klimatisch befindet sich Molln im Übergangsbereich zwischen Ozeanität und Kontinentalität. Die Region südlich von Steyr gilt jedoch als klimatisch begünstigt, mit einem Hang zum Kontinental-Trockenen (PILS 1994: 36-37). Das Mollner Becken und die umliegende Gegend sind dominiert von ozeanisch getöntem Feuchtklima mit einem Jahresniederschlag von ca. 1370 mm (Jahre 1981-2010), während der durchschnittliche Niederschlag auf den Wiesenflächen selbst 1565 mm beträgt. Die Hauptwindrichtung ist Westnordwest. Die aus dieser Himmelsrichtung kommende feuchte Nordwestluft wird südlich von Molln vom Sengengebirge aufgestaut, weshalb sich die Niederschlagsmengen deutlich erhöhen, je näher man an diese Gebirgsflanken kommt. Das jährliche Temperatur-Mittel in Molln beträgt 8,6 °C (Jahre 1981–2010) und die Region weist im Frühjahr sowie im Herbst längere Trockenperioden auf (BACHMANN 1985: 4; LAND OBERÖSTERREICH 2019a; LAND OBERÖSTERREICH 2020; MAIER et al. 1987: 18).

Schutzstatus

Wie in Abbildung 2 ersichtlich ist, befinden sich im Projektgebiet mehrere Schutzgebiete. Dazu zählen der Nationalpark Kalkalpen, die FFH-Gebiete „Europaschutzgebiet Nationalpark Oö. Kalkalpen und Umgebung“ und „Schluchtwälder der Steyr- und Ennstaler Voralpen“ sowie das Naturschutzgebiet Jaidhaus. Außerdem ist fast der gesamte Nationalpark Kalkalpen ein Ramsar-Gebiet. Zwölf der Wiesen befinden sich innerhalb (zumindest) eines Schutzgebiets. Etwa die Hälfte der Wiesen wurde weiters vom Land Oberösterreich als „Ökoflächen“ erfasst, welche zwar nicht gesetzlich geschützt, aber aus naturschutzfachlicher Sicht erhaltenswerte Gebiete sind (Land OÖ s.a.). Außerdem wurden 20 der Wiesen im Rahmen einer oberösterreichischen Biotopkartierung (1999–2000) als wertvoll eingestuft. 13 Wiesen befinden sich in keinem Schutzgebiet (davon sieben „Ökoflächen“) und nur zwei Wiesen wurden bislang weder als wertvoll eingestuft, noch befinden sie sich in einem Schutzgebiet oder sind als Ökoflächen erfasst. Tabelle 2 zeigt, wie viele der Wiesen in den jeweiligen Schutzgebieten liegen (LAND OBERÖSTERREICH 2019a).

Nutzung

Das Diagramm in Abbildung 3 zeigt die groben Anteile der Landbedeckung im Projektgebiet. Siedlungsbereiche (inklusive Industrieanlagen) machen lediglich 2 % der Gesamtfläche aus und landwirtschaftliche Flächen 12 %. Nur 1 % sind Gewässer und 7 % gehölzarme oder -freie, naturnahe Flächen. Mehr als drei Viertel der Fläche ist von Wald bedeckt, dessen Leitfunktion in Umgebung der Wiesen die Nutzfunktion ist (BNT 2020; CLMS 2020).

Tab. 2: Anzahl der Wiesen pro Schutzgebiet oder anderer naturschutzfachlich relevanter Kategorie (Land Oberösterreich 2019a).

Schutzgebiet oder Kategorie	Anzahl Wiesen
Nationalpark Kalkalpen	5
FFH-Gebiet "Europaschutzgebiet Nationalpark Oö. Kalkalpen und Umgebung"	5
FFH-Gebiet "Schluchtwälder der Steyr- und Ennstaler Voralpen"	3
Naturschutzgebiet Jaidhaus	4
Ökoflächen	13
Biotopkartierung: "Besonders hochwertig", "Hochwertig" oder "Erhaltenswert"	21

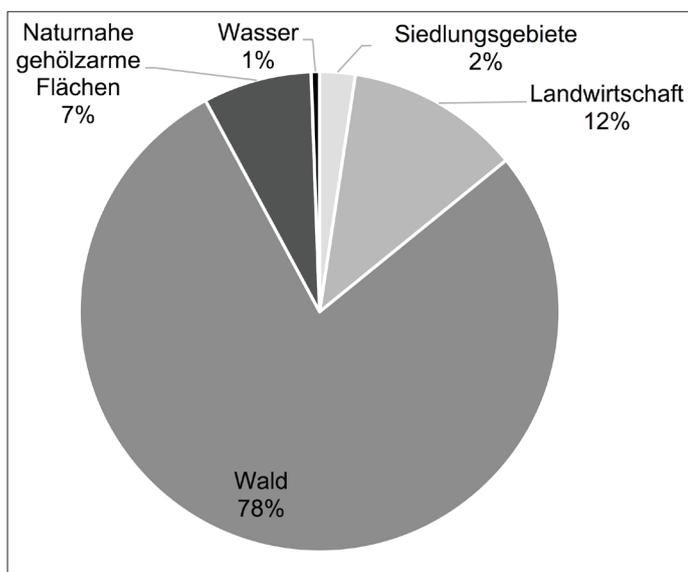


Abb 3: Flächenanteile der Landbedeckung im Projektgebiet (CLMS 2020)

Magerwiesen

Vor rund 2000 Jahren begann die Bewirtschaftung von Wiesen mit der Sense. Dauergrünland entstand jedoch nur auf den feuchtesten, flachgründigsten sowie steilsten Flächen (PILS 1994: 22, 24). Die Entstehung der meisten Kalk-Magerwiesen begann in den Jahren 1200 bis 1500 n.Chr. In diesen früheren Jahrhunderten wurden solche Flächen häufig beweidet und erst seit den letzten 150 bis 180 Jahren erfolgte eine regelmäßige Mahd (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 883, 946). Intensiv gedüngte Wirtschaftswiesen sind dagegen eine relativ junge Entwicklung. Erst seit dem 20. Jahrhundert und vor allem in den letzten Jahrzehnten sorgte die Einführung von Kunstdüngern – und somit die erhöhte Anzahl der jährlich durchgeführten Schnitte – zu einer wesentlich stärkeren Veränderung der Wiesenlandschaft, als sie in den Jahrtausenden davor stattgefunden hatte (NIEDRIST et al. 2009; PILS 1994: 18, 27; TASSER et al. 2007). Diese Veränderungen führten zu einer Verarmung der Artenvielfalt wie auch der

genetischen Diversität (PILS 1994: 20). Wo keine wirtschaftliche Intensivierung stattfinden konnte, wurde die Nutzung von Magerwiesen fast überall aufgegeben. Kombiniert mit zunehmenden atmosphärischen Nährstoffeinträgen führt dies teils zu enormen Artenverschiebungen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 948; JESCHKE et al. 2008: 96; PILS 1994: 28; WEISS 1999). Diese Entwicklungen haben zur Folge, dass Magerwiesen heute als Kulturrelikte betrachtet werden können (PILS 1994: 67). Dieser Verlust artenreicher Kulturlandschaft ist nicht einzigartig für Österreich, sondern kann in ganz Europa beobachtet werden (COUSINS & ERIKSSON 2008; GUSTAVSSON et al. 2007; TASSER et al. 2007).

Trockenrasen und Magerwiesen finden sich häufig – und das trifft auf die in dieser Arbeit betrachteten Wiesen zu – an steilen Südhängen, welche bis zu 35 % mehr direkte Sonneneinstrahlung erhalten als ebene Flächen. Dies führt zu deutlich erhöhter Verdunstungsbeanspruchung (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 884). Weiters lässt sich erkennen, dass jährliche Trockenperioden die biologische Aktivität des Bodens für Wochen oder Monate behindern (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 894), was auf den untersuchten Flächen der Fall ist. Für Magerwiesen scheint der Mangel an Nährstoffen jedoch ein wesentlich entscheidenderer Faktor zu sein als die Wasserverfügbarkeit (PILS 1994: 48), weshalb in der vorliegenden Arbeit die Bezeichnung „Magerwiese“ bevorzugt wurde. Der langfristige Nährstoffzug hängt meist mit Bewirtschaftungsvorgängen zusammen. Viele Magerwiesenpflanzen sind in ihrer Keimung an regelmäßige Störungen gebunden und ihr ökologisch-soziologisches Optimum liegt im physiologischen Minimum. Der in traditioneller Landwirtschaft nur in großen Abständen – im Falle der hier betrachteten Wiesen einmal jährlich – durchgeführte Schnitt fördert auch relativ hochwüchsige Arten. Die konkrete Zusammensetzung der Arten und deren Deckungsgrade schwanken jedoch von Jahr zu Jahr erheblich (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, TASSER et al. 2007).

Die Artenzahlen auf Magerwiesen sind mehr als doppelt so hoch wie die auf intensivem Wirtschaftsgrünland. Grund dafür ist die relativ hohe Anzahl von ökologischen Nischen, die sich infolge des angesprochenen Nährstoffmangels, der regelmäßigen Störungen und der geologischen Ausgangssituation ausbilden (BERNHARDT et al. 2010; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 887; NIEDRIST et al. 2009; PILS 1994: 16, 60; ZEPPERER 2014). Auf Magerwiesen finden sich ca. 10 % aller mitteleuropäischen Pflanzenarten, das sind etwa 500 bis 600 unterschiedliche Ar-

Tab. 3: Übersicht der Open Data GIS-Datensätze

Datensatz	Quelle
Verwaltungsgrenzen (VGD) - Stichtagsdaten grundstücksgenau	BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (2018)
Digitale Bodenkarte im 1 km - Raster (Erweiterte Version 2016)	BFW - Bundesforschungszentrum für Wald (2016)
Bodenfunktionen	Land Oberösterreich (2019a & 2019b)
Detailinzugsgebiete - Gewässernetz	
Digitales Geländemodell 10 m	
Digitales Geländemodell 50 -cm- / 1 m (TIF)	
Forstdienst - Waldentwicklungsplan	
Geologie 1 : 20 000	
Naturschutz - Biotopkartierung	
Naturschutz - Europaschutzgebiete (Natura 2000)	
Naturschutz - Nationale Schutzgebiete	
Naturschutz - Nationalpark Kalkalpen	
Naturschutz - RAMSAR-Gebiet	
Naturschutz - Ökoflächen	
Niederschlag (1981–2010)	
Orthofotos	
Schnee (1981–2010)	
Solarstrahlung	
Sonnenstunden	
Urmappe	
Vegetationsperiode (1981–2010)	

ten. Zusätzlich kommt es durch die inselartige Verbreitung der Standorte regelmäßig zur Bildung lokaler Unterarten (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 882). Mit bis zu 80 Arten pro m² gehören Magerwiesen zu den artenreichsten europäischen Lebensräumen (DENGLER 2005: 388; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 935). Eine große Zahl an Magerwiesen-Pflanzen ist stark gefährdet und steht teilweise unter Schutz. In der Steiermark beispielsweise waren 1989 bereits mehr als die Hälfte von 30 untersuchten Trockenrasenarten ausgestorben bzw. standen sie kurz davor (ZIMMERMANN et al. in PILS 1994: 69). Als Biotoptyp sind Magerrasen unter der Bezeichnung „3.3.1 Halbtrockenrasen“ in der Roten Liste geschützter Biotoptypen aufgeführt (UMWELT-BUNDESAMT 2015).

15 % bis 20 % dieser Artenvielfalt wird auch durch eine sehr artenreiche Schicht von Moosen und Flechten bestimmt. Vor allem Moose spielen eine wichtige Rolle hinsichtlich Artenzahlen und Deckungsgraden. Allerdings sind die Samen mancher Magerwiesen-Pflanzen mit zwei bis drei Jahren oft nur sehr kurzlebig und können durch Moos- und Flechtendecken durchaus in ihrer Keimung behindert werden. Im Allgemeinen stellen feuchte Moospolster jedoch ein gut geeignetes Keimbett dar. Zusätzlich können sie auch als effiziente Samenfallen dienen (DENGLER

2005: 395; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 931; JESCHKE et al. 2008: 96, 97, 107; KEIZER et al. 1985; MÜLLER et al. 2012; VAN TOOREN 1988).

