

**Vorkommen und Phänologie der Tagfalter
(Papilionoidea) im Höhenverlauf eines Lawenstrichs
im Karwendel bei Innsbruck**

- Masterarbeit -

Fabian Kernbichl

Zur Erlangung des akademischen Grades eines M.Sc. an der Leopold-Franzens-
Universität Innsbruck

Betreuung:

Dr. Johannes Rüdisser - Universität Innsbruck, Institut für Ökologie

Co-Betreuung:

Benjamin Wiesmair - Tiroler Landesmuseum, Sammlung- und Forschungszentrum

Innsbruck den, 10.06.2024

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt durch meine eigenhändige Unterschrift, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Stelle, die wörtlich oder inhaltlich den angegeben Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht.

Ich erkläre mich mit der Archivierung der vorliegenden Masterarbeit einverstanden.

Innsbruck, am 10.06.2024

Danksagung

Mein Dank gilt dem Betreuer dieser Arbeit, Dr. Johannes Rüdiger vom Institut für Ökologie der Universität Innsbruck, der mir beim Verfassen der Arbeit mit Rat und Anregungen zur Seite gestanden hat. Der Dank gilt auch Frederike Barkmann, die mich mit Rat und Tat bei der statistischen Auswertung unterstützte.

Ganz besonders herzlich möchte ich mich bei Benjamin Wiesmair von der Naturwissenschaftlichen Sammlung der Tiroler Landesmuseen dafür bedanken. Vor Beginn meiner Erhebungen hat er mir umfassende Kenntnisse über die Bestimmung von Tagfalter vermittelt und mich später bei anspruchsvollen Fällen tatkräftig unterstützt. Vielen Dank für dein Expertenwissen, Materialien und Hilfe!

Einen besonderen Dank auch an meine Freunde und Familie für die inspirierenden Gedanken und eine lebhaftige Studienzeit.

Inhaltsverzeichnis

Abstract	4
Zusammenfassung	4
1 Einleitung	6
1.1 Biodiversitätskrise	6
1.2 Tagfalter als Biodiversitätsindikatoren.....	6
1.3 Hochgebirge als Lebensraum	7
1.4 Lawenstriche als Habitat und Korridore.....	8
1.5 Phänologie der Tagfalter	9
1.6 Das Viel-Falter Monitoring	9
1.6 Ziel der Arbeit	10
2 Material und Methodik	11
2.1 Untersuchungsgebiet	11
2.2 Erhebungen	14
2.3 Datenanalyse	15
3 Ergebnisse	18
3.1 Faunistik und Phänologie der Tagfaltervorkommen.....	18
3.2 Rarefaction und Extrapolation	20
3.3 Rang-Abundanz-Kurven: Dominanz einzelner Tagfalterarten.....	21
3.4 Diversität des Tagfaltervorkommens	24
3.5 Detaillierte Betrachtung der Arten mit den höchsten Individuenzahlen.....	24
4. Diskussion	27
4.1 Faunistik und räumliche Verteilung der Tagfalter.....	27
4.2 Phänologie der Tagfalter	29
4.3 Artzusammensetzung.....	29
4.4 Arten mit den höchsten Individuenzahlen	30
5 Fazit	33
6 Verzeichnisse	34
6. 1 Abbildungsverzeichnis	34
6.2 Tabellenverzeichnis	34
6.3 Literaturverzeichnis	34

Abstract

To date, there are only a few studies that have focussed on the changes in species richness and species composition of lepidoptera in avalanche path in the Alps. Avalanche path are considered to be one of the few natural, forest-free areas below the tree line and are therefore of great importance for butterflies as habitats and corridors. This study investigates the occurrence of butterflies in the altitudinal course of an avalanche path on the Nordkette near Innsbruck (Tyrol/Austria).

The focus of the work is on the species composition at different altitudes and the phenological distribution of butterflies in one survey season. The survey was distributed over five survey areas at altitudes between 990 m and 1810 m above sea level. were recorded. The plots were each mapped on 13 days over a period from April to September 2023. The standardised recording methodology corresponds to that of the butterfly monitoring. Here, all butterflies are recorded over an area of 1000 m² for 30 minutes.

52 butterfly species with 880 individuals from five families were recorded. The work confirms the assumption that altitude has an effect on both species richness and species composition. The results show the highest species richness and the highest abundance of butterflies at medium altitude. Above the tree line, a clear decrease in the number of species and individuals can be recognised. The study also found a correlation between beta diversity and the difference in altitude between the individual sites. The study confirms the assumption that areas that are further apart from each other have more diverse species communities. Phenological events such as the first appearance of butterflies or the main flight period show a temporal shift to a later point in the year, the higher the sites are located.

Zusammenfassung

Bisher existieren nur wenige Arbeiten, die sich mit dem Veränderungen von Artenreichtum und Artenzusammensetzung von Lepidopteren in Lawenstrichen in den Alpen beschäftigen. Lawenstriche gelten als eine der wenigen natürlichen, waldreien Flächen unterhalb der Baumgrenze und haben somit eine große Bedeutung für die Schmetterlinge als Habitat und Korridor. Die vorliegende Studie untersucht das Vorkommen von Tagfalter im Höhenverlauf eines Lawenstrichs an der Nordkette bei Innsbruck (Tirol/Österreich).

Der Fokus der Arbeit liegt dabei auf die Artenzusammensetzung in unterschiedlichen Höhen und die phänologische Verteilung der Tagfalter in einer Erhebungssaison. Es wurden auf fünf Erhebungsflächen verteilt auf einer Höhe zwischen 990 m ü. NN. und 1810 m ü. NN. Aufnahmen gemacht. Die Flächen wurden jeweils an 13 Tagen über einen Zeitraum von April bis September 2023 kartiert. Die standardisierte Methodik der Aufnahme entspricht dabei der des Viel-Falter Monitorings. Hierbei werden während 30 Minuten auf einer Fläche von 1000 m² alle Tagfalter erfasst.

Es wurden 52 Tagfalterarten mit 880 Individuen aus fünf Familien nachgewiesen. Die Arbeit bestätigt die Annahme, dass die Höhe eine Auswirkung auf den Artenreichtum, als auch auf die Artenzusammensetzung hat. Die Ergebnisse zeigen den höchste Artenreichtum und die höchste Abundanz der Tagfalter in mittlerer Höhe. Oberhalb der Baumgrenze ist eine deutliche Abnahme der Arten und Individuenzahl zu erkennen. Außerdem wurde in der Arbeit ein Zusammenhang zwischen der Beta-Diversität und der Höhendifferenz der einzelnen Standorte festgestellt. Die Arbeit bestätigt die Annahme, dass Flächen die weiter voneinander entfernt sind unterschiedlichere Artengemeinschaften aufweisen. Phänologische Ereignisse wie das erste Erscheinen von Tagfaltern

oder die Hauptflugzeit zeigen eine zeitliche Verschiebung zu einem späteren Zeitpunkt im Jahr, je höher die Flächen liegen.

1 Einleitung

1.1 Biodiversitätskrise

In den letzten Jahren hat sich der Rückgang der biologischen Vielfalt als eine der größten Herausforderungen der Gesellschaft erwiesen. Besorgniserregend ist der Verlust von Arten und Biomasse bei allen Taxa, insbesondere aber bei den Insekten (Habel et al., 2019; Hallmann et al., 2017). Zu den Insektengruppen, die am stärksten betroffen sind, gehören die Lepidoptera (Schmetterlinge) (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019).

Aufgrund ihrer oft spezialisierten Lebensweise und ihrer vielfältigen ökologischen Anforderungen sind diese Insekten besonders anfällig für Veränderungen in ihren Lebensräumen. Diese Anfälligkeit spiegelt sich auch im aktuellen Status der Tagfalter-Populationen in Österreich wider. Gute Vergleichswerte liefert hierbei die Rote Liste Vorarlberg. Von den 2252 eingestuften Schmetterlingsarten mussten 1131 Arten (45% des Gesamtinventars) einer Gefährdungskategorie zugeordnet werden (Huemer et al., 2022).

Der Hauptgrund für diesen Rückgang ist der Verlust von Lebensräumen und deren Vernetzung. Grund hierfür ist meist die Intensivierung oder Aufgabe von landwirtschaftlichen Flächen, wovon selbst abgelegene alpine Wiesen betroffen sind (Thomas, 2016; van Swaay et al., 2010).

1.2 Tagfalter als Biodiversitätsindikatoren

Schmetterlinge sind eine Insektengruppe, die in vielen ökologischen Studien als Bioindikatoren eingesetzt werden (Ehrlich & Murphy, 1987; Kremen et al., 1993; Parmesan, 2003; Stewart et al., 2020). Die Vorteile der Verwendung von Schmetterlingen hierfür wurden von verschiedenen Autoren ausführlich zusammengefasst (McGeoch, 1998; Thomas, 2005). Aufgrund ihres kurzen Lebenszyklus reagieren Schmetterlinge im Vergleich zu vielen anderen Tiergruppen schnell auf Umweltveränderungen, wie kurzfristig auf anthropogene Eingriffe und längerfristig auf Klimaänderungen (Bobo et al., 2006; Brown & Freitas, 2000; Herrando et al., 2016; Wilson et al., 2007). Darüber hinaus sind sie relativ einfach zu erfassen und zu identifizieren, was sie zu einem geeigneten Taxon für Biodiversitäts-Monitoring in vielen Teilen der Welt macht (Thomas, 2005).

Papilionoidea sind eine besonders gut untersuchte Überfamilie innerhalb der Schmetterlinge, da ihre Nahrungspräferenzen und Habitatansprüche relativ gut bekannt sind. Ein Beispiel für die vielfältigen Lebenszyklen ist die Gattung *Phengaris spp.*. Hierbei ist das Vorkommen einer spezifischen Futterpflanzentyp für die Raupe sowie einer bestimmten Ameisengattung erforderlich (Thomas, 2009).

1.3 Hochgebirge als Lebensraum

Die Alpen gelten allgemein als Hotspots der Biodiversität mit einem hohen Grad an Artenreichtum und Endemismus (Grabherr et al., 2000). Grund hierfür ist die sehr starke und kleinräumige Strukturierung sowie die großen Höhenveränderungen auf kleinem Raum.

Mit steigender Höhe im Gebirge wird die Vegetationsperiode immer kürzer (Weidemann, 1995). Der Feuchtigkeits- und Nährstoffgehalt des Standortes, das Ausgangsgestein und die Exposition ist von großer Bedeutung bei der Ausbildung unterschiedlicher Böden (Veit, 2002). Basierend auf diesen Umweltparametern bilden sich wiederum Vegetationshöhenstufen (Veit, 2002). Veit (2002) unterscheidet zwischen der kollinen, montanen, subalpinen, alpinen, subnivalen und nivalen Höhenstufe. Diese Stufen werden stark durch unterschiedliche Vegetation geprägt, dennoch sind die Grenzen fließend. Nachfolgend wird nur der Bereich zwischen submontanen bis zur alpinen Stufe beschrieben, da diese für diese Arbeit von Bedeutung sind.

Die untere Grenze der montanen Höhenstufe wird durch die höchste Verbreitung der Eiche bestimmt. Die Obergrenze dieser Höhenstufe entspricht der Waldgrenze, die als Grenze des geschlossenen Hochwaldes definiert ist. Je nach geographischer Lage schwankt die Waldgrenze zwischen 1500 m (Randalpen) und 2000 m (Zentralalpen) und weist unterschiedliche Baumarten auf, die diese Grenze bilden, z.B. Buchen, Fichten und Tannen (Veit, 2002).

Die Definition der subalpinen Höhenstufe ist nicht einheitlich und wird häufig als Übergangszone zwischen montaner und alpiner Höhenstufe beschrieben. Nach Veit (2002) erstreckt sich die subalpine Höhenstufe von der Waldgrenze bis zur Baumgrenze. Einige Gehölze, wie z.B. *Pinus mugo* oder *Salix herbacea*, können auch in die alpine Zone vordringen. Durch menschliche Nutzung, wie Almwirtschaft und Holznutzung, wurde die Waldgrenze um 150 bis 250 m unter die natürliche Waldgrenze gesenkt (Veit, 2002).

Die alpine Höhenstufe erstreckt sich von der Baumgrenze bis zur Grenze der geschlossenen Grasnarbe. Die Grenzen sind bedingt durch die kalten Temperaturen. Die Ausprägung der alpinen Rasen hängt vom Ausgangsgestein ab. Auf Silikatböden findet man häufig Krummseggenrasen, während auf Kalkböden Blaugras-Horstseggenried oder Polsterseggenrasen vorherrschen. Je nach geographischer Lage reicht die Höhenstufe bis 2400 m in den Randalpen und bis 3000 m in den Zentralalpen (Veit, 2002).

Taxa, die im Flachland vorkommen, zeigen Anpassungen an die Bedingungen der Bergökosysteme. Lepidoptera in alpinen Umgebungen müssen mit rauen Klimabedingungen zurechtkommen. Einer der wichtigsten ökologischen Faktoren für diese ektothermischen Organismen ist die Temperatur (Karl & Fischer, 2008; Sinclair & Chown, 2005). Bei ektothermen Tierarten wird die Geschwindigkeit ihres Stoffwechsels durch äußere Wärmequellen bestimmt (Begon et al., 2017). In alpinen Umgebungen sinkt die Jahresmitteltemperatur mit zunehmender Höhe um etwa 1 °C pro 100 m (Pauli et al., 2016; Roland, 2006). Um zu überleben, haben alpine Insekten verschiedene Anpassungen entwickelt, um die niedrigeren Temperaturen in höheren Lagen zu kompensieren, z. B. verhaltenmäßig durch Sonnenbaden, physiologisch durch Frösteln (Clench, 1966; Heinrich, 1993) und morphologisch durch thermischen Melanismus (Roland, 2006).

Der Klimawandel verändert zunehmend die Ökosysteme. Dabei zeigt sich, dass sich das Verbreitungsgebiet von Arten polwärts und in höhere Lagen verschiebt. Diese vertikale Verschiebung von Arten ist insbesondere in den Alpen zu beobachten (Bonelli et al., 2021; Neff et al., 2022; Rödder et al., 2021; Roth et al., 2014). Diese Verschiebungen werden hauptsächlich durch steigende Temperaturen verursacht, aber auch andere Klimafaktoren wie Niederschlag können eine zentrale Rolle spielen (McCain & Garfinkel, 2021). In Kombination mit Landnutzungsänderungen, vor allem im Tiefland aber auch in mittleren und höheren Lagen verändern sich die Strukturen der Artengemeinschaften rasant (Liu et al., 2018).

