



Leopold-Franzens-Universität Innsbruck

Institut für Ökologie

Ökologie und Biodiversität

Masterarbeit zum Thema

Vergleich der Tagfalterfauna auf Brachen und wiederhergestellten Kalkmagerrasen in Oberösterreich

Von:

Marie Leitner, B.Sc.

Innsbruck am 06.12.2025

Betreuer:

Dr. Priv-Doz. Johannes RÜDISSER

Institut für Ökologie

Forschungsgruppe: Ecosystem and Landscape Ecology

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei meinem Betreuer Dr. Johannes Rüdiger bedanken, dessen hilfreiche Rückmeldungen und tatkräftige Unterstützung maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Ebenso gilt mein Dank Friederike Barkmann, die mich bei der statistischen Auswertung meiner Daten unterstützt hat.

Besonders danken möchte ich auch Benjamin Wiesmair von der Naturwissenschaftlichen Sammlung der Tiroler Landesmuseen. Er hat mich nicht nur beim Erlernen der Artenkenntnis unterstützt, sondern stand mir darüber hinaus jederzeit für Rückfragen zur Nachbestimmung zur Verfügung.

Abschließend möchte ich mich herzlich bei meiner Familie sowie meinen Freundinnen und Freunden bedanken, die mich während meiner gesamten Studienzeit begleitet und unterstützt haben.

Summary

Calcareous grasslands are among the most species-rich habitats in Europe and host numerous specialized plant and animal species. However, due to changes in land use they have experienced a significant decline over the past decades. This Master thesis investigated whether restoration measures in the form of mowing influence the composition of butterfly communities. To assess differences between mowed and fallow sites, vegetation surveys were additionally conducted. A total of 14 sites in Upper Austria were examined, including five fallow sites that have not been managed since 1960 and nine sites with varying durations since the reintroduction of mowing. Significant differences in species richness of vascular plants were found between mowed and fallow sites, with higher species numbers on mowed sites. Other diversity indices were on average also higher on mowed sites, but these differences were not statistically significant. Despite a higher total species richness and numerous site-specific species, no significant differences in butterfly diversity could be observed between mowed and fallow sites. Although there is no consistently higher diversity on mowed areas, the four most species-rich sites in the study area are among the mowed areas, suggesting a possible positive influence of extensive management. The high variation in species composition and number of individuals within the mowed and fallow areas prevents significant differences between habitat types.

Zusammenfassung

Kalkmagerrasen zählen zu den artenreichsten Lebensräumen Europas und beherbergen zahlreiche spezialisierte Tier- und Pflanzenarten. Infolge veränderter Landnutzung sind sie in den letzten Jahrzehnten jedoch stark zurückgegangen. In dieser Arbeit wurde untersucht, ob Wiederherstellungsmaßnahmen in Form einer einschürigen Mahd einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Tagfaltergemeinschaften haben. Zur Beurteilung von Unterschieden zwischen gemähten und brachliegenden Flächen wurde neben den Tagfaltern ergänzend auch die Vegetation erfasst. Insgesamt wurden 14 Standorte in Oberösterreich untersucht, davon fünf Brachflächen, welche seit 1960 nicht mehr bewirtschaftet wurden und neun Flächen mit unterschiedlicher Dauer der Wiederaufnahme der Mahd. Bei der Vegetation zeigten sich signifikante Unterschiede in der Artenzahl zwischen Mahd- und Brachflächen, wobei die Mahdflächen eine höhere Artenzahl aufwiesen. Andere Diversitätsindizes waren auf den Mahdflächen im Mittel ebenfalls höher, jedoch nicht signifikant. Bei den Tagfaltern konnten trotz höherer Gesamtartenzahl und Individuenzahl, sowie einem hohen Vorkommen spezifischer Arten, keine signifikanten Unterschiede zwischen Mahd- und Brachflächen festgestellt werden. Zwar zeigt sich keine durchgängig höhere Diversität auf Mahdflächen, jedoch gehören die vier artenreichsten Standorte im Untersuchungsgebiet zu den Mahdflächen, was für einen möglichen, positiven Einfluss der extensiven Bewirtschaftung spricht. Die hohe Variation in Artenzusammensetzung und Individuenzahl innerhalb der gemähten und der brachliegenden Flächen, sowie die geringere Anzahl an untersuchten Brachflächen erschwerte den Nachweis signifikanter Unterschiede zwischen den beiden Flächentypen.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	7
1.1. Biodiversitätsverlust	7
1.2. Kalkmagerrasen als Lebensraum	7
1.3. Tagfalter als Bioindikatoren	8
1.4. Ziel der Masterarbeit	9
2. Methodik	10
2.1. Untersuchungsgebiet	10
2.2. Feldarbeit	17
2.2.1. Vegetationserhebung	17
2.2.2. Tagfaltererhebung	17
2.3. Datenauswertung	18
2.3.1. Vegetation	18
2.3.1.1. T-Test.....	19
2.3.1.2. Diversitätsanalyse.....	19
2.3.1.3. NMDS-Analyse.....	20
2.3.2. Tagfalter.....	21
2.3.2.1. Bootstraping	21
2.3.2.2. Rarefaction und Extrapolation.....	21
2.3.2.3. Rang-Abundanz-Kurven.....	21
2.3.2.4. Habitatansprüche	22
2.3.2.5. Differenzialarten.....	22
2.3.2.6. Spezialisierung.....	23
3. Ergebnisse.....	24
3.1. Vegetation	24
3.1.1. Artenzahl und Deckungswerte im Vergleich	24
3.1.2. Diversitätsindizes.....	25
3.1.3. Einfluss der Vegetation auf die Tagfalter	27
3.2. Tagfalter.....	27
3.2.1. Arten- und Individuenzahl im Vergleich	27
3.2.2. Rarefaction und Extrapolation.....	30
3.2.3. Rang-Abundanz-Kurven.....	35
3.2.4. Diversitätsindizes.....	41
3.2.5. Differenzialarten.....	42

3.2.6.	Verteilung der Tagfalterfamilien.....	43
3.2.7.	Habitatansprüche	44
3.2.8.	Spezialisierung.....	46
3.2.9.	Rote Liste und FFH-Arten.....	47
4.	Diskussion.....	48
4.1.	Artenzusammensetzung und Diversität der Vegetation	48
4.2.	Arten- und Familienzusammensetzung der Tagfalter	49
4.3.	Habitatansprüche und -spezialisierung der Tagfalter	50
4.4.	Methodenkritik.....	51
5.	Fazit	51
	Literatur	53

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1:	Lage des Untersuchungsgebiets im Mollnertal, in Oberösterreich.	10
Abbildung 2:	Verortung der Erhebungsgebiete.....	11
Abbildung 3:	Verortung der Standorte in den Erhebungsgebieten.	12
Abbildung 4:	Standorte im Erhebungsgebiet Annasberg.	13
Abbildung 5:	Standorte im Erhebungsgebiet Jaidhaus.	13
Abbildung 6:	Standorte im Erhebungsgebiet Pranzlgraben.	14
Abbildung 7:	Standorte im Erhebungsgebiet Schoberstein.	14
Abbildung 8:	Standort Schwarzenbergwiese.....	15
Abbildung 9:	Abundanz-Dominanz-Skala nach Braun-Blanquet (1964) mit Erweiterung nach Reichelt und Wilmanns (1973).	17
Abbildung 10:	Boxplot zu dem Vergleich der Artenzahl der Vegetation auf Mahd- und Brachflächen.....	24
Abbildung 11:	Vergleich der durchschnittlichen Deckungswerte der Pflanzenfamilien zwischen Brach- und Mahdflächen.....	25
Abbildung 12:	Vergleich der Artenzahl der Tagfalter zwischen Mahd- und Brachflächen.....	27
Abbildung 13:	Vergleich der Individuenzahl der Tagfalter zwischen Mahd- und Brachflächen.	28
Abbildung 14:	Vergleich der Artenanzahl der Tagfalter über den Jahresverlauf zwischen Mahd- und Brachflächen.....	29

Abbildung 15: Vergleich der Individuenzahl der Tagfalter zwischen Mahd- und Brachflächen über den Jahresverlauf.	29
Abbildung 16: Rarefaction- und Extrapolationskurve aller Standorte.	30
Abbildung 17: Rarefaction- und Extrapolationskurve für Mahd- und Brachflächen.....	30
Abbildung 18: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Annasberg.....	31
Abbildung 19: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Jaidhaus.	32
Abbildung 20: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Pranzlgraben.....	33
Abbildung 21: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Schoberstein.....	34
Abbildung 22: Rarefaction- und Extrapolationskurve des Untersuchungsgebietes Schwarzenbergwiese.....	34
Abbildung 23: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Annasberg.	35
Abbildung 24: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Jaidhaus.	36
Abbildung 25: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Pranzlgraben.....	37
Abbildung 26: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Schoberstein.....	38
Abbildung 27: Rang-Abundanz-Kurve des Untersuchungsgebietes Schwarzenbergwiese.....	39
Abbildung 28: Individuenzahl der Differentialarten auf den Mahdflächen.	42
Abbildung 29: Relative Verteilung der Tagfalterfamilien auf den Mahdflächen und den Brachflächen.....	43
Abbildung 30: Relative Abundanzen der Tagfalterfamilien auf den einzelnen Standorten.	44
Abbildung 31: Relative Verteilung der Habitatansprüche der Individuen auf den Mahdflächen und Brachflächen.....	45
Abbildung 32: Relative Verteilung der Habitatansprüche der Tagfalter auf den einzelnen Standorten.....	46

Tabelle 1: Informationen zu den Standorten.....	16
Tabelle 2: Einteilungsskala der Hill's Evennes.	20
Tabelle 3: Einteilung der Habitatansprüche laut ökologischen Tagfaltergruppen. Aus: Höttinger, 2013.....	22
Tabelle 4: Diversitätsindizes der einzelnen Standorte (Vegetation).....	26
Tabelle 5: Relative Abundanzen der gefundenen Arten auf Mahd- und Brachflächen, eingeteilt in die Dominanzklassen nach Schwerdtfeger(1978).	39
Tabelle 6: Diversitätsindizes der einzelnen Standorte (Tagfalter).	41

1. Einleitung

1.1. Biodiversitätsverlust

Der Rückgang der biologischen Vielfalt in den letzten Jahrzehnten stellt eine globale Herausforderung dar. Besonders in Mitteleuropa ist die Datenlage zu diesem Thema im internationalen Vergleich umfangreich, wenn auch nicht ausreichend, um die Entwicklungstrends eines Großteils der Arten abzudecken (Montgomery et al., 2020; C. Van Swaay et al., 2006a). Die Hauptursachen für die Biodiversitätskrise, sind die Zerstörung und Fragmentierung von Lebensräumen sowie die Einbringung von Schadstoffen in die Umwelt, doch auch der Klimawandel spielt eine immer größer werdende Rolle (Habel et al., 2019; Montgomery et al., 2020). In diesem Zusammenhang spielen Urbanisierung und insbesondere die Landwirtschaft eine zentrale Rolle. Sowohl die Intensivierung der Landwirtschaft einerseits als auch die Aufgabe der Bewirtschaftung andererseits tragen signifikant zum Verlust von Artenvielfalt bei (Reidsma et al., 2006; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Insbesondere Insekten sind von diesen Entwicklungen stark betroffen (Brooks et al., 2012; Hallmann et al., 2017; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019).

Auch bei den Tagfaltern ist ein Rückgang zu beobachten (Habel et al., 2022; Thomas et al., 2004; C. Van Swaay et al., 2006a; Warren et al., 2021; Wenzel et al., 2006). Spezialisierte sowie bedrohte Arten verzeichnen tendenziell einen stärkeren Rückgang als Generalisten (Habel et al., 2016, 2022; Wenzel et al., 2006). Der *European Indicator for Grassland Butterfly Species*, mit welchem seit den 1990er Jahren die Populationstrends von 17 Offenlandarten verfolgt werden, zeigt einen Rückgang der Abundanzen der betroffenen Arten um etwa 30 %. Dieser kann weitgehend als eine Folge der Intensivierung der Landwirtschaft angesehen werden, welche Habitat Zerstörung und Degradierung als Folge hat (Habel et al., 2016; C. A. M. Van Swaay et al., 2022; Warren et al., 2021).

1.2. Kalkmagerrasen als Lebensraum

Kalkmagerrasen gehören zu den artenreichsten Habitaten in Mitteleuropa. Sie bieten einen Lebensraum für eine Vielzahl an spezialisierten und gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, befinden sich aufgrund der Landnutzungsänderungen der letzten Jahrzehnte flächenmäßig jedoch stark im Rückgang (Augenstein et al., 2012; Butaye et al., o. J.-a; Kollmann et al., 2019; Steffan-Dewenter & Tscharntke, 2002).

Kalkmagerrasen sind in der Regel auf trockenen, basenreichen Böden zu finden, die über Kalk- oder kalkhaltigem Gestein liegen und eine geringe Nährstoffverfügbarkeit sowie eine niedrige Wasserhaltekapazität aufweisen. Diese Standortfaktoren begünstigen das Vorkommen einer Vielzahl an Pflanzenarten, da konkurrenzstarke, hochwüchsige Arten durch die mageren Bedingungen benachteiligt sind (Kollmann et al., 2019).

Sie sind überwiegend vor etwa 1500 Jahren durch anthropogen Bewirtschaftung, zunächst vor allem durch Beweidung, meist durch Schafe, entstanden (Baumann, 2006; Dolek & Geyer, 2002; Poschlod & WallisDeVries, 2002). Eine weitreichende Bewirtschaftung durch Mahd besteht erst seit etwa 150 bis 180 Jahren (Ellenberg et al., 2010). Auf Grund ihre Nutzungs- und

Entstehungsgeschichte benötigen die meisten Flächen diese Habitattyps für ihren Erhalt eine extensive Nutzung in Form von Beweidung oder Mahd (WallisDeVries et al., 2002). Seit Anfang des 20. Jahrhunderts gehen diese traditionellen Bewirtschaftungsformen aufgrund ihrer Unwirtschaftlichkeit jedoch stark zurück und die Flächen erfahren entweder einer Intensivierung der Bewirtschaftung, eine Aufforstung oder eine gänzliche Bewirtschaftungsaufgabe. Ein weiterer, wesentlicher Grund für den Rückgang der Kalkmagerrasen ist das Voranschreiten der Sukzession. Hochwüchsige, konkurrenzstarke Arten nehmen in Abwesenheit regelmäßiger Pflege zu (Stefanescu et al., 2009). Dies fördert die Dominanz weniger Arten und führt zu einer Homogenisierung der Vegetationszusammensetzung (Bohner et al., 2019; Csörgő et al., 2013; Prévosto et al., 2011). Mit dem Ausbleiben der Mahd und dem damit verbundenen Entfallen der Entfernung des Mähguts kommt es zudem zu einer Anreicherung von Biomasse und einem erhöhten Nährstoffeintrag auf den Flächen. Dies begünstigt die Etablierung nährstoffliebender, konkurrenzstarker und hochwüchsiger Arten. Zunächst sind es insbesondere Gräser, später setzen sich in Folge der Sukzession vor allem Gehölze durch (Csörgő et al., 2013; Moog et al., 2002), was eine Verschlechterung der Habitatqualität zur Folge hat (Poschlod & WallisDeVries, 2002). Davon betroffen sind nicht nur die Pflanzenarten, sondern auch eine Vielzahl spezialisierter Insekten (Dolek & Geyer, 2002; C. A. M. Van Swaay, 2002).

Die Änderung der Landnutzung und somit der Verlust an Kalkmagerrasen hat auch einen Einfluss auf Tagfalter. Die Aufgabe der Bewirtschaftung und die daraus resultierende Sukzession, gekennzeichnet durch das Einwandern von Sträuchern und Bäumen, führen zum Rückgang typischer Tagfalterarten, welche an extensiv genutzte Flächen angepasst sind. Diese werden zunehmend durch häufige und weit verbreitete Arten mit unspezifischen Habitatansprüchen, also Generalisten, ersetzt (Dover et al., 2011; Öckinger et al., 2006; Trappe et al., 2017). Von 247 Tagfalterarten, die in Europa heimisch sind, kommen rund 48 % auf Kalkmagerrasen vor. Bei jenen, welche als gefährdet eingestuft sind, beträgt der Anteil 52 % (C. A. M. Van Swaay, 2002; C. A. M. Van Swaay et al., 2022). Als speziell an dieses Habitat angepasste Arten gelten beispielsweise *Lysandra bellargus*, *Lysandra coridon* oder *Phengaris rebeli*, welche von einem Verlust an Kalkmagerrasen betroffen sind. Es ist jedoch auch eine Vielzahl weniger spezialisierter Arten, wie *Coenonympha pamophilus* oder *Polyommatus icarus*, zu finden (C. A. M. Van Swaay, 2002),

Die Aufgabe der Bewirtschaftung kann auch positive Effekte auf die Diversität der Tagfalter haben, solange die Sukzession nicht zu weit fortschreitet. Aufgegebenes Grünland weist in der Anfangsphase häufig einen steigenden Artenreichtum auf (Balmer & Erhardt, 2000; Baur et al., 2006; Pöyry et al., 2004), da beispielsweise mit dem Wegfall von Mahd oder Beweidung ein Störfaktor entfällt (Pöyry et al., 2004).

1.3. Tagfalter als Bioindikatoren

Tagfalter zeigen eine hohe Sensibilität gegenüber Veränderungen in ihrer Umwelt sowohl im Hinblick auf die Verschlechterung als auch die Verbesserung der Habitatqualität, etwa im Zuge von Umweltverschmutzung oder Landnutzungsänderungen (Bobo et al., 2006; Herrando et al., 2016). Aufgrund ihres relativ kurzen Lebenszyklus erfolgt ihre Reaktion auf ökologische Veränderungen relativ rasch (Thomas et al., 2004). Dies macht sie zu einem wertvollen Indikator für

die Beobachtung der Folgen von Umwelt- und Klimaveränderungen (Stuhldreher & Fartmann, 2018).

Tagfalter werden auch stellvertretend für andere Insektengruppen herangezogen, um deren Entwicklungstrends abzubilden, da sie im Vergleich zu vielen anderen Taxa weltweit gut erforscht sowie relativ einfach zu bestimmen sind (Thomas, 2005). Daher können sie aufgrund ihrer Ökologie als repräsentative Indikatoren für Insekten terrestrischer Ökosysteme angesehen werden (Fleishman & Murphy, 2009; Thomas, 2005). Sie sind zudem ein essenzieller Teil der Nahrungskette und erbringen darüber hinaus eine wichtige Leistung als Bestäuber.

1.4. Ziel der Masterarbeit

Das Ziel dieser Masterarbeit war es, zu untersuchen, ob sich Wiederherstellungsmaßnahmen in Form einer einschürigen Mahd auf der Fläche ehemaliger Kalkmagerrasen auf die Diversität und Abundanz von Tagfaltern auswirken. Dabei sollen die folgenden Fragen beantwortet werden:

- Unterscheidet sich die Tagfalterfauna zwischen den brachliegenden und wieder bewirtschafteten Kalkmagerrasen?
- Wie äußern sich diese Unterschiede in Bezug auf Artenzusammensetzung und Individuenzahl?
- Beeinflusst die Zusammensetzung und Diversität der Vegetation die Artenvielfalt und Abundanz der Tagfalter auf den untersuchten Kalkmagerrasen?

2. Methodik

2.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bezirk Kirchdorf im Traunviertel, einer Region im oberösterreichischen Teil der nördlichen Kalkalpen (Abb. 1). Geologisch gehört es zum Übergangsbereich zwischen den nördlichen Kalkalpen und den Voralpen. Die dominierenden Gesteine der Region sind Dolomit und Kalkstein.



Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebiets im Mollnertal, in Oberösterreich. (Quelle: <https://basemap.at/>, am 23.04.2025)

Der Bergwiesn Verein in der Gemeinde Molln, Oberösterreich, hat es sich im Jahr 2015 zum Ziel gesetzt, die bis zu den 1960er Jahren bewirtschafteten und seit dem brachliegenden Kalkmagerrasen in der Region Mollnertal und Steyertal in Oberösterreich wiederherzustellen (*Bergwiesn*, o. J.). Bewirtschaftet werden die Flächen mittels Beweidung oder einer einschürigen Mahd. Die Basis für die Flächenauswahl bildete eine, im Jahr 1999 durchgeführte Vegetationserhebung im Gebiet (Hauser et al., 2004), welche den schützenswerten Charakter, der Flächen aufzeigen konnte.

Die Auswahl der Standorte erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Obmann des Bergwiesn-Vereins, Christian Hatzenbichler. Die Auswahlkriterien für die Mahdflächen beinhalteten ein mehrjähriges Bestehen der Wiederaufnahme der Pflegemaßnahmen, in Form einer einschürigen Mahd, sowie eine Bewirtschaftungsaufgabe um das Jahr 1960. Zudem sollten die Standorte eine südöstliche bis südwestliche Exposition aufweisen und, wenn möglich, nicht unmittelbar aneinandergrenzen, wobei es aufgrund der begrenzten Anzahl an Flächen, die diesen Kriterien entsprachen, nicht immer möglich war, diese Anforderung zu erfüllen. Für die Auswahl der Brachflächen galten bezüglich Bewirtschaftungsaufgabe, der Distanz zueinander und Exposition dieselben Kriterien.

Es wurden insgesamt 14 Standorte untersucht, von denen 13 in der Gemeinde Molln und einer in der Gemeinde Grünburg lokalisiert sind. Die Standorte liegen zwischen einer Höhe von 614 m ü. A. bis 1092 m ü. A. und weisen eine Exposition zwischen Südost und Südwest auf. Diese Standorte lassen sich fünf unterschiedlichen Erhebungsgebieten zuordnen: der Schwarzenbergwiese, dem Pranzelgraben, dem Schoberstein, dem Annasberg und dem Jaidhaus (Abb. 2, Abb. 3 und Tabelle 1).



Abbildung 2: Verortung der Erhebungsgebiete (Quelle: <https://app.viel-falter.at/map.html>, am 23.04.2025).

Von den untersuchten Standorten sind fünf dem Flächentyp Brache zuzuordnen, während die verbleibenden neun zu dem Flächentyp Mahd gehören. Letztere befinden sich in unterschiedlichen Phasen des Wiederherstellungsprozesses.