METHODE

Als Grundlage zur Erzeugung weiterer räumlich relevanter Daten dienten die Open Data Datenbanken des Landes Oberösterreich, des Bundesforschungszentrums für Wald und des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (BEV 2018; BFW 2016; LAND OBERÖSTERREICH 2019a). Einen Überblick über die so erhaltene Datengrundlage liefert Tabelle 3. Zur Bearbeitung der Geodaten wurden die Programme ESRI ArcGIS und QGIS verwendet.

Zum Erfassen der Pflanzengesellschaften sowie zum Abschätzen des Sukzessionsfortschrittes wurden vegetationsökologische Aufnahmen anhand der Braun-Blanquet-Methode durchgeführt (BRAUN-BLANQUET 1964, vgl. BOHNER et al. 2020; SCHIECHTL 1981: 47). Dazu wurden alle Wiesen begangen und jeweils eine repräsentative Teilfläche als Stichprobenfläche ausgewählt. Wenn sich eine Wiese als sehr heterogen herausstellte,

Tab. 4: Einteilung der Zeigerpflanzen entsprechend ihrer Zeigerwerte laut KARRER (2019)

N - Stickstoffzahl		F - Feuchtezahl		R - Reaktionszahl	
Stickstoffarmut	Stickstoffreich	Trockniszeiger	Feuchtezeiger	Säurezeiger	Basenzeiger
1-3	7-9	1-3	7-9	1-3	7-9

wurden mehrere Stichproben pro Wiese ausgewählt, um möglichst alle Bereiche zu erfassen. Die Größe der Stichprobenflächen betrug stets 25 m² (5 × 5 m). Nach dem Abstecken der Stichprobenflächen wurden diese fotografiert und mittels GPS-Empfänger eingemessen. Für jede Stichprobenfläche wurden, sofern vorhanden, Unter-, Mittel- und Oberschicht der Vegetation erfasst. Mit Unterschicht sind Moose und flache Polsterpflanzen gemeint, während die Grenze zwischen Mittel- und Oberschicht bei 30 cm Wuchshöhe liegt.

Anschließend wurden alle Gefäßpflanzen innerhalb der Stichprobenflächen anhand generativer Merkmale auf Artniveau bestimmt und ihre Deckungsgrade erfasst. Die Bestimmung erfolgte mithilfe der Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol (FISCHER et al. 2008) und ergänzend mithilfe der Flora Helvetica App (HAUPT VERLAG AG 2019). Der Deckungsgrad der einzelnen Pflanzenarten wurde anhand der Braun-Blanquet-Skala erfasst (BRAUN-BLANQUET 1964; TRAXLER 1997: 114). Die aufgenommenen Arten wurden den pflanzensoziologischen Klassen, Ordnungen, Verbänden und Assoziationen (nach MUCINA et al. 1993) zugeteilt und die Aufnahmetabelle dementsprechend geordnet. So war es anschließend möglich, die einzelnen Wiesen bzw. Probeflächen den jeweiligen Pflanzengesellschaften zuzuweisen.

Die Ermittlung von ökologischen Zeigerwerten richtete sich nach KARRER (2019), dessen Daten auf den Zeigerwerten von Pflanzen in Mitteleuropa (ELLENBERG et al. 1992) beruhen und für Österreich angepasst wurden. Auf Grundlage dieser Daten wurden die Pflanzen in ökologische Gruppen für Stickstoff, Feuchte und Bodenreaktion zusammengefasst. Als Zeigerpflanzen wurden jene gezählt, deren Zeigerwerte in den jeweiligen Kategorien im unteren bzw. oberen Extrembereich liegen. Tabelle 4 zeigt die Einteilung der Zeigerpflanzen nach KARRER (2019).

Als Quelle für den Gefährdungs- und Schutzstatus der vorgefundenen Pflanzenarten wurden die Roten Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER 1999) sowie die Geschützten Pflanzen in Oberösterreich (LAND OBERÖSTERREICH 2017) herangezogen. Die Anzahl der gefährdeten und geschützten Pflanzen wurden für jede Stichprobe ermittelt. In ähnlicher Weise wurde das Vorkommen von Waldsaumpflanzen in den Stichproben betrachtet. Dazu wurden die Arten aus Tabel-

le 5 herangezogen, da diese als Indikatoren für eine beginnende Wiederbewaldung anzusehen sind (HOLZNER et al. 1986: 74). Diese Arten wurden ebenfalls für jede Stichprobe summiert. Zu dieser Summe wurden außerdem alle Gehölze gezählt.

Biotopwert

Zur Beantwortung der 2. Forschungsfrage wurde ein Bewertungsschema erarbeitet, um den einzelnen Wiesenflächen jeweils einen Biotopwert zuzuweisen (vgl. HASSLER & BERNHARDT 2007). Dieser Biotopwert setzt sich aus der Artenanzahl, der Anzahl von geschützten Arten, der Pflanzengesellschaft, dem Vorhandensein einer Moosschicht und der Anzahl von Waldsaumpflanzen zusammen. Für jedes dieser Kriterien wurde eine Klassifizierung in drei Abstufungen durchgeführt. Abbildung 4 gibt eine Übersicht über die Bewertungskriterien.

Zu den einzelnen Kriterien:

- **Artenanzahl**

Hierbei handelt es sich um die absolute Anzahl von Pflanzenarten je Stichprobe. Die Klassengrenzen basieren auf dem ersten und dem dritten Quantil der statistischen Verteilung der Daten.

- **Gefährdete und/oder geschützte Arten**

Dies bezeichnet die Anzahl der gefährdeten und/oder geschützten Arten je Stichprobe. Auch hier basieren die Klassengrenzen auf dem ersten und dem dritten Quantil der statistischen Verteilung.

- **Pflanzengesellschaft**

Bei diesem Merkmal wird auf die in der FFH-RL erwähnte Pflanzenordnung Brometalia erecti Bezug genommen. Die Klassenzuteilung geschieht wie folgt:

- I fehlt: keine Kennarten von Brometalia erecti in der Stichprobe vorhanden
- II gemischt: die Stichprobe entspricht nicht überwiegend Brometalia erecti, jedoch kommen deren Kennarten vor
- III dominant: die Stichprobe entspricht überwiegend Brometalia erecti

Tab. 5: Waldsaumpflanzen als Indikatoren für eine Wiederbewaldung (HOLZNER et al. 1986: 73)

<i>Anthemis tinctoria</i>	<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Peucedanum spec.</i>	<i>Tanacetum corymbosum</i>
<i>Anthericum ramosum</i>	<i>Cirsium pannonicum</i>	<i>Inula conyzae</i>	<i>Salvia verticillata</i>	<i>Valeriana officinalis</i>
<i>Aster amellus</i>	<i>Geranium sanguineum</i>	<i>Inula hirta</i>	<i>Securigera varia</i>	<i>Veronica teucrium</i>
<i>Astragalus cicer</i>	<i>Hieracium umbellatum</i>	<i>Inula salicina</i>	<i>Seseli libanotis</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Bupthalmum salicifolium</i>	<i>Hypericum maculatum</i>	<i>Pastinaca sativa</i>	<i>Solidago virgaurea</i>	<i>Vicia tenuifolia</i>

Kriterium	Klassifizierung		Gewichtung
Artenanzahl	I	≤ 12	30%
	II	13 - 18	
	III	> 18	
Gefährdete Arten	I	≤ 1	20%
	II	2 - 4	
	III	> 4	
Pflanzengesellschaft	I	fehlt	30%
	II	gemischt	
	III	dominant	
Moosschicht	I	nein	10%
	III	ja	
Waldsaumpflanzen	I	> 2	10%
	II	1 - 2	
	III	0	

Abb 4: Bewertungskriterien für die Aufnahmen aus dem Jahr 2019.

• Moosschicht

Für jede Stichprobe wurde das Vorhandensein einer Moosschicht aufgezeichnet. Warum dies als positiv bewertet wurde, wird im vorherigen Kapitel und auch in der Diskussion angesprochen. Die Bewertung wurde folgendermaßen durchgeführt:

I - nein: keine Moosschicht

III - ja: Moosschicht vorhanden

• Waldsaumpflanzen

Die Anzahl der Waldsaumpflanzen und Gehölze wurde für jede Stichprobe gezählt. Auch hier ergeben sich die Klassengrenzen aus dem ersten und dem dritten Quantil der statistischen Verteilung dieser Werte.

Alle Kriterien wurden anschließend gewichtet und aufsummiert, um für jede Stichprobe einen Gesamtbiotopwert zu erhalten. Da sich die ermittelten Werte auf die Stichproben beziehen, und auf manchen Wiesen mehrere Stichproben durchgeführt wurden, wurden die Biotopwerte anschließend für jede Wiese gemittelt.

Aus den Daten der Vegetationskartierung aus dem Jahr 2000 (OKI & WLM 2000) wurden ebenfalls möglichst vergleichbare Biotopwerte ermittelt. Damals waren jedoch keine vergleichbaren Stichprobenflächen angelegt worden, sondern Listen aller Gefäßpflanzen im jeweiligen Biotop erstellt. Da die Flächen dieser Biotope wesentlich größer sind als die Stichprobenflächen von 2019, sind die absoluten Artenzahlen aus dem Jahr 2000 ebenfalls höher. Auch wurden im Jahr 2000 weder Deckungsgrade noch Moosschicht erfasst. Abbildung 5 gibt eine Übersicht über die Bewertungskriterien für die Aufnahmen aus dem Jahr 2000.

Statistische Auswertung

Der Zuweisung eines Biotopwertes für jede Fläche folgte eine statistische Analyse der Daten anhand eines linearen Regressionsmodelles. Dazu wurde die Software R 3.6.2 in Verbindung mit RStudio 1.2.5033 verwendet. Zur Beantwortung der 2. Forschungsfrage wurden die Biotopwerte der Wiesen aus den Jahren 2000 und 2019 sowie die Veränderung des Wertes zwischen diesen beiden Jahren auf eine Korrelation mit folgenden Faktoren überprüft (Datengrundlage siehe Tab. 3):

- Pflegedauer
- Höhe
- Exposition
- Hangneigung
- Jahresniederschlag
- Schneetage
- Schneehöhe
- Solarstrahlung
- Sonnenstunden
- Niederschlag Vegetationsperiode
- Temperatur Vegetationsperiode
- Dauer Vegetationsperiode

Futterwert

Zur Betrachtung der 3. Forschungsfrage hinsichtlich des Futterwertes der hier betrachteten Kalk-Magerwiesen wurden

Kriterium	Klassifizierung		Gewichtung
Artenanzahl	I	≤68	30%
	II	69-107	
	III	>107	
Gefährdete Arten	I	≤23	20%
	II	24-51	
	III	>51	
Pflanzengesellschaft	I	fehlt	30%
	II	gemischt	
	III	dominant	
Waldsaumpflanzen	I	>17	20%
	II	6-17	
	III	≤5	

Abb 5: Bewertungskriterien für die Aufnahmen aus dem Jahr 2000. Die Herangehensweise zur Einteilung der Klassen sowie der Gewichtung entspricht der Einteilung für die Daten aus dem Jahr 2019, mit Ausnahme der Moosschicht, welche im Jahr 2000 nicht erfasst wurde.

keine direkten Messungen, sondern eine Literaturrecherche durchgeführt. Weiters wurden den Pflanzenarten der Aufnahmen aus dem Jahr 2019 Futterwertzahlen der BIOLFLOR-Datenbank (KLOTZ et al. 2002) zugewiesen (Werte von 1 = giftig bis 9 = höchster Futterwert).

ERGEBNISSE

Zunächst werden die vorgefundenen Pflanzengesellschaften beschrieben, anschließend folgen die Ergebnisse hinsichtlich des Vorkommens gefährdeter und geschützter Pflanzenarten, die Zusammenfassung der Zeigerpflanzen zu ökologischen Gruppen sowie die Ergebnisse der Biotopbewertung und aus der Ermittlung des Futterwertes.