1.4 Lawenstriche als Habitat und Korridore

Lawinen sind typische Störungsfaktoren in alpinen Regionen, die eine bedeutende Rolle bei der Gestaltung verschiedener Hochgebirgsökosysteme spielen. Aufgrund ihrer hohen kinetischen Energie und des Auftretens außerhalb der Vegetationsperiode verursachen sie erhebliche Schäden an Gehölzen. Aufgrund der erschwerten Entwicklungsmöglichkeiten für Bäume und Sträucher in direkten Lawinenbahnbereichen dominieren hier hauptsächlich Gräser, Kräuter und Hochstauden (Egger, 2001). Lawenstriche zählen zu den wenigen natürlichen Flächen unterhalb der klimatischen Baumgrenze. Im Alpenraum sind diese Schneisen ein prägendes Landschaftselement (Ellenberg & Leuschner, 2010).

Die Übergangsbereiche zwischen verschiedenen Lebensräumen sind meist sehr artenreich. In einem breiten Übergangsbereich zwischen dichtem Wald und offener Fläche entsteht ein vielfältiges Vegetationsmosaik, das einen beträchtlichen Anteil an Grenzlinien aufweist. Die Lebensbedingungen für sowohl waldbewohnende als auch Offenlandarten sind in diesem kleinflächigen Nebeneinander von verschiedenen Lebensraumstrukturen besonders günstig (Batzing, 2005). Da die Mehrheit der mitteleuropäischen Tagfalter sonnige Bedingungen bevorzugen, bieten ihnen dichte Wälder keine geeigneten Habitate (Balmer & Erhardt, 2000).

In diesem Kontext erweist sich die Lawinenrinne als ein besonders wertvoller Lebensraum, da es wegen sich wiederholenden Lawinenabgängen zu keiner Wiederbewaldung kommen kann (Cerny et al., 2006). Diese Flächen sind für verschiedene Taxa von großer Bedeutung. Spinnentiere und Insekten, wie Schmetterlinge finden dort geeignetes Habitat und nutzen die Flächen als Korridore (Cerny et al., 2006; Habeler, 1981).

Vor allem bedingt durch intensive landwirtschaftliche Nutzung vieler Flächen kommt es zu Veränderungen der Habitate von Tagfaltern (Fischer & Lindenmayer, 2007). Hochgebirgslebensräume sind nach wie vor weniger von Landnutzungsänderungen als Tieflandlebensräume betroffen (Bolliger et al., 2007). In den Alpen befinden sich noch einige vergleichsweise wenig durch den Menschen beeinflusste, naturnahe Habitate (Huemer & Pennerstofer, 2004).

1.5 Phänologie der Tagfalter

Wie bereits erwähnt besitzen Tagfalter oftmals sehr spezielle Lebensweisen. Dies spiegelt sich auch im Auftreten der Generationenanzahl wider. Diese schwankt je nach Art erheblich, von univoltin (eine Generation/Jahr) und bivoltin (zwei Generationen/Jahr) bis trivoltin (drei Generationen/Jahr). Einige alpine Arten durchlaufen eine zweijährige Entwicklung. In Ausnahmefällen, wie beispielsweise bei *Erebia pluto*, ist eine dreijährige Entwicklung möglich (Huemer, 2004).

Die Generationenzahl nimmt bei einigen Arten mit steigender Seehöhe ab. In der alpinen Stufe befinden sich im Normalfall nur univoltine Arten oder Arten mit einer mehrjährigen Entwicklung. Die Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (1987) berichtet unter anderem, dass *Hesperia comma* in höheren Lagen hauptsächlich als Raupe und in tieferen Lagen als Ei überwintert (Bräu et al., 2013; Embacher, 1996).

Das jahreszeitliche Auftreten der einzelnen Stadien ist wesentlich von klimatischen Rahmenbedingungen sowie von jährlich und lokalen schwankenden Witterungsfaktoren abhängig. Außerdem ist die Höhe sowie die Exposition des jeweiligen Standortes von großer Bedeutung und aufgrund dessen sind die phänologischen Ereignisse sehr variabel (Stefanescu et al., 2003; Zografou et al., 2015). Dies zeigt sich beispielsweise in der Verschiebung des erstmaligen Auftretens im adulten Stadium und beeinflusst auch den gesamten Flugzeitraum (Roy & Sparks, 2000; Schmitt et al., 2009; Settele, 2005). Unterschiedliche Habitate führen zu einer zeitlichen Verschiebung in der Phänologie (Altermatt, 2012; Illán et al., 2012; Zografou et al., 2015). Die Aktivitätsphasen vieler Insekten ist im Gebirge und in den höheren Breiten kürzer und beginnt zu einem späteren Zeitpunkt im Jahr (de Arce & Gutierrez, 2011). Der Entwicklungszyklus von Falter, Ei und Raupe muss auf die Phänologie der Wirtspflanze abgestimmt sein, da die fressbaren Pflanzenteile oft nur über einen bestimmten Zeitraum verfügbar sind (Bräu et al., 2013).

1.6 Das Viel-Falter Monitoring

Das Viel-Falter Monitoring ist ein Schmetterlings-Monitoring Programm, bei dem freiwillige Laie*innen in Zusammenarbeit mit Forschenden des Instituts für Ökologie an der Universität Innsbruck Schmetterlinge beobachten, bestimmen und zählen. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über alle österreichischen Bundesländer mit über 400 Standorten, die repräsentativ für unterschiedliche Offenland-Lebensräume von alpinen Flächen bis ins pannonische Tiefland sind.

Die freiwilligen Helfer*innen erfassen ein vorher definiertes Transekt von 50m Länge mit der Pollard-Walk-Methode und bestimmen die Individuen anhand eines speziell für Personen mit wenigen Vorkenntnissen geeignetem Bewertungsschemas (Rüdissler et al. 2017).

Jedes Jahr wird in einem rotierenden Schema ein Viertel aller Erhebungsflächen von Expert*innen erfasst. Diese bestimmen vier Mal im Jahr, zwischen Mai und September, alle Individuen auf einer Fläche von 1000 m² auf Artniveau. Auch Nachtfalter werden an 80 Standorten von Expert*innen mithilfe von Lichtfallen erhoben. Hierbei werden, ähnlich wie bei den Tagfaltern, in einem Vier-Jahresrhythmus jährlich 20 der Standorte erhoben.

Das Ziel des Viel-Falter Monitorings ist eine systematische und langfristige Beobachtung der Tagfalterbestände sowie der jeweiligen Habitate. Der gewonnene Referenzdatensatz zum Vorkommen und zur Entwicklung der Populationen kann wertvolle Informationen über die Auswirkungen von sich ändernden Umweltparametern wie beispielsweise Landnutzung und Klimawandel liefern. Auch im Hinblick auf den Artenschutz ist es wichtig besonders geschützte oder seltene Arten zu überwachen. Viel-Falter leistet einen wichtigen Beitrag zum Monitoring der Biodiversität in Tirol, Österreich und im gesamten Alpenraum.

Die Ergebnisse des Viel-Falter Monitorings können dazu beitragen die Öffentlichkeit über die Bedeutung von Tagfaltern und deren Schutz zu informieren. Die Zusammenarbeit zwischen Laien und Experten ist dabei ein besonderes Merkmal und fördert das Verständnis und die Sensibilisierung für den Schutz von Tagfaltern und ihrer Lebensräume.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Viel-Falter Monitorings durchgeführt. Sie dokumentiert das Vorkommen von Tagfaltern in einem Lawenstrich entlang eines Höhengradienten und im Jahresverlauf.

1.6 Ziel der Arbeit

Die vorliegende Studie untersucht die Tagfalterfauna und ihre jahreszeitliche Veränderung (Phänologie) an fünf Standorten entlang eines Höhentransekts im Karwendel bei Innsbruck. Untersucht wird ein Transekt in einer Höhe von 990 m. ü. NN. bis 1810 m ü. NN. im Verlauf einer Vegetationsperiode. Die Flächen befinden sich innerhalb eines Lawenstrichs, eine der wenigen natürlichen Graslandflächen unterhalb der Baumgrenze. Im Fokus stehen dabei die Auswirkungen der Höhe auf die Artzusammensetzung in den Habitaten und die räumliche Verteilung. Zudem wird das phänologische Auftreten untersucht. Dabei werden folgende Forschungsfragen bearbeitet:

- Nimmt die Artenzahl der Tagfalter linear zu, oder gibt es im Höhenverlauf ein Maximum?
- Können in höheren Lagen bestimmte Arten erst später in der Saison nachgewiesen werden?
- Werden in höheren Lagen weniger bzw. nur eine Generation ausgebildet?
- Sind Lawenstriche ein geeignetes Habitat für Tagfalter und somit wichtige Flächen für den Artenschutz?

2 Material und Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Naturpark Karwendel, das zu den Nördlichen Kalkalpen im Bundesland Tirol zählt. Mit einer Gesamtfläche von 739 km² ist der Naturpark Karwendel das größte und älteste Schutzgebiet Tirols (Naturpark Karwendel, 2023). Das Areal befindet sich im Bereich der Nordkette auf dem Gemeindegebiet der Stadt Innsbruck, genauer im Höttinger Graben (Abb. 1). Dieser Graben wurde von dem gleichnamigen Bach geschaffen und verläuft westlich der Höttinger Alm und mündet im Stadtteils Mariahilf in den Inn (Abb. 2).



Abbildung 1: Verortung des Untersuchungsgebiets im Kartenausschnitt Westösterreich (Quelle: OpenSteetMap, 2023)

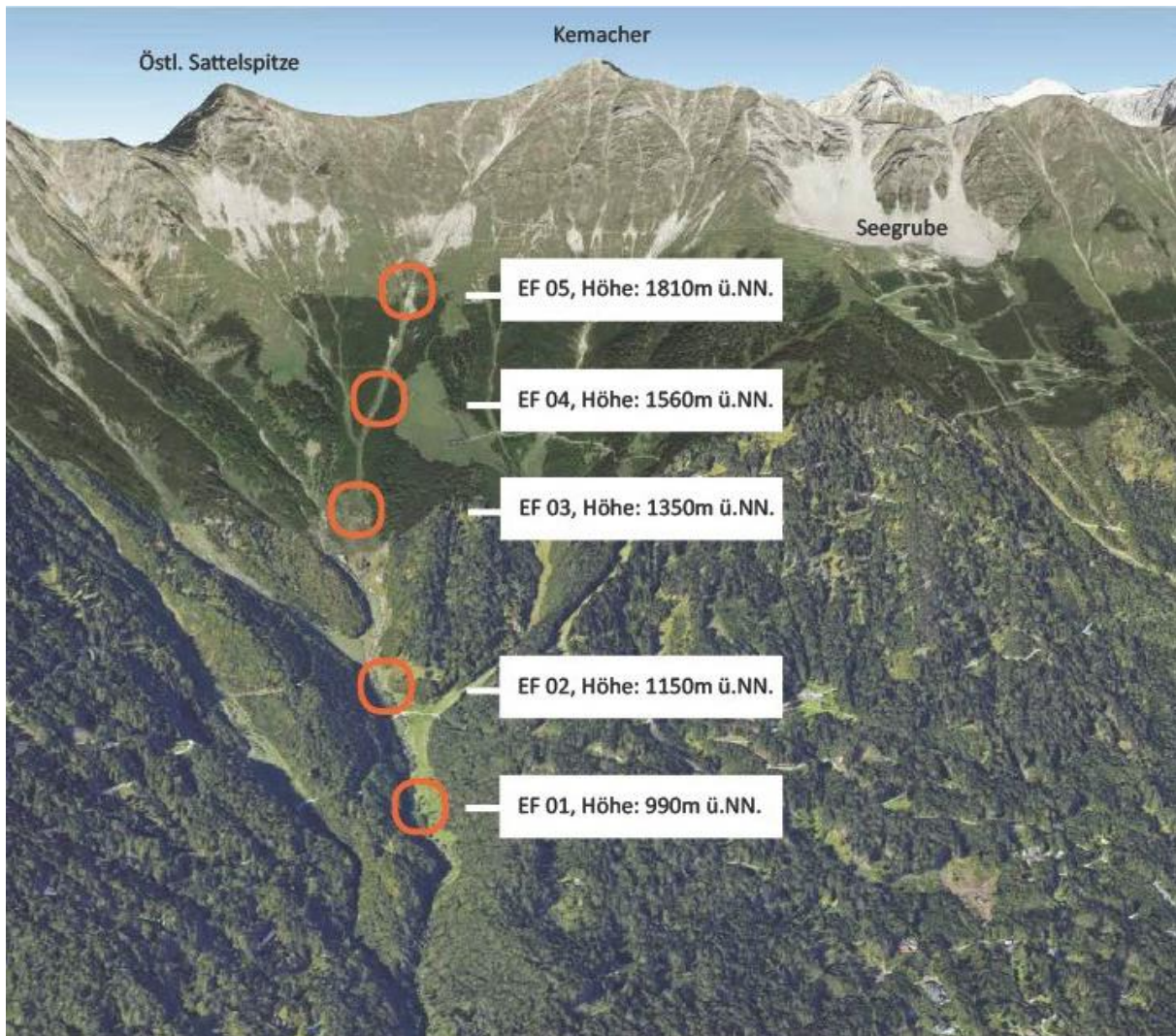


Abbildung 2: Erhebungsflächen (EF 01 – EF 05) an der Nordkette bei Innsbruck; Blickrichtung Norden im Bereich des „Höttinger Grabens“ (Quelle: GoogleEarth, 2022)

Es wurden an insgesamt fünf Standorten Erhebungen durchgeführt. Die untersuchten Flächen befinden sich zwischen 990 m ü.NN. und 1775 m ü.NN. (Abb. 2) mit einem möglichst gleichen Höhenintervall. Die Erhebungsflächen sind in Südexposition ausgerichtet. Sie werden landwirtschaftlich als Weide genutzt. EF 01 und EF 02 wurden mit Kühen und die Flächen EF 03, EF 04 und EF 05 wurden mit Schafen beweidet (Tab. 1). Durch die jährlich wiederkehrenden Nassschneelawinen wird der Bereich des Höttinger Grabens, in dem die Erhebungsflächen liegen, weitestgehend gehölzfrei gehalten (Abb. 3).

Die Fläche EF 02 ist auch Teil des Viel-Falter Monitorings und wird dort mit der Kennziffer 2_ffh_1 geführt.