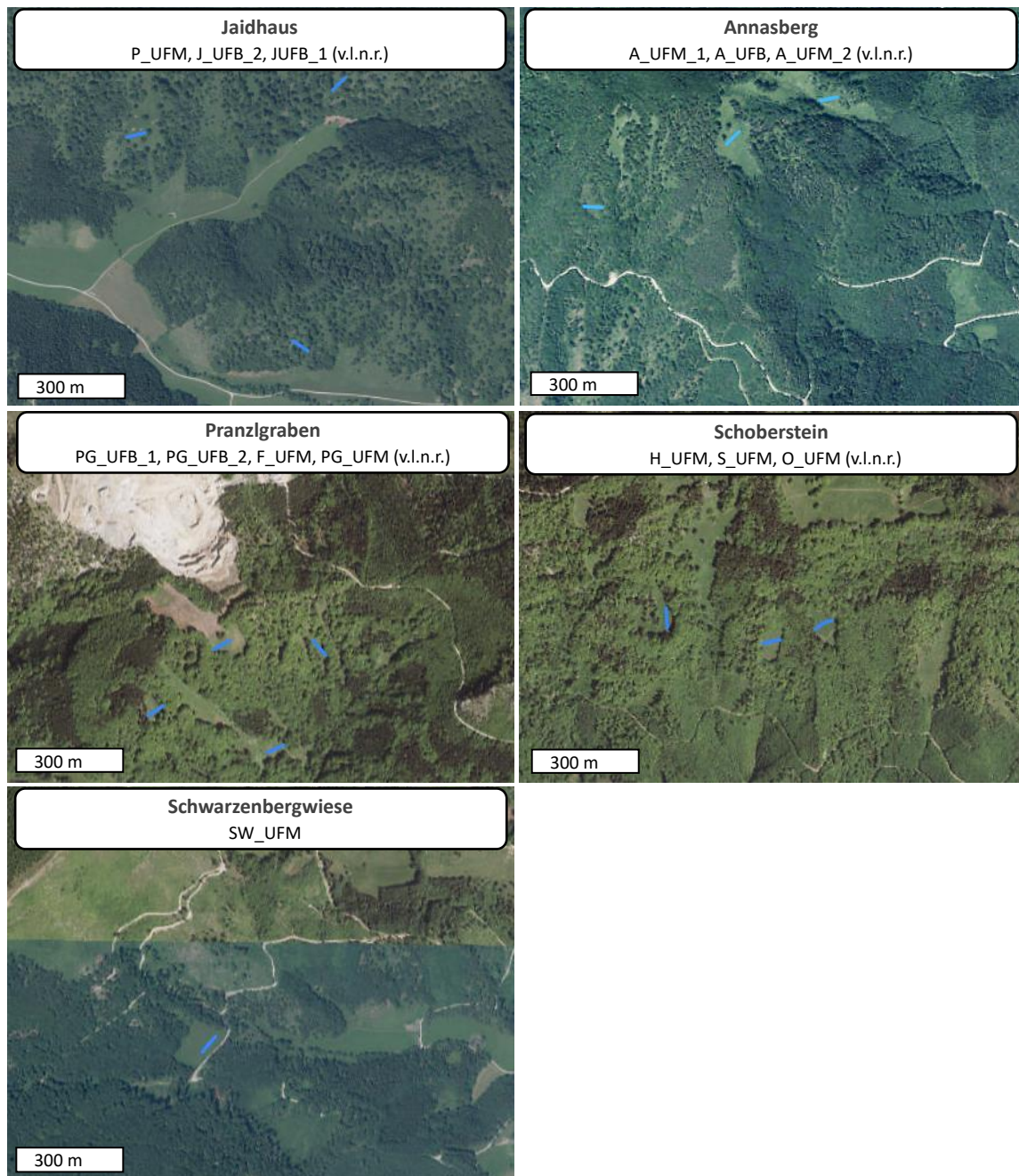


Abbildung 3: Verortung der Standorte in den Erhebungsgebieten (Quelle: <https://app.viel-falter.at/map.html>, am 23.04.2025).

Erhebungsgebiet Annasberg

Der Annasberg liegt südlich von Molln und zählt aufgrund seiner topographischen Gegebenheiten zu den bedeutendsten Wiesenstandorten im Raum Molln. Große Teile der einst bewirtschafteten Flächen sind heute bereits verbuscht oder aufgeforstet, während nur ein kleiner Teil der einstigen Wiesen erhalten blieb. Die verbliebenen Wiesenbereiche gelten als ökologisch besonders wertvoll (Hauser et al., 2004). In diesem Erhebungsgebiet befinden sich zwei Mahd- und eine Brachfläche (Abb. 4).



Abbildung 4: Standorte im Erhebungsgebiet Annasberg.

Erhebungsgebiet Jaidhaus

Das Erhebungsgebiet Jaidhaus ist ein etwa 201 - ha großes Gebiet, welches neben naturnahen Wäldern auch Magerwiesen, sowie offene Brachen umfasst. Teilweise wurden die ehemals extensiv genutzten Wiesenflächen mit Fichten aufgeforstet. Seit dem 28.04.2016 ist es als Naturschutzgebiet ausgewiesen (Land Oberösterreich, 2025). Im Jaidhaus sind eine Mahdfläche sowie zwei Brachflächen verortet (Abb. 5).



Abbildung 5: Standorte im Erhebungsgebiet Jaidhaus.

Erhebungsgebiet Pranzlgraben

Das Erhebungsgebiet Pranzlgraben liegt an der Flanke des Gaisbergs, nordöstlich der Ortschaft Molln. Trotz Ende der Nutzung der Wiesenflächen Ende der 1950er sind im Pranzlgraben noch einige Flächen erhalten geblieben. Grund dafür ist neben der steilen Lage, auch der Wildverbiss und die unterlassene Aufforstung (*Bergwiesn*, o. J.). In dem Gebiet befinden sich zwei Mahd- und zwei Brachflächen (Abb. 6).



Abbildung 6: Standorte im Erhebungsgebiet Pranzlgraben.

Erhebungsgebiet Schoberstein

An der Südseite des Schobersteins finden sich heute noch vereinzelte Reste ehemaliger Wiesenflächen, welche einst große Teile des Gebietes umfassten. Ab Mitte der 1970er-Jahre wurden viele dieser Flächen mit Fichten aufgeforstet. Unbewaldet blieben vor allem steile Hanglagen, in denen Lawinenabgänge, sowie hoher Wildverbiss das Aufkommen von Jungbäumen verhindern (*Bergwiesn*, o. J.). In diesem Gebiet sind drei der Mahdflächen lokalisiert (Abb. 7).

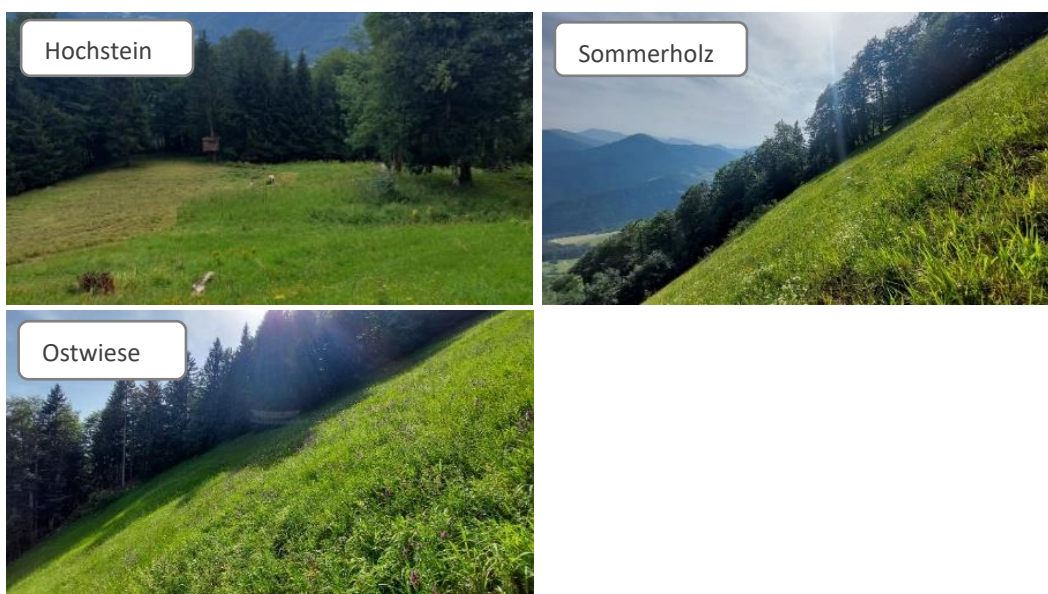


Abbildung 7: Standorte im Erhebungsgebiet Schoberstein.

Schwarzenbergwiese

Die Schwarzenbergwiese ist eine etwa 1 ha große Kalkmagerrasen-Fläche. Sie liegt in der Gemeinde Grünburg und ist aufgrund ihres schützenswerten Charakters seit dem 01.07.2005 laut oberösterreichischem Landesrecht als Naturschutzgebiet ausgewiesen und unterliegt seitdem Pflegemaßnahmen (V Naturschutzgebiet „Schwarzenbergwiese“ in Grünburg, 2005). Die Schwarzenbergwiese wird aufgrund ihrer langjährig bestehenden Pflegemaßnahmen als Vergleichsstandort herangezogen (Abb. 8).



Abbildung 8: Standort Schwarzenbergwiese.

Tabelle 1: Informationen zu den Standorten. *Christian Hatzenbichler 2024

Standort	Erhebungs- gebiet	Verortung	Höhe über NN	Nutzung	Wiederauf- nahme der Nutzung*	Schutzgebiet
Annasberg Brache (A_UFB_24)	Annasberg	47°52'06"N 14°17'55"E	1092	Keine	-	-
Annasberg Mahd 1 (A_UFM_1_24)	Annasberg	47°51'58"N 14°17'35"E	917	Mahd	2016	-
Annasberg Mahd 2 (A_UFM_2_24)	Annasberg	47°52'09"N 14°18'08"E	996	Mahd	2021	-
Jaidhaus Brache 1 (J_UFB_1_24)	Jaidhaus	47°51'04"N 14°22'17"E	699	Keine	-	Naturschutz- gebiet
Jaidhaus Brache 2 (J_UFB_2_24)	Jaidhaus	47°50'40"N 14°22'12"E	614	Keine	-	Naturschutz- gebiet
Pfeifferleiten (P_UFM_24)	Jaidhaus	47°50'59"N 14°21'48"E	652	Mahd	2014	Naturschutz- gebiet
Pranzlgraben Brache 1 (PG_UFB_1_24)	Pranzlgraben	47°54'15"N 14°17'31"E	1.039	Keine	-	-
Pranzlgraben Brache 2 (PG_UFB_2_24)	Pranzlgraben	47°54'21"N 14°17'41"E	1049	Keine	-	-
Fletzerleiten (F_UFM_24)	Pranzlgraben	47°54'14"N 14°17'42"E	943	Mahd	2006-2010 und ab 2015	-
Pranzlgraben Mahd (PG_UFM_24)	Pranzlgraben	47°54'21"N 14°17'52"E	978	Mahd	2015	-
Hochstein (H_UFM_24)	Schoberstein	47°54'03"N 14°19'32"E	1003	Mahd	2018	-
Sommerholz (S_UFM_24)	Schoberstein	47°54'02"N 14°19'46"E	945	Mahd	2015	-
Ostwiese (O_UFM_24)	Schoberstein	47°54'03"N 14°19'52"E	972	Mahd	2016	-
Schwarzenberg- wiese (SW_UFM_24)	Schwarzen- bergwiese	47°53'12"N 14°12'32"E	631	Mahd	2005	Naturschutz- gebiet

2.2. Feldarbeit

2.2.1. Vegetationserhebung

Die Aufnahme der Vegetationsdaten erfolgte zwischen dem 07.07.2024 und 27.07.2024. Die Auswahl der Flächengröße erfolgte vor Ort und richtete sich nach dem Grad der Verbuschung und der damit verbundenen Notwendigkeit, die Flächengröße anzupassen, um eine angemessene Repräsentation der vorherrschenden Artenzusammensetzung zu gewährleisten. Reine Wiesenflächen wurden über eine Flächengröße von 4 x 4 - m erhoben. Ab einem leichten Verbuschungsgrad wurde die Größe der Aufnahme­fläche auf 5 x 5 - m ausgeweitet. Das Schätzverfahren der Deckung erfolgte nach der Abundanz-Dominanz-Skala von Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964) mit der Erweiterung von Reichelt und Wilmanns (Reichelt & Wilmanns, 1973) (Abb. 9). Zusätzlich dazu, wurden die Oberflächentypen (Gesamtpflanzendeckung, Felsen, unbedeckter Boden, Streu, Flechten, Moose, Krautschicht, Grasschicht, Strauchschicht und Baumschicht) in Prozent erfasst. Waren Moose und Flechten vorhanden, so wurden diese nur bei der Schätzung der Oberflächentypen berücksichtigt. Alle Erhebungsplots wurden entlang der Transektlinie der Tagfaltererhebung platziert.

Zur Bestimmung der Arten wurde die Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol (Fischer & Oberösterreichische Landesmuseen, 2008), sowie die Flora Helvetica (Lauber et al., 2018) herangezogen.

r	1 Individuum in der Aufnahme­fläche, auch außerhalb im Bestand nur sehr sporadisch
+	2-5 Individuen in der Aufnahme­fläche, Deckung < 5%
1	6-50 Individuen in der Aufnahme­fläche, Deckung < 5%
2m	> 50 Individuen in der Aufnahme­fläche, Deckung < 5%
2a	Individuenzahl beliebig, Deckung 5 bis 15%
2b	Individuenzahl beliebig, Deckung 16 bis 25%
3	Individuenzahl beliebig, Deckung 26 bis 50%
4	Individuenzahl beliebig, Deckung 51 bis 75%
5	Individuenzahl beliebig, Deckung 76 bis 100%

Abbildung 9: Abundanz-Dominanz-Skala nach Braun-Blanquet (1964) mit Erweiterung nach Reichelt und Wilmanns (1973).

2.2.2. Tagfaltererhebung

Die Tagfaltererhebungen fanden zwischen Mitte Juni und Ende August statt. In diesem Zeitraum wurden alle Standorte in einem zwei bis drei Wochen Rhythmus insgesamt fünf Mal begangen. Ein früherer Start der Aufnahmen war aufgrund der unsteten Wetterlage zwischen Mai und Mitte Juni nicht möglich.

Die Erhebungsmethodik folgt den im Viel-Falter Monitoring verwendeten Kriterien. Die Begegnungen erfolgen zwischen 10:00 Uhr und 17:00 Uhr MESZ, bei Temperaturen über 13 °C sowie windarmen (höchstens Bf 3 laut der Beaufort-Skala) und trockenen Bedingungen. Bedingt

durch die teilweise starke Thermik, mussten Erhebungen jedoch häufig bei einer Windstärke von Bf 4 durchgeführt werden. Unterbrochen wurde immer dann, wenn eine Windstärke von Bf 4 überschritten wurde. Neben der Windstärke wurden folgende Umweltparameter vor Aufnahmebeginn festgehalten:

- Die Temperatur in der Vegetation und in 2 m Höhe.
- Die Luftfeuchtigkeit in der Vegetation
- Die Vegetationshöhe
- Der Grad der Bewölkung in Achtel

Jede Aufnahme setzte sich aus zwei Teilaufnahmen zusammen. Zunächst wurde das 50 m lange Transekt in einem Zeitraum von fünf Minuten begangen (Transektbegehung nach Pollard & Yates, 1995). Falter, die sich in einem Rechteck von 2,5 m links und rechts, 5 m Höhe und 5 m in Gehrichtung entlang des Transektes aufhielten, wurden erfasst. Im zweiten Schritt wurde eine Flächen-Zeiterhebung durchgeführt. Hierbei wird eine Fläche 10 m links und rechts des Transektes, über dessen gesamte Länge, innerhalb von 25 Minuten, in gleichmäßigem Tempo im Zick-Zack abgegangen. Das Areal der vorangegangenen Transektbegehung, sowie die dabei erhobenen Arte, wurden dabei berücksichtigt.

Zur Bestimmung der Tiere wurde das Buch „Tagfalter Bayerns und Österreichs“ (Stettmer et al., 2022a) herangezogen. Konnten Individuen im Feld nicht bestimmt werden, so wurden mittels Ethylacetat getötet und für die Nachbestimmung über Genitalpräparate entnommen. Die Arten *Pieris bryoniae*/*P. napi* (Männchen, sofern keine Weibchen vorhanden), *Aricia agestis*/*A. ataxerxes* sowie *Leptidea sinapis*/*L. juvernica*, welche auf Artniveau nur über DNA-Analyse zu identifizieren sind, werden in dieser Arbeit als eine Art geführt.

Bei den Arten *Pieris napi* und *P. bryoniae* wurden die unbestimmten Individuen, als *Pieris napi/bryoniae* geführt, sofern auf einem Standort keine der beiden Arten eindeutig bestimmt werden konnte. Dies ist bei den Standorten Jaidhaus Brache 1, Jaidhaus Brache 2, Schwarzenbergwiese, Annasberg Brache, Pranzlgraben Brache 1 und Fletzerleiten der Fall. Auf den Standorten Pfeifferleiten, Annasberg Mahd 1, Annasberg Mahd 2, Pranzlgraben Brache 2, Pranzlgraben Mahd, Ostwiese und Hochstein konnten Individuen je einer Art beiden bestimmt werden. Hier wurden alle unbestimmten Individuen dieser Art zugeordnet.

2.3. Datenauswertung

Alle durchgeführten Analysen erfolgten in RStudio 4.4.1. Der T-Test, die Diversitätsanalyse, sowie die NMDS-Analyse der Tagfalter erfolgte laut jener der Vegetation.

2.3.1. Vegetation

Die Daten wurden im Vorfeld nach Van Der Maarel (1979) von der Braun-Blanquet-Skala in eine rein numerische Skala mit entsprechenden Deckungswerten transformiert, diese Wert wurde im Folgenden gemittelt. Die Auswertung basiert auf den gemittelten Deckungswerten der Arten. Jene Arten, welche laut Braun-Blanquet-Skala unter die Klassifizierung *r* fallen, wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt.

2.3.1.1. T-Test

Ein T-Test wird verwendet, um zu testen, ob sich die Mittelwerte zweier voneinander unabhängiger Gruppen signifikant unterscheiden. Dabei werden sowohl die Differenz der Mittelwerte als auch die Streuung innerhalb der Gruppen und die jeweilige Stichprobengröße berücksichtigt. Der t-Test liefert einen p-Wert, der die Wahrscheinlichkeit angibt, mit der ein beobachteter Unterschied zufällig entstanden sein könnte. Ein p-Wert unter 0,05 wird als statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Gruppen gewertet.

2.3.1.2. Diversitätsanalyse

Die Begriffe Alpha-, Beta-, und Gamma-Diversität wurden erstmals von Whittaker (1960) definiert und dienen der Beschreibung der biologischen Vielfalt auf verschiedenen räumlichen Ebenen. Die Alpha-Diversität beschreibt die Artenvielfalt eines einzelnen Lebensraums. Sie gibt an, wie viele verschiedene Arten in einem Lebensraum vorkommen und kann beispielsweise über Artenzahl, Shannon-Index oder Simpson-Index erfasst werden (Whittaker, 1972).

Die Beta-Diversität misst die Unterschiede in der Artenvielfalt zwischen Lebensräumen. Sie gibt an, in welchem Maß sich diese zwischen zwei oder mehr Standorten unterscheidet. Ist der Wert der Beta-Diversität hoch, so unterscheiden sich die Lebensräume in ihrer Artenzusammensetzung, ist sie niedrig so sind die Unterschiede in der Artenzusammensetzung gering. Erfasst werden kann diese beispielsweise über den Jaccard-Index, den Sørensen-Index oder den Bray-Curtis-Index (Bray & Curtis, 1957; Whittaker, 1972).

Die Quantifizierung der Alpha-Diversität erfolgte über die Berechnung der Hill-Zahlen für alle untersuchten Standorte. Diese ermöglichen die Ermittlung der effektiven Artenzahl, wodurch die Vergleichbarkeit der Diversität aller Standorte verbessert wird. Dabei fließen sowohl die Anzahl der Arten als auch deren Häufigkeiten in die Berechnung ein. Über den Parameter q lässt sich bestimmen, wie stark häufige oder seltene Arten gewichtet werden.

- $q = 0$ entspricht das Ergebnis der reinen Artenzahl, ohne Berücksichtigung der Häufigkeiten.
- $q=1$ entspricht dem exponenzierten Shannon-Index, bei dem alle Arten gemäß ihrer relativen Häufigkeit gewichtet werden.
- $q=2$ ist der inverse Simpson-Index. Häufige Arten werden dabei stärker berücksichtigt.

Die effektive Diversität ($q=1$) wurde zur besseren Vergleichbarkeit der Standorte als Verhältnis zur beobachteten Artenzahl dargestellt daraus ergibt sich die Hill's Evenness (Tabelle 2), welche den Grad der Gleichverteilung der Arten beschreibt (Chao et al., 2014; Tuomisto, 2012). Eingeteilt wurde diese in vier Kategorien was auch schon von Hordijk et al. (2023) angewandt wurde. Werte nahe 1 deuten auf eine gleichmäßige Verteilung der Artenanteile hin, während niedrige Werte auf eine Dominanz einzelner Arten schließen lassen.

Tabelle 2: Einteilungsskala der Hill's Evenness.

Hill's Evenness	Diversität	Beschreibung
> 0.8	Sehr hoch	Arten sind nahezu gleich häufig vertreten
0.6 – 0.8	Hoch	Leichte Unterschiede in Häufigkeit, Verteilung aber noch relativ ausgeglichen
0.4 – 0.6	Mittel	Deutliche Unterschiede in den Häufigkeiten
0.2 – 0.4	Niedrig	Dominanz einzelner Arten
< 0.2	Sehr niedrig	Starke Dominanz einzelner Arten

Die Beta-Diversität wurde über den Bray Curtis-Index ermittelt. Der Bray Curtis-Index BC , auch Bray-Curtis-Dissimilarität (Bray & Curtis, 1957), misst die Dissimilarität zwischen zwei Standorten Anhand ihrer Artenzusammensetzung und Häufigkeit der Arten, wodurch diese untereinander vergleichbar gemacht werden. Der Index kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei 0 zwei identische Standorte beschreibt, während ein Wert von 1 bedeutet, dass keine Gemeinsamkeiten zwischen den Standorten bestehen. Er wird anhand folgender Formel berechnet:

$$BC_{AB} = \frac{\sum_{i=1}^S |a_i - b_i|}{\sum_{i=1}^S (a_i + b_i)}$$

- S = Gesamtartenzahl
- a_i = Häufigkeit der Art i an Standort A
- b_i = Häufigkeit der Art i an Standort B

2.3.1.3. NMDS-Analyse

Die Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) Analyse dient dazu, Ähnlichkeiten oder Unterschiede zwischen Standorten darzustellen. Sie basiert auf einer Distanzmatrix, welche die Ähnlichkeit zwischen Proben misst, wobei unterschiedliche Maße wie die Bray-Curtis- oder Jaccard-Distanz verwendet werden können. Im Gegensatz zu metrischen Verfahren stellt eine NMDS nicht die exakten Distanzen dar, sondern behält nur die Rangordnung der Abstände zwischen den Proben bei. Dieses Analyseverfahren wird in dieser Arbeit eingesetzt, um Muster in der Artenzusammensetzung zwischen den Mahd- und Brachflächen zu visualisieren. Für die Auswertung wurde die Bray-Curtis-Dissimilarität herangezogen, da diese die Abundanzen der einzelnen Individuen berücksichtigt.

Die Ergebnisse werden als Diagramm dargestellt, welches Cluster innerhalb der beprobten Standorte veranschaulichen soll. Durchgeführt wurde die Analyse mit dem R-Paket Vegan (Oksanen et al., 2001).

2.3.2. Tagfalter

2.3.2.1. Bootstrapping

Bootstrapping ist eine resampling-basiertes Verfahren, bei dem aus der ursprünglichen Stichprobe durch Ziehen mit Zurücklegen viele Stichproben generiert werden. Für jede Stichprobe werden Kennwerte wie Mittelwert oder Standardabweichung berechnet. Der Einsatz von Bootstrapping ist insbesondere dann geeignet, wenn nur eine geringe Stichprobengröße vorliegt. Bootstrapping ermöglicht eine statistische Abschätzung der Unterschiede in den durchschnittlichen Artenzahlen zwischen Mahd- und Brachflächen. Dabei wurden aus den vorhandenen Daten jeweils fünf Mahd- und fünf Brachflächen zufällig ausgewählt und hinsichtlich ihrer mittleren Artenzahl verglichen. Dieser Vorgang wurde 10.000-mal wiederholt.