Beschreibung der Pflanzengesellschaften

Aus den Daten der Pflanzenaufnahmen wurde eine Tabelle (Tab. 6) erstellt, die als Grundlage zur Zuordnung der Wiesen zu Pflanzengesellschaften diente. Insgesamt konnten so Kennarten folgender Klassen (KC), Ordnungen (OC), Verbände (VC) und Assoziationen (AC) nachgewiesen werden (nach MUCINA et al. 1993):

KC1 Trifolio-Geranietea sanguinei T. Müller 1961

OC1 Origanetalia vulgaris T. Müller 1961

VC1 Trifolion medii T. Müller 1961

KC2 Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 1937 em. R. Tx. 1970

OC2 Molinietales Koch 1926

VC2 Molinion Koch 1926

VC3 Calthion R. Tx. 1937 em. Bal.Tul. 1978

OC3 Arrhenatheretalia R. Tx. 1931

VC4 Arrhenatherion Koch 1926

AC1 Pastinaco-Arrhenatherietum Passarge 1964

AC2 Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum Hundt et Hübl 1983

AC3 Tanaceto-Arrhenatheretum Fischer ex Ellmauer in Ellmauer et Mucina 1993

VC5 Phyteumo-Trisetion (Passarge 1969) Ellmauer et Mucina 1993

VC6 Cynosurion R. Tx. 1947

KC3 Festuco-Brometea Br.-Bl et R. Tx. Ex Klika et Hadač 1944

OC4 Brometalia erecti Koch 1926

VC7 Bromion erecti Koch 1926

AC4 Onobrychido-Brometum T. Müller 1966

AC5 Euphorbio verrucosae-Caricetum montanae Karrer 1985 em. Mucina in Mucina et Kolbek 1993

VC8 Cirsio-Brachypodion pinnate Hadač et Klika in Klika et Hadač 1994

AC6 Onobrychido arenarie-Brachypodietum pinnate Eijsink et al. 1978

AC7 Potentillo erectae-Brachypodietum pinnate Halder 1991 ad interim

AC8 Trifolio montani-Brachypodietum rupestris Ranner 1988 ad interim

Tab. 7: Zuordnung der Wiesen zu Pflanzengesellschaften. Wiesen, die aus mehreren Teilflächen bestehen, wurden entsprechend nummeriert.

ID	Wiese	Pflanzenordnung
7	Barackenwiese	Arrhenatheretalia
3	Bernöggerwiese	Brometalia erecti
8	Fletzerleitn 1	Arrhenatheretalia
9	Fletzerleitn 2	Brometalia erecti
12	Hausleitn	Brometalia erecti
11	Häuskogl	Arrhenatheretalia
13	Hilgerbachwiese	Arrhenatheretalia
14	Hochstein	Arrhenatheretalia
15	Hotzleitn	Arrhenatheretalia
16	Im Keixn	Arrhenatheretalia
4	Jägerhäuswiese	Arrhenatheretalia
17	Jägerwiese	Arrhenatheretalia
5	Koglwiese	Arrhenatheretalia
6	Lettneralm	Arrhenatheretalia
18	Lindtal	Arrhenatheretalia
19	Messererwiese	Arrhenatheretalia
21	Möserleitn	Arrhenatheretalia
23	Pfeifferleitn	Brometalia erecti
25	Schweigart	Arrhenatheretalia
26	Siegartsleitnerleitn	Brometalia erecti
27	Sommerholz	Brometalia erecti
1	Sperrerrwiese 1	Brometalia erecti
2	Sperrerrwiese 2	Brometalia erecti
28	Steyernwiese	Brometalia erecti
29	Theil Hochwiese	Brometalia erecti
20	Waldhäuswiese	Arrhenatheretalia
30	Weißengruberrwiese 1	Brometalia erecti
31	Weißengruberrwiese 2	Brometalia erecti
32	Welchawwiese	Molinietalia

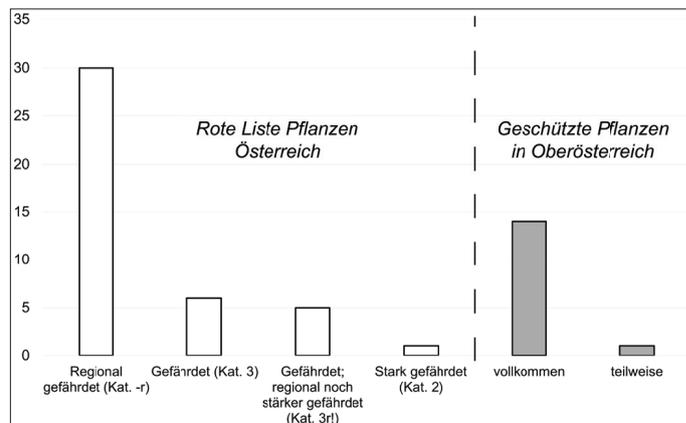


Abb 6: Anzahl der geschützten Arten der Aufnahmen 2019 nach Schutzkategorie (Land Oberösterreich 2017; Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer 1999).



Abb 7: Klebriger Lein *Linum viscosum* im Naturschutzgebiet Jaidhaus.

Mahd und Beweidung verhindert hierbei das Aufkommen von Gehölzen und erlaubt die Bildung von Dauergesellschaften. Bei Aussetzen der Bewirtschaftungsmaßnahmen setzt jedoch Sukzession ein. Folgt bei einer Mahd kein Ausgleich der entzogenen Nährstoffe, so können sich Wiesen dieser Klasse unter trockenen Standortverhältnissen zu Trockenrasen und Magerwiesen (Festuco-Brometea, siehe unten) entwickeln. Durch die regelmäßigen Störungen aufgrund der Bewirtschaftung verbleiben auf Molinio-Arrhenatheretea-Wiesen Pflanzen, die sich durch ihren Wuchs oder Blühzeitpunkt den Störungen entziehen können oder über Reserveorgane im Boden verfügen. Moderne, intensive Bewirtschaftungsmethoden führen bis zu sechs Heuernten pro Jahr durch, welche mit starker Bodenverdichtung einhergehen und somit kriechende Pflanzenarten fördern. Die Ordnung Molinietalia findet man vorwiegend über nassen, eher sauren Böden mit schlechten Nährstoffbedingungen als durch Mahd entstandene Ersatzgesellschaften für Bruch- und Auwälder oder aber auch auf verbrachenden Wiesen (MUCINA et al. 1993: 299 ff.).

Ebenfalls Teil der Klasse Molinio-Arrhenatheretea ist die Ordnung Arrhenatheretalia. Im Gegensatz zu Molinietalia bevorzugt diese Ordnung keine nassen, sondern frische Böden die nur mäßig sauer bis basisch sind. Auch Arrhenatheretalia wird nur durch regelmäßig Mahd zur Dauergesellschaft und ist von

einem Ausgleich des Biomasseentzuges durch Düngung abhängig. Dominante Wuchsform sind Gräser (MUCINA et al. 1993: 341 f.).

• **KC3 Festuco-Brometea Br.-Bl et R. Tx. Ex Klika et Hadač 1944**

Hauptaugenmerk dieser Arbeit lag auf der Ordnung Brometalia erecti als Teil der Klasse Festuco-Brometea, da auf diese in der FFH-RL (vgl. FFH-RL 1992) Bezug genommen wird. Es handelt sich hierbei um primäre und sekundäre Halbtrockenrasen, wobei wahrscheinlich fast alle der in dieser Arbeit betrachteten Wiesen durch Mahd entstanden und somit relativ jung sind. Halbtrockenrasen sind auch als Relikte aus einer trockenen Periode der Nacheiszeit in kleinstandörtlich günstigen Lagen anzutreffen. Aufgrund der ständigen Stressfaktoren von Mahd, Flachgründigkeit des Bodens und schlechter Wasserversorgung herrscht in Halbtrockenrasen eine relative „Nährstoffarmut“, weshalb diese Wiesen auch häufig als Magerwiesen bezeichnet werden. Bedingt durch diese anspruchsvollen Standortverhältnisse dominieren Wuchsformen von Gräsern und Kräutern, welche von morphologischen Anpassungen gekennzeichnet sind.

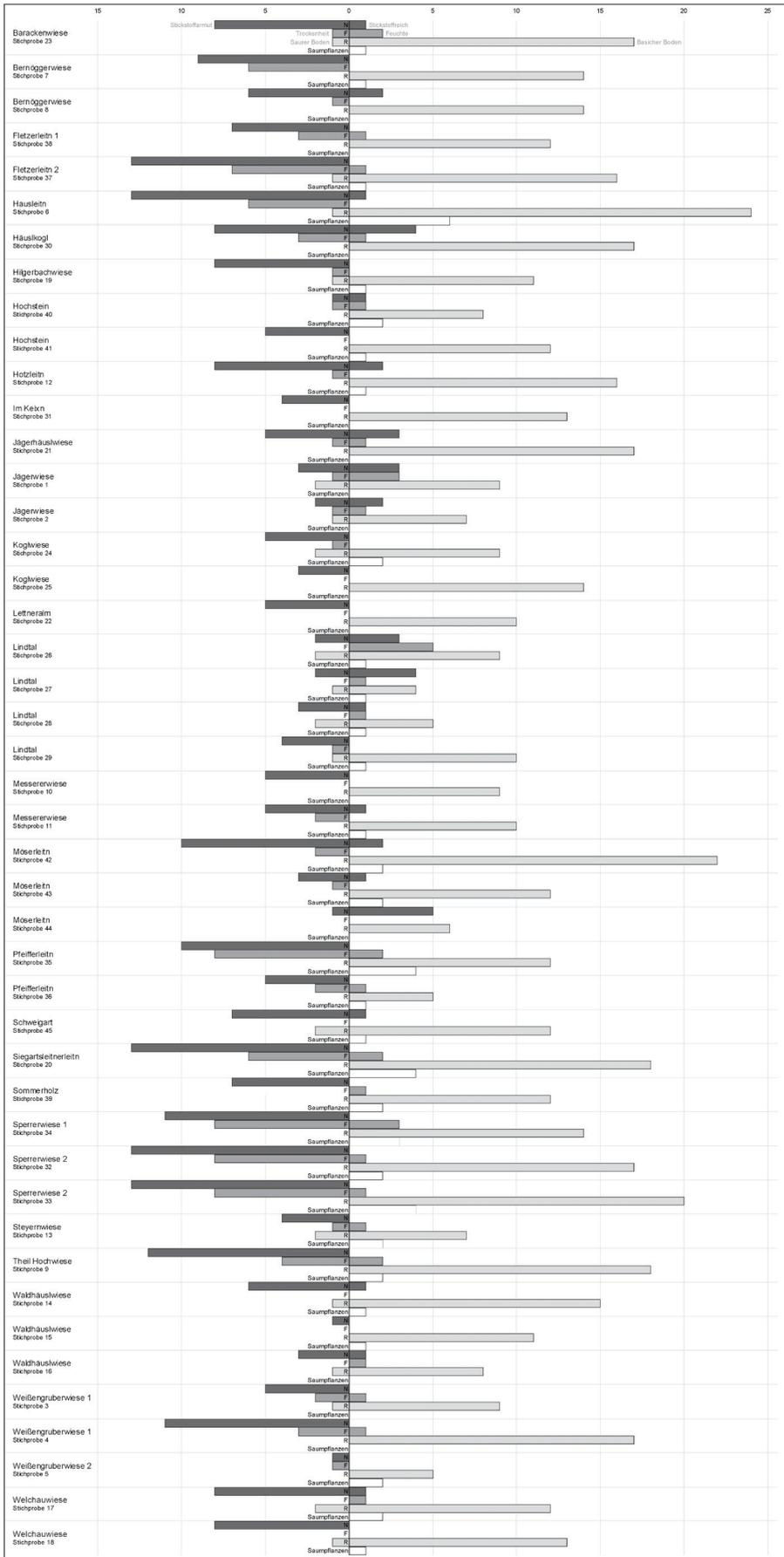


Abb 8: Anzahl der Zeigerpflanzen je Stichprobe nach ökologischen Gruppen

Tab. 8: Bewertungsvorgang zur Ermittlung des Biotopwerts der Aufnahmen aus dem Jahr 2019.