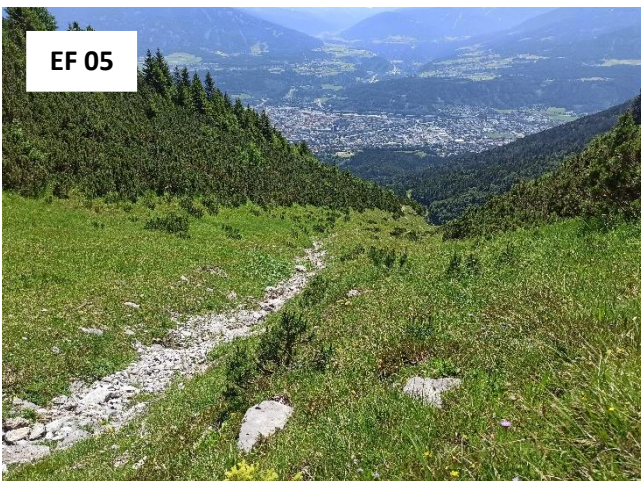
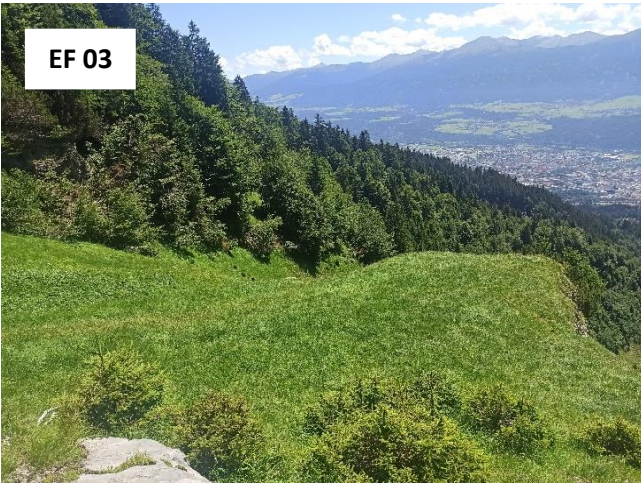


Abbildung 3: Erhebungsflächen EF 01 - EF 05, Die verschiedenen Grünlandflächen werden alle durch Lawinen weitestgehend Gehölzfrei gehalten. Zusätzlich werden sie von Kühen oder Schafen beweidet.

Tabelle 1: Übersicht über Informationen und Nutzung der Erhebungsflächen

	EF 01	EF 02	EF 03	EF 04	EF 05
Verortung	47.288390, 11.370791	47.292407, 11.367349	47.296683, 11.364321	47.300167, 11.363321	47.304297, 11.361969
Höhe über NN	990 m	1150 m	1350 m	1560 m	1775 m
Dominierende Gehölzarten der Umgebung	<i>Fagus sylvatica</i> <i>Betula pendula</i>	<i>Fagus sylvatica</i> <i>Picea abies</i>	<i>Picea abies</i> <i>Fagus sylvatica</i>	<i>Pinus mugo</i> <i>Picea abies</i>	nur vereinzelt <i>Pinus</i> <i>mugo</i>
Landwirtschaftliche Nutzungsform	Beweidung Rinder	Beweidung Rinder	Beweidung Schafe	Beweidung Schafe	Beweidung Schafe

2.2 Erhebungen

Die Tagfaltererhebungen erfolgten nach der Methode des Viel-Falter Monitorings. Die Erhebungen erfolgten zwischen 10:00 Uhr und 17:00 Uhr MESZ bei möglichst warmen (<13°C), windstillen bis leicht windigen (Beaufort Skala: Bf 0 bis höchstens Bf 3), und trockenen Bedingungen.

Die Aufnahmen fanden in einem Rhythmus von 7-14 Tagen zwischen April und September statt. Einzig im August konnte wegen unsicheren Wetterbedingungen in einem Zeitraum von 20 Tagen nicht kartiert werden. Die Erhebungen der Standorte startete am 20.04.2022. Aufgrund von Altschneefeldern im Lawinenstrich, insbesondere in den höheren Lagen, konnten erstmals am 31.05. an allen fünf Standorten Tagfalter nachgewiesen werden. Die Aufnahmen wurden dann bis zum ersten Schneefall Mitte September regelmäßig durchgeführt (Tab. 2).

Tabelle 2: Zeitpunkte der Erhebungen, X = Kartierung durchgeführt, Tagfalter nachgewiesen; ASF = Altschneefelder vorhanden & Kartierung durchgeführt, keine Tagfalter nachgewiesen

	20.04.	03.05.	10.05.	19.05.	31.05.	14.06.	23.06.	06.07.	17.07.	03.08.	23.08.	05.09.	12.09.
EF_01	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
EF_02	ASF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
EF_03	ASF	ASF	ASF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
EF_04	ASF	ASF	ASF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
EF_05	ASF	ASF	ASF	ASF	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Bei jeder Erhebung wurden Umweltparameter wie: Bewölkung, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit, Mittlere Höhe der Vegetation, die Temperatur in Vegetationshöhe und in zwei Meter Höhe gemessen.

Die Erhebungen erfolgten in zwei Phasen. Zuerst wurde eine Transekterhebung nach Pollard & Yates (1995) durchgeführt. Hierbei wurden alle sitzenden und fliegenden Tagfalter auf einer Strecke von 50 m, 2,5 m links und rechts sowie 5 m oberhalb der Linie erfasst. Diese Beprobung nahm pro Fläche fünf Minuten in Anspruch. Anschließend wurde eine Flächen-Zeiterhebung von 25 Minuten durchgeführt. Hierbei wurde eine Fläche von 1000 m² in einem Zickzack-Kurs abgelaufen. Diese Fläche beinhaltetete

auch das Areal der Transekterhebung. Zum Identifizieren von Individuen wurde die Erhebungszeit jeweils unterbrochen.

Tagfalter, die nicht in ihrem Habitat bestimmbar waren, wurden mit einem Insektennetz gefangen. Zur Identifizierung wurde der Feldführer „Tagfalter Bayerns und Österreichs“ verwendet (Stettmer et al., 2007). Einige wenige Arten mussten zur Nachbestimmung im Labor entnommen werden. Diese wurden mit Ethylacetat getötet und mit Hilfe von Genitalpräparaten bestimmt. Kryptische Arten, die nur mit Hilfe von DNA-Analysen zu unterscheiden sind, wurden im Laufe der Auswertung als eine Art geführt. Dies war bei *Leptidea sinapis* und *Leptidea juvernica* der Fall.

2.3 Datenanalyse

Alle Analysen wurden mit den summierten Abundanzdaten aller aufgenommenen Tagfalter während des Probenahmezeitraums durchgeführt. Wie im Punkt 2.2 beschrieben, wurden bei Erhebungen mit Altschneefelder in weiterer Folge mit dem Wert 0 Falter gerechnet.

Für jede Erhebungsfläche wurden die Anzahl der Arten und die Individuenzahlen dargestellt. Im Anschluss folgen Diagramme für jede Erhebungsfläche, die diese Werte (Arten- & Individuenanzahl) zu jedem Erhebungszeitpunkt zeigen.

Mit dem R- Paket iNEXT (Hsieh et al., 2022) wurde auf der Grundlage individueller Abundanzdaten eine Rarefaction-Kurve berechnet ($q=0$), um festzustellen ob der Beprobungsaufwand ausreichend war und ob es sich um einen repräsentativen Datensatz handelt. Die Methode der Rarefaction stellt eine interpolative Vorgehensweise dar, bei der die mittlere Artenanzahl nach einer spezifischen Anzahl von Stichproben oder erfassten Individuen ermittelt werden kann. Die hier beschriebene Methodik fand weite Anwendung, um eine vergleichende Analyse zu ermöglichen, insbesondere in Fällen, in denen die Quantität der erhobenen Individuen oder die Intensität der Probenahme variabel ausfällt (vgl. Gart et al., 1982). Ein solcher Vergleich gestaltet sich oft problematisch, da die Relation zwischen der Anzahl der beobachteten Individuen und der identifizierten Artenvielfalt nicht linear verläuft (Gotelli & Colwell, 2011).

Im nächsten Schritt wurde für jeden Standort eine Rang-Abundanz-Kurve (RAD) erstellt. Hierbei wurden die relativen Häufigkeiten der Arten aller Erhebungen pro Fläche nach Rang geordnet, geplottet und eine logarithmische Ausgleichskurve eingefügt. Die RAD-Diagramme wurden mit der Software Rstudio 4.0.4 erstellt. Die Gleichmäßigkeit der Arten spiegelt sich in der Steigung der Linie wider. Eine steile Steigung deutet auf eine geringe Gleichmäßigkeit hin, da die hochrangigen Arten viel häufiger vorkommen als die niedrigrangigen Arten. Eine flache Steigung deutet auf eine hohe Gleichmäßigkeit hin, da die Häufigkeiten der verschiedenen Arten ähnlich sind.

Zusätzlich wurde die Dominanz berechnet. Sie beschreibt die relative Häufigkeit einer Art innerhalb einer Artengemeinschaft. Diese werden in folgende Klassen eingeteilt (Schwerdtfeger, 1978):

eudominante Klasse	> 10 %
dominante Klassen	5-10 %
subdominante Klasse	2-5 %
rezedente Klasse	1-2 %
subrezedente Klasse	< 1 %

Whittaker (1960) führt die Bezeichnungen der Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität ein. Die Alpha-Diversität, auch -Punkt-Diversität- genannt, ist ein Maß, um die Artenvielfalt eines Lebensraums zu beschreiben (Whittaker, 1960). Zur Beschreibung der Alpha-Diversität gibt's es verschiedene Möglichkeiten. Neben der reinen Artenanzahl und der Artenanzahl, die mittels Rarefaction in Bezug auf die Individuenanzahl korrigiert ist, wird häufig der Shannon-Wiener-Index verwendet. Dieser Index berücksichtigt sowohl die Anzahl der Arten als auch die Abundanz. Je höher H' ausfällt, desto diverser ist der Bestand und desto gleichmäßiger sind die Arten in dem untersuchten Lebensraum verteilt (Begon et al., 2017).

Es wird wie folgt berechnet:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln(p_i) \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

S = Gesamtzahl der Arten

p_i = relativer Anteil der Art i zwischen 0 und 1

n_i = Summe der Prozentwerte aller Arten

N = Summe der Prozentwerte aller Arten

Auch der Simpson's-Index ist eine Methode zur Quantifizierung der biologischen Vielfalt von Gemeinschaften. Der Indexwert gibt Aufschluss über die Anzahl der vorkommenden Arten in einer Gemeinschaft sowie die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Populationen der einzelnen Arten innerhalb einer Gemeinschaft (Simpson, 1949). Ein höherer D-Wert weist somit auf eine Gemeinschaft mit geringer Artenvielfalt hin. Dieser Wert liegt zwischen 0 und 1. Da dies nicht sehr intuitiv ist, wird der Wert häufig von 1 subtrahiert (1-D). Dies bezeichnet man auch als Simpson-Diversitäts-Index, wobei hier ein höherer Wert eine größere Artenvielfalt ausdrückt.

Es wird wie folgt berechnet:

Simpson-Index (D):
$$D = \frac{\sum n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

Simpson-Diversitäts-Index (D_{div}):
$$D_{div} = 1 - D$$

$$D_{div} = 1 - \left(\frac{\sum n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right)$$

n_i = Die Zahl der Individuen einer Art i

N = Gesamtzahl der Individuen

Die Beta-Diversität beschreibt die Veränderung der Artenzusammensetzung entlang eines Umweltgradienten (Whittaker, 1960). Der hier verwendete Sørensen-Index drückt die Gesamtvariation in der Zusammensetzung mit Werten von 0 bis 1 aus (Fontana et al., 2020). Dieser Index ist aufgrund seiner Abhängigkeit vom Anteil der Arten, die zwei Gemeinschaften gemeinsam haben und seiner linearen Beziehung zum Whittaker-Beta, eines der am häufigsten verwendeten Maße (Diserud & Ødegaard, 2006). Es ist bekannt, dass dieses Maß sowohl die tatsächliche räumliche Fluktuation als auch Unterschiede im Artenreichtum berücksichtigt (Koleff et al., 2003). Der Sørensen-Index wurde mit dem „vegan package“ in Rstudio berechnet.

Er wird wie folgt berechnet:

$$\beta_{sor} = \frac{b + c}{2a + b + c}$$

a = Anzahl der Arten, die an beiden Standorten nachgewiesen sind

b = Anzahl der Arten ist, die am ersten Standort vorkommen, aber nicht am zweiten

c = Anzahl der Arten ist, die am zweiten Standort vorkommen, aber nicht am ersten

Für alle Arten mit mehr als 50 Individuen wurden einzelne Diagramme erstellt, um noch detailliertere Ergebnisse zu der Phänologie zu erhalten. Dargestellt wurde die Summe der fünf Erhebungsflächen für jeden Kartiertag über den gesamten Erhebungszeitraum.

3 Ergebnisse

3.1 Faunistik und Phänologie der Tagfaltervorkommen

Im Zeitraum der Beprobung wurden insgesamt 880 Individuen aus 52 verschiedenen Arten und fünf verschiedenen Familien erfasst. Bei EF 02 wurde mit 35 Arten die höchste Artenanzahl beobachtet. Die geringste Artenanzahl wurde auf EF 05 mit 17 Arten nachgewiesen (Tab. 3). Der Mittelwert für alle fünf Standorte beträgt 29 Arten, mit einer Standardabweichung von 6,52. Die meisten Individuen (260) wurden auf der EF 04 und die wenigsten (95) auf der EF 01, erfasst (Tab. 3). Der Mittelwert der Individuenanzahl aller Standorte beträgt 177, mit einer Standardabweichung von 60,9.

Tabelle 3: Übersicht der ermittelten Indices pro Erhebungsfläche (EF) und wenn möglich EF Gesamt

	EF 01	EF 02	EF 03	EF 04	EF 05	EF Gesamt
Summe Arten	29	35	31	32	17	52
Summe Individuen	95	202	176	260	153	880
Shanon-Wiener-Index	2,98	3,29	3,15	2,93	2,51	
Simpson-Diversitäts-Index	0,93	0,95	0,95	0,93	0,91	

Im Verlauf der Erhebungssaison wurden Veränderungen sowohl in der Artenanzahl als auch in der Anzahl der Individuen beobachtet. Die Gesamtanzahl der beobachteten Arten stieg bis Ende Juni nahezu linear an, wobei der höchste Wert bei 25 Arten erreicht wurde. Dieser Wert ist die Summe aller nachgewiesenen Arten an einem Tag. An den meisten Standorten gab es zwei oder drei Peaks mit höherer Individuenzahl und höherer Anzahl von Arten und jeweils eine Periode mit niedrigeren Werten dazwischen (Abb. 4). Dies bestätigt auch das Gesamtdiagramm, das die Summe der einzelnen Erhebungsflächen darstellt. Einzig bei EF 05 ist nur ein deutlicher Peak im August zu erkennen (Abb. 4).