2.3.2.2. Rarefaction und Extrapolation

Rarefaction ist eine statistische Methode, die es ermöglicht, die durchschnittliche Artenzahl einer Erhebung basierend auf einer festen Anzahl von Erhebungen der Individuen zu bestimmen (Gotelli & Colwell, 2001). Diese Methode dient der Standardisierung, indem Erhebungen entweder auf Basis unterschiedlicher Samplingsintensität oder Individuenzahl auf eine vergleichbare Basis gebracht werden (Gotelli & Colwell, 2001a).

In dieser Arbeit wurde eine individuenbasierte Rarefaction durchgeführt, um zu ermitteln, ob der Erhebungsaufwand als ausreichend zu werten ist, um das Artenspektrum abzubilden. Das Ergebnis dieser Analyse ist eine Kurve, die den Zusammenhang zwischen der Anzahl der beobachteten Individuen und dem erhobenen Artenspektrum darstellt. Erreicht die Kurve eine Asymptote, deutet dies darauf hin, dass das Artenspektrum weitgehend erfasst wurde. Steigt die Kurve jedoch weiter an, bedeutet dies, dass es noch nicht vollständig erfasst ist (Gotelli & Colwell, 2001b). Die Kurve wurde durch Extrapolation erweitert, welche in dieser Arbeit eine Verdopplung der Individuenzahl auf jeder Fläche bedeutet, um zu überprüfen, ob eine höhere Anzahl an Individuen zu einer vollständigen Erfassung des Artenspektrums führt (Colwell et al., 2012). Die Analyse (Hill number: $q = 0$) wurde unter Verwendung des R-Pakets *iNEXT* durchgeführt (Hsieh et al., 2016).

2.3.2.3. Rang-Abundanz-Kurven

Für jeden Standort, sowie für die Gesamtheit der Mahd- und Brachflächen wurden Rang-Abundanz-Kurven erstellt. Dabei wurden zunächst alle Arten nach ihren relativen Häufigkeiten - aus allen Erhebungen pro Fläche - in absteigender Reihenfolge geordnet und anschließend grafisch dargestellt. Zusätzlich wurde eine logarithmische Regression eingefügt, welche eine einfachere Interpretation der Ergebnisse erlaubt. Die Steigung der Regressionskurve gibt Aufschluss über die Gleichmäßigkeit der Artenverteilung. Ist die Steigung steil, so weist dies darauf hin, dass es einige wenige, sehr dominante Arten gibt und somit eine geringe Gleichmäßigkeit der Artenverteilung besteht. Flacht die Kurve hingegen gemächlich ab, deutet dies auf eine größere Gleichmäßigkeit hin, da die Häufigkeiten der verschiedenen Arten näher beieinander liegen.

In weiterer Folge wurden die Arten anhand ihrer relativen Häufigkeiten in Dominanz-Klassen eingeteilt (Schwerdtfeger, 1978). Dies erfolgte separat für Mahd- und Brachflächen.

- Eudominante Klasse: über 10 %
- Dominante Klasse: 5-10 %
- Subdominante Klasse: 2-5 %
- Rezedente Klasse: 1-2 %
- Subrezedente Klasse: unter 1 %

2.3.2.4. Habitatansprüche

Die Einteilung der Habitatansprüche (Tabelle 3) erfolgte laut (Höttinger, Helmut et al., 2013) unter Berücksichtigung der gelisteten Habitatansprüche in Stettmer et al. (2022). Bei der Auswertung wurden für jede Art auch die Gesamtindividuenzahl berücksichtigt.

Tabelle 3: Einteilung der Habitatansprüche laut ökologischen Tagfaltergruppen. Aus: Höttinger, 2013.

Ökologische Tagfaltergruppe	Abkürzung	Definition
mesophil, Offenland	mO	Bewohner nicht zu stark intensivierter, grasiger, blütenreicher Bereiche des Offenlandes (Wiesengesellschaften, Wildkraut- und Staudenfluren, Ruderalflächen)
mesophil, Wald-Offenland	WO	Bewohner grasiger bis blütenreicher Stellen im Windschatten von Wäldern, Gehölzen und Hecken, einschließlich Waldrandökotonen
mesophil, Wald	mW	Bewohner von Wäldern, inklusive äußerer und innerer Grenzlinien, Lichtungen und kleiner Wiesen auf mäßig trockenen bis mäßig feuchten Standorten mit meist guter Nährstoffversorgung
xerothermophil, Offenland	xO	Bewohner der Kraut- und Grasfluren trockenwarmer Sand-, Schotter- und Felsstandorte (inkl. Ruderalflächen)
xerothermophil, Gehölze	xG	Bewohner wärmebegünstigter lichter Wälder und Gehölze trockenwarmer Standorte inkl. Saumstrukturen

2.3.2.5. Differenzialarten

Die Differenzialarten beinhalten jene Arten, welche entweder nur auf den Brachflächen oder nur auf den Mahdflächen erhoben werden konnten. Da die erhobenen Differenzialarten auf den Brachflächen lediglich mit einem Individuum vertreten waren und dies nicht genügend aussagekräftige Daten für weitergehende Analysen liefert, wird auf diese in der Auswertung nicht genauer eingegangen.

2.3.2.6. Spezialisierung

Die Einteilung der Habitatspezialisten erfolgte nach (C. Van Swaay et al., 2006b) und dem European Grassland Butterfly Index (C. A. M. Van Swaay et al., 2022). Die Einteilung der Futterpflanzenspezialisierung erfolgte nach der European and Maghreb Butterfly Trait Database (Middleton-Welling et al., 2020), wobei im Zuge der Auswertung nur auf monophage und eng oligophage (mehrere Wirtspflanzen nur einer Gattung) Tagfalterarten eingegangen wird.

3. Ergebnisse

3.1. Vegetation

3.1.1. Artenzahl und Deckungswerte im Vergleich

Die Analyse der Artenzahlen in den unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen zeigt deutliche Unterschiede zwischen gemähten Flächen und Brachflächen. Innerhalb der Mahdflächen wies die Fletzerleiten mit 41 Arten die höchste Artenzahl auf, während der Standort Jaidhaus Brache 1 mit 21 Arten den niedrigsten Wert erreichte. Die durchschnittliche Artenzahl über alle Mahdflächen lag bei 30,56 Arten. Im Vergleich dazu verzeichneten die Brachflächen insgesamt geringere Artenzahlen. Die höchste Artenzahl innerhalb dieser Flächen wurde am Standort Anasberg Brache mit 29 Arten gemessen, während der Standort Pranzelgraben Brache 1 mit 18 Arten den niedrigsten Wert zeigte. Die durchschnittliche Artenzahl auf den Brachflächen betrug 23,4 Arten. Die Mahdflächen weisen mit einem Median von etwa 30 eine höhere mittlere Artenzahl auf, aber auch eine größere Spannweite der Werte im Vergleich zu den Brachflächen, deren Median bei rund 23 liegt (Abb. 10). Trotz signifikanter Unterschiede in der Artenzahl zwischen gemähten und brachliegenden Flächen ergab die NMDS-Analyse keine flächentypspezifische Clusterbildung der Standorte auf der Grundlage ihrer Artenzusammensetzung.

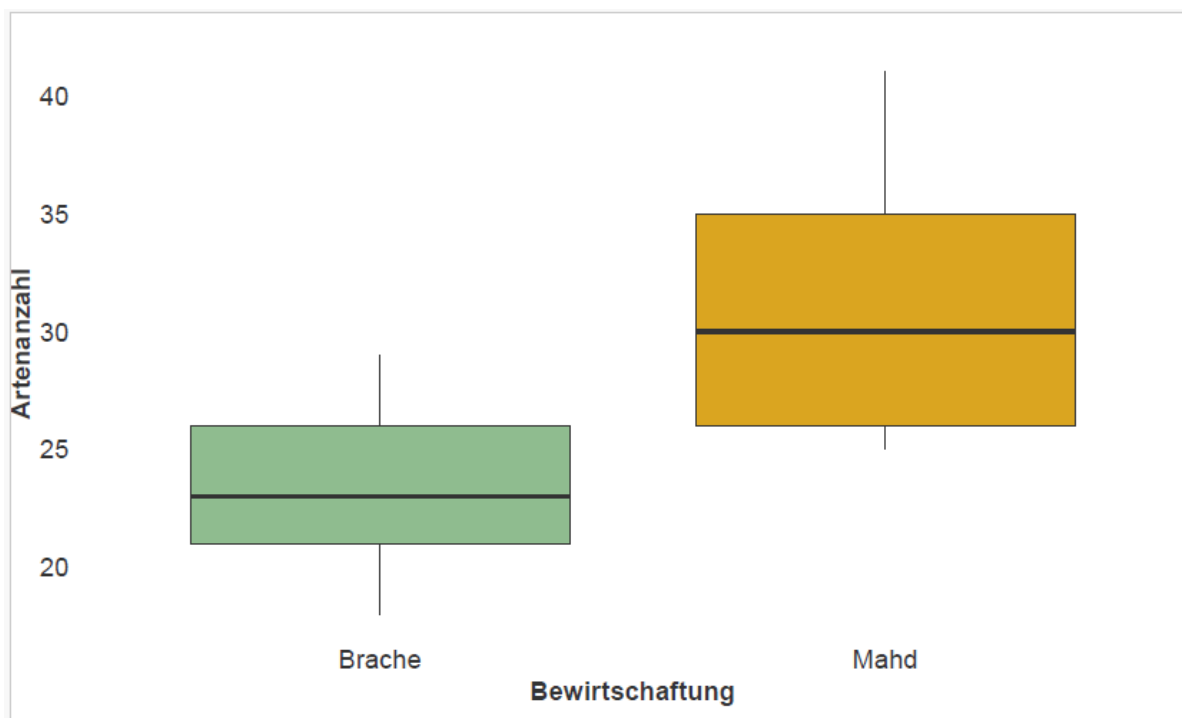


Abbildung 10: Boxplot zu dem Vergleich der Artenzahl der Vegetation auf Mahd- und Brachflächen.

Der Vergleich zwischen der durchschnittlichen Deckung auf Mahd- und Brachflächen zeigte, dass die Deckung der Kräuter mit der Wiederaufnahme der Bewirtschaftung zu und jene der Gräser abnimmt. Die Deckung der Kräuter liegt auf den Mahdflächen bei 36 %, die der Gräser bei 64 %. Im Vergleich dazu war auf den Brachflächen, mit 28 % der Gesamtdeckung ein geringerer Kräuteranteil zu verzeichnen, während Gräser 72 % der Deckung ausmachten.

Die durchschnittlichen Deckungswerte der erhobenen Pflanzenfamilien zeigen teils deutliche Unterschiede zwischen Mahd- und Brachflächen (Abb. 11). Auffällig ist insbesondere der höhere Deckungsanteil der *Poaceae* auf den Brachflächen mit 44 %, verglichen mit 28 % auf den Mahdflächen. Im Gegensatz dazu sind die *Cyperaceae* mit einem Anteil von 24 % auf den Mahdflächen stärker vertreten als auf den Brachflächen, wo sie lediglich 14 % der Deckung ausmachen. Auch bei den *Asteraceae* (11 % und 6 %) und *Rubiaceae* zeigt sich eine höhere durchschnittliche Deckung auf den gemähten Flächen. Die *Fabaceae* und *Amaryllidaceae* weisen trotz insgesamt geringer Deckungsanteile ebenfalls höhere Werte auf den Mahdflächen auf. Dagegen sind die *Rosaceae* und *Ericaceae* auf den Brachflächen häufiger vertreten.

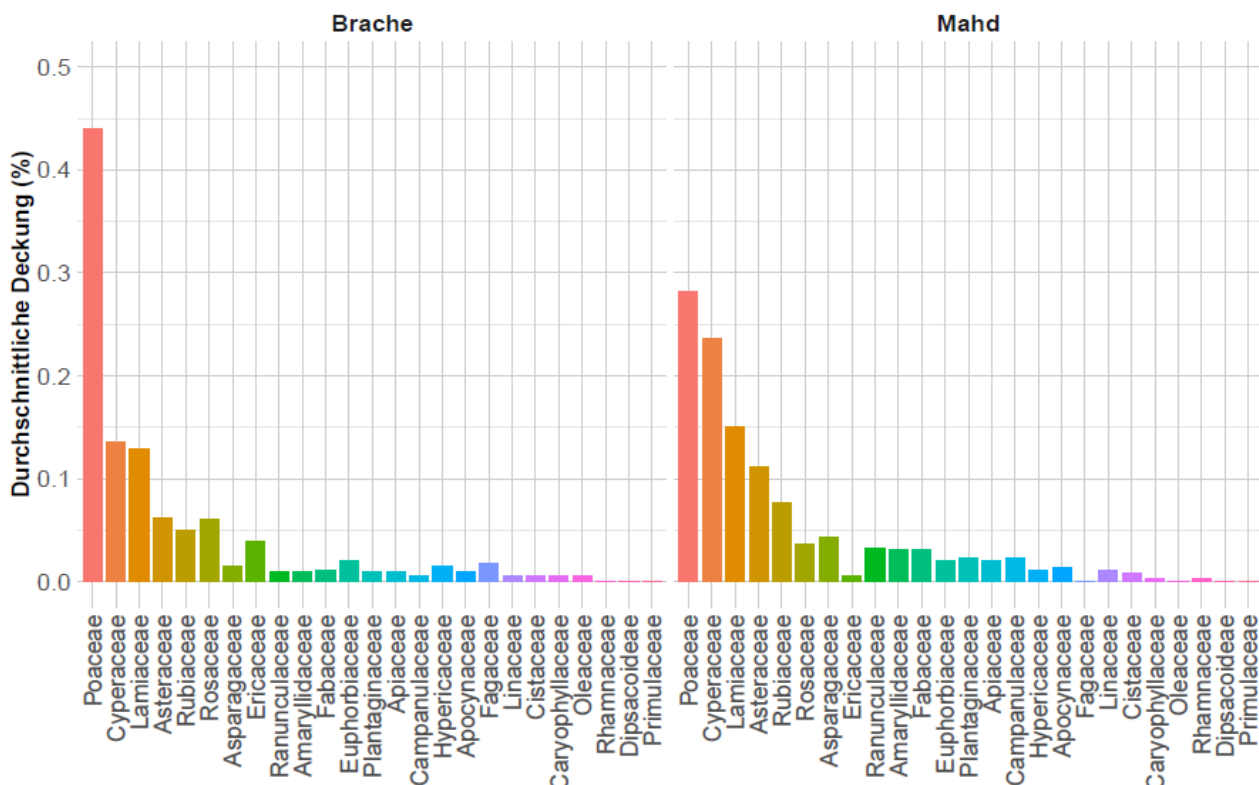


Abbildung 11: Vergleich der durchschnittlichen Deckungswerte der Pflanzenfamilien zwischen Brach- und Mahdflächen.

3.1.2. Diversitätsindizes

Betrachtet man die Flächentypen getrennt, zeigen sich klare Unterschiede (Tabelle 4). Die Brachflächen wiesen eine durchschnittlich geringere Artenzahl auf. Sowohl der exponenzierte Shannon-Index (12,71) als auch der inverse Simpson-Index (8,51) lagen unter dem der Mahdflächen, ebenso wie die Evenness (0,533).

Demgegenüber zeigten die Mahdflächen eine höhere, durchschnittliche Artenzahl. Der exponenzierte Shannon-Index betrug hier 18,37, der inverse Simpson-Index 13,91 und die Evenness 0,592. Insgesamt deuten diese Werte darauf hin, dass Mahdflächen tendenziell artenreicher und gleichmäßiger in der Artenverteilung sind als Brachflächen.

Trotz höherer Durchschnittswerte konnten, außer bei der Artenzahl, keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Tabelle 4: Diversitätsindizes der einzelnen Standorte (Vegetation).

Standort	Artenzahl (q=0)	Exponenzierter Shannon-Index (q=1)	Inverser Simpson-Index (q=2)	Evenness (q=1/q=0-Verhältnis)	Wiederaufnahme der Nutzung
Annasberg Brache	29	16.402	11.726	0.566	-
Jaidhaus Brache 1	21	14.058	10.253	0.669	-
Jaidhaus Brache 2	26	15.609	11.324	0.600	-
Pranzlgraben Brache 1	23	11.593	6.376	0.504	-
Pranzlgraben Brache 2	18	5.893	2.889	0.327	-
Schwarzenbergwiese	35	26.547	22.990	0.758	2005
Fletzerleiten	41	22.575	17.606	0.551	2006-2010 und ab 2015
Pfeifferleiten	27	12.699	7.924	0.470	2014
Pranzlgraben Mahd	30	15.760	9.149	0.525	2015
Sommerholz	35	26.685	23.547	0.762	2015
Annasberg Mahd 1	26	19.764	17.336	0.760	2016
Ostwiese	31	19.713	14.774	0.636	2016
Hochstein	25	10.861	5.458	0.434	2018
Annasberg Mahd 2	25	10.744	6.406	0.430	2021

Die diversitätsärmsten Standorte finden sich im Pranzlgraben (insbesondere Brache 2) sowie am Hochstein im Gebiet Schoberstein, wo jeweils wenige Arten und eine starke Dominanz einzelner Arten vorherrschen. Die höchste Diversität zeigen dagegen das Sommerholz am Schoberstein und die Schwarzenbergwiese, beide mit hoher Artenzahl und sehr gleichmäßiger Verteilung.

3.1.3. Einfluss der Vegetation auf die Tagfalter

Es konnte kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Vegetationszusammensetzung und der Artenzahl der Tagfalter im Zuge der Auswertung erkannt werden ($p = 0.084$).

3.2. Tagfalter

Insgesamt wurden 833 Individuen und 46 Arten auf den 14 Standorten erhoben. Auf den Mahdflächen wurden insgesamt 589 Individuen gezählt, während es auf den Brachflächen 244 Individuen waren. Die Gesamtartenzahl liegt bei den Mahdflächen bei 43 und bei den Brachflächen bei 29.

3.2.1. Arten- und Individuenzahl im Vergleich

Die Artenzahl liegt auf den neun Mahdflächen im Durchschnitt bei 18,78 Arten pro Standort. Die Fläche mit der höchsten Gesamtartenzahl ist die Ostwiese mit 23 Arten. Der Median der Artenanzahl liegt bei den Mahdflächen bei 19 und ist damit höher als jener der Brache mit 16. Zudem ist die Streuung der Werte bei den Brachen größer. Die Mahdfläche mit der geringsten Artenzahl ist Annasberg Mahd 2. Auf den Brachflächen liegt die Durchschnittliche Artenzahl bei 14,8 Arten pro Standort. Der Standort mit der höchsten Artenzahl ist die Pranzlgraben Brache 2, mit gesamt 21 Arten. Die Brachfläche mit der geringsten Artenzahl ist Annasberg Brache mit 10 Arten (Abb. 12).

Das Bootstrapping ergab, dass die Artenzahl der Mahdflächen im Mittel um 7,2 Arten höher ist als die der Brachflächen.

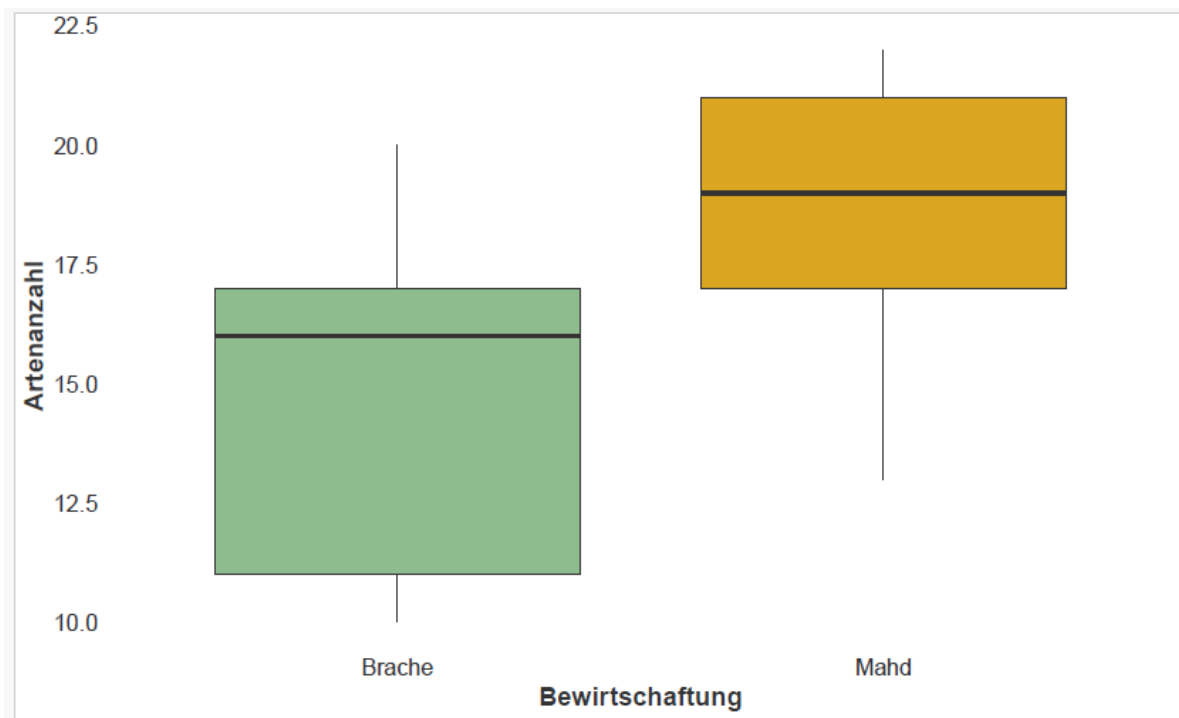


Abbildung 12: Vergleich der Artenzahl der Tagfalter zwischen Mahd- und Brachflächen.

Die Individuenzahl liegt bei den Mahdflächen im Durchschnitt bei 65.44 Individuen pro Standort. Der Median liegt hier bei 68, während er bei den Brachflächen nur bei 44 liegt. Auch die Spannweite ist bei Mahd größer (Abb. 13). Die höchste Individuenzahl aller Mahdstandorte, konnte mit 82 auf dem Hochstein erhoben werden, die geringste, mit 47, auf Annasberg Mahd 2. Die durchschnittliche Individuenzahl auf den Brachflächen liegt bei 48.8. Hier weist der Standort Pranzlgraben Brache 2, mit 72 Individuen die höchste Individuenzahl innerhalb der Brachflächen auf, die niedrigste, mit 37, der Standort Pranzlgraben Brache 1.