Wiese	Stichprobe	Artenzahl	Wert	Gefährdet/geschützt	Wert	Pflanzengesellschaft	Wert	Moosschicht	Wert	Waldsaumpflanzen	Wert	normalisiert	
Jägerwiese	1	12	1		2	2	fehlt	1	nein	1	0	3	1,4
	2	13	2		1	1	gemischt	2	nein	1	0	3	1,8
Weißengruberwiese	3	12	1		4	2	dominant	3	nein	1	0	3	2,0
	4	18	2		9	3	dominant	3	nein	1	0	3	2,5
	5	5	1		0	1	dominant	3	nein	1	2	2	1,7
Hausleitn	6	30	3		9	3	dominant	3	nein	1	5	1	2,6
Bernöggerwiese	7	19	3		5	3	dominant	3	ja	3	1	2	2,9
	8	18	2		0	1	fehlt	1	ja	3	0	3	1,7
Theil Hochwiese	9	21	3		10	3	dominant	3	ja	3	2	2	2,9
Messerenwiese	10	17	2		1	1	gemischt	2	ja	3	0	3	2,0
	11	16	2		0	1	gemischt	2	nein	1	1	2	1,7
Hotzleitn	12	22	3		5	3	gemischt	2	ja	3	1	2	2,6
Steyernwiese	13	11	1		3	2	dominant	3	nein	1	2	2	1,9
Waldhäuslwiese	14	17	2		1	1	gemischt	2	ja	3	1	2	1,9
	15	12	1		0	1	fehlt	1	nein	1	1	2	1,1
	16	13	2		2	2	fehlt	1	ja	3	0	3	1,9
Welchawiese	17	18	2		3	2	gemischt	2	ja	3	2	2	2,1
	18	17	2		2	2	gemischt	2	ja	3	1	2	2,1
Hilgerbachwiese	19	17	2		3	2	gemischt	2	ja	3	1	2	2,1
Siegartsleitnerleitn	20	20	3		6	3	dominant	3	ja	3	4	1	2,8
Jägerhäuslwiese	21	21	3		2	2	gemischt	2	ja	3	0	3	2,5
Lettneralm	22	17	2		1	1	gemischt	2	ja	3	0	3	2,0
Barackenwiese	23	23	3		2	2	gemischt	2	ja	3	1	2	2,4
Koglwiese	24	14	2		3	2	fehlt	1	ja	3	2	2	1,8
	25	16	2		1	1	gemischt	2	ja	3	0	3	2,0
Lindtal	26	15	2		2	2	fehlt	1	ja	3	1	2	1,8
	27	10	1		2	2	fehlt	1	ja	3	1	2	1,5
	28	9	1		4	2	fehlt	1	ja	3	1	2	1,5
	29	12	1		3	2	gemischt	2	nein	1	1	2	1,6
Häuslkogl	30	22	3		4	2	gemischt	2	nein	1	0	3	2,3
Im Keixn	31	16	2		1	1	gemischt	2	ja	3	0	3	2,0
Sperrwiese	32	17	2		8	3	dominant	3	ja	3	2	2	2,6
	33	21	3		8	3	dominant	3	nein	1	4	1	2,6
	34	14	2		8	3	dominant	3	nein	1	3	1	2,3
Pfeifferleitn	35	12	1		5	3	dominant	3	nein	1	4	1	2,0
	36	5	1		4	2	dominant	3	nein	1	1	2	1,9
Fletzerleitn	37	18	2		6	3	dominant	3	nein	1	1	2	2,4
Sommerholz	38	12	1		3	2	gemischt	2	nein	1	0	3	1,7
	39	14	2		4	2	dominant	3	nein	1	2	2	2,2
Hochstein	40	9	1		0	1	gemischt	2	nein	1	2	2	1,4
	41	13	2		2	2	gemischt	2	nein	1	1	2	1,9
Möserleitn	42	26	3		4	2	gemischt	2	ja	3	2	2	2,4
	43	14	2		0	1	gemischt	2	nein	1	2	2	1,7
	44	7	1		0	1	fehlt	1	nein	1	0	3	1,2
Schweigart	45	19	3		1	1	gemischt	2	ja	3	1	2	2,2

Dadurch können der durch starke Sonneneinstrahlung und hohe Bodentemperaturen erzeugte Trockenstress sowie der ständige Nährstoffentzug mitigiert werden (MUCINA et al. 1993: 421 ff.).

Die beiden auf den untersuchten Flächen am häufigsten vorgefundenen Pflanzengesellschaften sind entweder Teil der Ordnungen Arrhenatheretalia oder Brometalia erecti. Wie oben erwähnt besteht zwischen diesen beiden Ordnungen der Zusammenhang, dass gemähte Wiesen, die Arrhenatheretalia entsprechen, an trockenen Standorten bei fehlender Düngung durch Nährstoffmangel zu Brometalia erecti übergehen.

Die Zuordnung der Wiesen zu Pflanzengesellschaften erfolgte nach der Anzahl der Kennarten und ist in Tabelle 7 zusammengefasst. Mit 16 Wiesen (55 %) macht die Ordnung Arrhena-

theretalia den größten Anteil der vorgefundenen Gesellschaften aus. Darauf folgen Brometalia erecti mit zwölf Wiesen (42 %), und die Molinietales, der nur eine Wiese (3 %) zugeordnet wurde. Bei allen Arrhenatheretalia- und Molinietales-Wiesen finden sich jedoch auch Kennarten von Brometalia erecti. Die Verbindung dieser Pflanzengesellschaften über den Faktor der Nährstoffversorgung führt auch zu einer Vermischung von Kennarten.

Gefährdete und geschützte Arten

Das Ergebnis des Abgleichs der vorgefundenen Pflanzenarten mit der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs (NICKELFELD & SCHRATT-EHRENDORFER 1999) und den Geschützten

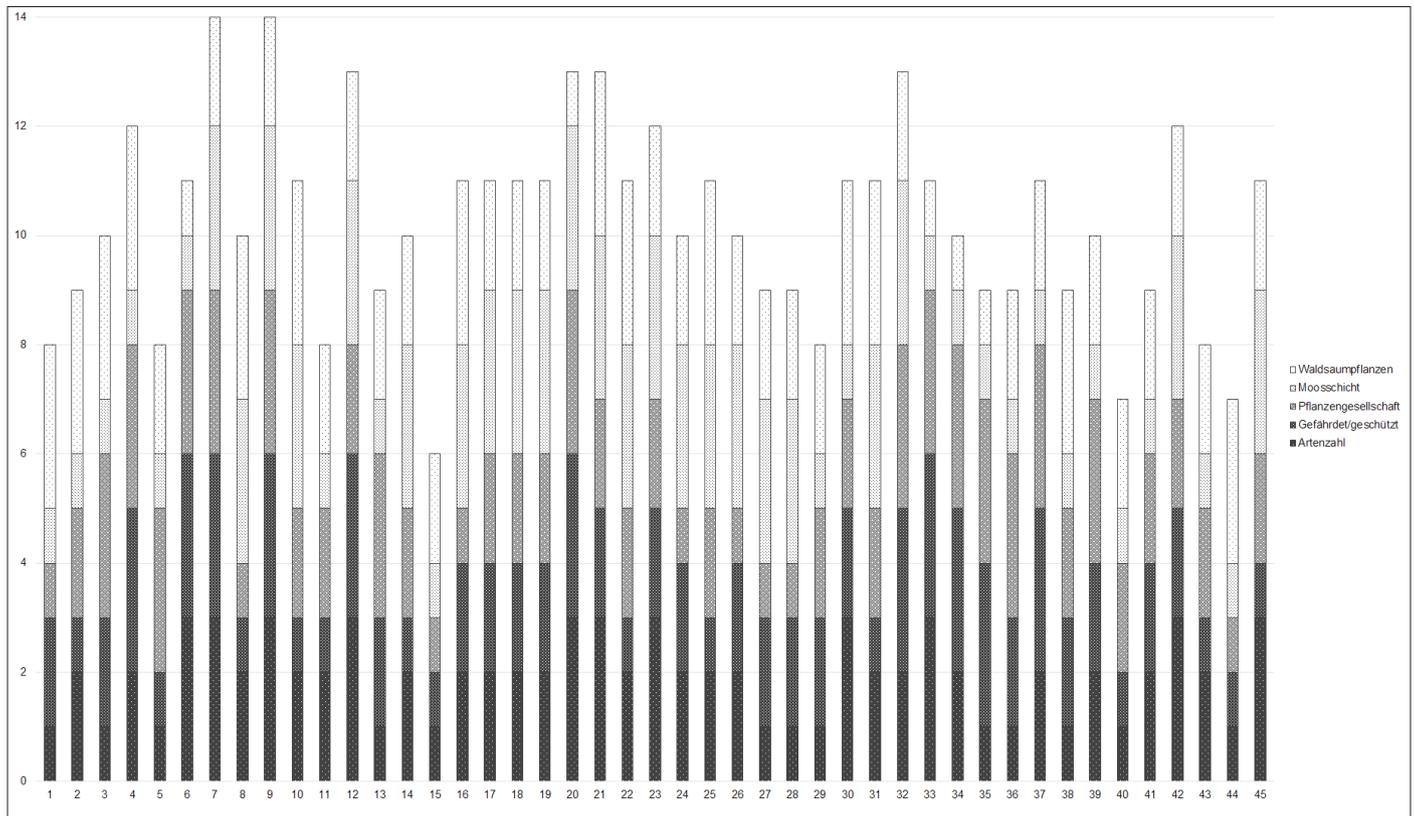


Abb 9: Ergebnisse des Bewertungsvorgangs der Aufnahmen aus dem Jahr 2019.

Pflanzen in Oberösterreich (LAND OBERÖSTERREICH 2017) ist in Abbildung 6 dargestellt.

In der Roten Liste werden 30 der vorgefundenen Arten als „Regional gefährdet“, sechs als „Gefährdet“, fünf als „Gefährdet; regional noch stärker gefährdet“ und eine Art als „Stark gefährdet“ gelistet. Vollkommen geschützt in Oberösterreich sind nur 14 aller vorkommenden Arten (jedoch nur 6 der im Gebiet gefährdeten), während eine Art teilweise geschützt ist. In Summe sind somit 43 der insgesamt 164 Pflanzenarten in Hinblick auf Gefährdung und/oder Schutzstatus besonders zu berücksichtigen, was einen Anteil von 26 % ausmacht. Als Beispiel einer gefährdeten Art ist in Abbildung 7 der Klebrige Lein *Linum viscosum* zu sehen. Weitere gefährdete Arten sind *Avenula pratensis*, *Bromus commutatus*, *Calamagrostis canescens*, *Campanula glomerata*, *Euphrasia stricta*, *Hypericum dubium*, *Inula hirta*, *Inula salicina*, *Scabiosa columbaria*; stark gefährdet ist *Dianthus superbus* (NIKLFELD & SCHRATT-EHRENDORFER 1999).

Zeigerpflanzen / Ökologische Gruppen

Alle 2019 erfassten Pflanzenarten wurden entsprechend ihrer ökologischen Zeigerwerte (KARRER 2019) hinsichtlich Stickstoffhaushalt, Feuchtigkeit und Bodenreaktion in ökologische Gruppen zusammengefasst. Eine gesammelte Darstellung dieser

Ergebnisse ist in Abbildung 8 zu finden, in welcher für jede Wiese die Anzahl der Zeigerarten für Stickstoff, Feuchte, Bodenreaktion und Versauerung gemeinsam dargestellt werden.

Biotopwert

Das Ergebnis der Zuweisung eines Biotopwerts zu den einzelnen Stichproben ist in Tabelle 8 dargestellt. Abb. 9 zeigt die Bewertung für jede Stichprobe, bevor der Biotopwert normalisiert wurde.

Analog zur Bewertung der Aufnahmen aus dem Jahr 2019 wurde der Vorgang für die Daten aus dem Jahr 2000 durchgeführt. Hier waren nur Daten für zwölf Wiesen vorhanden, welche in Tabelle 9 aufgelistet sind. In Abbildung 10 ist ebenfalls die Bewertung der Aufnahmen vor der Normalisierung dargestellt.