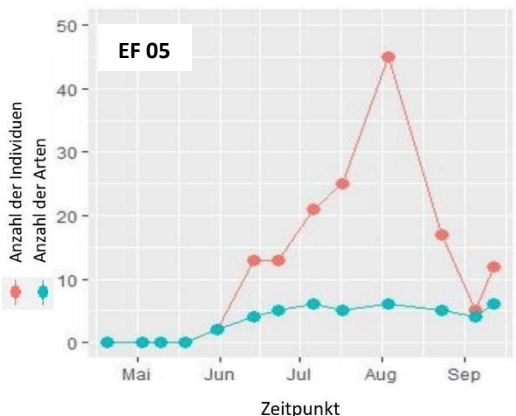
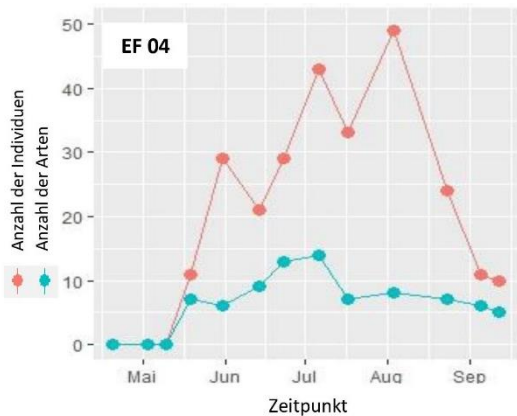
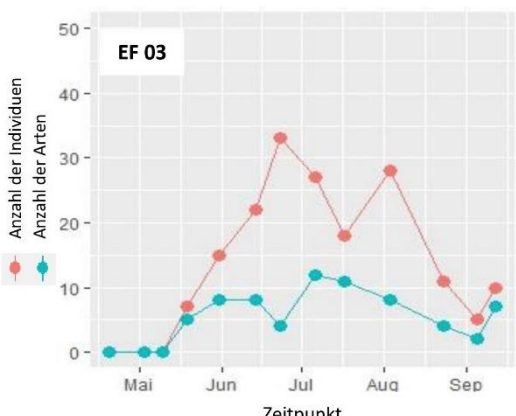
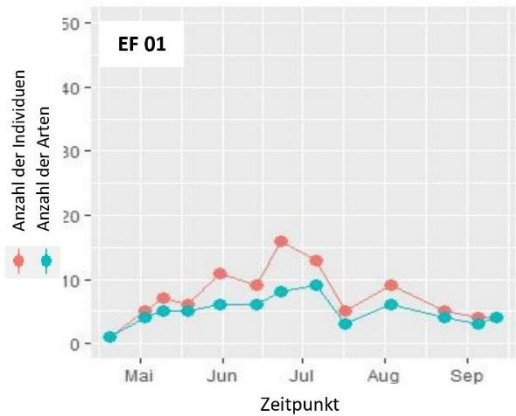
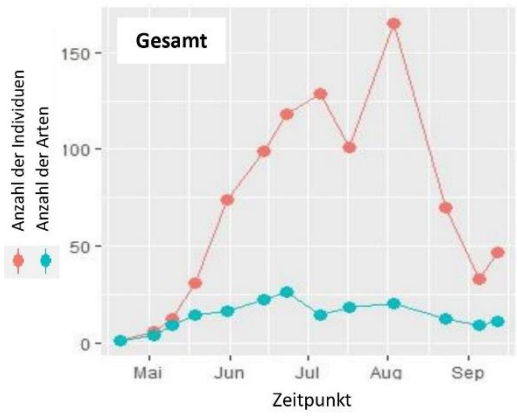


Abbildung 4: Anzahl der nachgewiesenen Arten und Individuen über den gesamten Erhebungszeitraum. Gesamt = Summe aller Erhebungsflächen

3.2 Rarefaction und Extrapolation

Einige der Rarefaction- und Extrapolationskurven beginnen am Ende abzuflachen (z.B. EF 02 und EF 03). Andere Kurven, wie zum Beispiel EF 01 und EF 04, steigen relativ steil zum extrapolierten Wert an (Abb. 5). Die Kurve aller Erhebungen (EF gesamt) flacht ebenfalls zum Ende hin ab, d. h. bei weiteren Erhebungen sind nur noch wenige neue Arten zu erwarten.

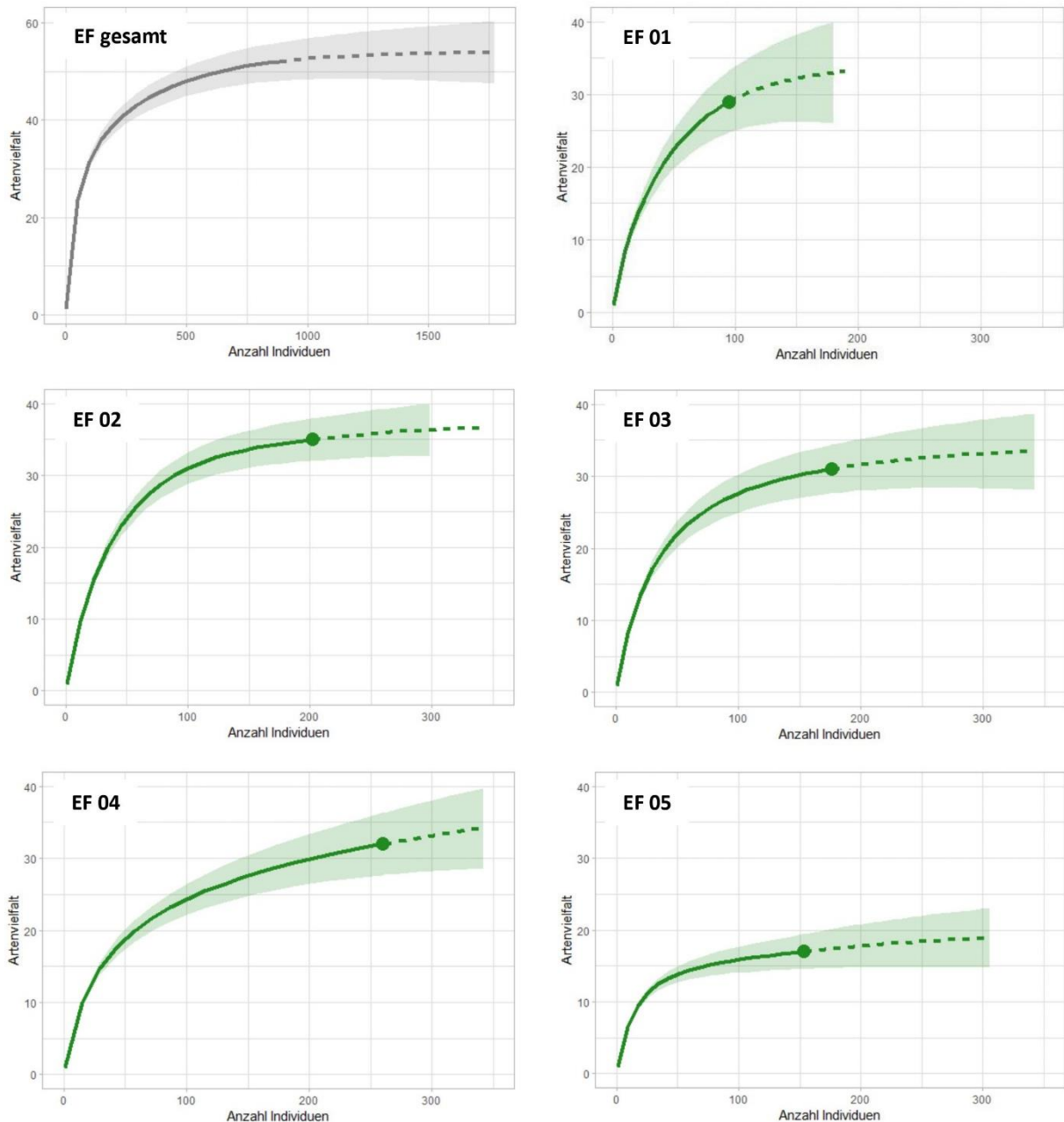


Abbildung 5: Rarefaction-Kurven; Artenreichtum gegen die Anzahl der nachgewiesenen Individuen

3.3 Rang-Abundanz-Kurven: Dominanz einzelner Tagfalterarten

Die Rang-Abundanz-Kurven weisen auf unterschiedliche relative Artenhäufigkeit zwischen den verschiedenen Erhebungsflächen hin. Während bei EF 01, 04 und 05 einige wenige Arten stärker dominieren sind diese in den mittleren Höhen (EF 02, 03) gleichmäßiger verteilt (Abb. 6).

Bei EF 01 waren *Polyommatus icarus* (16%) und *Hesperia comma* (13%) eudominant ($\geq 10\%$). Weitere vier Arten waren dominant (10-5 %): *Erynnis tages* 8 %, *Pieris napi* 7 %, *Argynnis adippe* 6 %, *Pyrgus malvoides* 6 %. 10 der insgesamt 28 Arten auf diesem Standort wurden nur einmal nachgewiesen.

Am nächst höhergelegenen Standort war einzig *Lysandra bellargus* (10%) eudominant und *Hesperia comma* (8 %), *Erebia oeme* (8 %), *Erebia pronoe* (5%) und *Coenonympha arcania* (5 %) dominant. Die Kurve ist somit flacher, was auf eine gleichmäßigere Verteilung schließen lässt.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der EF 03, einzig *Erebia aethiops* (10 %) war eudominant. Dominierende Arten waren: *Erebia oeme* (8 %), *Coenonympha arcania* (7 %), *Aglais urticae* (7 %), *Melitea diamina* (6%), *Erebia pronoe* (6 %), *Hesperia comma* (5%) und *Cupido minimus* (5 %).

Die Steigung der Kurve nahm bei EF 04 wieder deutlich zu. Hier waren *Cupido minimus* (14 %), *Erebia pronoe* (13 %) und *Erebia aethiops* eudominante Arten. Weitere fünf Arten zählten zu den dominanten Arten (*Aglais urticae* 8 %, *Hesperia comma* 6 %, *Maculinea arion* 5 %, *Erebia manto* 5%, *Erebia oeme* 5 %). Bei dieser Fläche wurden acht der insgesamt 32 Arten nur einmal nachgewiesen.

Die Kurve der höchstgelegenen Fläche (EF 05) ist nochmals deutlich steiler. Die eudominanten Arten (*Erebia aethiops* 18%, *Aglais urticae* (14 %) und *Erebia manto* (10 %) umfassen hier bereits 42 % der Individuen. Schließt man dabei die dominanten Arten (*Erebia pronoe* 9%, *Hesperia comma* 8 %, *Erebia cassioides* 8 %, *Aricia artaxerxes* 7 % und *Erebia oeme* 5 %) mit ein, wird ein Wert von 79 % erreicht.

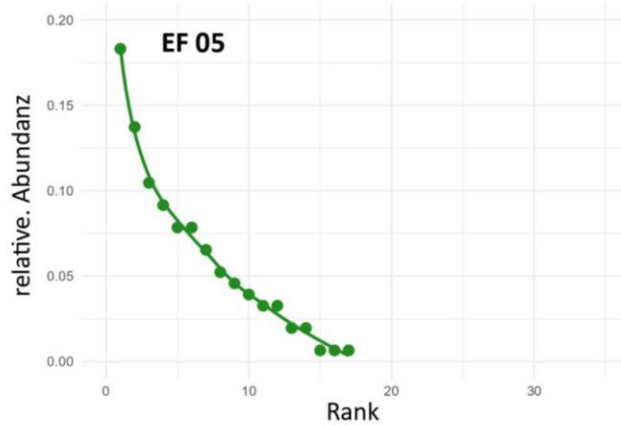
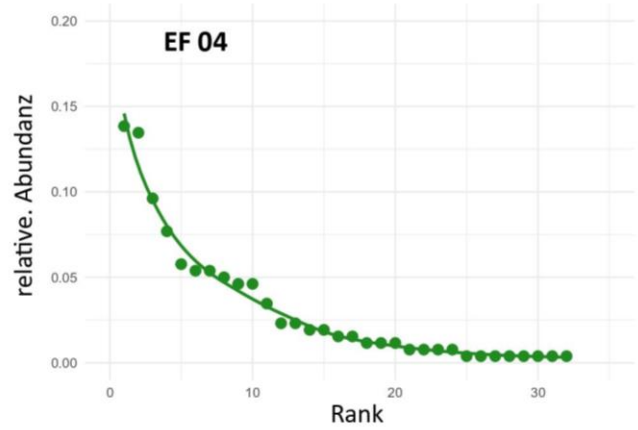
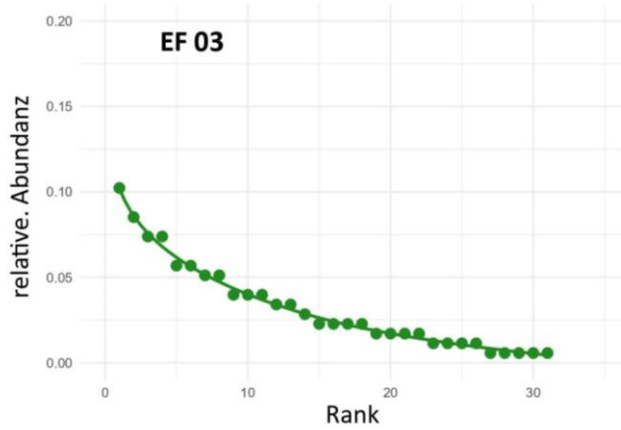
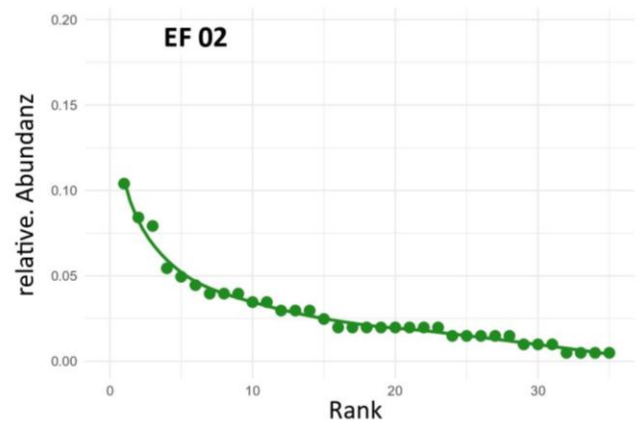
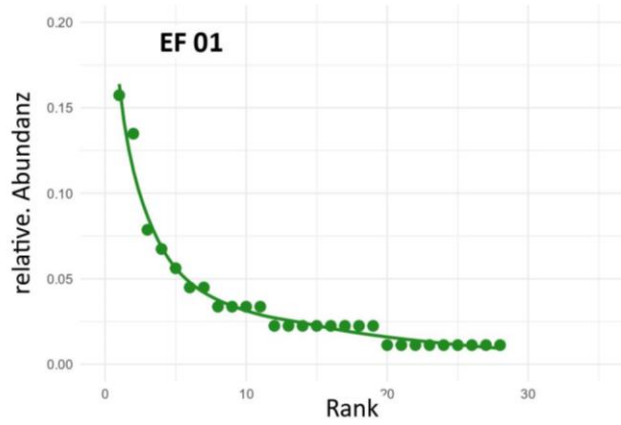