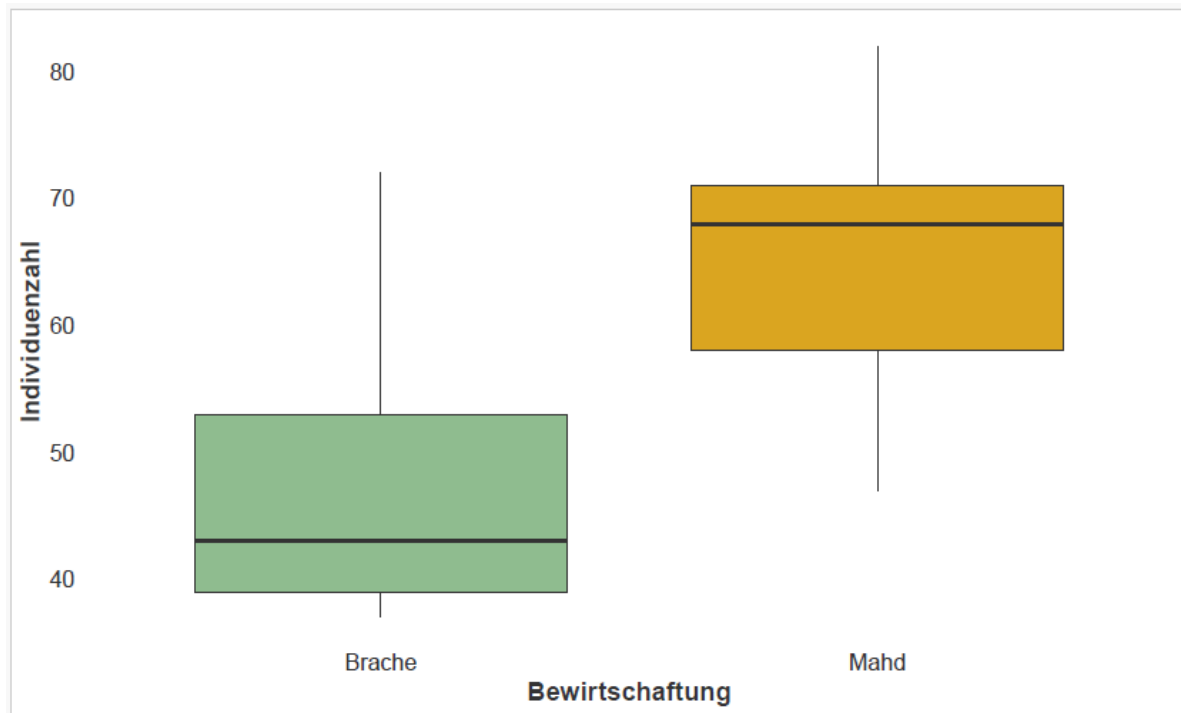


Abbildung 13: Vergleich der Individuenzahl der Tagfalter zwischen Mahd- und Brachflächen.

Die Artenzahl sowie die Häufigkeit der einzelnen Arten auf den untersuchten Standorten veränderte sich im Verlauf der Erhebungssaison. Die Mittelwerte der Brache- sowie der Mahdflächen nehmen über den Verlauf der Erhebungssaison ab.

Die Mahdflächen weisen über fast alle fünf Erhebungsrounden hinweg eine höhere Artenanzahl auf als die Brachflächen (Abb. 14). Besonders in der ersten Erhebungsrounde ist der Unterschied deutlich. Mahdflächen erreichen hier bis zu 13 Arten, während die Brachflächen maximal bei etwa 8 Arten liegen. Im weiteren Jahresverlauf sinken die Artenzahlen in beiden Bewirtschaftungsformen, wobei die Mahd in der Regel einen leichten Vorsprung behält, welcher in der vierten Erhebungsrounde wieder etwas deutlicher ist.

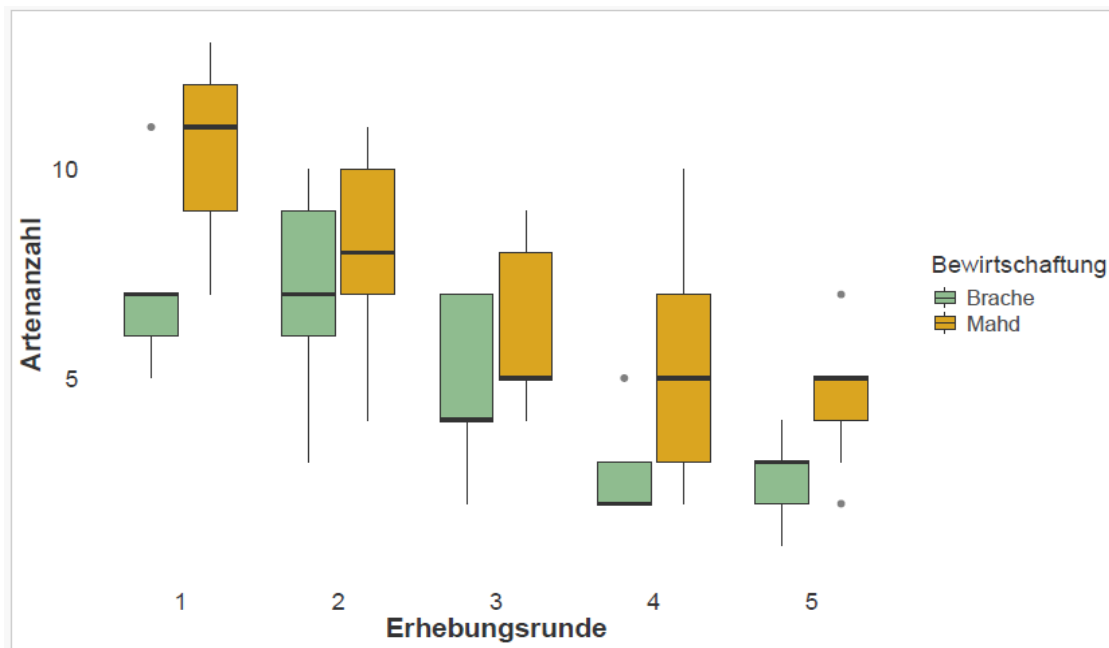


Abbildung 14: Vergleich der Artenzahl der Tagfalter über den Jahresverlauf zwischen Mahd- und Brachflächen.

Auch bei der Anzahl der Individuen nehmen diese in beiden Varianten deutlich ab, jedoch bleiben die Mahdflächen bis zum Schluss etwas individuen-reicher (Abb. 15). Auffällig sind zudem einige Ausreißerwerte, sowohl auf Mahd- als auch Brachflächen, Brache (z. B. Runde 2), die auf einzelnen individuen-reiche, beziehungsweise vergleichsweise individuen-arme Standorte hinweisen.

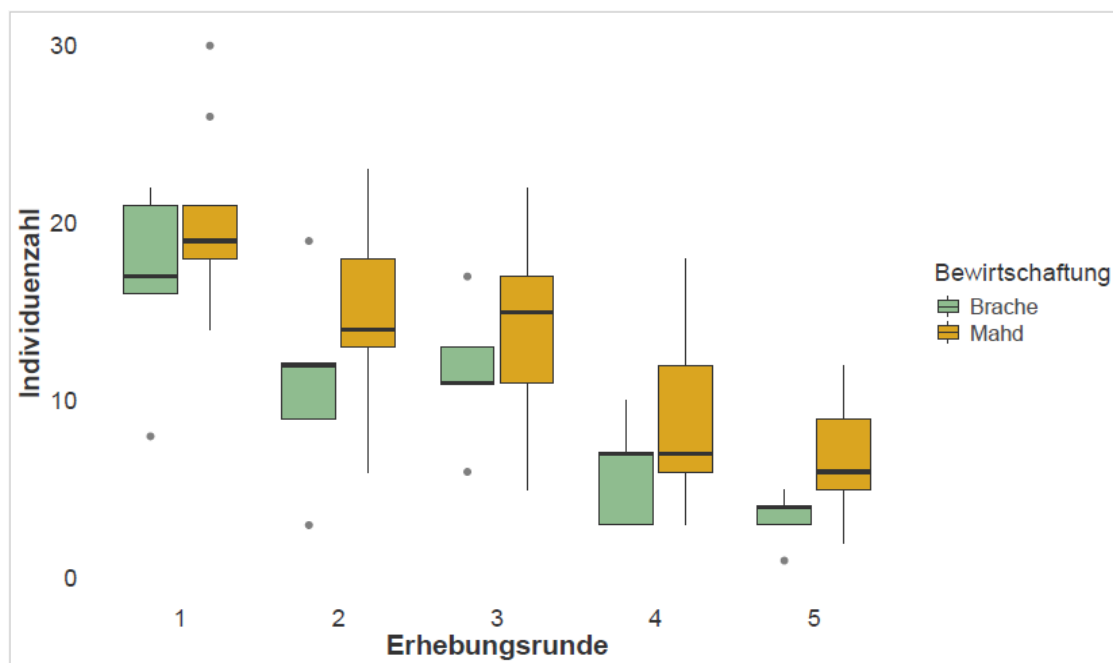


Abbildung 15: Vergleich der Individuenzahl der Tagfalter zwischen Mahd- und Brachflächen über den Jahresverlauf.

Zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede in der Artenzahl und Individuenzahl zwischen Mahd- und Brachflächen, wurde ein t-Test durchgeführt. Für die Artenzahl ergab sich ein p-Wert von 0,11, für die Individuenzahl ein p-Wert von 0,06. Beide Werte liegen außerhalb

des Konfidenzintervalls von 95 % ($p > 0,05$) und sind somit nicht statistisch signifikant. Die NMDS-Analyse ergab ebenfalls keine flächentypspezifische Clusterbildung der Standorte auf der Grundlage ihrer Artenzusammensetzung.

3.2.2. Rarefaction und Extrapolation

Die Rarefaction- und Extrapolationskurve der Gesamtfläche zeigt eine klare Approximation an eine Asymptote, sodass darauf geschlossen werden kann, dass das Artenspektrum über alle Untersuchungsgebiete hinweg gut abgedeckt werden konnte (Abb. 16).

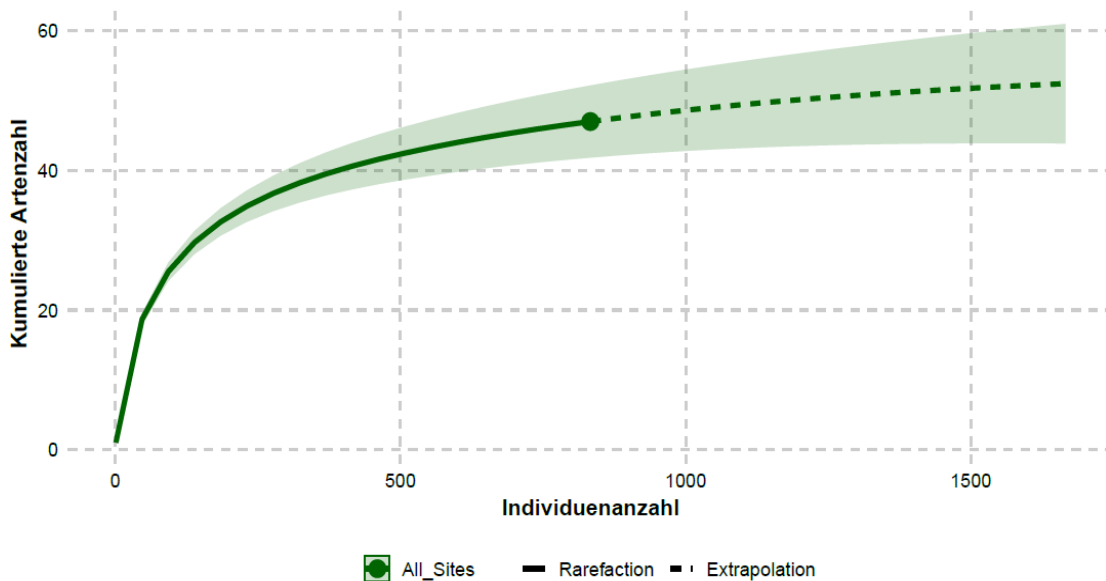


Abbildung 16: Rarefaction- und Extrapolationskurve aller Standorte.

Werden die Rarefaction- und Extrapolationskurven der Mahd- und Brachflächen miteinander verglichen, zeigt sich, dass das Artenspektrum der Mahdflächen besser abgedeckt wurde als jenes der Brachflächen, da deren Kurve eine stärkere Abflachung aufweist (Abb. 17).

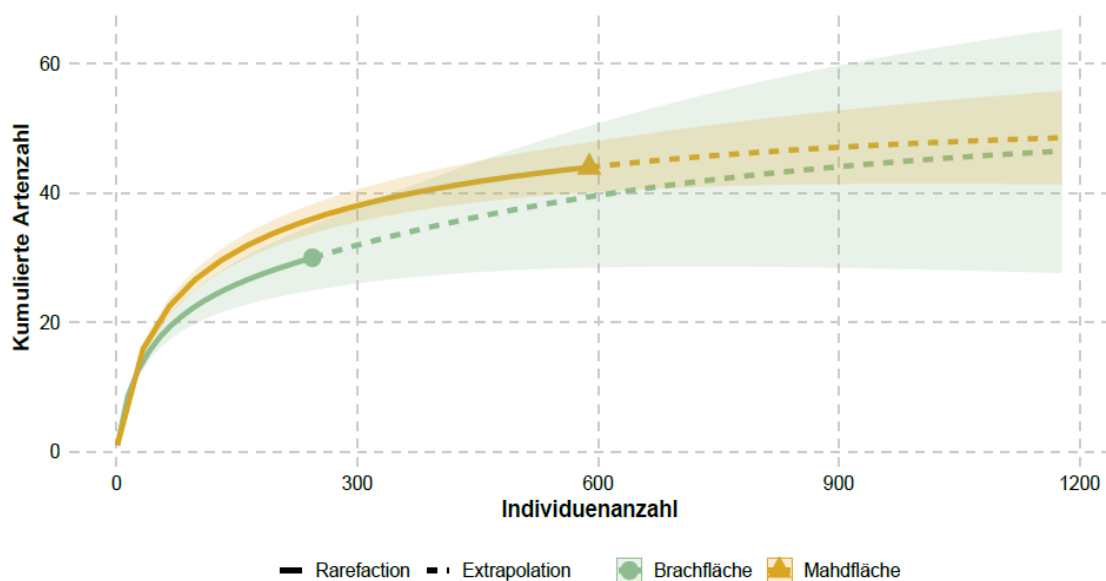


Abbildung 17: Rarefaction- und Extrapolationskurve für Mahd- und Brachflächen.

Erhebungsgebiet Annasberg

Die Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte Annasberg Mahd 2 und Annasberg Brache nähern sich einer Asymptote, während die Kurve des Standortes Annasberg Mahd 1 weiter ansteigt. Bei Letzterem Standort ist das Artenspektrum somit noch nicht ausreichend erfasst (Abb. 18).

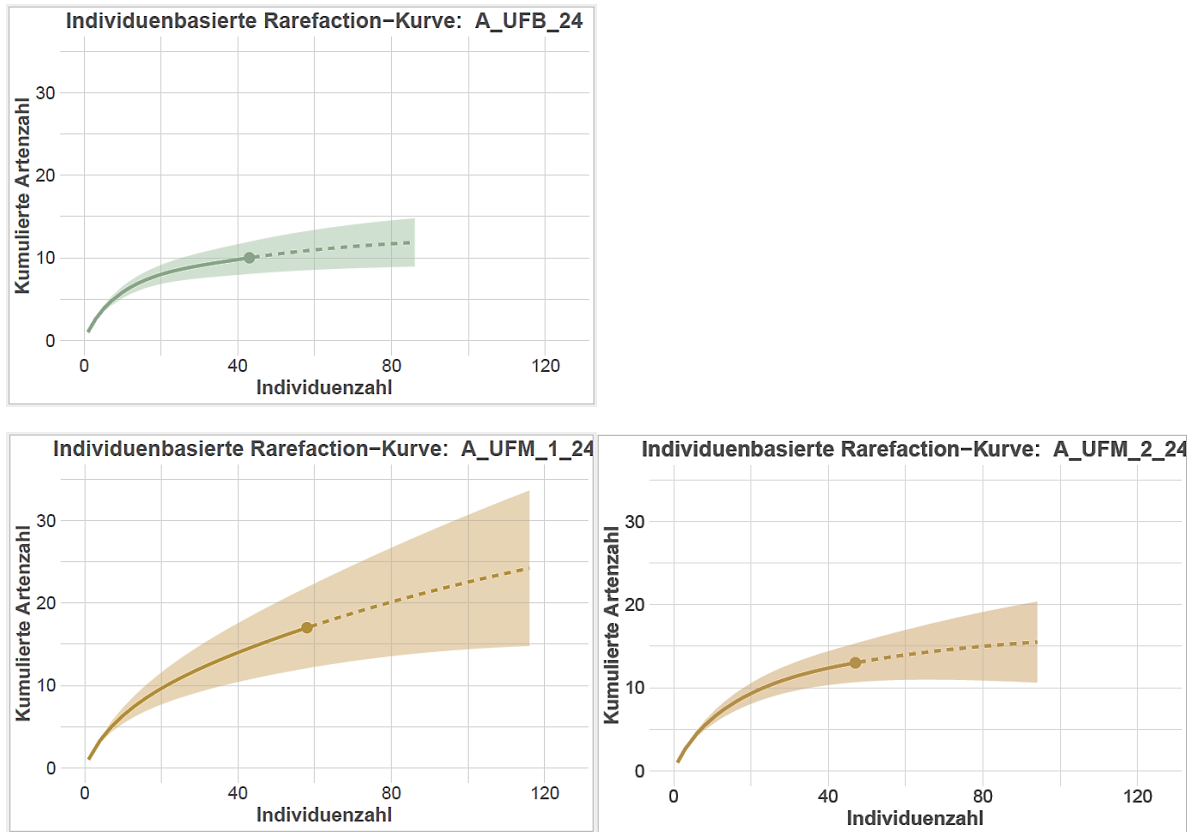


Abbildung 18: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Annasberg (grün = Brache, gelb = Mahd).

Erhebungsgebiet Jaidhaus

Bei keinem der Standorte im Untersuchungsgebiet Jaidhaus konnte eine Annäherung der Rarefaction- und Extrapolationskurven an eine Asymptote festgestellt werden. Die Kurven der Standorte Jaidhaus Brache 1 und Pfeifferleiten steigen jedoch deutlich flacher an als jene des Standorts Jaidhaus Brache 2, was darauf hinweist, dass dort bei weiteren Erhebungen weniger neue Arten zu erwarten sind als bei letzterem (Abb. 19).

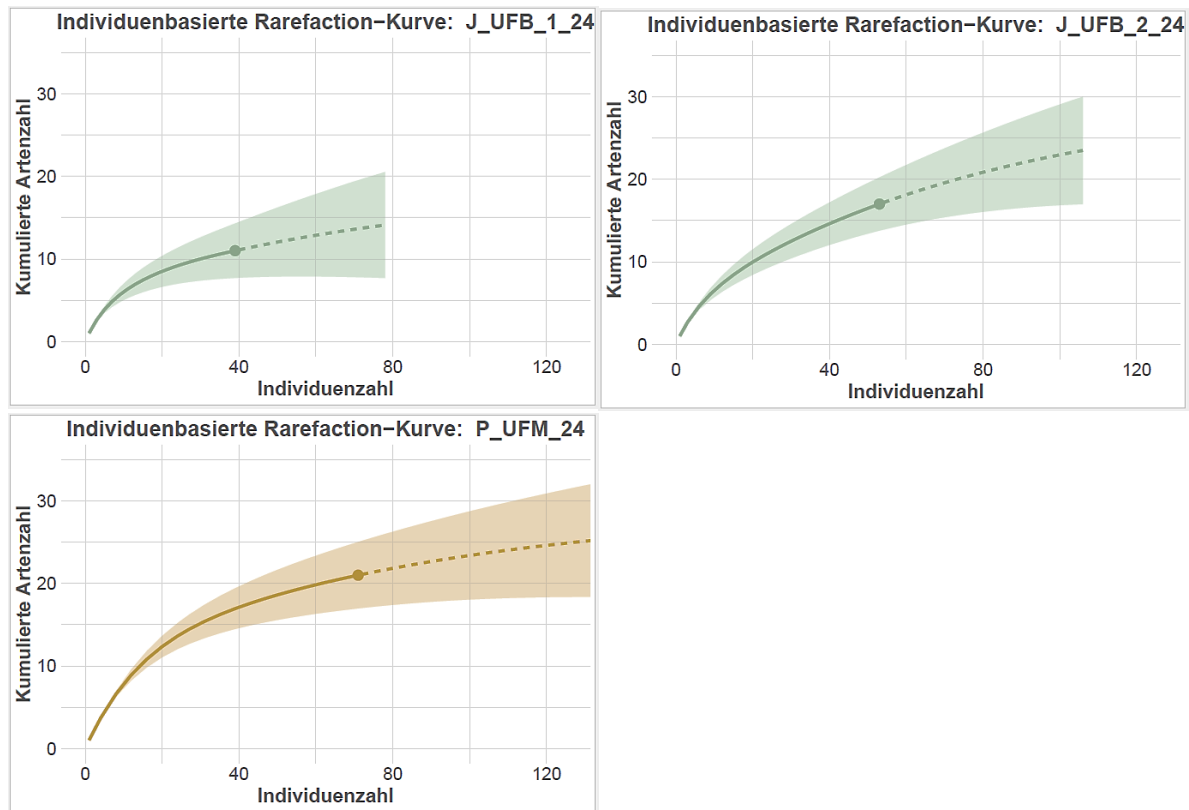


Abbildung 19: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Jaidhaus (grün = Brache, gelb = Mahd).

Erhebungsgebiet Pranzlgraben

Die Rarefactionkurve des Standorts Fletzerleiten im Pranzlgraben flacht bereits vor Beginn der Extrapolationskurve deutlich ab, während bei Pranzlgraben Brache 1 das Erreichen einer Asymptote erst nach der Extrapolation erkennbar wird. Im Gegensatz dazu steigen die Kurven der Standorte Pranzlgraben Brache 2 und Pranzlgraben Mahd auch nach der Extrapolation weiterhin an, wobei dieser Anstieg bei Pranzlgraben Mahd ausgeprägter ist. Dies deutet darauf hin, dass an den Standorten Fletzerleiten und Pranzlgraben Brache 1 bei weiteren Erhebungen etwas weniger neue Arten zu erwarten sind, während an Pranzlgraben Mahd und vor allem an Pranzlgraben Brache 2 weiterhin mit einer größeren Zahl neuer Arten zu rechnen ist (Abb. 20).