Eine grafische Darstellung über die Zusammenführung dieser Ergebnisse folgt in Abbildung 11.

Futterwert

Betrachtet man gängige Futterqualitätsparameter, so unterliegen Magerwiesen hinsichtlich Qualität und Ertragsmenge intensiv genutztem Wirtschaftsgrünland deutlich (BOHNER 2003:

Tab. 9: Bewertungsvorgang zur Ermittlung des Biotopwerts der Aufnahmen aus dem Jahr 2000

Wiese	Artenzahl	Wert	Gefährdet/geschützt	Wert	Pflanzengesellschaft	Wert	Waldsaumpflanzen	Wert	normalisiert
Bernöggerwiese	55	1	18	1	gemischt	2	2	3	1,7
Fletzerleitn/ Weißengruberwiese	101	2	35	2	dominant	3	9	2	2,3
Hausleitn	122	3	53	3	dominant	3	18	1	2,6
Häuslkogl	63	1	21	1	gemischt	2	5	3	1,7
Hotzleitn	99	2	33	2	gemischt	2	13	2	2,0
Lindtal	202	3	68	3	gemischt	2	20	1	2,3
Möserleitn	72	2	25	2	gemischt	2	5	3	2,2
Schweigart	86	2	31	2	gemischt	2	6	2	2,0
Sommerholz	31	1	18	1	dominant	3	4	3	2,0
Sperrerwiese	103	2	49	2	dominant	3	18	1	2,1
Theil Hochwiese	111	3	61	3	gemischt	2	16	2	2,5

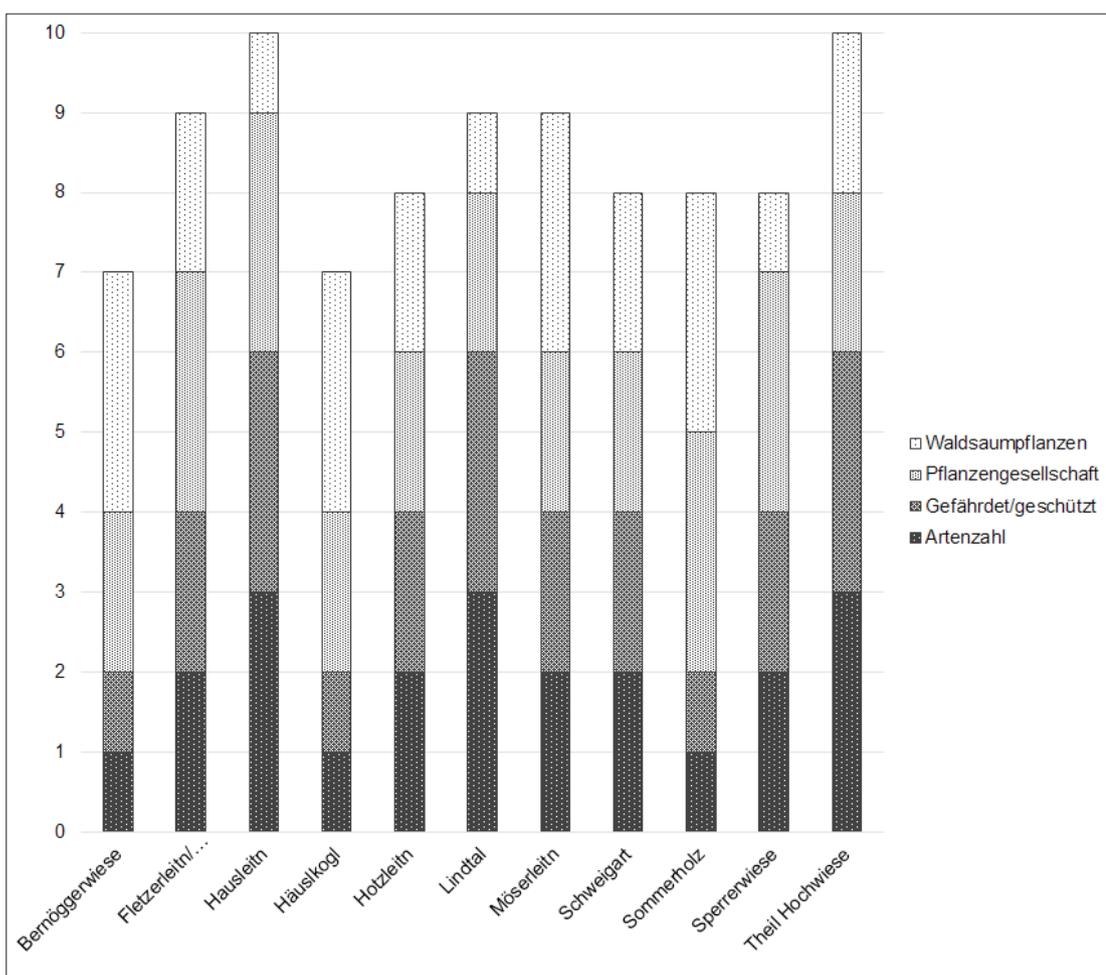


Abb 10: Ergebnisse des Bewertungsvorgangs der Aufnahmen aus dem Jahr 2000 (OKI & WLM 2000).

38; KOVÁČIKOVÁ et al. 2012; MALCHAREK 2001: 82). Versuche, welche sich mit extensiven Weiden (die gemähten Magerwiesen am nächsten kommen) und dreimähdigem Wirtschaftsgrünland beschäftigten, fanden zum Beispiel nur 15 000 MJ NEL/ha (Megajoule Netto-Energie-Laktation pro Hektar) Qualitätsertrag bei Weiden im Vergleich zu mehr als 31 000 MJ NEL/ha bei Wirtschaftsgrünland. Umgerechnet entsteht so ein Fut-

terwert von 744 €/ha von Weiden im Vergleich zu 1 372 €/ha von Wirtschaftsgrünland (ZEFFERER 2014: 61 ff.). Der Zeitpunkt der Heuernte übt bei extensivem Grünland zusätzlich einen entscheidenden Einfluss auf die Futterqualität aus, da eine spätere Mahd zu einer geringeren Energiekonzentration führt (MALCHAREK 2001: 82). Wie bereits erwähnt geschieht ein Großteil der Biomasseproduktion auf Magerwiesen im Boden. Die oberirdi-

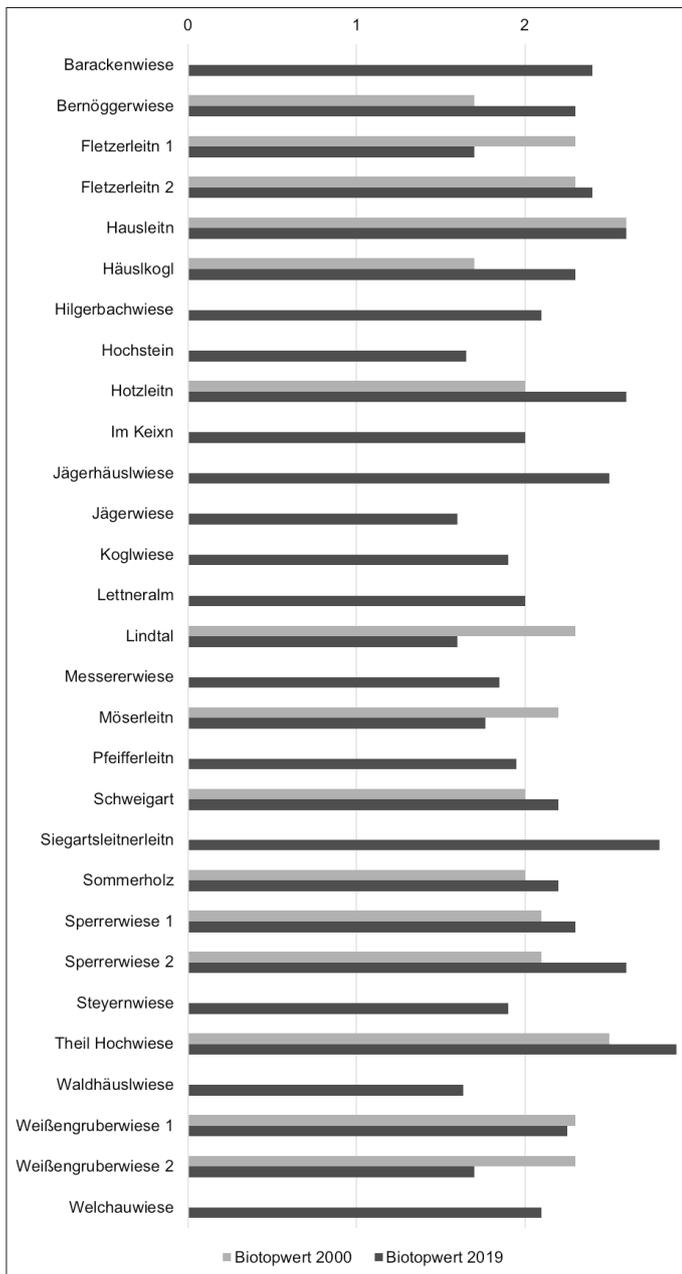


Abb 11: Biotopwerte aller Wiesen für die Jahre 2000 und 2019 (bestmöglicher Wert = 3).

sche Phytomasse beträgt nur 100–120 g/m². Jährlich kommt die Produktivität solcher extensiven Wiesen auf nur 81–400 g/m², während frische Wiesen 500–700 g/m² erreichen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 937 f.).

Zur Abschätzung des Futterwertes der in dieser Arbeit betrachteten Pflanzen wurden die Futterwerte für die 2019 aufgenommenen Pflanzenarten zusammengestellt (KLOTZ et al. 2002). Abbildung 12 zeigt die Verteilung der Häufigkeit der Werte, wobei 1 der schlechteste (giftig) und 9 der höchste Futterwert ist. Die meisten 2019 beobachteten Pflanzen weisen Futterwerte von 2 bis 4 auf, was den oben genannten Literaturquellen entspricht.

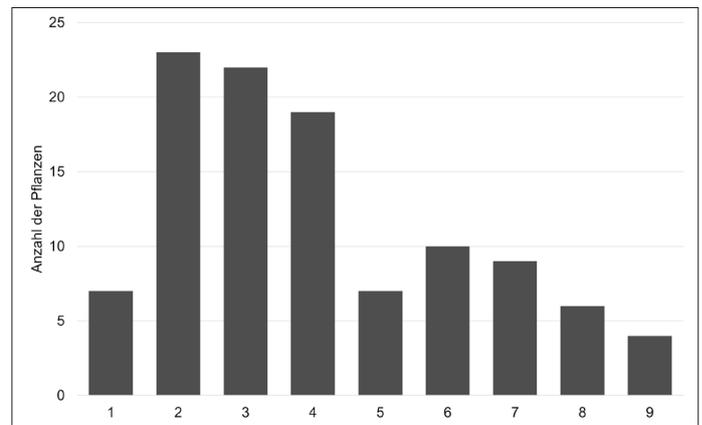


Abb 12: Verteilung der Futterwertzahlen für die Pflanzen aus den Aufnahmen von 2019 (Klotz et al. 2002).

DISKUSSION

Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammenfassend betrachtet, um die Forschungsfragen zu beantworten. Im Anschluss werden auch noch weitere Themen diskutiert, die sich während der Entstehung dieser Arbeit als relevant herausstellten.

Beantwortung der Forschungsfragen

1. Entspricht die Vegetation der Pflanzenordnung *Brometalia erecti* (Trocken- und Halbtrockenrasen), welche als prioritärer Lebensraumtyp “6210 Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (*Festuco-Brometalia*)” im Anhang I der FFH-RL genannt ist?

Mit 55 % konnte etwas mehr als die Hälfte der Wiesen der Ordnung *Arrhenatheretalia* zugeordnet werden, gefolgt von 41 % der Ordnung *Brometalia erecti*, auf die sich diese Forschungsfrage bezieht. Nur eine Wiese wurde *Molinietalia* zugeordnet. Somit ist diese Forschungsfrage für 12 der 29 Flächen positiv zu beantworten.