Abbildung 6: Rang-Abundanz-Kurven (RAD) der einzelnen Erhebungsflächen, jeder Punkt entspricht einer Art, Je steiler die Linie, umso dominanter sind einzelne Arten

Tabelle 4: Anzahl der Individuen je Art und Standort; eudominante Klasse > 10 %, dominante Klasse 5-10 %, subdominante Klasse 2-5 %, rezedente Klasse 1-2 %, subrezedente Klasse < 1 %

	Artname	Familie	EF 01	EF 02	EF 03	EF 04	EF 05	gesamt
1	<i>Erebia aethiops</i>	Nymphalidae	1	8	18	25	28	80
2	<i>Erebia pronoe</i>	Nymphalidae	0	10	10	35	14	69
3	<i>Aglais urticae</i>	Nymphalidae	3	9	13	20	21	66
4	<i>Hesperia comma</i>	Hesperiidae	12	17	9	15	12	65
5	<i>Cupido minimus</i>	Lycaenidae	3	4	9	36	7	59
6	<i>Erebia oeme</i>	Nymphalidae	0	16	15	13	8	52
7	<i>Lysandra bellargus</i>	Lycaenidae	1	21	3	6	6	37
8	<i>Aricia agestis/artaxerxes</i>	Lycaenidae	2	8	5	9	10	34
9	<i>Polyommatus icarus</i>	Lycaenidae	14	4	6	5	5	34
10	<i>Erebia cassioides</i>	Nymphalidae	0	6	0	12	12	30
11	<i>Erebia manto</i>	Nymphalidae	0	0	0	14	16	30
12	<i>Coenonympha arcania</i>	Nymphalidae	0	11	13	0	0	24
13	<i>Lasiommata petropolitana</i>	Nymphalidae	1	4	7	12	0	24
14	<i>Lysandra coridon</i>	Lycaenidae	0	8	7	3	5	23
15	<i>Boloria euphrosyne</i>	Nymphalidae	4	6	4	3	0	17
16	<i>Erynnis tages</i>	Hesperiidae	7	4	0	4	1	16
17	<i>Maculinea arion</i>	Lycaenidae	0	0	2	14	0	16
18	<i>Pyrgus malvoides</i>	Hesperiidae	6	0	3	4	3	16
19	<i>Aporia crataegi</i>	Pieridae	3	7	3	1	0	14
20	<i>Argynnis aglaja</i>	Nymphalidae	2	7	4	1	0	14
21	<i>Cyaniris semiargus</i>	Lycaenidae	0	4	4	6	0	14
22	<i>Melitaea diamina</i>	Nymphalidae	0	4	10	0	0	14
23	<i>Aglais io</i>	Nymphalidae	2	4	7	0	0	13
24	<i>Melitaea phoebe</i>	Nymphalidae	1	3	6	2	0	12
25	<i>Pieris napi</i>	Pieridae	6	3	2	1	0	12
26	<i>Anthocharis cardamines</i>	Pieridae	1	5	3	1	0	10
27	<i>Argynnis adippe</i>	Nymphalidae	5	3	1	1	0	10
28	<i>Lasiommata megera</i>	Nymphalidae	0	4	0	5	0	9
29	<i>Colias alfaccariensis</i>	Pieridae	0	6	0	1	1	8
30	<i>Vanessa atalana</i>	Nymphalidae	4	2	2	0	0	8
31	<i>Pieris brassicae</i>	Pieridae	1	3	0	2	0	6
32	<i>Gonepteryx rhamni</i>	Pieridae	2	1	2	0	0	5
33	<i>Erebia euryale</i>	Nymphalidae	0	0	4	0	0	4
34	<i>Aphantopus hyperantus</i>	Nymphalidae	3	0	0	0	0	3
35	<i>Callophrys rubi</i>	Lycaenidae	0	0	0	3	0	3
36	<i>Colias crocea</i>	Pieridae	1	0	0	1	1	3
37	<i>Iphiclides podalirius</i>	Papilionidae	0	3	0	0	0	3
38	<i>Leptidea sinapis/juvernica</i>	Pieridae	0	0	1	2	0	3
39	<i>Lycaena phlaeas</i>	Lycaenidae	2	1	0	0	0	3
40	<i>Pieris bryoniae</i>	Pieridae	0	0	0	0	3	3
41	<i>Pyrgus alveus</i>	Hesperiidae	1	2	0	0	0	3
42	<i>Coenonympha pamphilus</i>	Nymphalidae	2	0	0	0	0	2
43	<i>Issoria lathonia</i>	Nymphalidae	1	0	1	0	0	2
44	<i>Maniola jurtina</i>	Nymphalidae	2	0	0	0	0	2
45	<i>Pieris rapae</i>	Pieridae	2	0	0	0	0	2
46	<i>Pyrgus malvae</i>	Hesperiidae	0	2	0	0	0	2
47	<i>Pyrgus serratulae</i>	Hesperiidae	0	0	0	2	0	2
48	<i>Argynnis niobe</i>	Nymphalidae	0	0	1	0	0	1
49	<i>Argynnis paphia</i>	Nymphalidae	0	1	0	0	0	1
50	<i>Ochlodes sylvanus</i>	Hesperiidae	0	0	1	0	0	1
51	<i>Polygonia c-album</i>	Nymphalidae	0	1	0	0	0	1
52	<i>Vanessa cardui</i>	Nymphalidae	0	0	0	1	0	1
	Summe		95	202	176	260	153	880

3.4 Diversität des Tagfaltervorkommens

Die Alpha-Diversität wurde mittels Shannon-Wiener- und Simpson-Diversitäts-Index für jede Erhebungsfläche berechnet. Der höchste Wert der Alpha-Diversität nach Shannon-Wiener-Index wurde bei EF 02 erreicht. Bei der höchstgelegenen EF 05 wurde der niedrigste Wert ermittelt (Tab. 3). Ein ähnliches Bild zeigt sich bei den Werten nach Simpson-Diversitäts-Index (Alpha-Diversität). Der höchste Wert wurde bei den Flächen EF 02 und EF 03 und der niedrigste Wert bei EF 05 berechnet (Tab. 3).

Die Artengemeinschaften der Erhebungsflächen wurden mithilfe der Beta-Diversität verglichen. Die Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede der Artgemeinschaften wurden durch den Sørensen-Index quantifiziert (Tab. 5). Der höchste Sørensen-Index-Wert (0,55) wurde zwischen der Erhebungsfläche 01 und 05 berechnet. Der Vergleich der Erhebungsfläche 02 und 03 zeigte den geringsten Sørensen-Index-Wert von 0,28.

Tabelle 5: Werte der Beta-Diversität zwischen den Erhebungsflächen nach Sørensen-Index

	EF 01	EF 02	EF 03	EF 04	EF 05
EF 01		0,30	0,30	0,31	0,55
EF 02	0,30		0,28	0,38	0,50
EF 03	0,30	0,28		0,37	0,35
EF 04	0,31	0,38	0,37		0,23
EF 05	0,55	0,50	0,35	0,23	

3.5 Detaillierte Betrachtung der Arten mit den höchsten Individuenzahlen

Insgesamt wurden von den sechs Arten, mit den höchsten Individuenzahlen, sehr unterschiedliche Verläufe in der Phänologie, sowie in der Verteilung zwischen den Erhebungsflächen festgestellt. Im Folgenden wird auf die Phänologie der einzelnen Arten mit den höchsten Individuenzahlen eingegangen (Abb. 7).

Der Kleine Fuchs (*Aglais urticae*) konnte in allen Höhen nachgewiesen werden, wobei die meisten Tiere auf EF 04 und EF 05 gezählt wurden. *Aglais urticae* wurde erstmals am 31.05. gesichtet und am 03.08. das letzte Mal gefangen. Insgesamt wurden am 14.06. die meisten Falter (19) gesichtet.

Nach den ersten wenigen Nachweisen Mitte Mai hatte der Zwerg-Bläuling (*Cupido minimus*) Ende Mai mit 25 Tieren auf allen Flächen seinen Höhepunkt erreicht. Der größte Anteil, mit 20 Tieren, wurde auf EF 04 kartiert. Nach dem Peak sinkt die Summe der Individuen nahezu linear bis Anfang ab. Das letzte Individuum wurde am 12.09. auf EF 03 gezählt.

Hesperia comma, der Komma-Dickkopffalter, wurde später im Jahr erfasst und die Anteile der Individuen verteilen sich homogener auf die Erhebungsflächen. Die ersten Tiere wurden Mitte Juni, die letzten Tiere Mitte September gezählt. Am 03.08. wurde mit 14 Tieren der höchste Wert erreicht.

Die Individuenanzahl des Graubindigen Moorenfalter (*Erebia aethiops*) zeigte einen starken Peak Anfang August. Zu dem Zeitpunkt wurden 46 Tiere gezählt. Die meisten Falter konnten auf EF 03 – EF 05 nachgewiesen werden. Bei den niedriger gelegenen Flächen wurden nur vereinzelt Tiere gesichtet.

Innerhalb kürzester Zeit nach dem Peak kaum Falter nachgewiesen werden konnten. Nach fünf Wochen ohne Nachweise konnten nochmal sechs Tiere kartiert werden.

Erebia oeme (Doppelaugen-Mohrenfalter) wurde nicht auf EF 01 gesichtet. Die Art erreicht das Maximum in der Individuenanzahl am 23.06. mit 21 Faltern. Der Erfassungszeitraum liegt zwischen dem 31.05. und dem 23.08., wobei *Erebia oeme* Anfang August an einem Kartiertag nicht erfasst wurde.

Der Verlauf des Graphen von *Erebia pronoe* (Wasser-Mohrenfalter) stieg ab Anfang Juli nahezu linear an und am 03.08 kam es zu der höchsten Anzahl von nachgewiesenen Faltern (26 Individuen). Den deutlich größten Anteil vom Betrag der Individuenanzahl hat EF 04. Auf EF 01 konnte diese Art nicht nachgewiesen werden.

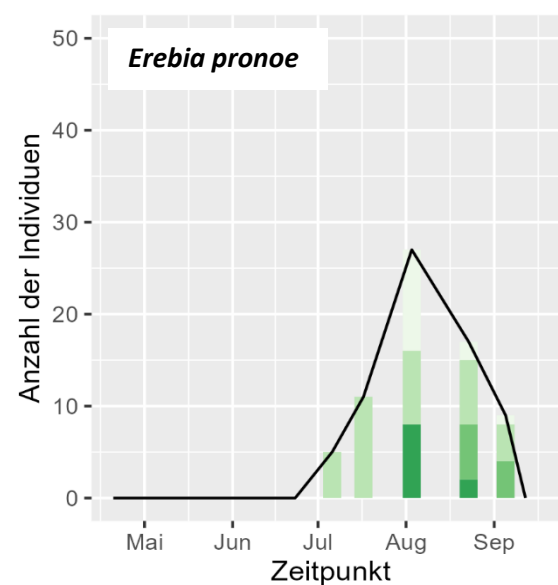
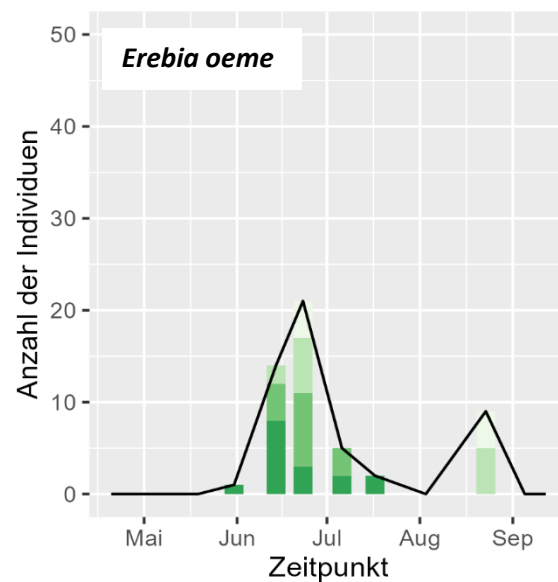
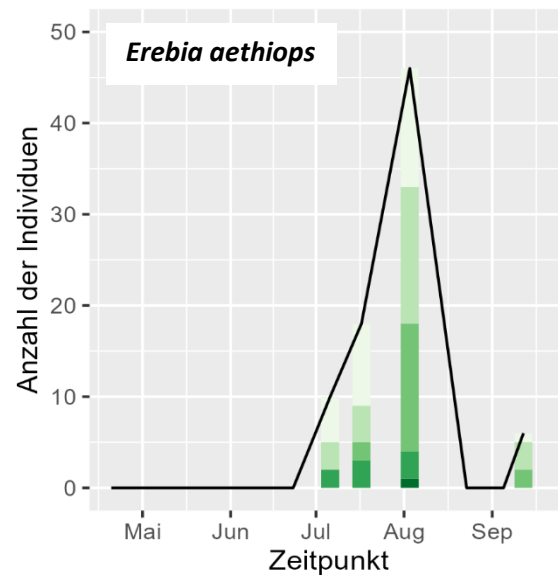
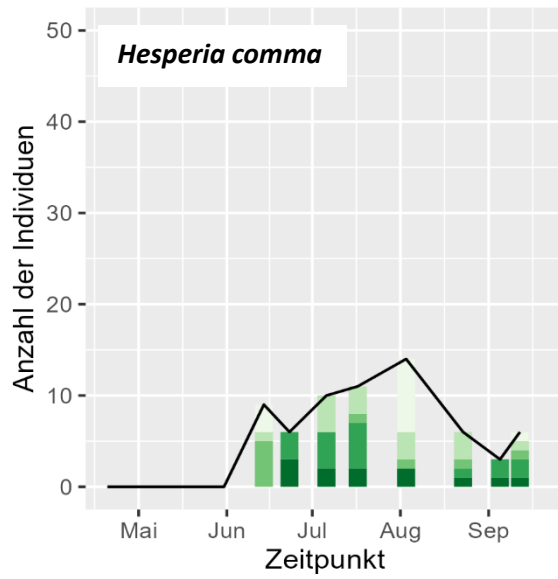
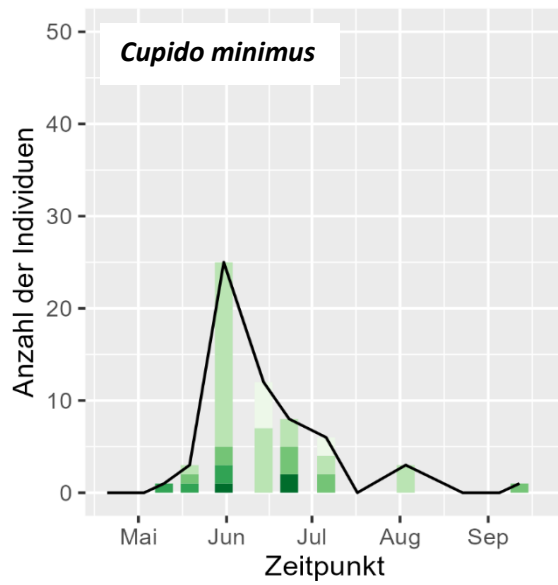
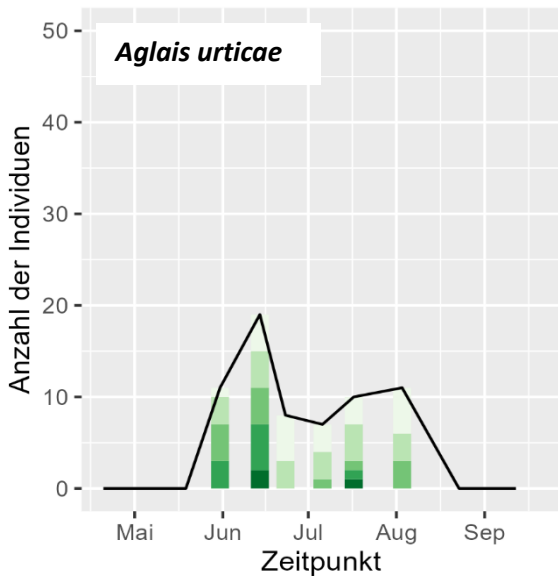