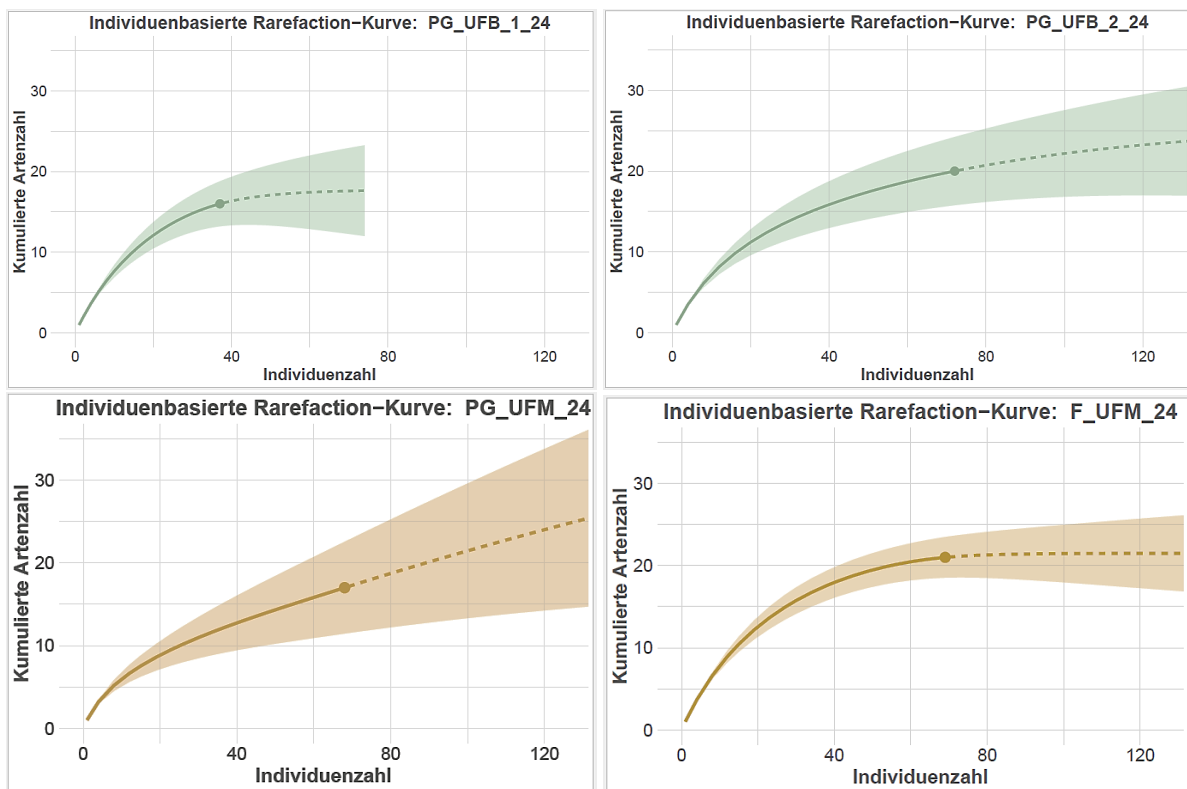


Abbildung 20: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Pranzlgraben (grün = Brache, gelb = Mahd).

Erhebungsgebiet Schoberstein

Die Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte Hochstein und Ostwiese am Schoberstein zeigen keine Annäherung an eine Asymptote, während die Extrapolationskurve von Sommerholz gegen Ende hin abflacht. Dies weist darauf hin, dass das Artenspektrum an Hochstein und Ostwiese vermutlich noch nicht vollständig erfasst wurde, während am Standort Sommerholz nur noch wenige neue Arten zu erwarten sind (Abb. 21).

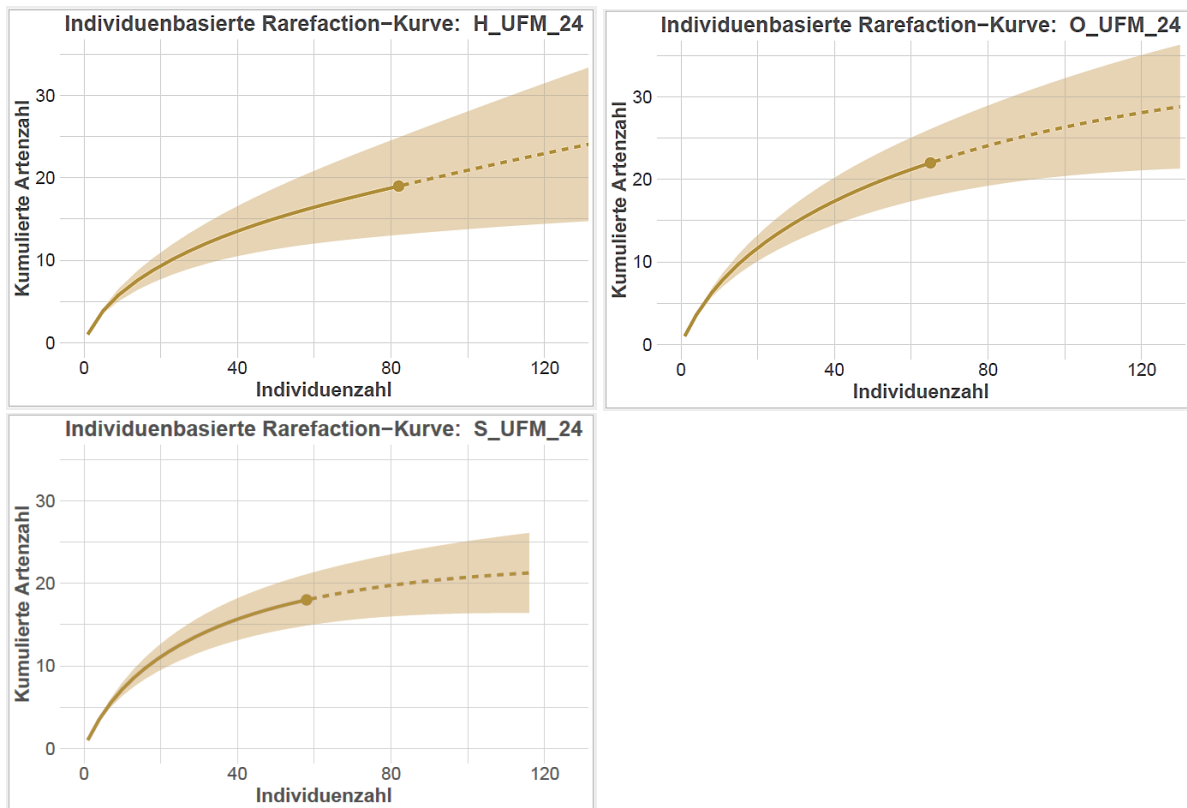


Abbildung 21: Rarefaction- und Extrapolationskurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Schoberstein..

Schwarzenbergwiese

Die Rarefaction- und Extrapolationskurve der Schwarzenbergwiese flacht gegen Ende hin zwar leicht ab, eine eindeutige Annäherung an eine Asymptote lässt sich jedoch noch nicht feststellen. Dies lässt darauf schließen, dass das Artenspektrum hier noch nicht vollständig erfasst wurde und weiterhin neue Arten zu erwarten sind (Abb. 22).

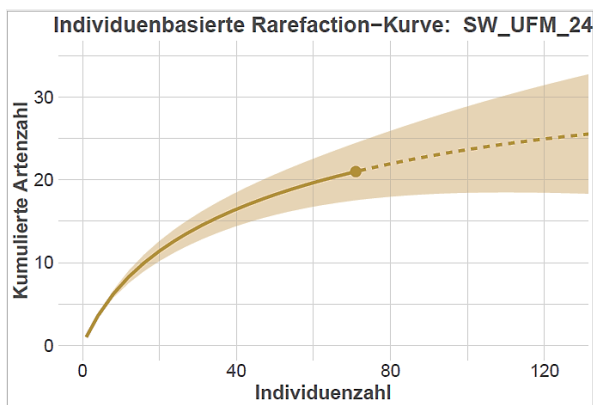


Abbildung 22: Rarefaction- und Extrapolationskurve des Untersuchungsgebietes Schwarzenbergwiese.

3.2.3. Rang-Abundanz-Kurven

Erhebungsgebiet Annasberg

Alle Rang-Abundanz-Kurven im Untersuchungsgebiet Annasberg zeigen alle zu Beginn ein starkes Abfallen, was an dem Vorkommen einiger weniger, dominanter Arten liegt (Abb.23).

Die eudominanten Arten des Standortes Annasberg Brache sind *Erebia aethiops* mit 33 %, *Coenonympha arcania* (14 %) und *Erebia oeme* (12 %). *Ochlodes sylvanus* und *Fabriciana adippe* zählen mit jeweils 9 % zu den dominanten Arten.

Auf dem Standort Annasberg Mahd 1 sind *Erebia aethiops* mit 31 %, gefolgt von *Coenonympha arcania* (14 %) und *Ochlodes sylvanus* (12 %) eudominant. Die dominanten Arten auf diesem Standort sind *Erebia oeme* (9 %) und *Pieris bryoniae* (7 %).

Auf dem Standort Annasberg Mahd 2 sind *Erebia aethiops* (30 %) und *Coenonympha arcania* (17 %) eudominant, während *Fabriciana adippe*, *Erebia oeme* und *Maniola jurtina* mit jeweils 9 % als die dominanten Arten des Standortes zu klassifizieren sind.

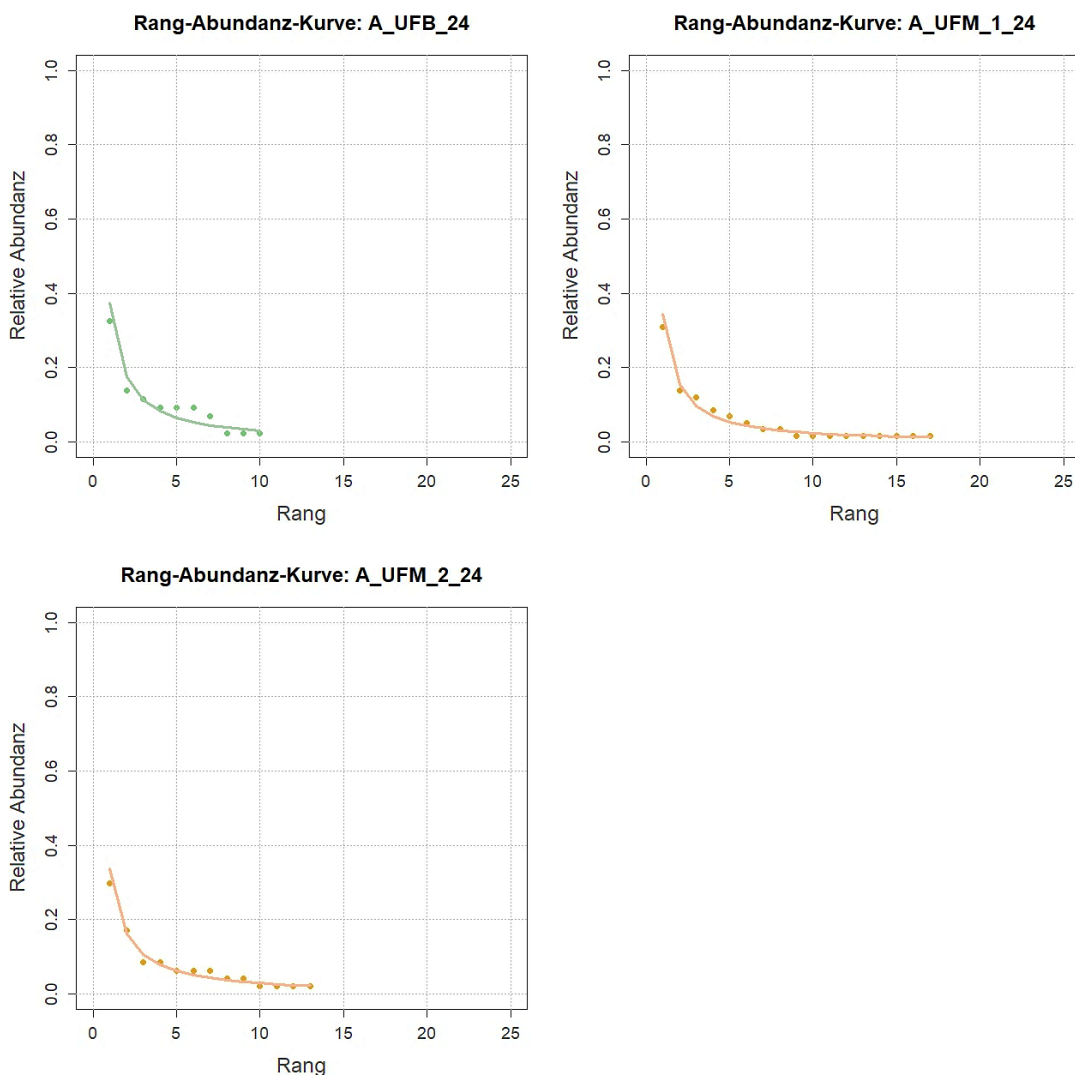


Abbildung 23: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Annasberg (grün = Brache, gelb = Mahd).

Erhebungsgebiet Jaidhaus

Die Rang-Abundanz-Kurven der Brachflächen im Untersuchungsgebiet Jaidhaus fallen beide zu Beginn stark ab, es sind somit nur einige wenige Arten auf diesen Flächen dominierend. Ein anderes Bild zeigt sich für die Kurve der Mahdfläche Pfeifferleiten. Ihre Kurve ist von Beginn an sehr flach, die Verteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten ist somit homogener als jene der anderen Standorte (Abb. 24).

Auf dem Standort Jaidhaus Brache 1 dominierte *Erebia aethiops* mit 28 %, gefolgt von *Coenonympha arcania* (18 %) und *Ochlodes sylvanus* (15 %). Weitere häufige Arten waren *Maniola jurtina* (8 %) und *Erebia oeme* (8 %).

Die eudominanten Arten auf dem Standort Jaidhaus Brache 2 waren *Erebia aethiops* mit 28 % als häufigste Art, gefolgt von *Maniola jurtina* (13 %) und *Coenonympha arcania* (13 %). *Ochlodes sylvanus* (9 %) und *Leptidea sinapis/juvernica* (8 %) waren auf dieser Fläche dominant.

Der Standort Pfeifferleiten zeigte eine Eudominanz von *Ochlodes sylvanus* (11 %), *Coenonympha arcania* und *Lysandra coridon* (beide mit 10 %). Die dominanten Arten des Standortes sind *Maniola jurtina* (8 %) und *Erebia oeme* (8 %) traten auf.

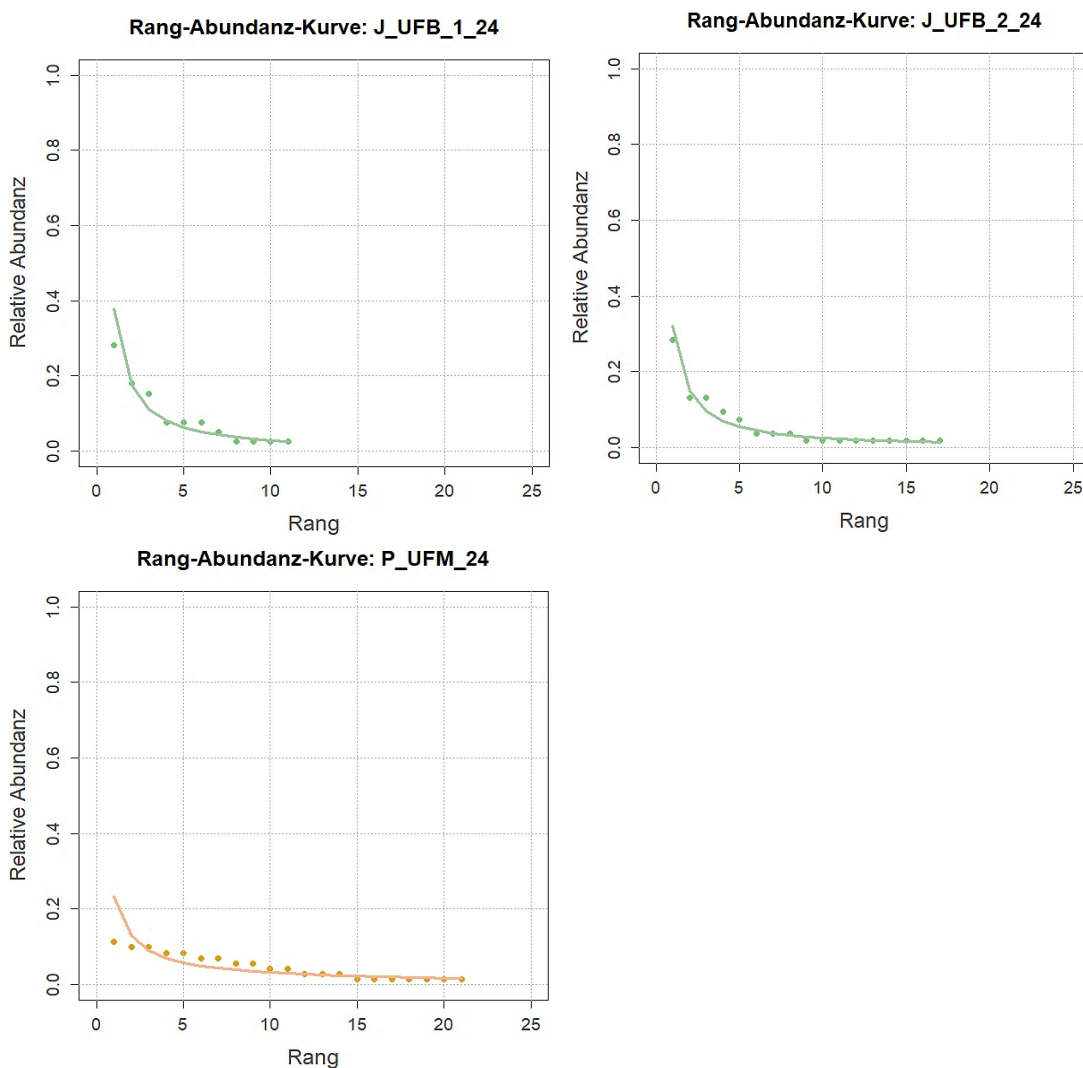


Abbildung 24: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Jaidhaus (grün = Brache, gelb = Mahd).

Erhebungsgebiet Pranzlgraben

Der Standort Pranzlgraben Mahd zeigt anhand der Rang-Abundanz-Kurve eine Dominanz einer, beziehungsweise einiger weniger Arten, während alle weiteren Standorte des Erhebungsgebietes deutlich flacher abfallende Kurven aufweisen, was auf eine gleichmäßigere Verteilung der Arten hindeutet (Abb. 25).

Die eudominanten Arten auf Pranzlgraben Brache 1 waren *Erebia aethiops* als häufigste Art (19 %), *Ochlodes sylvanus* (11 %), und *Aphantopus hyperantus* (11 %). *Gonepteryx rhamni* (8 %) und *Maniola jurtina* (5 %) zählen zu den dominanten Arten.

Auf Pranzlgraben Brache 2 waren *Erebia aethiops* mit 21 %, *Coenonympha arcania* mit 11 %, *Maniola jurtina* mit 10 % und *Pieris napi* (10 %) eudominant und *Lysandra coridon* mit 8 % dominant.

Der Standort Pranzlgraben Mahd wies eine Eudominanz von *Erebia aethiops* (32 %), *Coenonympha arcania* (16 %) und *Ochlodes sylvanus* (15 %) auf. Die dominanten Arten waren *Erebia oeme* (6 %) und *Argynnis paphia* (6 %).

Auf dem Standort Fletzerleiten war *Maniola jurtina* mit 17 % eudominant. Als dominant können *Erebia aethiops* (9 %), *Ochlodes sylvanus* (9 %), *Coenonympha pamphilus* (9 %) und *Coenonympha arcania* (6 %) klassifiziert werden.

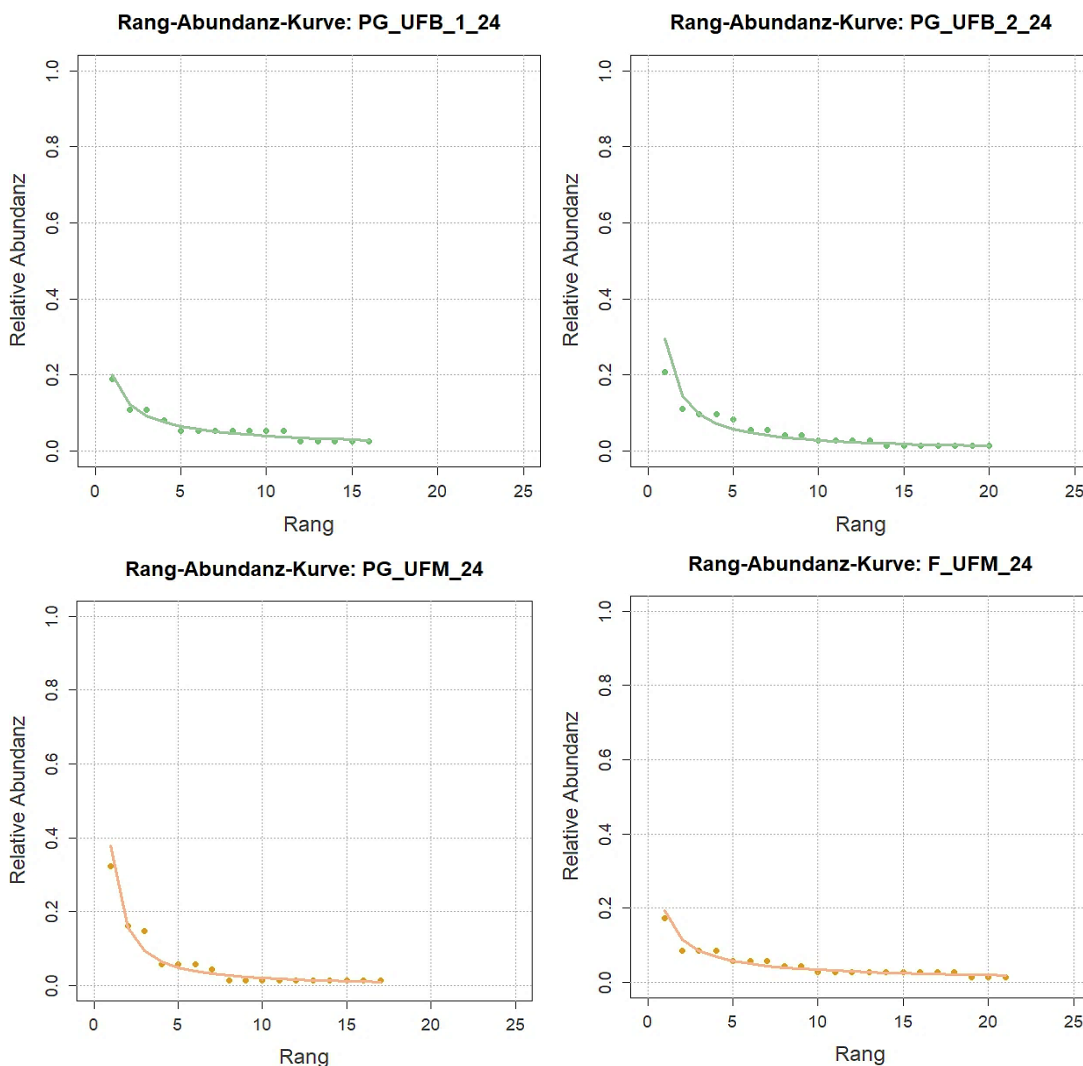


Abbildung 25: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Pranzlgraben (grün = Brache, gelb = Mahd).

Erhebungsgebiet Schoberstein

Die Rang-Abundanz-Kurven von Ostwiese und Sommerholz zeigen einen flachen Abfall, was auf eine relativ gleichmäßige Verteilung der Arten hinweist. Im Gegensatz dazu fällt die Kurve von Hochstein steiler ab und weist eine Dominanz von zwei Arten auf (Abb. 26).

Hochstein zeigt eine Eudominanz von *Erebia aethiops* (27 %), *Maniola jurtina* (23 %) und *Aglais io* (10 %). Die dominanten Arten waren *Pieris napi* (7 %) und *Argynnis paphia* (5 %).

Der Standort Sommerholz wies *Maniola jurtina* als häufigste Art mit 21 % auf, gefolgt von *Coenonympha arcania* (14 %) und *Erebia aethiops* (12 %). Auch *Lysandra coridon* (9 %) und *Ochlodes sylvanus* (5 %) waren präsent.