Auf den übrigen 17 Flächen wurden ebenfalls Kennarten von *Brometalia erecti* gefunden. Wenn man sich also lediglich auf das Vorkommen von Kennarten konzentriert, so ließe sich diese Forschungsfrage für alle Flächen positiv beantworten. Weiters verdeutlicht dies den Zusammenhang von *Arrhenatheretalia*- und *Brometalia erecti*-Wiesen, welcher über den Faktor der Nährstoffversorgung besteht. Die Flächen befinden sich in unterschiedlichen Entwicklungsstadien auf einem Spektrum zwischen Fett- und Magerwiesen. Wie bereits geschildert wurde, ist der langanhaltende Nährstoffzug der entscheidende Faktor zur Entstehung und zum Erhalt von Magerwiesen (KOCH et al. 2011; MUCINA et al. 1993: 299; PILS 1994: 48). Es liegt somit nahe, dass durch anhaltende Pflegemaßnahmen über meh-

rere Jahre auch die hier betrachteten Arrhenatheretalia-Wiesen in Magerwiesen umgewandelt werden können (vgl. BERNHARDT 1996). Je nach Ausgangszustand der Flächen können allerdings Jahrzehnte regelmäßiger Mahd notwendig sein, bis die erwünschten Artenzusammensetzungen erreicht werden (vgl. BAKKER et al. 2002).

Dieses Ergebnis unterstreicht die Bedeutung der Pflegearbeiten des Vereins *Bergwiesn*, auch in Hinblick auf den günstigen Erhaltungszustand solcher Wiesen, wie er von der FFH-RL gefordert wird (FFH-RL 1992). Ob es zielführend ist, die Ausweisung eines Europaschutzgebietes für die hier betrachteten Wiesen anzustreben, müsste in einer eigenen Arbeit betrachtet werden. Denn das Land Oberösterreich verhielt sich bei der Ausweisung solcher Schutzgebiete bislang zögerlich und reagiert teils erst unter finanziellem Druck auf die Forderungen der EU (EU-UMWELTBÜRO 2015; ORF 2018). Beispielsweise wurde das Europaschutzgebiet Schluchtwälder der Steyr- und Ennstaler Voralpen seit 2014 noch immer nicht gesetzlich verordnet. Andererseits wurden die Europaschutzgebiete Planwiesen und Nationalpark Oö. Kalkalpen und Umgebung erst kürzlich, in den Jahren 2017 und 2018, erlassen (VO OÖ 2017; VO OÖ 2018).

Die Ergebnisse hinsichtlich der Pflanzengesellschaften verdeutlichen allerdings auch den Interpretationsspielraum bei der Zuordnung solcher Flächen. Häufig gibt es eine Reihe von Kennarten unterschiedlicher Klassen und Ordnungen, und es obliegt der bearbeitenden Person, sich für eine Pflanzengesellschaft zu entscheiden. Interpretiert und zueinander in Relation gestellt werden können außerdem die Deckungsgrade der Pflanzenarten. Generell basiert die Interpretation auf Stichproben, welche nur einen Teil der Vegetation zu einem ganz bestimmten Zeitpunkt innerhalb der Vegetationsperiode in einem bestimmten Jahr darstellen können (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 941).

Betrachtet man die Ergebnisse der ökologischen Gruppen, so entsprechen diese großteils den Erwartungen an Kalk-Magerwiesen. Die meisten Stichproben weisen tendenziell mehr Zeigerpflanzen für stickstoffarme Böden auf als für stickstoffreiche Standorte. Ausnahmen bilden hier das Lindtal (Stichproben 26 und 27) und die Möserleitn (Stichprobe 44), welche mehr Zeiger für stickstoffreiche Böden aufweisen. Im Lindtal betrifft das den höherliegenden Bereich der Fläche und in der Möserleitn den unteren Teil. Generell wurden nicht viele Zeigerarten für die Bodenfeuchtigkeit gefunden, jedoch findet man auf den meisten Wiesen mehr Zeiger für Trockenheit als für Feuchte. Ausnahmen sind hier die Barackenwiese (Stichprobe 23), die Jägerwiese (Stichprobe 1), wiederum das Lindtal (Stichproben 26, 27 und 28), die Waldhäuslwiese (Stichprobe 16) und die Welchawiese (Stichprobe 17). Bezüglich der Bodenreaktion finden sich auf allen Flächen fast ausschließlich Zeiger für basische Böden, was hier in den Kalkalpen zu erwarten ist. Die Wiesen mit den meisten Zeigerpflanzen für eine Versaumung (mehr als 2) sind die Hausleitn (Stichprobe 6), die Pfeifferleitn (Stichprobe 35), die Siegartsleitnerleitn (Stichprobe 20) und die Sperrerwiese (Stichprobe 33). Diese Ergebnisse stimmen in Summe gut mit der Analyse der Pflanzengesellschaften überein und zeigen ein Bild von nährstoffarmen Wiesen, die sich in unterschiedlichen Stadien der Verbrachung bzw. Versaumung befinden. Wie bereits diskutiert, können diese Prozesse durch regelmäßige, andauernde Pflegemaßnahmen wieder umgekehrt werden.

2. Gibt es eine statistisch signifikante Korrelation zwischen dem Biotopwert der Wiesen und der Dauer der Pflegemaßnahmen?

Hierzu wurde für die 2019 betrachteten Wiesen ein Biotopwert ermittelt. Dasselbe wurde für einige Wiesen mit Daten aus dem Jahr 2000 durchgeführt. Diese Biotopwerte wurden anschließend mittels eines linearen Regressionsmodells mit der Dauer der Pflege sowie den topologischen Faktoren und Klimadaten verglichen. Es konnte jedoch keine statistisch signifikante Korrelation zwischen diesen Daten nachgewiesen werden.

Einerseits scheint dieses Ergebnis den Erkenntnissen über Magerwiesen zu widersprechen, da diese durch Pflegemaßnahmen ihren Zustand verbessern sollten. Andererseits ist die angewandte Methodik kritisch zu betrachten. Wie oben dargestellt sind Interpretation und Bewertung von Wiesen relativ komplex und lassen sich nicht anhand einfacher, allgemeingültiger Regeln durchführen. Zur Ermittlung der Biotopwerte wurden zur Klassifikation und Gewichtung eine Reihe von Entscheidungen getroffen, welche allesamt nicht frei von Kritik sind. Weiters war die Dauer der Pflegemaßnahmen nicht eindeutig feststellbar, da sehr häufig unklar war, wie die Wiesen vor Beginn der Maßnahmen behandelt worden waren. Manche lagen brach oder wurden aufgeforstet, während andere zwischenzeitlich beweidet wurden. Diese Unklarheit, verbunden mit dem langen Zeitraum, über welchen eine Nährstoffentnahme erfolgen muss, um eine Veränderung zu bewirken, kann ebenfalls als Erklärung für das Fehlen eines statistischen Zusammenhangs dienen.

Weiter oben wurde bereits beschrieben, dass artenreiche Wiesen von klimatischen Faktoren abhängig sind. Dies konnte hier zwar ebenfalls nicht statistisch belegt werden, jedoch gibt es hierfür Nachweise aus der Schweiz, wo hohe und steile Lagen von Wiesen mit einer großen Pflanzenartenvielfalt korrelieren (KAMPMANN et al. 2008).

Weiters sind die Daten aus dem Jahr 2000 lediglich Artenlisten ohne Deckungsgrade, deren Aufnahmeflächen nicht immer exakt den hier betrachteten Wiesen entsprechen. Auch konnten keine genaueren Informationen über die damals angewandte Methodik gefunden werden. Somit ist anzunehmen, dass hier ein Vergleich von Aufnahmen sehr unterschiedlicher Methodik erfolgte. Diese Schwäche in der Vorgehensweise wurde allerdings in Kauf genommen, da die Artenlisten von 2000 trotzdem einen wertvollen Einblick in die Artenzusammensetzung bieten und im Vergleich mit den Aufnahmen von 2019 Veränderungen aufzeigen konnten.

Für eine aussagekräftigere Bewertung wären wiederholte Aufnahmen mit gleicher Methodik über einen längeren Zeitraum notwendig. Möchte man die Wirksamkeit der Pflegemaßnahmen im Detail darstellen, bedarf es eines längerfristigen Monitoringkonzeptes.

3. Wie hoch ist der Futterwert der gepflegten Wiesen im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Futterwiesen und welche Möglichkeiten der Nutzung ergeben sich daraus?

Bei Betrachtung gängiger Futterqualitätsparameter liegt die Futterqualität von Extensivwiesen deutlich unter der von Intensivgrünlandfutter. Das spiegelt sich auch in Abbildung 12 wider,

die zeigt, dass die Futterwerte der 2019 gefundenen Pflanzen in Summe eher gering sind. Nach konventionellen Parametern ist der Futterwert insgesamt folglich nicht sehr hoch einzustufen. Dennoch lohnt sich ein differenzierter Blick auf die Futterqualität von Magerwiesen, da diese generalisierte Einstufung mitunter in Frage gestellt werden kann. Jährliche Vegetationsfluktuationen machen es schwierig, die tatsächliche Artenzusammensetzung des geernteten Heus einzuschätzen. Allgemeingültige Aussagen zur Futterqualität von Kräutern lassen sich nicht so einfach treffen, da sich diese in ihren genetisch differenzierten Ökotypen in Bezug auf Wachstum, Morphologie und Inhaltsstoffen stark unterscheiden können (MAINZ 1995: 57). Manche Kräuter, dazu zählen die in dieser Arbeit gefundenen Arten *Achillea millefolium*, *Centaurea jacea*, *Heracleum sphondylium*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus repens*, *Rumex acetosa* und *Taraxacum officinale*, sind wesentlich mineralstoffreicher als Wirtschaftsgräser, wie zum Beispiel *Lolium perenne*. Und obwohl die Gärfähigkeit von Kräutern nur durchschnittlich ist, wurden durch die Verwendung einer Mischung von Gräsern und Kräutern schon bessere Gärergebnisse erreicht als mit reinem Gras (MAINZ 1995: 79). Obwohl extensiv genutzte Wiesen die geringsten Jahresnetto- und Qualitätserträge aufweisen, können deren Inhaltsstoffe die Verwendung des geernteten Futters maßgeblich beeinflussen (ZEFFERER 2014: 72).

Klassische Futterwertzahlen ignorieren die Bedeutung von Substanzen im Futter, die bereits in sehr geringen Mengen (sowohl positive als auch negative) Wirkungen auf das Vieh zeigen. Einseitige Ernährung mit Futter von intensiv genutztem Wirtschaftsgrünland wurde bereits in den 1970er Jahren in Österreich als Ursache für die sogenannte „Weidekrankheit“ und Fruchtbarkeitsstörungen identifiziert. Typische Magerwiesenpflanzen sind „bei mäßigem Auftreten schmackhaft, reich an Haupt- und Spurennährstoffen, Träger der höchsten Mineralstoffgehalte, (bei rechtzeitiger Nutzung) durchschnittlich an Rohfaser arm, an Kohlenhydraten aber reich und altern oft auch viel langsamer als Gräser“ (PILS 1994: 173). Bei einem gewissen Maß an Vielfalt in Intensivgrünland gleichen sich die Vor- und Nachteile einzelner Arten untereinander aus. Futterwertzahlen sind also eher als grobe Richtwerte zu betrachten. Das Weidevieh selbst hat von Natur aus eine Abneigung gegenüber einseitiger Ernährung und instinktiv eine Vorliebe für artenreiche Bestände (HOLZNER et al. 1986: 79; PILS 1994: 171 ff.).

Diese komplexen Zusammenhänge führen dazu, dass es innerhalb von Pflanzengesellschaften zu deutlichen Unterschieden hinsichtlich der Futterqualität kommt. Allein anhand der Zuordnung einer Fläche zu einer Pflanzengesellschaft lassen sich somit keine eindeutigen Aussagen über deren Futterqualität ableiten (MALCHAREK 2001: 83).