Abbildung 7: Arten mit den höchsten Individuenzahlen im Verlauf des Erhebungszeitraums von April bis September



4. Diskussion

4.1 Faunistik und räumliche Verteilung der Tagfalter

Im Erhebungszeitraum von April bis September 2022 konnten in Summe 52 Arten im Untersuchungsgebiet auf einer Fläche von ca. 0,13 km² im Höttinger Graben nachgewiesen werden. Dies entspricht etwa 30 % der in Tirol (ca. 12 500 km²) vorkommenden Tagfalter (Huemer, 2013). Es ist bemerkenswert, dass trotz der Vielzahl an unterschiedlichen Lebensräumen in ganz Tirol bereits eine so große Vielfalt an Tagfaltern im untersuchten Lawenstrich nachgewiesen werden konnte. Dies unterstreicht die besondere Bedeutung solcher Lebensräume für Tagfalter und deren Erhaltung.

Verschiedene Studien zeigen unterschiedliche Veränderungen des Artenreichtums von Insekten über einen Höhengradienten hinweg. Viele Studien stellen die höchste Artenvielfalt in mittlerer Höhe fest (Brehm et al., 2007; Colwell et al., 2004; Rahbek, 2004). Andere Autor*innen konnten eine Abnahme der Artenzahl mit zunehmender Höhe beobachten (Embacher, 1996; Lawton et al., 1987; Sanchez-Rodriguez & Baz, 1995). Grund hierfür sind insbesondere zwei gegenläufige Trends. Zum einem nimmt die Artenvielfalt an Schmetterlingen analog zur Pflanzenvielfalt mit zunehmender Höhenlage deutlich ab, d. h. die Artenzahlen sind in Talbereichen am höchsten und nehmen bis in die artenärmste nivale Stufe kontinuierlich ab (Huemer et al., 2022). Die Habitatveränderungen durch anthropogene Einflüsse sind jedoch in niedrigen Lagen deutlich häufiger, was zu einer Verschlechterung der Tagfalterhabitate führt (Liu et al., 2018; McCoy, 1990). Auch die Rote Liste Vorarlberg konstatiert eine signifikante Korrelation zwischen Gefährdungskategorie und Höhenstufe, wobei eine deutliche Abnahme gefährdeter Arten mit zunehmender Meereshöhe zu verzeichnen ist (Huemer et al., 2022). Auch in meiner Studie nahm die Störung durch die Beweidung mit Rindern (EF 01 - EF 02) von den niedrigeren im Vergleich zu den höheren Erhebungsflächen ab. Diese beiden Erhebungsflächen sind durch einen Wirtschaftsweg erschlossen. Dies ermöglicht eine einfachere Bewirtschaftung mit größeren Tieren. EF 03, EF 04 und EF 05 liegen im steilen, schwer zugänglichen Gelände und sind so nur durch Schafe zu erreichen. Der Weidedruck ist dadurch geringer.

Die Daten meiner Arbeit zeigen eine ähnliche Artenzahl bei den Flächen EF 01, EF 02, EF 03 und EF_04. Einzig bei EF 05 sind im Vergleich zu den vier darunterliegenden Flächen deutlich weniger Arten vorhanden. EF 05 befindet sich oberhalb der Baumgrenze mit nur sehr lückenhaftem Latschengürtel. Oberhalb der Baumgrenze ist ein allgemeiner Rückgang der ektothermischen Arten zu erwarten. Dies ist insbesondere auf das raue Klima zurückzuführen, was zu speziellen Anpassungen führt. Die Unterschiede der Individuenanzahl auf den einzelnen Erhebungsflächen sind deutlich größer als die Unterschiede der Artenanzahl. Die Individuenzahl von Tagfalterarten, die auf einer Fläche nachgewiesen werden können, sind nicht direkt abhängig von der Höhe. Vielmehr ist sie abhängig von den verfügbaren Ressourcen in dem Habitat. Um Nektar, die wichtigste Nahrungsressource zu finden benötigen adulte Tagfalter blütenreiche Wiesen (Feber et al., 1996; Steffan-Dewenter & Tscharrntke, 1997). Eine intensive Beweidung führt zu einem geringeren Blütenangebot und hat somit einen negativen Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit. Eine weitere Folge hoher Beweidungsintensität ist der Verlust an Biodiversität an Pflanzen, was dazu führt, dass den Raupen bestimmter Tagfalterarten die notwendigen Nahrungspflanzen fehlen. (Feber et al., 1996; Kocher & Williams, 2000). Insbesondere die Trittschäden der Kühe auf EF 01 haben einen großen Einfluss auf Qualität des Lebensraums, da sich die Pflanzen auf der Fläche nur bedingt entwickeln konnten. Bei EF 04 führt das massenhafte Auftreten

von *Cupido minimus* und *Erebia pronoe* zu einem hohen Wert bei der Gesamtabundanz der Fläche. Die Abundanz bei EF 05 ist, ähnlich zu der Artenanzahl, geringer im Vergleich zu EF 02, EF 03 und EF 04. Die harschen Bedingungen in höheren Lagen (z.B. hohe Windgeschwindigkeiten, große Niederschlagsmengen und die niedrigere durchschnittliche Lufttemperatur) haben Einfluss auf die Flugzeit und die Ressourcenverfügbarkeit (Boggs & Murphy, 1997; Hodkinson, 2005; Sanchez-Rodriguez & Baz, 1995). Der verkürzte Flugzeitraum beschränkt die Gelegenheit zur Eiablage, und führt zu einer reduzierten Fortpflanzungsrate (Boggs & Murphy, 1997; Hodkinson, 2005). In Bezug auf die Arten- und Individuenzahlen lässt sich ein multikausaler Zusammenhang feststellen. Die Habitatqualität ist dabei von entscheidender Bedeutung. Das Habitat wiederum ist in hohem Maße von biotischen und abiotischen Faktoren abhängig (Savchenko et al., 2018).

Das Arteninventar im Höttinger Graben umfasst auch einige Arten, die in unterschiedlichen Gefährdungskategorien eingestuft werden und teilweise über einen europarechtlichen Schutzstatus verfügen. Dies zeigt ebenfalls die Bedeutung von Lawenstrichen als Habitat für Tagfalter. Nach der Roten Liste Österreich (RL AT) werden 10 der 52 nachgewiesenen Arten auf der Vorwarnstufe (Near Threatened) gelistet (*Aporia crataegi*, *Argynnis adippe*, *Argynnis niobe*, *Aricia artaxerxes*, *Colias alfacariensis*, *Iphiclides podalirius*, *Lysandra coridon*, *Maculinea arion*, *Melitaea diamina*, *Pyrgus malvoides*). Weitere 3 Arten können als gefährdet (vulnerabel) bezeichnet werden (*Melitaea phoebe*, *Pyrgus alveus*, *Pyrgus serratulae*) (Höttinger & Pennerstorfer, 2005). Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Daten im Jahr 2005 veröffentlicht wurden, lässt sich ableiten, dass sich die Bestände seither weiter verschlechtert haben (Habel et al., 2022). Dies impliziert, dass eine größere Anzahl an Arten auf die Vorwarnliste aufgenommen werden muss bzw. die Arten, die dort gelistet sind, einer höheren Gefährdungskategorie zugeordnet werden können.

Aktuellere Daten zeigt die 2022 erschienene Rote Liste Vorarlberg (RL Vbg.) (Huemer et al., 2022). Dort werden ebenfalls 10 der an der Nordkette nachgewiesenen Arten auf der Vorwarnliste geführt (*Aporia crataegi*, *Argynnis niobe*, *Aricia artaxerxes*, *Colias alfacariensis*, *Lysandra bellargus*, *Maculinea arion*, *Melitaea diamina*, *Pyrgus alveus*, *Pyrgus malvae*, *Pyrgus malvoides*). Sieben Arten sind sowohl auf der Vorwarnliste der RL AT als auch auf der RL Vbg.. In der Kategorie „gefährdet“ (vulnerabel) wird *Melitaea phoebe* geführt. Als vom Aussterben bedroht (Critically Endangered) wird in der RL Vbg. *Coenonympha arcania* gelistet. Für den Segelfalter (*Iphiclides podalirius*) ist die Datengrundlage defizitär, ist aber in Vorarlberg mutmaßlich gefährdet. Da die Naturräume in den Bergregionen Vorarlbergs vergleichbar zu denen in Tirol sind, können die Daten exemplarisch für Tirol verwendet werden.

Gemäß der FFH-Richtlinie der EU (Anhang IV) ist *Maculinea arion* europarechtlich geschützt. In weiten Teilen von Nord- und Westeuropa ist der Quendel-Ameisenbläuling bereits ausgestorben. Grund hierfür ist die Zerstörung von extensivem Grünland mit Thymianbeständen. In den Alpen ist die Art noch verhältnismäßig oft anzutreffen, aber auch hier ist ein abnehmender Trend bei den Individuenzahlen zu beobachten (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Dies bedingt eine hohe Schutzverantwortung (Bräu et al., 2013).

4.2 Phänologie der Tagfalter

Die erste am 20.04.2022 durchgeführte Kartierung erbrachte lediglich den Nachweis eines Individuums. Ein früherer Startzeitpunkt war demnach nicht erforderlich. Im Verlauf des Frühjahrs bzw. Frühsommers, mit dem Abschmelzen der Altschneefelder, konnten dann Individuen auf immer höher gelegenen Flächen erfasst werden. Mit dem ersten Schneefall Mitte September wurden die Aufnahmen beendet - es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, später im Jahr noch einzelne Individuen anzutreffen. Es wurde nur von einzelnen Arten, die eine Gesamtabundanz von mehr als 50 Individuen aufweisen, ein vollständiges Phänogramm erstellt. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in Punkt 4.3.

Forrest & Thomson (2011) stellten fest, dass der Hauptauslöser für die Phänologie von Schmetterlingen die Temperatur ist. Durch Änderung der Temperatur entlang eines Höhengradienten verschiebt sich der Zeitpunkt phänologischer Ereignisse nach hinten (Gutierrez & Menendez, 1998; Kovanci & Kovanci, 2006). Dies bestätigen meine Ergebnisse, da die höchste Diversität bei den niedrigeren Standorten bereits im Frühsommer ist. Bei den höher gelegenen Standorten hingegen erst im August.

Die phänologischen Veränderungen entlang eines Höhengradienten entsprechen in etwa den Veränderungen durch den Klimawandel (Cornelius et al., 2013). Wenn sich das Klima erwärmt, schlüpfen Imagos tendenziell früher, die Flugzeit dauert länger und die Generationenzahl multivoltiner Arten nimmt zu (Altermatt, 2012; Stefanescu et al., 2003; Zografou et al., 2015). In Gebirgsökosystemen ist eine Verschiebung in die Höhe von Arten in einigen Publikationen beobachtet worden (Chen et al., 2011; Cohen et al., 2017; Lenoir et al., 2020). Allerdings werden Lebensräume für Tagfalter in höheren Lagen zunehmend weniger.

Dies ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen. Einerseits ist die verfügbare Landfläche allgemein geringer, andererseits ist der Lebensraum stärker fragmentiert und es kommt zu einer unvermeidlichen Zunahme der Konkurrenz zwischen den koexistierenden Arten. Dies kann schließlich zu lokalen Aussterbeereignissen führen (Giezendanner et al., 2019; Wiens, 2016). Für hochmobile Arten stellt dies weniger ein Problem dar, da diese problemlos einen anderen geeigneten Standort erreichen können, während die weniger mobilen, spezialisierten Arten an ihre kontinuierlich kleiner werdenden Mikroumgebung gebunden sind (Bonelli et al., 2021). Im Untersuchungsgebiet oberhalb der EF 05 sind noch wenige hundert Höhenmeter felsdurchsetztes Grünland vorhanden. Eine Höhenverschiebung der Arten ist daher von den höheren Erhebungsflächen kaum möglich. Es kann lediglich angenommen werden, dass Arten, sofern sie das geeignete Habitat vorfinden, von den niedriger gelegenen Erhebungsflächen in die Höhe wandern. Hierzu sollte bei spezialisierten Arten auch die Verschiebung der relevanten Pflanzenarten beobachtet werden (Bengasi et al., 2014). Der Klimawandel bewirkt, dass in Bergökosystemen weit verbreitete Arten in den letzten Jahrzehnten zunehmend dominant wurden, während spezialisierte Arten in höheren Lagen stark zurückgingen (Bonelli et al., 2021; Wilson et al., 2007).