Auf Ostwiese war *Maniola jurtina* mit 18 % die häufigste Art, gefolgt von *Gonepteryx rhamni* (15 %) und *Erebia aethiops* (11 %), welche somit als eudominant einzustufen sind. *Ochlodes sylvanus* (9 %) und *Coenonympha arcania* (5 %) sind die den dominanten Arten des Standortes.

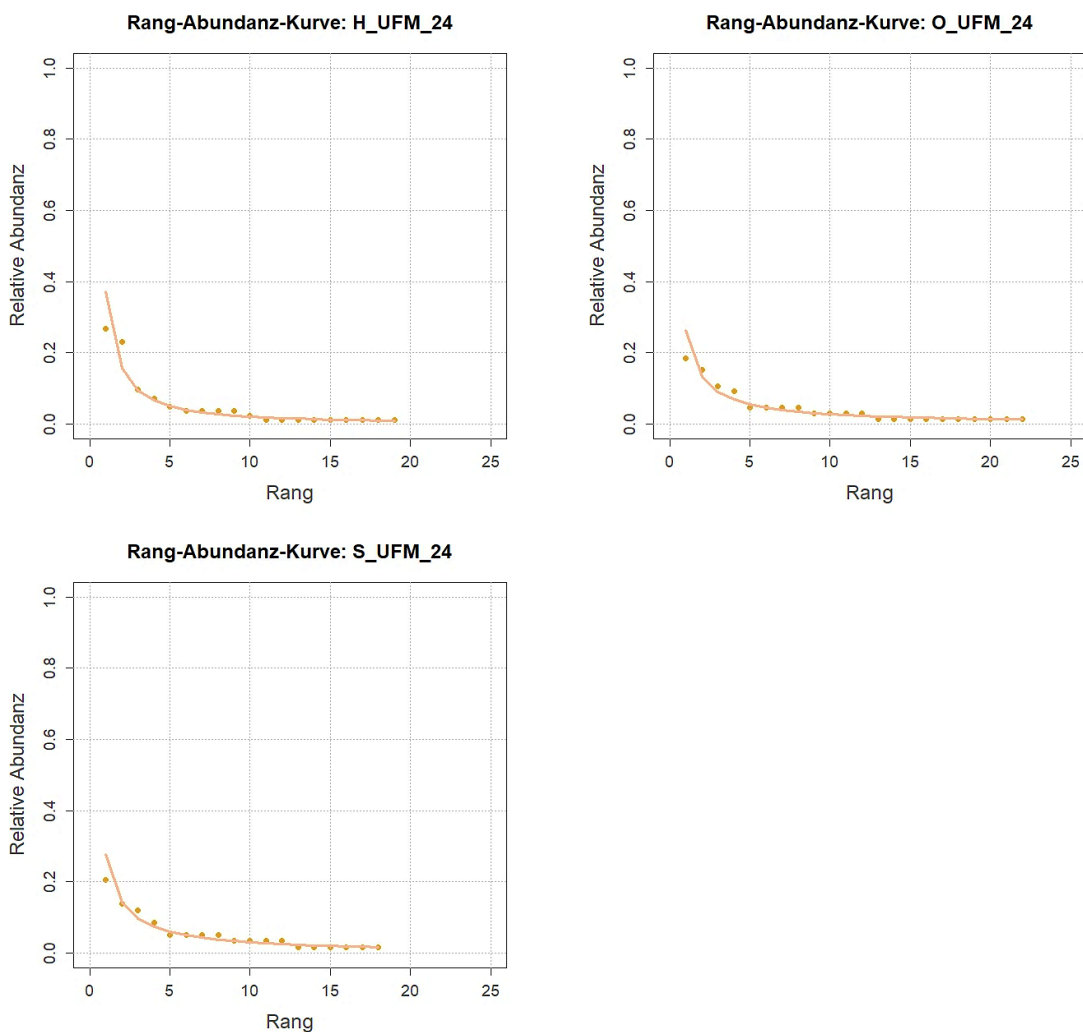


Abbildung 26: Rang-Abundanz-Kurven der Standorte des Untersuchungsgebietes Schoberstein.

Schwarzenbergwiese

Die Rang-Abundanz-Kurven der Schwarzenbergwiese zeigt einen flachen Abfall, was auf eine gleichmäßige Artenverteilung hinweist (Abb. 27).

Die eudominanten Arten des Standortes Schwarzenbergwiese waren *Maniola jurtina* (20 %), *Lysandra bellargus* (13 %), *Ochlodes sylvanus* (11 %) und *Fabriciana adippe* (10 %). *Argynnis paphia* (6 %) war die einzige dominante Art.

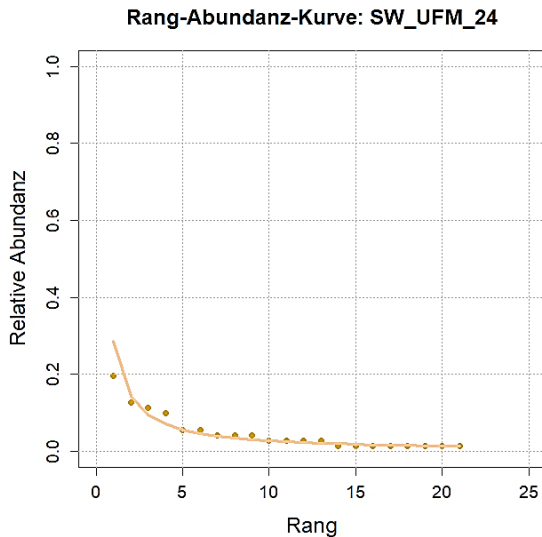


Abbildung 27: Rang-Abundanz-Kurve des Untersuchungsgebietes Schwarzenbergwiese.

Der Vergleich des Gesamtartenspektrums der Mahd- und Brachflächen ergibt ein recht ähnliches Bild bezüglich der eudominanten und dominanten Arten, größere Unterschiede zeigen sich erst ab Betrachtung der Subdominanten Klasse (Tabelle 5). *Erebia aethiops* stellt auf beiden Flächentypen die dominierende Art dar, ist jedoch auf Brachflächen stärker vertreten. Im Gegensatz dazu kommt *Maniola jurtina* auf Mahdflächen deutlich häufiger vor.

Tabelle 5: Relative Abundanzen der gefundenen Arten auf Mahd- und Brachflächen, eingeteilt in die Dominanzklassen nach Schwerdtfeger (1978).

Art	Abundanzen Mahdflächen (%)	Abundanzen Brachflächen (%)
<i>Erebia aethiops</i>	17.66	25.41
<i>Maniola jurtina</i>	13.92	9.02
<i>Ochlodes sylvanus</i>	9.17	9.43
<i>Coenonympha arcania</i>	8.83	12.3
<i>Fabriciana adippe</i>	4.92	5.33
<i>Erebia oeme</i>	4.75	4.51
<i>Aglais io</i>	3.4	–
<i>Argynnis paphia</i>	3.23	1.23
<i>Leptidea sinapis/juvernica</i>	2.72	2.46
<i>Lysandra coridon</i>	2.55	2.87
<i>Gonepteryx rhamni</i>	2.38	3.69

Eudominante Klasse
 Dominante Klasse
 Subdominante Klasse
 Rezedente Klasse
 Subrezedente Klasse

<i>Lysandra bellargus</i>	2.21	0.82
<i>Vanessa atalanta</i>	2.04	3.28
<i>Coenonympha pamphilus</i>	2.04	–
<i>Pieris bryoniae</i>	1.87	–
<i>Polyommatus icarus</i>	1.7	1.23
<i>Thymelicus sylvestris</i>	1.7	–
<i>Melanargia galathea</i>	1.53	2.05
<i>Pieris napi</i>	1.36	2.87
<i>Aricia agestis/artaxerxes</i>	1.02	1.23
<i>Thymelicus lineola</i>	1.02	0.41
<i>Cupido minimus</i>	1.02	–
<i>Pieris napi/bryoniae</i>	0.85	3.28
<i>Lasiommata maera</i>	0.85	1.23
<i>Pieris rapae</i>	0.68	0.82
<i>Speyeria aglaja</i>	0.68	0.41
<i>Melitaea athalia</i>	0.68	0.41
<i>Pieris brassicae</i>	0.68	–
<i>Aphantopus hyperantus</i>	0.51	2.05
<i>Lopinga achine</i>	0.51	–
<i>Papilio machaon</i>	0.51	–
<i>Araschnia levana</i>	0.34	1.23
<i>Melitaea diamina</i>	0.34	0.41
<i>Boloria dia</i>	0.34	–
<i>Muschampia floccifera</i>	0.34	–
<i>Lycaena tityrus</i>	0.34	–
<i>Aglais urticae</i>	0.17	0.41
<i>Polygonia calbum</i>	0.17	0.41
<i>Carterocephalus palaemon</i>	0.17	–
<i>Erebia ligea</i>	0.17	–
<i>Erynnis tages</i>	0.17	–
<i>Phengaris alcon</i>	0.17	–
<i>Phengaris arion</i>	0.17	–
<i>Satyrrium spini</i>	0.17	–

3.2.4. Diversitätsindizes

Die berechneten Diversitätsindizes zeigen Unterschiede zwischen den Mahd- und Brachflächen (Tabelle 6). Betrachtet man nur die Brachflächen ergibt sich eine mittlere Artenzahl von 14,8, ein mittlerer exponentierter Shannon-Index von 10,63, ein inverser Simpson-Index von 8,00 sowie eine Evenness von 0,72.

Für die Mahdflächen ergibt sich ein höherer Mittelwert der Artenzahl mit 18,78, ein exponentierter Shannon-Index von 12,63, ein inverser Simpson-Index von 9,44 sowie eine Evenness von 0,67. Trotz höherer Durchschnittswerte auf den Mahdflächen, konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Tabelle 6: Diversitätsindizes der einzelnen Standorte (Tagfalter).

Standort	Artenzahl (q=0)	Exponenzierter Shannon-Index (q=1)	Inverser Simpson-Index (q=2)	Evenness (q=1/q=0-Verhältnis)	Wiederaufnahme der Nutzung
Annasberg Brache	10	7.399	5.833	0.740	
Jaidhaus Brache 1	11	7.951	6.311	0.723	
Jaidhaus Brache 2	17	10.537	7.296	0.620	
Pranzlgraben Brache 1	16	13.352	11.130	0.835	
Pranzlgraben Brache 2	20	13.890	10.452	0.694	
Schwarzenbergwiese	21	14.354	10.657	0.683	2005
Fletzerleiten	21	16.728	13.336	0.797	2006-2010 und ab 2015
Pfeifferleiten	21	16.569	14.280	0.789	2014
Pranzlgraben Mahd	17	9.024	5.990	0.531	2015
Sommerholz	18	12.975	9.894	0.721	2015
Annasberg Mahd 1	17	10.002	6.675	0.588	2016
Ostwiese	22	14.855	10.806	0.675	2016
Hochstein	19	10.134	6.657	0.533	2018
Annasberg Mahd 2	13	9.068	6.674	0.698	2021

Im Untersuchungsgebiet zeigten sich deutliche Unterschiede in der Diversität der Tagfaltergemeinschaften. Die höchste Diversität wurde an der Ostwiese am Schoberstein festgestellt, die mit 22 Arten sowie den höchsten Werten für den exponenzierten Shannon- und inversen Simpson-Index die artenreichste und zugleich ausgewogenste Gemeinschaft aufweist.

Ebenfalls hohe Diversitätswerte zeigten sich an der Fletzerleiten und an der Schwarzenbergwiese, die beide durch hohe Artenzahlen und eine relativ gleichmäßige Verteilung der Individuen gekennzeichnet sind.

Im Gegensatz dazu wiesen die Brachen am Annasberg und insbesondere Jaidhaus Brache 1 die niedrigsten Diversitätswerte im gesamten Untersuchungsgebiet auf. Hier traten nur wenige Arten auf, und sowohl der exponenzierte Shannon- als auch der inverse Simpson-Index lagen deutlich unter den übrigen Standorten. Trotz der geringen Artenzahlen zeigte sich jedoch eine vergleichsweise hohe Gleichverteilung der Individuen auf die vorhandenen Arten.

3.2.5. Differenzialarten

Von den 46 erhobenen Arten kamen 17 ausschließlich auf den Mahdflächen vor (Abb.28), während drei – *Fabriciana niobe*, *Boloria euphrosyne* und *Hesperia comma* – nur auf den Brachflächen anzutreffen waren.

Von den 17 Arten, die auf den Mahdflächen nachgewiesen wurden, war bei fünf (*Carterocephalus palaemon*, *Erebia ligea*, *Erynnis tages*, *Phengaris alcon*, *Phengaris arion* und *Satyrion spini*) nur jeweils ein Individuum zu finden. Sieben weitere Arten (*Cupido minimus*, *Lopinga achine*, *Pieris brassicae*, *Papilio machaon*, *Boloria dia*, *Muschampia floccifera* und *Lycaena tityrus*) waren mit zwei bis sechs Individuen vertreten und kamen auf ein bis zwei der untersuchten Flächen vor. Vier Arten waren mit mehr als zehn Individuen anzutreffen. Besonders häufig war die Art *Aglais io*, welche mit 20 Individuen auf acht Untersuchungsflächen die größte Individuenzahl aufwies, gefolgt von *Coenonympha pamphilus* mit 12 Individuen auf fünf Flächen, *Pieris bryoniae* mit 11 Individuen auf drei Flächen und *Thymelicus sylvestris* mit 10 Individuen auf fünf der insgesamt neun untersuchten Flächen.

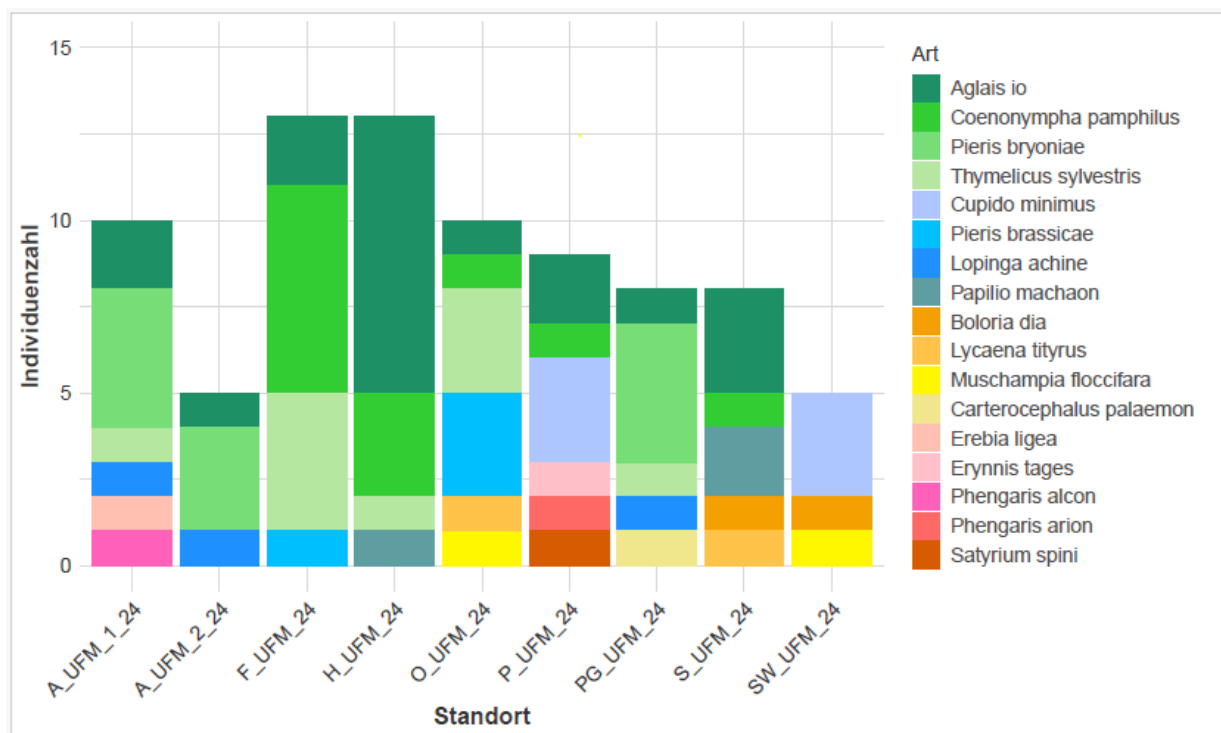


Abbildung 28: Individuenzahl der Differenzialarten auf den Mahdflächen.

3.2.6. Verteilung der Tagfalterfamilien

Die Auswertung der Familienverteilungen zeigt Unterschiede in der Zusammensetzung der Tagfaltergemeinschaften zwischen Brachflächen und Mahdflächen (Abb. 29 und 30). Auf beiden Flächentypen dominieren die *Nymphalidae*, ihr Anteil an der Gesamtindividuenzahl ist auf den Mahdflächen jedoch geringer. Gleiches gilt für die Familie der *Pieridae*, die ebenfalls auf den Brachflächen in höherem Maße vertreten ist.

Im Gegensatz dazu sind Individuen der Familien *Hesperiidae* und *Lycaenidae* auf den Mahdflächen stärker vertreten. Darüber hinaus wurden auf den Mahdflächen auch Individuen der Familie *Papilionidae* nachgewiesen, welche auf den Brachflächen nicht vorkamen.

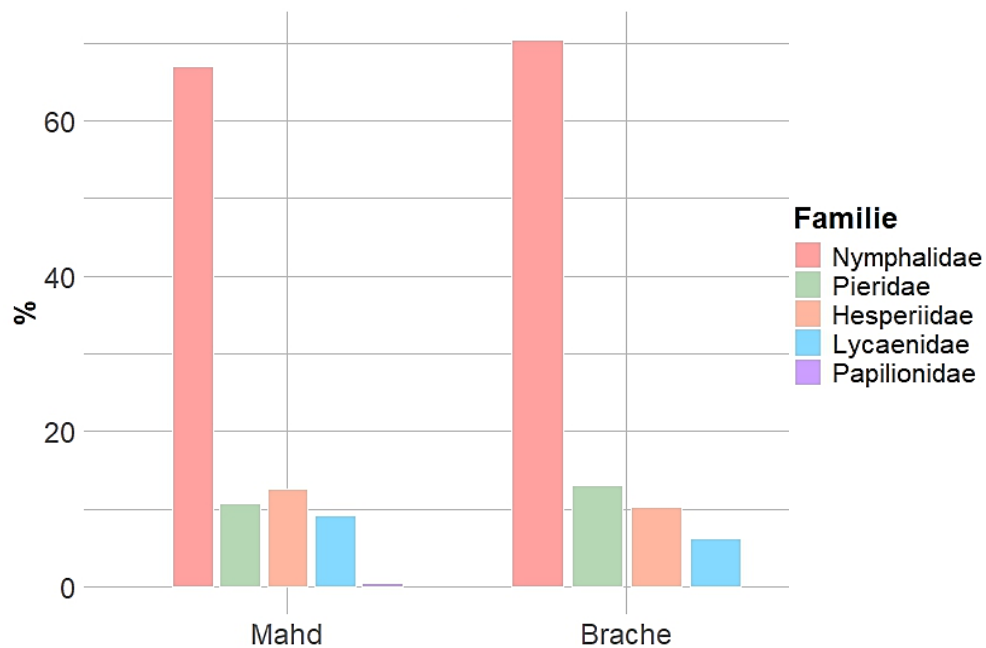


Abbildung 29: Relative Verteilung der Tagfalterfamilien auf den Mahdflächen (Links) und den Brachflächen (Rechts).

Am Standort Annasberg Brache ist die Dominanz der *Nymphalidae* besonders ausgeprägt, wohingegen sich an den gemähten Flächen (Annasberg Mahd 1 und Annasberg Mahd 2) eine leichte Verschiebung hin zu einer höheren Abundanz von *Hesperiidae* und *Lycaenidae* zeigt.

Im Erhebungsgebiet Jaidhaus zeigt sich ein besonders deutlicher Unterschied zwischen gemähten und ungemähten Flächen. Während an den Brachflächen Jaidhaus Brache 1 und Jaidhaus Brache 2 *Nymphalidae* stark überwiegen, fällt der Anteil der *Lycaenidae* an Pfeifferleiten im Vergleich deutlich höher aus.

Im Pranzlgraben bleibt die Dominanz der *Nymphalidae* über alle Standorte hinweg erhalten. Dennoch zeigen sich zwischen den ungemähten Flächen (Pranzlgraben Brache 1, Pranzlgraben Brache 2) und den gemähten (Pranzlgraben Mahd, Fletzerleiten) gewisse Unterschiede. So treten *Hesperiidae* an den gemähten Flächen deutlich häufiger auf, während *Lycaenidae* am Standort Pranzlgraben Mahd vollständig fehlen.

Die Standorte am Schoberstein zeigen eine größere Variabilität in der Zusammensetzung der Tagfalterfamilien. Zwar bleiben *Nymphalidae* auch hier vorherrschend, jedoch ist ihre relative Abundanz geringer als in anderen Erhebungsgebieten. Stattdessen sind dort *Pieridae* und *Hesperiidae* an häufiger vertreten. Am Standort Sommerholz fällt ein vergleichsweise hoher Anteil an *Lycaenidae* auf. In dem Erhebungsgebiet wurden zudem die einzigen Funde von *Papilionidae* verzeichnet.

Am Standort Schwarzenbergwiese dominieren erneut *Nymphalidae*. Der Anteil an *Lycaenidae* ist, ähnlich wie in Pfeifferleiten und am Sommerholz, verhältnismäßig hoch.

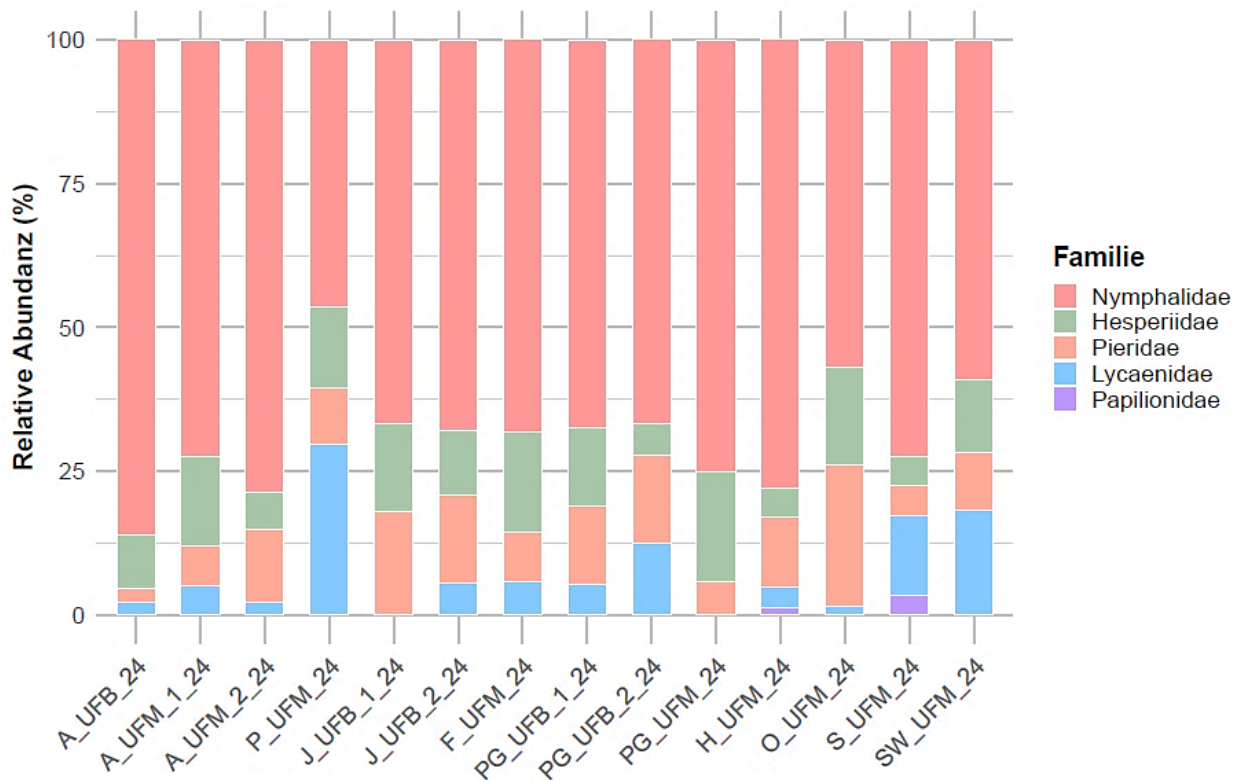


Abbildung 30: Relative Abundanzen der Tagfalterfamilien auf den einzelnen Standorten.