Einigen Quellen ist zu entnehmen, dass ein Beimengen von Extensivheu zu konventionellem Futter Vorteile für die Tiergesundheit mit sich bringt (HOLZNER et al. 1986; PILS 1994; ZEFFERER 2014). Darüber hinaus ist zu unterscheiden, für welche Tiere das Heu als Futter verwendet wird. Hinsichtlich der Nutzung von Magerwiesenheu gibt es durchaus Alternativen der Verwendung und Vermarktung, die über eine konventionelle Verwendung als Großvieh-Futter hinausgehen. Extensivheu hat in der Regel geringe Energie- und Eiweißgehalte, weshalb es besonders gut zur Fütterung von Pferden geeignet ist (KIRCHGESSNER 1997 in MALCHAREK 2001: 79). Auch die Verwendung als Kleintierfutter ist sinnvoll. Zum Erreichen solcher Abnehmer bedarf es jedoch

Vermarktungskonzepte mit ausgewiesenen Qualitätsstandards. Nicht zu vernachlässigen sind auch die recht hohen Transportkosten von Heu, weshalb vorrangig eine regionale Vermarktung angestrebt werden sollte (MALCHAREK 2001: 79), nicht zuletzt, weil Magerwiesen ein Markenzeichen der österreichischen Erholungslandschaft sind (vgl. PILS 1994: 67). Sucht man im Internet nach „Bergwiesenheu“, so findet sich eine Reihe ähnlicher Projekte, die in hohem Maße auf die Vermarktung ihres Heus als Kleintierfutter oder für Wellness-Zwecke fokussiert sind. Die Preise für dieses Heu sind bis zu 20-fach höher als jene für konventionelles Heu.

Um in Hinblick auf eine Vermarktungsstrategie die Qualität dieser artenreichen Wiesen zu betonen, kann man auf das aus dem Naturschutz bekannte Konzept der Zielarten zurückgreifen. Dazu wählt man Pflanzenarten aus, deren Vorhandensein auf den Wiesen einen Erfolg der Pflegemaßnahmen anzeigt und die außerdem für eine gute Futterqualität stehen. Zur Auswahl der Arten ist es notwendig, sich an wohlüberlegten Kriterien zu orientieren, wie zum Beispiel Seltenheit, Mitnahmeeffekt (weiterer Arten), arealgeographische Besonderheit, Klimasensibilität, Gefährdung, Futterwert, Bestimmbarkeit und Attraktivität (vgl. BERNHARDT et al. 2005; vgl. JEDICKE 2016: 512). Mögliche Zielarten der hier betrachteten Wiesen könnten die Kartäusernelke *Dianthus carthusianorum*, der Abgebissene Pippau *Crepis praemorsa* sowie die Knäuel-Glockenblume *Campanula glomerata* sein.

Weitere Schlussfolgerungen

Wie bereits angesprochen erfordert der Erhalt von Magerwiesen eine Rückkehr zu traditionellen Bewirtschaftungsmethoden oder vergleichbaren Pflegemaßnahmen. Traditionell einschnittige, ungedüngte Wiesen sollten auch unbedingt weiterhin so behandelt werden, um eine Abnahme der Artenzahlen zu verhindern (BERNHARDT 1996; HUSSAIN et al. 2017). Alternative Maßnahmen wie das Brennen von Wiesenflächen oder schlichtes Brachliegenlassen sind für die Erhaltung artenreicher Kalk-Magerwiesen ungeeignet. Beweidungsmaßnahmen sind zwar eine Methode zum Erhalt von Wiesen (PYKÄLÄ 2005), jedoch können sie zu unerwünschten Änderungen in der Artenzusammensetzung führen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 950 f.; JESCHKE et al. 2008: 106; JÓZEFOWSKA et al. 2018; MAURER et al. 2006).

Versuche haben gezeigt, dass noch bessere Ergebnisse hinsichtlich der Pflanzendiversität durch eine mosaikartige Bewirtschaftung erreicht werden können. Dazu wurden Flächen in Streifen aufgeteilt, welche abwechselnd alle zwei Jahre gemäht wurden (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 950 f.). In anderen Versuchen wurde ein Hauptteil der Fläche jährlich im Juli gemäht, während die restlichen Teilflächen nur alle zwei Jahre im Oktober gepflegt wurden. Diese Kombination verschiedener Mahd-Regimes führte ebenfalls zu guten Ergebnissen hinsichtlich der Artenvielfalt (JESCHKE et al. 2008: 107).

Obwohl sie auf Magerwiesen eine wichtige Rolle in Bezug auf Artenzahlen und Deckungsgrade spielen, wurden Moose und Flechten in dieser Arbeit nicht genauer betrachtet. Doch ebenso wie bestimmte Gefäßpflanzen werden sie durch regelmäßige Pflegemaßnahmen gefördert (MÜLLER et al. 2012: 4; VAN TOOREN et al. 1990: 158–159). Auch die wertvolle Mooschicht reagiert empfindlich auf zu hohe Nährstoffanteile, vor allem auf



Abb 13: Mahd der Möserleitn am Schoberstein in Molln.



Abb 14: Abtransport des Heus auf der Lindtal-Wiese.



Abb 15:
Abseilen von
Heu in Big Bags.

Stickstoff. Da Mähmaßnahmen die Streuschicht entfernen und für höheren Lichteinfall sorgen, wird damit der Artenreichtum im Allgemeinen sowie die Abundanz von Moosen gefördert (MÜLLER et al. 2012: 4; VAN TOOREN et al. 1990: 158-159).

Der Nährstoffentzug, und damit die regelmäßige Pflege, ist der wichtigste Faktor zum Erhalt artenreicher Magerwiesen (MUCINA et al. 1993: 299; PILS 1994: 48 f.). Arbeit, wie sie vom Verein *Bergwiesn* durchgeführt wird, ist somit für den Schutz und Erhalt der Flächen unerlässlich. Es wird hier traditionelles ökologisches Wissen (vgl. ABID et al. 2017; MAURER et al. 2006; vgl. TRAU et al. 2017: 526) mit alten Methoden der Heubewirtschaftung, wie sie vor der Industrialisierung in den Tälern der Alpen angewandt wurden, zusammengeführt. Der Verein setzt aber auch moderne Mittel wie Balkenmäher, Heuschieber und Heubläser auf Flächen ein, die traditionell mit der Sense gemäht wurden und für Traktoren unzugänglich sind (Abb. 13, Abb. 14). Ziel ist, die Phytomasse möglichst effizient und ebenso gründlich von den Flächen zu entfernen. Beim Abtransport des Heus zeigt sich der Verein experimentierfreudig, wie etwa beim Abseilen von Heu in sog. Big Bags mit Kletterausrüstung (Abb. 15). Auf diese Weise können heute wertvolle Landschaftselemente erhalten werden (BERNHARDT et al. 2010). Weitere Forschungsarbeit zum Vergleich der Effizienz unterschiedlicher Pflegemethoden

könnte einen wertvollen Beitrag zum angewandten Naturschutz liefern.

Um den Artenreichtum der gepflegten Wiesen zu fördern, sollte der Schnitt in tieferen Lagen nicht vor Mitte Juni erfolgen und in den höheren Lagen entsprechend später durchgeführt werden (PILS 1994: 71). Eine mosaikartige Bewirtschaftung und eine Kombination verschiedener Mahd-Methoden führen zu den besten Ergebnissen hinsichtlich der Biodiversität (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 950 f.; JESCHKE et al. 2008: 107). Betrachtet man Landschaftsausschnitte als Ökosysteme, so ist es beispielsweise in Hinblick auf Insektenarten ratsam, heterogene Wiesenstrukturen zu fördern. Neben jährlich gepflegten Wiesen bieten auch brachliegende Flächen, auf denen nur die Verwaldung zurückgehalten wird, wichtige Lebensräume für die Insektenfauna (HUSSAIN et al. 2017; JERNEJ et al. 2019; WALCHER et al. 2017; WALCHER et al. 2019).

LITERATURVERZEICHNIS

ABID A.A., SARVAJEET S.G., ZAHID K.A. & NAEEM M. (2017): Plant Biodiversity. Monitoring, Assessment and Conservation. CAB International, Oxfordshire, Boston: 1–630.

- ARGENTI G., STAGLIANO N., BELLINI E., MESSERI A. & TARGETTI S. (2020): Environmental and Management Drivers of Alpine Grassland Vegetation Types. *Italian Journal of Agronomy* 15 (2): 156–164.
- BACHMANN H. (1985): Vegetationskartierung “Kienberg”. Land Oberösterreich: 1–52. Online: https://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/naturschutz_db/1443_Bachmann_Vegetationskartierung_Kienberg.pdf [29.03.2021]
- BAKKER J.P., ELZINGA J.A. & VRIES Y. (2002): Effects of long-term cutting in a grassland system: Perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science* 5: 107–120.
- BERGWIESN - KULTURLANDSCHAFTSERHALTUNGSVEREIN STEYRTAL (2019): Bergwiesn. Online: bergwiesn.at [10.11.2019].
- BERNHARDT K.-G. (1996): Die Pflanzengesellschaften des Fürstentums Liechtenstein III. Halbtrockenrasen. *Bericht der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 23: 225–237.
- BERNHARDT K.-G., HANDKE K., KOCH M., LAUBHANN D., BERG H.-M., DUDA M., HÖTTINGER H., KLEPSCH R., PINTAR M. & SCHEDL H. (2005): Anwendungsmöglichkeit eines Zielarten-Konzepts in einem niederösterreichischen Weinbaugebiet. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37 (7): 202–211.
- BERNHARDT K.-G., LAPIN K. & WERSCHONIG E. (2010): The Future of Plant Diversity in Grassland Farming Vegetation - A Review of Diversity in a Strongly Transformed Agricultural Landscape. *Biotechnology in Animal Husbandry* 26: 205–217.
- BEV - BUNDESAMT FÜR EICH- UND VERMESSUNGSWESEN (2018): Verwaltungsgrenzen (VGD) - Stichtagsdaten Grundstücksgenau. BEV. Online: www.data.gv.at/katalog/dataset/51bdc6dc-25ae-41de-b8f3-938f9056af62 [21.03.2019].
- BFW - BUNDESFORSCHUNGSZENTRUM FÜR WALD (2016): Digitale Bodenkarte von Österreich, 1km-Raster. BFW. Online: bfw.ac.at/rz/bfwcms2.web?dok=8549 [21.03.2019].
- BNT - BUNDESMINISTERIUM FÜR NACHHALTIGKEIT UND TOURISMUS (2020): Waldentwicklungsplan. Online: www.waldentwicklungsplan.at [01.06.2020].
- BOHNER A. (2003): Floristische Diversität im Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft und Naturschutz. 9. Alpenländisches Expertenforum, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein: 29–39.
- BOHNER A., KARRER J., WALCHER R., BRANDI D., MICHEL K., ARNBERGER A., FRANK T. UND ZALLER J. G. (2020): Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: Case studies in three mountain regions in the Eastern Alps. *Folia Geobotanica* 54:211–225.
- BRAUN-BLANQUET J. (1964): Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Ausgabe. Springer Verlag, Wien: 1–865.
- BUSCH V., KLAUS V.H., SCHÄFER D., PRATI D., BOCH S., MÜLLER J., CHISTÉ M., MODY K., BLÜTHGEN N., FISCHER M., HÖLZEL N. & KLEINEBECKER T. (2019): Will I stay or will I go? Plant species-specific response and tolerance to high land-use intensity in temperate grassland ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 30 (4): 674–686.
- CLMS- COPERNICUS LAND MONITORING SERVICE (2020): CORINE Land Cover 2018. Copernicus Programme. Online: land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover [01.03.2020].
- COUSINS S.A.O. & ERIKSSON O. (2008): After the hotspots are gone: Land use history and grassland plant species diversity in a strongly transformed agricultural landscape. *Applied Vegetation Science* 11: 365–374.
- DENGLER J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster Europäischer Trockenrasen. *Tuexenia* 25: 387–405.
- ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSEN D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Auflage. *Scripta Geobotanica* 18.
- ELLENBERG H. & LEUSCHNER C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Ausgabe. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 1–1333.
- ELLMAUER T. (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Wien: Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. 902 Seiten.
- ESSLF. (1998): Vegetation, Vegetationsgeschichte und Landschaftswandel der Talweitung Jaidhaus bei Molln/Oberösterreich. *Stapfia* 57: 1–267.
- EU-Umweltbüro - EU-Umweltbüro im Umweltdachverband (2015): Oberösterreich: 16 Natura 2000-Gebiete wurden nachnominiert. EU Umweltbüro. Online: www.eu-umweltbuero.at/inhalt/oberoesterreich-16-natura-2000-gebiete-wurden-nachnominiert [28.05.2020].
- FFH-RL - FAUNA-FLORA-HABITAT RICHTLINIE (1992): RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Rat der Europäischen Gemeinschaften. Online: eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF [26.03.2019].
- FISCHER M., OSWALD K. & ADLER W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein, Südtirol. 3. Ausgabe. Land Oberösterreich, OÖ Landesmuseen, Linz: 1–1392.
- GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT (2010): Geologie Österreichs 1:500.000. Geologische Bundesanstalt. Online: www.data.gv.at/katalog/dataset/d31cf1a1-011e-44a6-9588-cc29126b3573 [21.03.2019].
- GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT (2017): OneGeology GBA. Geologische Bundesanstalt. Online: www.data.gv.at/katalog/dataset/f541ee2b-7851-49a2-a918-264cc1f9a024 [21.03.2019].
- GUSTAVSSON E., LENNARTSSON T. & EMANUELSSON M. (2007): Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation* 138: 47–59.
- HASSLER A. & BERNHARDT K.-G. (2007): Erfassung und Bewertung von Weidekomplexen im Naturpark Grebenzen (Steiermark). *Carinthia* II 197. / 117. Jahrgang: 307–322.
- HATZENBICHLER C. (2018a): GIS-Shapefiles, Verein Bergwiesn.
- HATZENBICHLER C. (2018b): Mündliche Mitteilung [03.09.2018].
- HAUPT VERLAG AG (2019): Flora Helvetica - Die App. Online: www.flora-helvetica.ch/app [20.08.2019].
- HOLZNER W., HORVATIC E., KÖLLNER E., KÖPPL W., POKORNY M., SCHARFETTER E., SCHRAMAYR G. & STRUDL M. (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog. “Steppen”, “Heiden”, “Trockenwiesen, Magerwiesen: Bestand, Gefährdung, Möglichkeiten ihrer Erhaltung. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 1–352.
- HUSSAIN R.I., WALCHER R., BRANDL D., JERNEJ I., ARNBERGER A., ZALLER J. G. & FRANK T. (2017): Influence of abandonment on sphyrid assemblages in mountainous meadows. *Journal of Applied Entomology* (142): 450–456.
- JEDICKE E. (2016): Zielartenkonzepte als Instrument für den strategischen Schutz und das Monitoring der Biodiversität in Großschutzgebieten. *Raumforschung und Raumordnung* 74: 509–524.
- JERNEJ I., BOHNER A., WALCHER R., HUSSAIN R.I., ARNBERGER A., ZALLER J.G. & FRANK T. (2019): Impact of land-use change in mountain semi-dry meadows on plants, litter decomposition and earthworms. *Web Ecology* 19: 53–63.
- JESCHKE M., KIEHL K., PFADENHAUER J. & GIGON A. (2008): Langfristige Auswirkungen ehemaliger Bewirtschaftungsvarianten auf die Diversität von Blütenpflanzen, Moosen und Flechten eines Kalkmagerrasens. *Botanica Helvetica* 118: 95–109.
- JÓZEFOWSKA A., ZALESKI T., ZARZYCKI J. & FRACZEK K. (2018): Do mowing regimes affect plant and soil biological activity in the mountain meadows of Southern Poland? *Journal of Mountain Science* 15: 2409–2421.