4.3 Artzusammensetzung

Die Rarefaction- und Extrapolationskurven belegen, dass lediglich mit dem Auftauchen einer geringen Anzahl von Arten im Untersuchungsgebiet zu rechnen ist, die bislang nicht nachgewiesen wurden. Dies

bestätigt den Zeitraum mit dem frühestmöglichen Start direkt zu Beginn der Vegetationsphase und der Tagfaltererhebung bis zum ersten Schneefall. Durch den 14-tägigen Rhythmus der Begehungen kann beinahe ausgeschlossen werden, dass andere vorkommenden Tagfalterarten nicht erfasst wurden.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Artenzusammensetzung der Lepidoptera nicht abrupt, sondern kontinuierlich über den Höhengradienten verändert. Insgesamt sieben Arten konnten an allen 5 Standorten nachgewiesen werden (*Aglais urticae*, *Aricia artaxerxis*, *Cupido minimus*, *Erebia aethiops*, *Hesperia comma*, *Lysandra bellargus*, *Polyommatus icarus*). Dabei handelt sich zum Beispiel, um den Wanderfalter *Aglais urticae*, der nur kurz zur Geschlechterfindung standorttreu ist und die restliche Zeit vagil lebt und praktisch überall anzutreffen ist (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Andere sind wiederum Generalisten, die oft als Imago nicht an eine bestimmte Futterpflanze angewiesen sind (*Hesperia comma* (Bräu et al., 2013) & *Erebia aethiops* (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991)). Oder sie finden Nektar an einer Futterpflanze, die sehr häufig vorkommt (z.B. *Lysandra bellargus* an *Hippocrepis* (Bräu et al., 2013); *Cupido minimus* an *Anthyllis vulneraria* (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991)).

Elf weitere Arten kommen an vier Erhebungsflächen vor. Der Großteil (*Anthocharis cardamines*, *Aporia crataegi*, *Argynis adippe*, *Argynis aglaia*, *Boloria euphrosyne*, *Melitea phoebe*, *Pieris napi*) konnte bei der Fläche 05 nicht nachgewiesen werden. Hauptgrund dürfte hierbei die zunehmende Höhe sein, da diese Falter meist den Verbreitungsschwerpunkt in tieferen Lagen haben (Bräu et al., 2013). Auch das Fehlen von *Erebia oeme* und *Erebia pronoe* bei der Erhebungsfläche 01 könnte durch die Höhe bedingt sein. Der Verbreitungsschwerpunkt beginnt bei beiden Arten etwa auf Höhe der Erhebungsfläche 02 (1150 m ü.NN.). *Lysandra coridon* und *Pyrgus malvoides* konnten bei der EF 01 bzw. EF 02 nicht erfasst werden. Dies ist wohl eher zufällig oder könnte nur durch andere, für diese Arbeit nicht untersuchte Parameter, begründet werden.

Die Alpha Diversität wurde mit den zwei am häufigsten verwendeten Indexen berechnet. Im Wesentlichen unterscheiden sich die beiden Indexe in der Berücksichtigung der vorkommenden Arten, wobei der Shannon-Wiener-Index alle Arten einbezieht, während der Simpson-Index, Arten mit nur einem Individuum nicht berücksichtigt. Im Allgemeinen unterscheiden sich die Ergebnisse kaum. Den höchsten Wert erreicht die Fläche EF 02. Hier wurden allgemein die meisten Arten nachgewiesen. Generell ist der Unterschied der Werte an den Erhebungsflächen nur gering. Um zufällige Tagfalterfänge in der Berechnung zu berücksichtigen, sollte der Simpson-Index verwendet werden. So verfälschen, z.B. Wanderfalter, die nur kurz mit einem Individuum in der Erhebungsfläche sind und trotzdem aufgenommen wurden nicht das Ergebnis der Alpha-Diversität. Für das Gesamtinventar sind diese Arten aber selbstverständlich bedeutend. Im Wesentlichen bestätigen die Ergebnisse Sørensen-Index die Annahme, dass Flächen, die räumlich weiter voneinander entfernt sind. Die Ergebnisse konnten einen deutlichen Unterschied bei den Werten des Sørensen-Index feststellen.

4.4 Arten mit den höchsten Individuenzahlen

***Aglais urticae* – Kleiner Fuchs (LINNAEUS, 1758)**

Aglais urticae lebt in verschiedensten Lebensräumen (Ubiquisit), weswegen er weit verbreitet und im gesamten Alpenraum häufig anzutreffen ist. Die Art ist von Tallagen bis in die nivale Stufe anzutreffen (Ferretti, 2014). Die Falter sind Binnenwanderer, d.h. sie ziehen innerhalb ihres Verbreitungsgebiets

umher. Beispielsweise ziehen sie im Herbst oftmals aus höheren Lagen in die wärmeren Tallagen und die nächste Generation im Frühsommer wieder zurück. Deshalb sind Verbreitungs- und Höhenangaben nur von eingeschränkter Aussagekraft (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Auffällig sind starke Populationsschwankungen, die der Kleine Fuchs als r-Strategie durch eine hohe Reproduktionsrate und kurze Entwicklungszeit charakterisiert. Die Überwinterung findet als Imago an immergrünen Pflanzen, in Baumlöchern oder zwischen Felsen statt, was eine frühe Aktivitätsphase bereits ab dem Spätwinter zulässt (Bräu et al., 2013). Je nach Höhenlage können bis zu drei Generationen ausgebildet werden, die sich stark überschneiden können. Die Tiere fliegen in warmen Regionen in zwei bis drei Generationen pro Jahr von Mai bis Oktober, in kalten Gebieten und in hohen Lagen nur in einer von Mai bis August. Nach der Überwinterung fliegen sie von März bis April (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Generell können aufgrund des Wanderverhaltens und der ubiquitären Lebensweise kaum Aussagen getroffen werden.

***Cupido minimus* – Zwerg-Bläuling (FUESSLIN, 1775)**

Cupido minimus ist über den gesamten Alpenbogen häufig verbreitet und ist der kleinste heimische Tagfalter (Ferretti, 2014) Diese Art fliegt in allen Höhenstufen bis in die alpine Zone. Als Habitat werden Magerwiesen mit *Anthyllis vulneraria* bevorzugt. In Tallagen ist die Hauptflugzeit Mai bis Juni. Individuen der 2. und 3. Generation sind bis in den Spätherbst zu beobachten (Bräu et al., 2013; Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Auch in meiner Aufnahme konnte ich in allen Höhenlagen Falter nachweisen. Ein Muster der Generationen lässt sich durch die mit der Höhe abnehmende Generationenzahl nicht erkennen, da sich die Generationen im zeitlichen Verlauf überschneiden. Möglich ist eine 2. Generation in den unteren Erhebungsflächen (EF 01 & EF 02). In höheren Lagen bildet die Art nur eine Generation und fliegt hauptsächlich von Juni bis August (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Die Hauptflugzeit in meiner Untersuchung ist etwas früher. Bereits Anfang Juni konnte ich ein Massenvorkommen von *Cupido minimus* zählen. Dieses Phänomen ist vor allem bei Männchen während der Mineralaufnahme zu beobachten (Bräu et al., 2013). Im Verlauf des Juni und Juli wurden es dann weniger Individuen. Eine Hauptflugzeit im August, wie von Lepidopterologen-Arbeitsgruppe beschrieben, konnte ich nicht nachweisen.

***Hesperia comma* – Komma-Dickkopffalter (LINNAEUS, 1758)**

Hesperia comma ist in den Alpen weit verbreitet. Hier besiedeln die Falter (Ubiquist) offene, blumenreiche Magerwiesen und Weiden von der kollinen bis zur alpinen Stufe vor (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Die ersten Individuen können bereits Ende Juni beobachtet werden und die letzten sterben im September oder Oktober. Die Hauptflugzeit beschränkt sich aber auf die Monate Juli und August (Bräu et al., 2013; Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 1991). Diese Aussagen können durch meine Erhebungen bestätigt werden. Der Falter bildet eine Generation pro Jahr aus, wobei entweder das Ei oder die Raupe überwintern können (Bräu et al., 2013). In tieferen Lagen überwintert vorwiegend das Ei und in höheren Lagen vorwiegend die Raupe (Bräu et al., 2013). Dies kann der Grund sein, dass die ersten adulten Individuen bei meinen Erhebung fast zeitgleich in allen Höhen auftreten und kein Verlauf mit fortschreitender Saison und steigender Höhe erkennbar ist.

***Erebia aethiops* – Graubindiger Mohrenfalter (ESPER, 1777)**

Diese Art ist im gesamten Alpenraum weit verbreitet und relativ anspruchslos (mesophil). Zum Habitat zählen mit Sträuchern und Bäumen bestandene, blumenreiche, trockene und feuchte Wiesen, Hochstaudenfluren, Waldränder und lichte Wälder auf Höhen von 600 m bis über 2000 m ü.NN

(Ferretti, 2014). In Südtirol wurde die Art auf einer Höhe von 210 m – 2100 m ü.NN. d.h. in der kollinen, montanen, subalpinen Zone nachgewiesen (Huemer, 2004). An der Nordkette ist *Erebia. aethiops* auch in allen Höhenlagen anzutreffen, wobei sich die meisten Individuen in der Höhe zwischen 1350 m – 1810 m ü.NN. befinden. Die Raupen des Mohrenfalters leben an verschiedenen langhalmigen Grasarten, was eine weite Verbreitung begünstigt (Sonderegger, 2005). Die Art bildet eine Generation pro Jahr, wobei sich die Flugzeit von Juli bis September erstreckt. Hauptflugzeit ist Mitte Juli bis Mitte August. Auch bei meinen Erhebung bestätigt sich dies - Anfang August ist ein deutlicher Peak zu erkennen. Dieser plötzliche Abfall ist vermutlich dem - für Tagfalteraktivität - schlechten Wetter zwischen den Aufnahmetagen geschuldet.

***Erebia oeme* – Doppelaugen-Mohrenfalter (HÜBNER, 1804)**

Erebia oeme ist im gesamten Alpenraum, vor allem auf der Alpennordseite, weit verbreitet und bewohnt blumenreiche Wiesen auf Kalkuntergrund (Ferretti, 2014). Die Hauptverbreitung liegt in der montanen und subalpinen Zone (Sonderegger, 2005). Einzelne Nachweise wurden bis zu einer Höhe von 2100 m ü.NN. gefunden (Bräu et al., 2013). Bei meinen Aufnahmen fehlt die Art bei EF 01, aber schon auf der Fläche EF 02 (1150 m ü.NN.) konnte ich sie häufig (30 % aller nachgewiesenen Individuen) zählen. Der Falter bildet eine Generation pro Jahr, wobei die Flugzeit im Juni beginnt und sich bis etwa Mitte August beschränkt (Bräu et al., 2013). Die Hauptflugzeit fällt in den tieferen Lagen in den Juni, in den höheren Lagen in den Juli. Dies zeigen auch meine Daten, wobei ich nach einem Abfall der Individuenzahlen Mitte Juli erneut neun Falter Ende August auf den Flächen EF 04 und EF 05 zählen konnte. Zu berücksichtigen ist, dass der Entwicklungszyklus höhenabhängig ist und bis zu zwei Jahre dauern kann. Für die Schweiz wurde eine einjährige Entwicklung bei 1540 m ü.NN. und auf 1900 m ü.NN. eine zweijährige Entwicklung nachgewiesen (Sonderegger, 2005).

***Erebia pronoe* – Quellen-Mohrenfalter (ESPER, 1780)**

Der Quellen-Moorenfalter ist im Alpenraum weit verbreitet und im geeigneten Habitat häufig anzutreffen. Er besiedelt meist alpine Rasen, diverse Magerrasentypen besonders trockener, besonnter Weiderasen und Wiesen, teils auch mit stärkerer Beweidung / Mahd (Bräu et al., 2013). Meist in Kombination mit felsdurchsetzten, sandigen und schottrigen Stellen und Lawinenrusen (Sonderegger, 2005). Dies ist vermutlich auch der Grund, für das häufige Vorkommen dieser Art bei meinen Erhebungen. Die Höhenverbreitung beschränkt sich auf die subalpine bis zur alpinen Stufe, ca. 1000 -2500 m ü.NN., besonders im Bereich der Waldgrenze kommt der Quellen-Moorenfalter häufig vor (Sonderegger, 2005). Diese Aussagen von Sonderegger können durch meine Erhebungen bestätigt werden. Die Art fehlt auf der EF 01 (990 m ü.NN.) und tritt am häufigsten auf der EF 04 im Bereich der Waldgrenze auf. Interessant ist auch, dass die Art Anfang August noch sehr häufig auf der EF 02 nachgewiesen wurde. Ende August bzw. Anfang September wurde *Erebia pronoe* auf der EF 03 gezählt. Dies lässt eine Wanderung in die höhere Lagen vermuten. Die Flugzeit liegt zwischen Anfang Juli und Ende September mit Schwerpunkt im August (Sonderegger, 2005). Auch der Flugzeitpunkt und die Hauptflugzeit können durch meine Erhebungen bestätigt werden.

5 Fazit

Lawenstriche werden durch die jährlich wiederkehrenden Nassschneelawinen weitestgehend gehölzfrei gehalten und es entstehen teils naturnahe, artenreiche Wiesen. Es konnten ca. ein Drittel der in Tirol vorkommenden Tagfalter nachgewiesen werden. Somit fördern diese mageren Grünlandflächen die Artenvielfalt und Individuenzahlen. Neben der Funktion als Habitat erfüllen Lawenstriche, durch ihre räumliche Verteilung in der Landschaft, auch eine wichtige Korridorfunktion. Es wurden deutliche Unterschiede von Artgemeinschaften zwischen den Erhebungsflächen aufgezeigt. Je größer die Höhendifferenz zwischen den Flächen, desto unterschiedlicher sind die jeweiligen Artgemeinschaften. Auch phänologische Ereignisse, wie das erstmalige Erscheinen und die Hauptflugzeit einer Art verschieben sich mit der Höhe zeitlich nach hinten. Diese Arbeit verdeutlicht die Bedeutung von Lawenstrichen als Habitat für die Tagfalterfauna in Bergökosystemen.