3.2.7. Habitatansprüche

Die Auswertung der Tagfalter in Bezug auf ihre Habitatansprüche zeigt deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Tagfaltergemeinschaften zwischen Brach- und Mahdflächen (Abb. 31 und 32). Während auf den Brachflächen Individuen, mesophiler Wald-Offenland Habitate dominieren und Offenlandarten in geringerem Umfang vertreten sind, zeigt sich den Mahdflächen eine ausgewogenere Verteilung zwischen mesophilen Wald-Offenlandarten und mesophiler Offenlandarten. Besonders auffällig ist der höhere Anteil xerothermophiler Offenlandarten, die auf Mahdflächen häufiger nachgewiesen wurden als auf Brachflächen. Zudem wurde die Art *Satyrrium spinii* auf der Pfeifferleiten festgestellt, welche zu den xerothermophilen Arten mit einer Präferenz für gehölz- bzw. baumbestandene Offenhabitate zählt. *Erebia aethiops* zählt zu den mesophilen Waldart und ist an den meisten untersuchten Standorten die häufigste Art. Lediglich an Standorten mit besonders hoher Diversität dominieren Offenlandarten, vor allem *Maniola jurtina*. Die erhobenen Individuen der Differenzialarten sind in

ihren Habitatansprüchen mit über der Hälfte den Offenlandarten zuzuordnen, während etwas über 40 % der Individuen zu den Wald-Offenlandarten zählen.

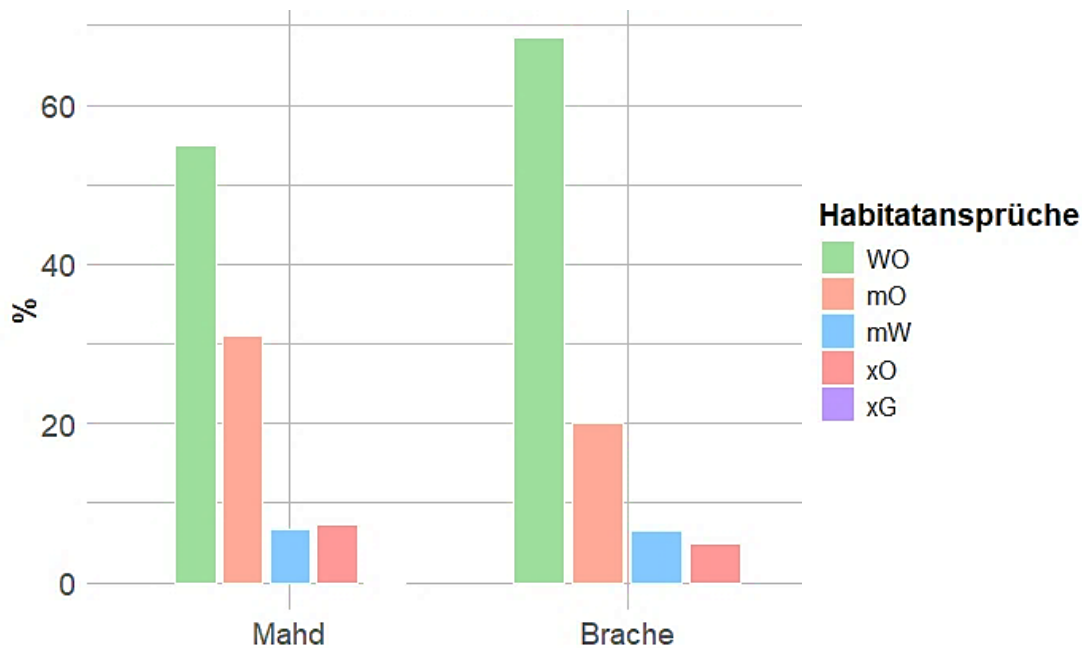


Abbildung 31: Relative Verteilung der Habitatansprüche der Individuen auf den Mahdflächen (links) und Brachflächen (rechts). mO = mesophil, Offenland, mW= mesophil, Wald, WO = Wald-Offenland, xG = xerothermophil, Gehölz, xO = xerothermophil, Offenland.

Im Erhebungsgebiet Annasberg weisen alle Flächen sehr hohe Anteile an Wald-Offenlandarten auf, während mesophile Offenlandarten, mesophile Waldarten und xerotherme Offenlandarten nur gering vertreten sind.

Im Erhebungsgebiet Jaidhaus ähneln sich die Brachflächen stark, da sie hohe Anteile an Wald-Offenlandarten und geringe Anteile der übrigen Artgruppen aufweisen. Die gemähte Fläche besitzt deutlich weniger Wald-Offenlandarten, jedoch höhere Anteile mesophiler und xerothermer Offenlandarten, während mesophile Waldarten und xerotherme Gehölzarten gering bleiben.

Im Erhebungsgebiet Pranzlgraben sind die beiden Brachflächen bei Wald-Offenlandarten und mesophilen Offenlandarten ähnlich, unterscheiden sich jedoch bei mesophilen Waldarten und xerothermen Offenlandarten. Die Mahdflächen weichen klar voneinander ab. Pranzlgraben Mahd zeigt sehr hohe Wald-Offenlandanteile und sehr geringe mesophile Offenlandanteile, während Fletzerleiten geringe Wald-Offenlandarten, sehr hohe mesophile Offenlandarten sowie mittlere mesophile Waldarten und geringe xerotherme Offenlandarten aufweist.

Die Standorte Hochstein, Ostwiese und Sommerholz besitzen insgesamt eine ähnliche Zusammensetzung mit mittleren Wald-Offenlandanteilen und hohen mesophilen Offenlandarten. Mesophile Waldarten sind auf Hochstein und Sommerholz gering, auf Ostwiese jedoch sehr

hoch. Xerotherme Offenlandarten treten auf Hochstein schwach und auf Sommerholz mittel auf.

Die Schwarzenbergwiese weist geringe Wald-Offenlandarten, aber hohe mesophile und xerotherme Offenlandarten sowie mittlere Anteile mesophiler Waldarten auf.

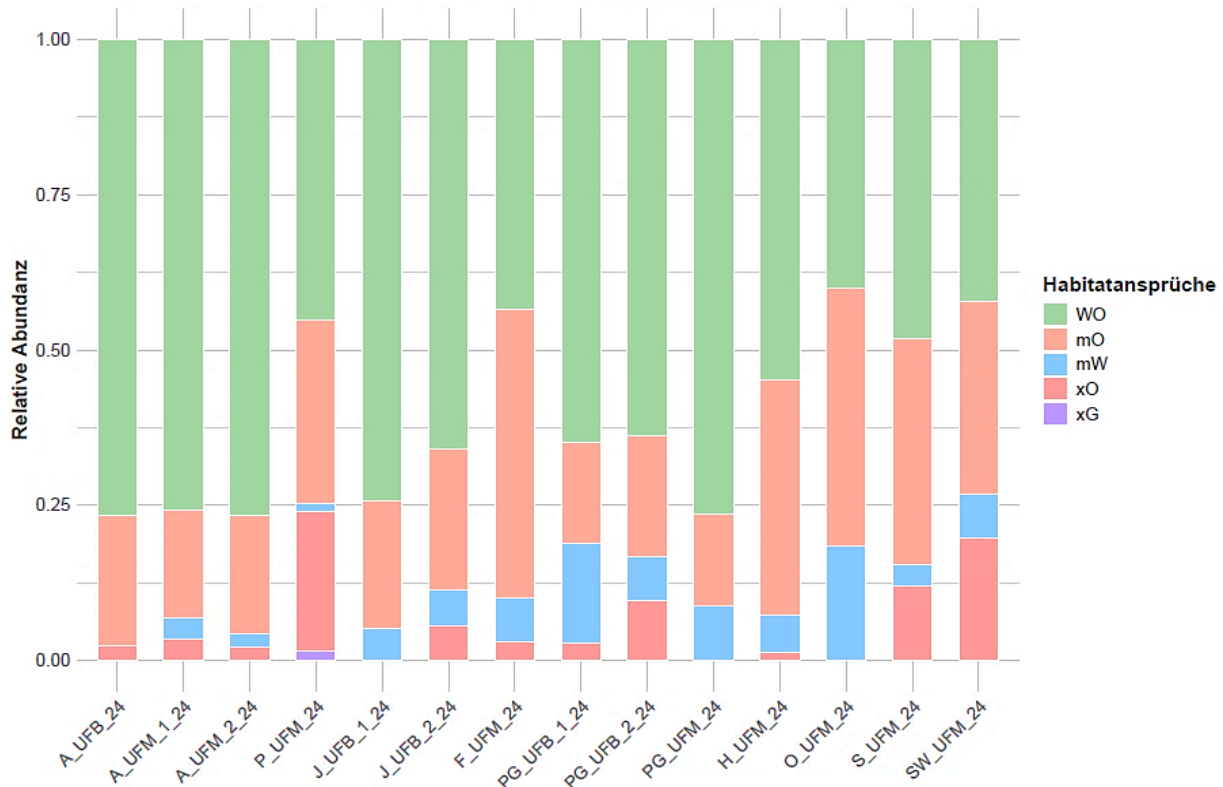


Abbildung 32: Relative Verteilung der Habitatansprüche der Tagfalter auf den einzelnen Standorten.

3.2.8. Spezialisierung

Die relative Abundanz der Arten mit Habitatspezialisierung beträgt auf den Mahdflächen 32,61 %. Davon sind 34,37 % Arten, die auf Offenlandhabitate spezialisiert sind und 65,63 % Arten mit Wald-Spezialisierung. Die Art *Erebia aethiops* stellt 54,16 % der Spezialisten. Die weiteren, erhobenen Arten mit Habitatspezialisierung auf Wald sind *Argynnis paphia*, *Erebia ligea* und *Lopinga achine*, wobei die beiden letzteren nur auf den Mahdflächen erhoben werden konnten. Die auf Offenland spezialisierten Arten auf den Mahdflächen sind *Erebia oeme*, *Melitaea diamina*, *Lysandra bellargus* und *Lysandra coridon*. Nur auf den Mahdflächen erhobene Offenlandarten waren *Cupido minimus*, *Erynnis tages* und *Phengaris arion*.

Auf den Brachflächen beträgt die relative Abundanz der Arten mit Habitatspezialisierung 35,25 %, wobei 24,43 % davon eine Spezialisierung auf Offenlandhabitate haben und 75,57 % auf Waldhabitate spezialisiert sind. Von letzteren stellt die Art *Erebia aethiops* 72,08 %, während die restlichen 3,49 % auf *Argynnis paphia* fallen. Die Offenlandarten mit Habitatspezialisierung sind *Erebia oeme*, *Melitaea diamina*, *Lysandra bellargus* und *Lysandra coridon*.

Die relative Abundanz der Arten mit Wirtspflanzenspezifität beträgt auf den Mahdflächen 10,19 % und auf den Brachflächen 9,43 %, wobei alle Arten der Kategorie „Eng Monophag“

zugeordnet werden können. Sowohl auf den Brachflächen als auch den Mahdflächen, zeigt *Fabriciana adippe* dabei die höchste relative Abundanz, gefolgt von *Argynnis paphia*. Weiter Arten, die auf beiden Flächentypen vorkommen sind *Aglais urticae*, *Araschnia levana* und *Speyera aglaja*. Die Arten *Lopinga achine* und *Phengaris alcon* konnten nur auf den Mahdflächen nachgewiesen werden, während die Arten *Fabriciana niobe* und *Boloria euphrosyne* nur auf Brachflächen erfasst wurden.

3.2.9. Rote Liste und FFH-Arten

Es konnten sowohl stark gefährdete als auch gefährdete Tagfalterarten der Roten Liste Österreich (Höttinger & Pennerstorfer, 2005) und der Roten Liste Oberösterreich auf den Flächen gefunden werden. *Muschampia floccifera*, sowie *Lopinga achine* gelten laut der Roten Liste Österreich als stark gefährdet. *Lopinga achine* ist auf der Roten Liste Oberösterreich ebenfalls angeführt, wurde hier allerdings nur als gefährdet eingestuft, darunter fallen ebenfalls *Cupido minimus*, *Lysandra coridon*, *Lysandra bellargus* und *Boloria dia*, während die Art *Phengaris arion* als stark gefährdet eingestuft ist (Neubacher & Schuster, 2023).

Lopinga achine und *Phengaris arion* zählen zudem zu den laut der FFH-Richtlinie (Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (Council Directive 92/43/EEC (2025))) geschützten Arten, wo sie unter dem Anhang IV gelistet sind (Umweltbundesamt, 2019).

Auf den Mahdflächen konnten alle erhobenen, als gefährdet eingestuften Schmetterlingsarten nachgewiesen werden, während auf den Brachflächen nur *Lysandra coridon* und *Lysandra bellargus* zu finden waren. Unter den gefährdeten Arten zählen *Cupido minimus*, *Lysandra coridon*, *Lysandra bellargus*, *Boloria dia* und *Phengaris arion* zu den xerothermen Offenlandarten. *Muschampia floccifera* ist eine mesophile Offenlandart und *Lopinga achine* eine mesophile Waldart.

4. Diskussion

4.1. Artenzusammensetzung und Diversität der Vegetation

Wie auch in anderen Studien beobachtet wurde, wirkt sich eine langfristige Aufgabe der Bewirtschaftung negativ auf die Artenzusammensetzung und -vielfalt der Vegetation aus (Baur et al., 2006; Bohner et al., 2012, 2019; Butaye et al., o. J.-b; Csörgő et al., 2013; Galváněk & Lepš, 2008; Maurer et al., 2006; Prévosto et al., 2011; Rendeková et al., 2020). Dies spiegelt sich unter anderem in den geringeren Anteilen konkurrenzstarker Familien wie etwa der *Poaceae* auf den Mahdflächen wider, aber auch in den höheren Anteilen an Blütenpflanzen, beispielsweise der *Asteraceae*. Typische, niedrigwüchsige, konkurrenzschwache und lichtbedürftige Arten sind auf ungemähten Flächen hingegen benachteiligt (Bohner et al., 2012).

Obwohl die Bewirtschaftung der Brachflächen bereits in den 1960er-Jahren eingestellt wurde, befindet sich die Sukzession dort noch in einem vergleichsweisen frühen Stadium, da nur ein minimaler Gehölzaufwuchs zu beobachten war. Die Vegetationsentwicklung auf ungenutzten Flächen kann durch verschiedene ökologische Prozesse verzögert werden. So kann etwa Wildverbiss das Aufwachsen junger Gehölze hemmen und dadurch die Verbuschung verlangsamen (DiTommaso et al., 2014). Riesch et al (2020), konnten beobachten, dass Wildverbiss, neben der Verlangsamung der Sukzession, auch einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt der Vegetation hat, da das Aufkommen dominanter Arten eingeschränkt wird. In der vorliegenden Arbeit wird Wildverbiss als plausibles Szenario zur Offenhaltung der Brachflächen in Betracht gezogen. Das Aufkommen von Gehölzen kann jedoch auch durch eine dichte Grasnarbe sowie die Anhäufung von Nekromasse eingeschränkt werden (Bohner et al., 2012, 2019; Moog et al., 2002).

Trotz gleicher Bewirtschaftung durch eine einschürige Mahd, zeigt sich eine deutliche floristische Heterogenität zwischen den untersuchten Mahdflächen. Trotz signifikant höherer Artenzahl der Gefäßpflanzen auf den Mahdflächen, konnten keine klare Abgrenzung der Artenzusammensetzung des Pflanzenbestandes zwischen Mahd- und Brachflächen identifiziert werden. Eine mögliche Erklärung hierfür liegt, neben unterschiedlichen Standortbedingungen in den Untersuchungsgebieten, in den unterschiedlichen Zeiträumen der Wiederbewirtschaftung, da sich auf extensive Nutzung angepasste Arten, etwa solche typischer Kalkmagerrasen, erst mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung wieder etablieren (Kelemen et al., 2014).

Im Mittel liegen die Werte der Diversitätsindizes der Vegetation auf den Mahdflächen höher als auf den Brachflächen, signifikant sind diese Ergebnisse, außer bei der schon erwähnten Artenzahl, jedoch nicht. Betrachtet man die einzelnen Untersuchungsgebiete fällt auf, dass die Mahdflächen nicht in jedem Fall die artenreichsten Standorte bzw. jene mit der höchsten Gleichverteilung der Arten darstellen. Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass die Standorte unterschiedlich lang wiederbewirtschaftet werden. Die Standorte Fletzerleiten, Sommerholz und Schwarzenbergwiese, welche bereits seit längerer Zeit regelmäßig gemäht werden, wiesen die höchste Artenvielfalt und Diversität aller untersuchten Standorte auf. Dieser entspricht auch den Ergebnissen früherer Studien, wie etwa Colom et al. (2021).

4.2. Arten- und Familienzusammensetzung der Tagfalter

Mit 46 Arten wurden im Rahmen dieser Masterarbeit etwa 23 % der in Österreich vorkommenden Tagfalterarten erhoben (Habel et al., 2025; Stettmer et al., 2022b). Im Mittel wurden auf den Mahdflächen vier Arten und 16 Individuen mehr pro Fläche festgestellt. Zudem sind vier der fünf Standorte mit den höchsten Diversitätsindizes Mahdflächen. Signifikante Unterschiede konnten, womöglich aufgrund der geringen Anzahl an Brachflächen, jedoch keine festgestellt werden. Aus Ergebnissen einiger früherer Studien geht hervor, dass Brachestadien, insbesondere jene mit geringer Sukzessionsentwicklung artenreicher sind als gemähte oder beweidete Flächen (Balmer & Erhardt, 2000; Baur et al., 2006; Pöyry et al., 2004; Söderström et al., o. J.). Skórka et al. (2007) fanden hingegen heraus, dass neben Brachflächen auch extensiv gemähte Wiesen, eine hohe Bedeutung für die Artenvielfalt der Tagfalter besitzen. Pöyry et al. (2004), Baur et al. (2006) und Balmer & Erhardt (2000) zeigten hingegen, dass vor allem Brachflächen, bis zu einem Alter von etwa 10 Jahren, hohe Abundanzen und Artenzahlen aufweisen. Aus allen Studien ging hervor, dass sich eine weit vorangeschrittene Sukzession in Richtung eines geschlossenen Waldes, negativ auf die Arten- und Individuenzahl der Tagfalter auswirkt. Steffan-Dewenter & Tschardtke (1997) beobachteten nach der Brachlegung der untersuchten Flächen zunächst ebenfalls eine Zunahme der Tagfalter Diversität, diese nahm jedoch schon ab dem dritten Jahr wieder ab, wohingegen Balmer & Erhardt (2000) keine signifikanten Unterschiede zwischen jungen Brachen und bewirtschafteten Fläche feststellen konnten.

Wie Öckinger et al. (2006) und Trappe et al. (2017) ebenfalls gezeigt haben, ergab die Analyse der Artenzusammensetzung zwischen beiden Flächentypen keine signifikanten Unterschiede. Die Ergebnisse von Pöyry et al. (2004, 2005) legen nahe, dass sich die Artenzusammensetzung wiederhergestellter Flächen aus einer Mischung aus Arten der Brachflächen und Arten mit Anpassung an extensive Bewirtschaftung zusammensetzt. Die statistisch nicht signifikanten Unterschiede in Arten- und Individuenzahl, lassen sich auf die teils stark variierende Artenzahl zwischen den einzelnen Mahd- und Brachflächen zurückführen. Einen Grund dafür kann die unterschiedlich lang Wiederbewirtschaftungsdauer darstellen, da initiale Stadien der Wiederbewirtschaftung vegetativ noch geringe Unterschiede zu den Brachflächen aufweisen (Kelemen et al., 2014), blütenreichere Flächen die Artenvielfalt der Tagfalter jedoch fördern (Milberg et al., 2016; Pöyry et al., 2009; Steffan-Dewenter & Tschardtke, 1997). Zudem kann die Wiederbesiedlung der Flächen nach der Wiederaufnahme der Mahd etwas Zeit in Anspruch nehmen (Woodcock et al., 2012).

Trotz der im Durchschnitt höheren Artenvielfalt auf den Mahdflächen zeigen auch einige Brachflächen, insbesondere die Flächen Pranzlgraben Brache 2 und Jaidhaus Brache 2 eine hohe Artenzahl. Dies lässt sich anhand der Ergebnisse nicht auf die Zusammensetzung der Vegetation zurückführen. Grund für die höhere Vielfalt könnte die Nähe zu anderen Offenlandhabitaten sein, welche Migration zwischen den Flächen erleichtert und somit die Tagfalterdiversität fördert (Kalarus & Nowicki, 2015; Öckinger et al., 2012; Öckinger & Smith, 2006). Gleichzeitig lässt sich damit auch die relative Artenarmut der Standorte am Annasberg erklären, die deutlich isolierter liegen als die Standorte der übrigen Untersuchungsgebiete. Für eine klare Bestätigung dieser Annahmen ist die Datenlage jedoch nicht ausreichend.

Die Auswertung der Unterschiede in der Familienzusammensetzung der Tagfalter ergab nur geringe Differenzen. Auf den Mahdflächen wurden vermehrt Arten der *Lycaenidae* und *Hesperiidae* beobachtet. Auf den Brachflächen waren die *Nymphalidae*, und hier speziell die *Satyrinae* häufiger, obwohl Letztere auf beiden Flächentypen über die Hälfte der relativen Abundanzen der Arten stellten. Dieser Unterschied lässt sich durch die Verfügbarkeit von Raupenfutterpflanzen, sowie die Habitatsprüche der einzelnen Arten erklären. *Lycaenidae* sind meist auf *Fabaceae* spezialisiert, welche auf den Mahdflächen, wenn auch nur in geringem Ausmaß, häufiger vorkommen, zudem sind viele der erhobenen Arten dieser Familie den Offenlandarten zuzuordnen (Stettmer et al., 2022b). Der höhere Anteil an hochwüchsigen Gräsern auf Brachflächen begünstigt Arten mit grasfressenden Raupen, insbesondere *Satyrinae* (Steffan-Dewenter & Tscharntke, 1997). Die höhere Zahl an *Hesperiidae* lässt sich nicht durch die Vegetationszusammensetzung erklären, da auch hier viele der erhobenen Arten an Gräser als Raupenfutterpflanze angepasst sind, ein großer Teil dieser Arten zählt jedoch zu den mesophilen Offenlandarten (Stettmer et al., 2022b).