- KAMPMANN D., HERZOG F., JEANNERET PH., KONOLD W., PETER M., WALTER T., WILDI O. UND LÜSCHER A. (2008): Mountain grassland biodiversity: impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation* 16: 12–25.
- KARRER G. (2019): Ökologische Zeigerwerte. Online: statedv.boku.ac.at/zeigerwerte [16.12.2019].
- KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach Waldökologischen Gesichtspunkten. Wien: Forstliche Bundesversuchsanstalt: 1–60.
- KIRCHGESSNER M. (1997): Tierernährung. 10. Ausgabe. DLG-Verlag, Frankfurt/Main: 1–582.
- KLOTZ S., KÜHN I. & DURKA W. (2002): BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. Online: www.ufz.de/biolflor/index.jsp [04.06.2020].
- KOCH M. A., SCHERIAU C., SCHUPFNER M. & BERNHARDT K.-G. (2011): Long-term monitoring of the restoration and development of limestone grasslands in north western Germany: Vegetation screening and soil seed bank analysis. *Flora - Morphology Distribution Functional Ecology of Plants* 206: 52–65.
- KÖTTL S., BERNHARDT K.-G. & LAPIN K. (2016): Grünlandentwicklung auf den Steiflächen im Naturpark Attersee-Traunsee. *Stapfia* 105: 129–154.
- KOVÁČIKOVÁ Z., VARGOVÁ V. & MICHALEC M. (2012): Effects of non-fertilised grassland management intensity on herbage quality and quantity. *Agriculture (Pol'nohospodárstvo)* 58 (2):41–49.
- LAND OBERÖSTERREICH (s.a.): Naturschutz – Ökoflächen. Online: <https://www.land-oberoesterreich.gv.at/123571.htm> [07.05.2021]
- LAND OBERÖSTERREICH (2017): Geschützte Pflanzen in Oberösterreich. 3. Ausgabe. Amt der Oö. Landesregierung, Linz: 1–146.
- LAND OBERÖSTERREICH (2019a): Open Data Land Oberösterreich. Online: data.ooe.gv.at [21.03.2019].
- LAND OBERÖSTERREICH (2019b): Digitales Oberösterreichisches Raum-Informationssystem [DORIS]. Land Oberösterreich, Abteilung Geoinformation und Liegenschaft. Online: doris.at [19.08.2019].
- LAND OBERÖSTERREICH (2019c): GENISYS - GEographisches NaturschutzInformationSYstem. Online: www.land-oberoesterreich.gv.at/genisys.htm [28.03.2019].
- LAND OBERÖSTERREICH (2020): CLAIRISA Climate-Air-Information-System for Upper Austria. Land Oberösterreich, Abteilung Umweltschutz. Online: www.doris.eu/themen/umwelt/clairisa.aspx [17.02.2020].
- MAIER F., BACHMANN H. & SCHLEMMER F. (1987): Ökologisch wertvolle Biotope in den Gemeinden Grünburg und Molln. Ein Beitrag zur Biotopkartierung von Oberösterreich. 1986–1987. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abt. Naturschutz – Gutachten Naturschutzabteilung Oberösterreich – 0096. 1–78.
- MAINZ A. K. (1995): Futterqualität und Konservierungseigenschaften verbreiteter Grünlandkräuter. Justus-Liebig-Universität, Gießen: 1–143.
- MALCHAREK A. (2001): Futterqualität von Extensivgrünlandaufwüchsen und Möglichkeit ihrer Verwertung im Grünlandbetrieb. Hieronymus Buchreproduktions GmbH. München: 1–155.
- MAURER K., WEYAND A., FISCHER M. & STÖCKLIN J. (2006): Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation* 130: 438–446.
- MUCINA L., GRABHERR G. UND ELLMAUER T. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1–578.
- MÜLLER J., KLAUS V.H., KLEINEBECKER T., PRATI D., HÖLZEL N. & FISCHER M. (2012): Impact of Land-Use Intensity and Productivity on Bryophyte Diversity in Agricultural Grasslands. *PLoS ONE* 7 (12). NIEDRIST G., TASSER E., LÜTH C., DALLA VIA J. & TAPPEINER U. (2009): Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology* 202: 195–210.
- NIKL FELD H. & SCHRATT-EHRENDORFER L. (1999): Rote Liste Gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. 2. Fassung. In: Nikl feld, H. (Hrsg.): Rote Listen Gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10 (2). Austria Medien Service, Graz: 33–152
- ORF - ÖSTERREICHISCHER RUNDFUNK (2018): Fünf neue „Natura 2000“-Gebiete. Online: oeo.orf.at/v2/news/stories/2954739 [28.05.2020].
- OKI & WLM - OTTO KOENIG INSTITUT FÜR ANGEWANDTE ÖKO-ETHOLOGIE & WLM BÜRO FÜR VEGETATIONSÖKOLOGIE UND UMWELTPLANUNG (2000): Vegetationskartierung Molln.
- PILS G. (1994): Die Wiesen Oberösterreichs. Eine Naturgeschichte des Oberösterreichischen Grünlandes unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutzaspekten. Forschungsinstitut für Umweltinformatik, Linz: 1–463.
- PYKÄLÄ J. (2005): Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108:107–117.
- SCHIECHTL H.M. (1981): Alpine Vegetationskartographie. *Angewandte Pflanzensoziologie* 26. Österreichischer Agrarverlag, Wien: 1–283.
- TASSER E., WALDE J., TAPPEINER U., TEUTSCH A. & NOGGLER W. (2007): Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:115–129.
- VAN TOOREN B. F., ODÉ B., DURING H.J. & BOBBINK R. (1990): Regeneration of Species Richness in the Bryophyte Layer of Dutch Chalk Grasslands. *Lindbergia* 16 (5/6):153–160
- TRAU M., OWINGS R. & RAJAKARUNA N. (2017): Implementing Traditional Ecological Knowledge in Conservation Efforts. In *Plant Biodiversity: Monitoring, Assessment and Conservation*. CAB International, Oxfordshire; Boston: 1–630.
- TRAXLER A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. Monographien Band 89A. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien: 1–391.
- UMWELTBUNDESAMT (2015): Rote Liste Biotoptypen in Österreich. Umweltbundesamt. Online: www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/naturschutz/PDFs/BT_Liste_Dez_2015.pdf [01.06.2020].
- VO OÖ - VERORDNUNG DER OÖ. LANDESREGIERUNG (2017): Verordnung der Oö. Landesregierung, mit der die „Planwiesen“ in Leonstein als Europaschutzgebiet bezeichnet und mit der ein Landschaftspflegeplan für dieses Gebiet erlassen wird. *LGBl. Nr. 73/2017*. Online: www.ris.bka.gv.at [28.05.2020].
- VO OÖ - VERORDNUNG DER OÖ. LANDESREGIERUNG (2018): Verordnung der Oö. Landesregierung, mit der das Gebiet „Nationalpark Oö. Kalkalpen und Umgebung“ als Europaschutzgebiet bezeichnet und mit der ein Landschaftspflegeplan für dieses Gebiet erlassen wird. *LGBl. Nr. 16/2018*. Online: www.ris.bka.gv.at [28.05.2020].
- WALCHER R., HUSSAIN R.I., SACHSLEHNER L., BOHNER A., JERNEJ I., ZALLER J.G., ARNBERGER A. & FRANK T. (2019): Long-term abandonment of mountain meadows affects bumblebees, true bugs and grasshoppers: A case study in the Austrian Alps. *Applied Ecology and Environmental Research* 17 (3): 5887–5908.
- WALCHER R., KARRER J., SACHSLEHNER L., BOHNER A., PACHINGER B., BRANDL D., ZALLER J.G., ARNBERGER A. & FRANK T. (2017): Diversity of bumblebees, heteropteran bugs and grasshoppers maintained by both: abandonment and extensive management of mountain meadows in three regions across the Austrian and Swiss Alps. *Landscape Ecology* 32 (10):1937–1951.
- WEISS S. B. (1999): Cars, Cows, and Checkerspot Butterflies: Nitrogen Deposition and Management of Nutrient-Poor Grasslands for a Threatened Species. *Conservation Biology* 16 (6):1476–1486.

- ZEFFERER P. (2014): Beitrag der unterschiedlichen Grünlandnutzungen hinsichtlich Artenvielfalt, Futterertrag und Futterqualität sowie der ökonomischen Situation auf einem österreichischen Grünlandbetrieb. Masterarbeit – Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Pflanzenbau. Universität für Bodenkultur, Wien: 1–95.
- ZIMMERMANN A., KNIELY G., MELZER H., MAURER W. & HÖLLRIEGL R. (1989): Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. Mitt. Abt. f. Botanik Landesmus. Joanneum 18/19.