4.3. Habitatsprüche und -spezialisierung der Tagfalter

Auf den gemähten Flächen zeigte sich im Vergleich zu den brachliegenden eine höhere relative Abundanz an Offenlandarten, insbesondere mesophiler, in geringerem Maße xerothermer Arten. Auf den Brachflächen hingegen dominierten die Wald-Offenlandarten. Mesophile Offenlandarten traten vor allem auf regelmäßig gepflegten Standorten wie Fletzerleiten und Ostwiese gehäuft auf, während xerotherme Arten bevorzugt an wärmeexponierten, trockeneren Standorten wie Pfeifferleiten und Schwarzenbergwiese vorkamen. Letztere wiesen zugleich die höchsten Anteile an Offenlandarten insgesamt auf. *Erebia aethiops*, eine mesophile Waldart, ist die insgesamt dominierende Art über alle Standorte hinweg. Lediglich auf den Flächen mit der höchsten Artenvielfalt ist die mesophile Offenlandart *Maniola jurtina* die individuenreichste. Dies stimmt mit Ergebnissen früherer Studien überein (Baur et al., 2006; Pöyry et al., 2006; Trappe et al., 2017), welche die Bedeutung regelmäßiger Pflege für die Diversität von Offenlandarten hervorheben.

Im Rahmen dieser Arbeit konnte eine leichte Zunahme der relativen Abundanz an Habitatspezialisten beobachtet werden. Die Wiederherstellung von Lebensräumen durch Maßnahmen wie Mahd führt zu einer Zunahme von Habitatspezialisten, beispielsweise auf Kalkmagerrasen (Rákosy & Schmitt, 2011). Dies ist zum einen auf das höhere Blütenangebot zurückzuführen (Milberg et al., 2016; Steffan-Dewenter & Tscharntke, 1997), da der Artenreichtum spezialisierter Tagfalter besonders mit der Vielfalt der Gefäßpflanzen korreliert (Pöyry et al., 2006; Wenzel et al., 2006). Zum anderen tragen anthropogene Eingriffe wie das Entfernen von Streu zur Förderung wärmeliebender Arten bei, indem sie offeneren und sonnenexponierte Standorte schaffen (Pöyry et al., 2006; Trappe et al., 2017). Diese leichte Zunahme kann dadurch erklärt werden, dass Arten, die an extensiv bewirtschaftetes Grünland angepasst sind, häufig eine längere Zeitspanne für die Wiederbesiedelung wiederhergestellter Flächen benötigen (Pöyry et al., 2005).

Mit der zunehmenden Verbrachung und dem verstärkten Vorkommen ausdauernder Grasarten verschieben sich die Schmetterlingsgemeinschaften zugunsten generalistischer Arten. Diese

sind weniger auf spezifische Wirtspflanzen angewiesen, sondern profitieren mehr von einer hohen Biomasseproduktion (Stefanescu et al., 2009; Steffan-Dewenter & Tscharnkte, 1997).

Die Analyse der Differenzialarten, also jener Tagfalterarten, die ausschließlich auf den Mahdflächen vorkamen, verdeutlicht die Bedeutung extensiv genutzter Wiesen. Über die Hälfte der nachgewiesenen Individuen zählen zu den mesophilen und xerothermen Offenlandarten. Insgesamt konnte innerhalb der Differenzialarten auch eine hohe Variabilität an Habitatsprüchen festgestellt werden, auch wenn eine klare Tendenz hin zu Offenlandarten ersichtlich ist. Wie oben schon erwähnt, scheint auch hier eine hohe Heterogenität an Habitatstrukturen förderlich für die Diversität der Tagfalter zu sein. Der hohe Anteil an xerothermen Offenlandarten unter den gefährdeten Arten macht die Bedeutung der Mahd für Arten mit spezifischen Habitatsprüchen für Offenlandhabitate ebenfalls deutlich.

Es zeigt sich, dass unterschiedliche Stadien der Sukzession, beziehungsweise Wiederherstellungsstadien, wertvoll sein können und eine rotierende Nutzung sinnvoll erscheint (Baur et al., 2006). Pöyry et al. (2009) weisen zudem darauf hin, dass sich Managementmaßnahmen besonders lohnen, wenn sie sich auf gut vernetzte Wiesen mit hoher Habitatqualität fokussieren, da dort Populationen bedrohter Arten besser erhalten werden können. Ein mosaikreiches Landschaftsbild mit Wiesenflächen unter unterschiedlicher Bewirtschaftung ist für die Artenvielfalt von Tagfaltern also förderlich (Öckinger et al., 2006; Steffan-Dewenter & Tscharnkte, 1997).

4.4. Methodenkritik

Die Vegetationserhebungen wurden vergleichsweise spät im Jahr (Mitte Juli) durchgeführt. Dadurch sind die Einschätzungen zur Deckung, zur Artenzahl sowie deren statistische Aussagekraft womöglich eingeschränkt. Die Platzierung der Erhebungsplots entlang der Transektlinie der Tagfaltererhebung, könnte zudem zu Einschränkungen in der Erfassung des Artenspektrums der Vegetation der Fläche geführt haben. Um den möglichen Zusammenhang zwischen der Artenzahl der Vegetation und der Artenzahl der Tagfalter belastbar nachzuweisen, sind weiterführende Untersuchungen mit größerem Stichprobenumfang erforderlich.

Die hohe Variation in Arten- und Individuenzahl der Tagfalter, sowohl innerhalb der Mahd- als auch der Brachflächen zeigt, dass ein größerer Stichprobenumfang für zukünftige Untersuchungen sinnvoll ist. Vor allem da einige spezifische Arten erhoben werden konnten, welche ausschließlich auf den gemähten Flächen vorkamen und die Unterschiede in den Individuenzahlen zwischen Mahd- und Brachflächen nur knapp nicht signifikant waren.

5. Fazit

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass die Unterschiede zwischen regelmäßig gemähten Flächen und Brachflächen in Bezug auf die Artenzusammensetzung der Tagfalter nicht signifikant sind. Beide Flächentypen weisen eine Übereinstimmung in der Gemeinschaft auf, vor allem bei den eudominanten und dominanten Arten. Die Mahdflächen beherbergen mehr Offenlandarten, sowie auf Offenland spezialisierte Arten. Zudem sind die artenreichsten Standorte, sowohl in Hinblick auf die Vegetation als auch auf die Tagfalter, Mahdflächen. Der Artenreichtum der

Tagfalter lässt sich hierbei am besten durch den zunehmenden Artenreichtum der Vegetation, sowie ein breiteres Blütenangebot erklären. Das unterstreicht die Bedeutung der Mahd als wichtiges Instrument für den Erhalt von Arten extensiv bewirtschaftete Lebensräume. Die Ergebnisse legen nahe, dass die Wiedereinführung langfristiger Pflegemaßnahmen auf ehemaligen Kalkmagerrasen förderlich für die Wiederansiedlung typischer sowie gefährdeter Tagfalterarten ist, zeigen aber auch das Brachflächen in frühen Sukzession Stadien ein wertvolles Habitat für diese bieten können.

Literatur

- Augenstein, B., Ulrich, W., & Habel, J. C. (2012). Directional temporal shifts in community structure of butterflies and ground beetles in fragmented oligotrophic grasslands of Central Europe. *Basic and Applied Ecology*, 13(8), 715–724. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.09.004>
- Balmer, O., & Erhardt, A. (2000). Consequences of Succession on Extensively Grazed Grasslands for Central European Butterfly Communities: Rethinking Conservation Practices. *Conservation Biology*, 14(3), 746–757. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98612.x>
- Baumann, A. (2006). *On the vegetation history of calcareous grasslands in the Franconian Jura (Germany) since the Bronze Age*. J. Cramer.
- Baur, B., Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileiko, A. A., Baur, A., Stoll, P., & Erhardt, A. (2006). Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biological Conservation*, 132(2), 261–273. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.018>
- Bergwiesn. (o. J.). Abgerufen 23. Oktober 2025, von <http://bergwiesn.at/>
- Bobo, K. S., Waltert, M., Fermon, H., Njokagbor, J., & Mühlenberg, M. (2006). From Forest to Ffarmland: Butterfly Diversity and Habitat Associations Along a Gradient of Forest Conversion in Southwestern Cameroon. *Journal of Insect Conservation*, 10(1), 29–42. <https://doi.org/10.1007/s10841-005-8564-x>
- Bohner, A., Karrer, J., Walcher, R., Brandl, D., Michel, K., Arnberger, A., Frank, T., & Zaller, J. G. (2019). Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: Case studies in three mountain regions in the Eastern Alps. *Folia Geobotanica*, 54(3–4), 211–225. <https://doi.org/10.1007/s12224-019-09355-2>
- Bohner, A., Starlinger, F., & Koutecky, P. (2012). Vegetation changes in an abandoned montane grassland, compared to changes in a habitat with low-intensity sheep grazing – a case study in Styria, Austria. *Eco.Mont (Journal on Protected Mountain Areas Research)*, 4(2), 5–12. <https://doi.org/10.1553/eco.mont-4-2s5>
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde* (3., neubearb. und wesentl. vermehrte Aufl. 1964, Softcover reprint). Springer.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Brooks, D. R., Bater, J. E., Clark, S. J., Monteith, D. T., Andrews, C., Corbett, S. J., Beaumont, D. A., & Chapman, J. W. (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1009–1019. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02194.x>
- Butaye, J., Adriaens, D., & Honnay, O. (o. J.-a). *Conservation and restoration of calcareous grasslands: A concise review of the effects of fragmentation and management on plant species*.
- Butaye, J., Adriaens, D., & Honnay, O. (o. J.-b). *Conservation and restoration of calcareous grasslands: A concise review of the effects of fragmentation and management on plant species*.
- Chao, A., Chiu, C.-H., & Jost, L. (2014). Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1), 297–324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>

- Colom, P., Traveset, A., & Stefanescu, C. (2021). Long-term effects of abandonment and restoration of Mediterranean meadows on butterfly-plant interactions. *Journal of Insect Conservation*, 25(3), 383–393. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00307-w>
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S.-Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., & Longino, J. T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 3–21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (2025). <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/2025-07-14>
- Csergő, A. M., Demeter, L., & Turkington, R. (2013). Declining Diversity in Abandoned Grasslands of the Carpathian Mountains: Do Dominant Species Matter? *PLoS ONE*, 8(8), e73533. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073533>
- DiTommaso, A., Morris, S. H., Parker, J. D., Cone, C. L., & Agrawal, A. A. (2014). Deer Browsing Delays Succession by Altering Aboveground Vegetation and Belowground Seed Banks. *PLoS ONE*, 9(3), e91155. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091155>
- Dolek, M., & Geyer, A. (2002). Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franco-nian Jura by grazing: A comprehensive approach. *Biological Conservation*, 104(3), 351–360. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00200-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00200-2)
- Dover, J. W., Spencer, S., Collins, S., Hadjigeorgiou, I., & Rescia, A. (2011). Grassland butterflies and low intensity farming in Europe. *Journal of Insect Conservation*, 15(1–2), 129–137. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9332-0>
- Ellenberg, H., Leuschner, C., & Dierschke, H. (2010). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht ; 203 Tabellen* (6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage). Verlag Eugen Ulmer.
- Fischer, M. A. & Oberösterreichische Landesmuseen (Hrsg.). (2008). *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol: Bestimmungsbuch für alle in der Republik Österreich, im Fürstentum Liechtenstein und der Autonomen Provinz Bozen / Südtirol (Italien) wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung* (3., verb. Aufl). Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen.
- Fleishman, E., & Murphy, D. D. (2009). A Realistic Assessment of the Indicator Potential of Butterflies and Other Charismatic Taxonomic Groups. *Conservation Biology*, 23(5), 1109–1116. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01246.x>
- Galvánek, D., & Lepš, J. (2008). Changes of species richness pattern in mountain grasslands: Abandonment versus restoration. *Biodiversity and Conservation*, 17(13), 3241–3253. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9424-2>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001a). Estimating species richness. In Magurran, A. E. & May, R. M (Hrsg.), *Ecological diversity and its measurement* (S. 39–54). Princeton University Press.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001b). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379–391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Habel, J. C., Samways, M. J., & Schmitt, T. (2019). Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation*, 28(6), 1343–1360. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01741-8>
- Habel, J. C., Schmitt, T., Gros, P., & Ulrich, W. (2022). Breakpoints in butterfly decline in Central Europe over the last century. *Science of The Total Environment*, 851, 158315. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158315>

- Habel, J. C., Schmitt, T., Huemer, P., Rüdissler, J., Gros, P., & Ulrich, W. (2025). Selective observation causes differences in citizen science butterfly data. *Basic and Applied Ecology*, 87, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2025.06.003>
- Habel, J. C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W. W., & Schmitt, T. (2016). Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology*, 30(4), 754–762. <https://doi.org/10.1111/cobi.12656>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hauser, E., Essl, F., Hülber, K., Ott, C., Schönswetter, P., Tribsch, A., & Turner, B. (2004). *Naturraumkartierung Oberösterreich [Projektbericht im Auftrag des Landes Oberösterreich, Naturschutzabteilung – Naturraumkartierung OÖ]*.
- Herrando, S., Brotons, L., Anton, M., Páramo, F., Villero, D., Titeux, N., Quesada, J., & Stefanescu, C. (2016). Assessing impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data. *Environmental Conservation*, 43(1), 69–78. <https://doi.org/10.1017/S0376892915000260>
- Hordijk, I., Maynard, D. S., Hart, S. P., Lidong, M., Ter Steege, H., Liang, J., de-Miguel, S., Nabuurs, G., Reich, P. B., Abegg, M., Adou Yao, C. Y., Alberti, G., Almeyda Zambrano, A. M., Alvarado, B. V., Esteban, A., Alvarez-Loayza, P., Alves, L. F., Ammer, C., Antón-Fernández, C., ... Crowther, T. W. (2023). Evenness mediates the global relationship between forest productivity and richness. *Journal of Ecology*, 111(6), 1308–1326. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14098>
- Höttinger, H., & Pennerstorfer, J. (2005). Rote Liste der Tagsschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). In Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter*. (S. 313–354).
- Höttinger, Helmut, Pendl, Manfred, Wiemers, Martin, & Pospisil, Andreas. (2013). *Insekten in Wien—Tagfalter*. Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Kalarus, K., & Nowicki, P. (2015). How Do Landscape Structure, Management and Habitat Quality Drive the Colonization of Habitat Patches by the Dryad Butterfly (Lepidoptera: Satyrinae) in Fragmented Grassland? *PLOS ONE*, 10(9), e0138557. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138557>
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Migléc, T., Tóth, K., Ölvedi, T., & Tóthmérész, B. (2014). Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: Vegetation changes after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation*, 23(3), 741–751. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0631-8>
- Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N., & Kiehl, K. (2019). *Renaturierungsökologie* (1. Aufl. 2019). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-54913-1>
- Lauber, K., Wagner, G., & Gygax, A. (2018). *Flora helvetica: Illustrierte Flora der Schweiz: mit Artbeschreibungen und Verbreitungskarten von 3200 wild wachsenden Farn- und Blütenpflanzen, einschliesslich wichtiger Kulturpflanzen* (Sechste, vollständig überarbeitete Auflage). Haupt Verlag.

- Maarel, E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39(2), 97–114. <https://doi.org/10.1007/BF00052021>
- 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(3), 438–446. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.005>
- Middleton-Welling, J., Dapporto, L., García-Barros, E., Wiemers, M., Nowicki, P., Plazio, E., Bonelli, S., Zaccagno, M., Šašić, M., Liparova, J., Schweiger, O., Harpke, A., Musche, M., Settele, J., Schmucki, R., & Shreeve, T. (2020). A new comprehensive trait database of European and Maghreb butterflies, Papilionoidea. *Scientific Data*, 7(1), 351. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00697-7>
- Milberg, P., Bergman, K.-O., Cronvall, E., Eriksson, Å. I., Glimskär, A., Islamovic, A., Jonason, D., Löfqvist, Z., & Westerberg, L. (2016). Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.029>
- Montgomery, G. A., Dunn, R. R., Fox, R., Jongejans, E., Leather, S. R., Saunders, M. E., Shortall, C. R., Tingley, M. W., & Wagner, D. L. (2020). Is the insect apocalypse upon us? How to find out. *Biological Conservation*, 241, 108327. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108327>
- Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., & Schreiber, K. -F. (2002). Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science*, 5(1), 99–106. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00539.x>
- Neubacher, G., & Schuster, A. (2023). *Geschützte Tiere in Oberösterreich*. https://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/n_geschuetzteTiere.pdf
- Öckinger, E., Bergman, K.-O., Franzén, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., & Bommarco, R. (2012). The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology*, 27(1), 121–131. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9686-z>
- Öckinger, E., Eriksson, A. K., & Smith, H. G. (2006). Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, 133(3), 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>
- Öckinger, E., & Smith, H. G. (2006). Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 149(3), 526–534. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0464-6>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... Weedon, J. (2001). *vegan: Community Ecology Package* (S. 2.7-1) [Dataset]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>
- Pollard, E., & Yates, T. J. (1995). *Monitoring butterflies for ecology and conservation* (1. Aufl.). Chapman & Hall.
- Poschlod, P., & WallisDeVries, M. F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—Lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), 361–376. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00201-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00201-4)
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., & Kuussaari, M. (2004). RESTORATION OF BUTTERFLY AND MOTH COMMUNITIES IN SEMI-NATURAL GRASSLANDS BY CATTLE GRAZING. *Ecological Applications*, 14(6), 1656–1670. <https://doi.org/10.1890/03-5151>

- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., & Kuussaari, M. (2005). Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation*, 122(3), 465–478. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.09.007>
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K., & Kuussaari, M. (2006). Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: An indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos*, 115(3), 401–412. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15126.x>
- Pöyry, J., Paukkunen, J., Heliölä, J., & Kuussaari, M. (2009). Relative contributions of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 160(3), 577–587. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1328-7>
- Prévosto, B., Kuiters, L., Bernhardt-Römermann, M., Dölle, M., Schmidt, W., Hoffmann, M., Van Uytvanck, J., Bohner, A., Kreiner, D., Stadler, J., Klotz, S., & Brandl, R. (2011). Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobotanica*, 46(4), 303–325. <https://doi.org/10.1007/s12224-010-9096-z>
- Rákosy, L., & Schmitt, T. (2011). Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats? *Ecological Indicators*, 11(5), 1040–1045. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.10.010>
- Reichelt, G., & Wilmanns, O. (1973). *Vegetationsgeographie*. Westermann.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., Van Den Berg, M., & Alkemade, R. (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), 86–102. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.026>
- Rendeková, A., Miškovíc, J., Mičieta, K., Michalová, M., Eliašová, M., & Ballová, D. (2020). Changes in the Diversity of Dry Calcareous Grasslands After Abandonment of Traditional Management in Devínska Kobyla National Nature Reserve (Southwestern Slovakia, Central Europe). *Ekológia (Bratislava)*, 39(2), 101–115. <https://doi.org/10.2478/eko-2020-0008>
- Riesch, F., Tonn, B., Stroh, H. G., Meißner, M., Balkenhol, N., & Isselstein, J. (2020). Grazing by wild red deer maintains characteristic vegetation of semi-natural open habitats: Evidence from a three-year exclusion experiment. *Applied Vegetation Science*, 23(4), 522–538. <https://doi.org/10.1111/avsc.12505>
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Schwerdtfeger, F. (1978). *Lehrbuch der Tierökologie* (1. Aufl.). Parey.
- Skórka, P., Settele, J., & Woyciechowski, M. (2007). Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(4), 319–324. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.11.001>
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K., & Glimskär, A. (o. J.). *Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors*.
- Stefanescu, C., Peñuelas, J., & Filella, I. (2009). Rapid changes in butterfly communities following the abandonment of grasslands: A case study. *Insect Conservation and Diversity*, 2(4), 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00063.x>
- Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (1997). Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia*, 109(2), 294–302. <https://doi.org/10.1007/s004420050087>

- Steffan-Dewenter, I., & Tscharrntke, T. (2002). Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands—A mini review. *Biological Conservation*, 104(3), 275–284. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00192-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00192-6)
- Stettmer, C., Bräu, M., Gros, P., & Wanninger, O. (with Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege & Haus der Natur). (2022a). *Die Tagfalter Deutschlands und Österreichs* (3., komplett überarbeitete und erweiterte Auflage). Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Stettmer, C., Bräu, M., Gros, P., & Wanninger, O. (with Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege & Haus der Natur). (2022b). *Die Tagfalter Deutschlands und Österreichs* (3., komplett überarbeitete und erweiterte Auflage). Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Stuhldreher, G., & Fartmann, T. (2018). Threatened grassland butterflies as indicators of micro-climatic niches along an elevational gradient – Implications for conservation in times of climate change. *Ecological Indicators*, 94, 83–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.043>
- Thomas, J. A. (2005). Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 339–357. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1585>
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T., & Lawton, J. H. (2004). Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science*, 303(5665), 1879–1881. <https://doi.org/10.1126/science.1095046>
- Trappe, J., Kunz, F., Weking, S., & Kamp, J. (2017). Grassland butterfly communities of the Western Siberian forest steppe in the light of post-Soviet land abandonment. *Journal of Insect Conservation*, 21(5–6), 813–826. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0021-0>
- Tuomisto, H. (2012). An updated consumer's guide to evenness and related indices. *Oikos*, 121(8), 1203–1218. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19897.x>
- Umweltbundesamt. (2019). *Arten der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie in Österreich*. https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/arten_der_anhaenge_ii_iv_v_oesterreich.pdf
- Van Swaay, C. A. M. (2002). The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*, 104(3), 315–318. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00196-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00196-3)
- Van Swaay, C. A. M., Dennis, E. B., Schmucki, R., Sevilleja, C. G., Arnberg, H., Åström, S., Bala-laikins, M., Barea-Azcón, J. M., Bonelli, S., Botham, M., Cancela, J. P., Collins, S., De Flores, M., Dapporto, L., Dopagne, C., Dziekanska, I., Escobés, R., Faltýnek Fric, Z., Fernández-García, J. M., ... Roy, D. B. (2022). *European Grassland Butterfly Indicator 1990-2020: Technical report*. Butterfly Conservation Europe & SPRING/eBMS.
- Van Swaay, C., Warren, M., & Loïs, G. (2006a). Biotope Use and Trends of European Butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 10(2), 189–209. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6293-4>
- Van Swaay, C., Warren, M., & Loïs, G. (2006b). Biotope Use and Trends of European Butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 10(2), 189–209. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6293-4>
- WallisDeVries, M. F., Poschlod, P., & Willems, J. H. (2002). Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: Integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*, 104(3), 265–273. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00191-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00191-4)

- Warren, M. S., Maes, D., Van Swaay, C. A. M., Goffart, P., Van Dyck, H., Bourn, N. A. D., Wynhoff, I., Hoare, D., & Ellis, S. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002551117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002551117>
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M., & Seitz, A. (2006). The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. *Biological Conservation*, 128(4), 542–552. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.022>
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>
- Whittaker, R. H. (1972). EVOLUTION AND MEASUREMENT OF SPECIES DIVERSITY. *TAXON*, 21(2–3), 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Woodcock, B. A., Bullock, J. M., Mortimer, S. R., Brereton, T., Redhead, J. W., Thomas, J. A., & Pywell, R. F. (2012). Identifying time lags in the restoration of grassland butterfly communities: A multi-site assessment. *Biological Conservation*, 155, 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.05.013>