6 Verzeichnisse

6.1 Abbildungsverzeichnis

<i>Abbildung 1: Verortung des Untersuchungsgebiets im Kartenausschnitt Westösterreich (Quelle: OpenStreetMap, 2023).....</i>	<i>11</i>
<i>Abbildung 2: Erhebungsflächen (EF 01 – EF 05) an der Nordkette bei Innsbruck; Blickrichtung Norden im Bereich des „Höttinger Grabens“ (Quelle: GoogleEarth, 2022).....</i>	<i>12</i>
<i>Abbildung 3: Erhebungsflächen EF 01 - EF 05, Die verschiedenen Grünlandflächen werden alle durch Lawinen weitestgehend Gehölzfrei gehalten. Zusätzlich werden sie von Kühen oder Schafen beweidet.....</i>	<i>18</i>
<i>Abbildung 4: Anzahl der nachgewiesenen Arten und Individuen über den gesamten Erhebungszeitraum. Gesamt = Summe aller Erhebungsfläche.....</i>	<i>19</i>
<i>Abbildung 5: Rarefaction- und Extrapolationskurven; Artenreichtum gegen die Anzahl der nachgewiesenen Individuen.....</i>	<i>20</i>
<i>Abbildung 6: Rang-Abundanz-Dominanz-Kurven (RAD) der einzelnen Erhebungsflächen, jeder Punkt entspricht einer Art, je steiler die Linie, desto dominanter sind einzelne Arten.....</i>	<i>22</i>
<i>Abbildung 7: Arten mit den höchsten Individuenzahlen im Verlauf des Erhebungszeitraums von April bis September.....</i>	<i>27</i>

6.2 Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: Übersicht über Informationen und Nutzung der Erhebungsflächen.....</i>	<i>14</i>
<i>Tabelle 2: Zeitpunkte der Erhebungen, X = Kartierung durchgeführt, Tagfalter nachgewiesen; ASF = Altschneefelder vorhanden, Kartierung durchgeführt, keine Tagfalter nachgewiesen.....</i>	<i>S.14</i>
<i>Tabelle 3: Übersicht der ermittelten Indices pro Erhebungsfläche (EF) und wenn möglich EF Gesamt.....</i>	<i>S. 18</i>
<i>Tabelle 4: Anzahl der Individuen je Art und Standort; eudominante Klasse >10 %, dominante Klasse 5-10%, subdominante Klasse 2-5 %, rezedente Klasse 1-2 %, subrezedente Klasse <1 %.....</i>	<i>S.23</i>
<i>Tabelle 5: Werte der Beta-Diversität zwischen den Erhebungsflächen nach Sørensen-Index.....</i>	<i>S.24</i>

6.3 Literaturverzeichnis

- Altermatt, F. (2012). Temperature-related shifts in butterfly phenology depend on the habitat. *Global Change Biology*, 18(8), 2429–2438. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02727.x>
- 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>
- Batzing, W. (2005). *Die Alpen*. C.H. Beck.
- Begon, M., Howarth, R. W., & Townsend, C. R. (2017). *Ökologie* (3. Aufl.). Springer Spektrum.

- Benadi, G., Hovestadt, T., Poethke, H., & Blüthgen, N. (2014). Specialization and phenological synchrony of plant–pollinator interactions along an altitudinal gradient. *Journal of Animal Ecology*, *83*(3), 639–650. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12158>
- Bobo, K. S., Waltert, Matthias, Fermon, H., Njokagbor, J., & Mühlenberg, M. (2006). From Forest to Farmland: Butterfly Diversity and Habitat Associations Along a Gradient of Forest Conversion in Southwestern Cameroon. *J Insect Conserv*, *10*, 29–42.
- Boggs, C., & Murphy, D. (1997). *Community composition in mountain ecosystems: Climatic determinants of montane butterfly distribution*.
- Bolliger, J., Kienast, F., Soliva, R., & Rutherford, G. (2007). Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use change (Switzerland). *Landscape Ecology*, *22*(5), 773–789. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9077-7>
- Bonelli, S., Cerrato, C., Barbero, F., Boiani, M. V., Buffa, G., Casacci, L. P., Fracastoro, L., Provenzale, A., Rivella, E., Zaccagno, M., & Balletto, E. (2021). Changes in Alpine Butterfly Communities during the Last 40 Years. *Insects*, *13*(1), 43. <https://doi.org/10.3390/insects13010043>
- Bräu, M., Bolz, R., & Kolbeck, H. (2013). *Tagfalter in Bayern*. Ulmer.
- Brehm, G., Colwell, R., & Kluge, J. (2007). The role of environment and mid-domain effect on moth species along a tropical elevational gradient. *Global Ecology and Biogeography*, *16*, 205–219. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00281.x>
- Brown, K., & Freitas, A. (2000). Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. *Biotropica*, *32*, 934–956.
- Cerny, K., Cudlin, P., & Matejka, K. (2006). Die Bedeutung von Lawinenabgängen für die Schmetterlingspopulation. – *Veröff. d. Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum*, *86*, 5–36.
- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science (New York, N.Y.)*, *333*(6045), 1024–1026. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- Clench, H. K. (1966). Behavioral Thermoregulation in Butterflies. *Ecology*, *47*(6), 1021–1034. <https://doi.org/10.2307/1935649>
- Cohen, J., Lajeunesse, M., & Rohr, J. (2017). A global synthesis of phenological responses to climate change. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/164806>
- Colwell, R. K., Rahbek, C., & Gotelli, N. J. (2004). The mid-domain effect and species richness patterns: what have we learned so far? *The American Naturalist*, *163*(3), E1-23. <https://doi.org/10.1086/382056>
- Cornelius, C., Estrella, N., Franz, H., & Menzel, A. (2013). Linking altitudinal gradients and temperature responses of plant phenology in the Bavarian Alps. *Plant Biology (Stuttgart, Germany)*, *15 Suppl 1*, 57–69. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00577.x>
- de Arce, J., & Gutierrez, D. (2011). Altitudinal trends in the phenology of butterflies in a mountainous area in central Spain. *European Journal of Entomology*, *108*, 651–658. <https://doi.org/10.14411/eje.2011.083>
- Diserud, O. H., & Ødegaard, F. (2006). A multiple-site similarity measure. *Biology Letters*, *3*(1), 20–22. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0553>
- Egger, G. (2001). Vegetationsdynamik und Struktur alpiner Ökosysteme. Diskussionsbeitrag einer prozessorientierten Ökosystemdarstellung am Beispiel eines lawinaren Urrasens im Nationalpark Hohe Tauern. *Wiss. Mitt. Nationalpark Hohe Tauern*, *6*, 119–137.
- Ehrlich, P., & Murphy, D. (1987). *Conservation Lessons from Long-Term Studies of Checkerspot Butterflies*.
- Ellenberg, H., & Leuschner, C. (2010). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht* (6., vollständ. neu bearb. u. stark erw. Aufl., Bd. 8104). Leske + Budrich.
- Embacher, G. (1996). Die Tagfalter der Salzburger hohen Tauern (Lepidoptera: Rhopalocera, Hesperidae). *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern, Bd. 2*, 43–74.

- Feber, R. E., Smith, H., & MacDonald, D. W. (1996). The Effects on Butterfly Abundance of the Management of Uncropped Edges of Arable Fields. *Journal of Applied Ecology*, 33(5), 1191–1205. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2404698>
- Ferretti, G. (2014). *Schmetterlinge der Alpen*. Haupt.
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. (2007). Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280.
- Fontana, V., Guariento, E., Hilpold, A., Niedrist, G., Steinwandter, M., Spitale, D., Nascimbene, J., Tappeiner, U., & Seeber, J. (2020). Species richness and beta diversity patterns of multiple taxa along an elevational gradient in pastured grasslands in the European Alps. *Scientific Reports*, 10(1), 12516. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69569-9>
- Giezendanner, J., Bertuzzo, E., Pasetto, D., Guisan, A., & Rinaldo, A. (2019). A minimalist model of extinction and range dynamics of virtual mountain species driven by warming temperatures. *PLOS ONE*, 14(3), e0213775. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213775>
- Gotelli, N., & Colwell, R. (2011). Estimating species richness. In *Frontiers in Measuring Biodiversity* (Bd. 12, S. 39–54).
- Grabherr, G., Gottfried, M., & Pauli, H. (2000). Hochgebirge als „hot spots“ der Biodiversität—dargestellt am Beispiel der Phytodiversität. *Ber Reinhold-Tuxen-Ges*, 12, 101–112.
- Gutierrez, D., & Menendez, R. (1998). Phenology of butterflies along an altitudinal gradient in northern Spain. *Journal of Zoology London*, 244, 249–264.
- 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>
- Habeler, H. (1981). Lawinen als Lebensraumerhalter für Schmetterlinge. *Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum*, 10(2), 95–97.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & 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>
- Heinrich, B. (1993). *The Hot-Blooded Insects: Strategies and Mechanisms of Thermoregulation*. Harvard University Press.
- Herrando, S., Brotons, L., Anton, M., Páramo, F., Villero, D., ... Titeux, N. (2016). Assessing impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data. *Environmental Conservation*, 43, 69–78.
- Hodkinson, I. D. (2005). Terrestrial insects along elevation gradients: Species and community responses to altitude. *Biological Reviews*, 80(3), 489–513. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006767>
- Höttinger, H., & Pennerstorfer, J. (2005). *Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*.— In: Zulka, K. P. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken*. 14/1, 313–354.
- Hsieh, T., Ma, K., & Chao, A. (2022). *iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity*.
- Huber, T., & Bergler, F. (2006). Programm zur Sicherung und Entwicklung der alpinen Kulturlandschaft. *Wildökologie und Jagd*, 2006.
- Huemer, P. (2004). *Die Tagfalter Südtirols: Bd. Nr. 2*. Folio-Verl.
- Huemer, P. (2013). Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematische und faunistische Checkliste. *Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Studiohefte*, 12.
- Huemer, P., & Pennerstorfer, J. (2004). Endemische Schmetterlinge in Österreich. *Denisia*, 2004(13), 317–324.

- Huemer, P., Rüdisser, J., Hiermann, U., Lechner, K., Mayr, T., Ortner, A., & Friebe, J. (2022). Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. *Rote Listen Vorarlbergs*, 11, 210.
- Illán, J. G., Gutiérrez, D., DíEZ, S. B., & Wilson, R. J. (2012). Elevational trends in butterfly phenology: Implications for species responses to climate change. *Ecological Entomology*, 37(2), 134–144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2012.01345.x>
- Karl, I., & Fischer, K. (2008). Why Get Big in the Cold? Towards a Solution to a Life-History Puzzle. *Oecologia*, 155(2), 215–225.
- Kocher, S., & Williams, E. (2000). The diversity and abundance of North American butterflies vary with habitat disturbance and geography. *Journal of Biogeography*, 27, 785–794. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00454.x>
- Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 367–382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>
- Kovanci, O., & Kovanci, B. (2006). Effect of altitude on seasonal flight activity of *Rhagoletis cerasi* flies (Diptera: Tephritidae). *Bulletin of entomological research*, 96, 345–351. <https://doi.org/10.1079/BER2006432>
- Kremen, C., Colwell, R., & Erwin, T. (1993). *Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning*.
- Lawton, J. H., MacGarvin, M., & Heads, P. A. (1987). Effects of Altitude on the Abundance and Species Richness of Insect Herbivores on Bracken. *Journal of Animal Ecology*, 56(1), 147–160. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/4805>
- Lenoir, J., Bertrand, R., Comte, L., Bourgeaud, L., Hattab, T., Muriene, J., & Grenouillet, G. (2020). Species better track climate warming in the oceans than on land. *Nature Ecology & Evolution*, 4(8), 1044–1059. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1198-2>
- Lepidopterologen-Arbeitsgruppe. (1991). *Tagfalter und ihre Lebensräume*. Pro Natura.
- Liu, H., Mi, Z., Lin, L., Wang, Y., Zhang, Z., Zhang, F., Wang, H., Liu, L., Zhu, B., Cao, G., Zhao, X., Sanders, N. J., Classen, A. T., Reich, P. B., & He, J.-S. (2018). Shifting plant species composition in response to climate change stabilizes grassland primary production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(16), 4051–4056. <https://doi.org/10.1073/pnas.1700299114>
- McCain, C. M., & Garfinkel, C. F. (2021). Climate change and elevational range shifts in insects. *Global change biology. Molecular physiology. October (2021)*, 47, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.06.003>
- McCoy, E. D. (1990). The Distribution of Insects along Elevational Gradients. *Oikos*, 58(3), 313–322. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/3545222>
- McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Department of Zoology & Entomology, University of Pretoria, Pretoria 0002, South Africa*, 181–201.
- Naturpark Karwendel. (2023). *Steckbrief*. <https://www.karwendel.org/naturpark-karwendel/gebiete/grenzen/>
- Neff, F., Korner-Nievergelt, F., Rey, E., Albrecht, M., Bollmann, K., Cahenzli, F., Chittaro, Y., Gossner, M. M., Martínez-Núñez, C., Meier, E. S., Monnerat, C., Moretti, M., Roth, T., Herzog, F., & Knop, E. (2022). Different roles of concurring climate and regional land-use changes in past 40 years' insect trends. *Nature Communications*, 13(1), 7611. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-35223-3>
- Parmesan, C. (2003). Butterflies as bio-indicators for climate change impacts. Evolution and ecology taking flight: Butterflies as model systems. *University of Chicago Press*, 541–560.
- Pauli, H., Grabherr, G., Reiter, K., Klettner, C., & Zimmermann. (2016). *Grundriss der Biogeographie*. UTB Verlag (Ulmer).
- Pollard, E., & Yates, T. (1995). *Monitoring butterflies for ecology and conservation* (1st publ. in paperback, Bde. 1, 1995). Chapman & Hall [etc.].

- Rahbek, C. (2004). The Role Of Spatial Scale And The Perception Of Large-Scale Species-Richness Patterns. *Ecology Letters*, 8, 224–239. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00701.x>
- Rödger, D., Schmitt, T., Gros, P., Ulrich, W., & Habel, J. C. (2021). Climate change drives mountain butterflies towards the summits. *Scientific Reports*, 11(1), 14382. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93826-0>
- Roland, J. (2006). Effect of melanism of alpine *Colias nastes* butterflies (Lepidoptera: Pieridae) on activity and predation. *The Canadian Entomologist*, 138(1), 52–58. <https://doi.org/10.4039/n05-805>
- Roth, T., Plattner, M., & Amrhein, V. (2014). Plants, Birds and Butterflies: Short-Term Responses of Species Communities to Climate Warming Vary by Taxon and with Altitude. *PLoS ONE*, 9(1), e82490. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082490>
- Roy, D., & Sparks, T. (2000). Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6(4), 407–416. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00322.x>
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8–27.
- Sanchez-Rodriguez, J., & Baz, A. (1995). The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean mountain, Sierra de Javalambre, central Spain. *Journal of the Lepidopterist' Society*, 49, 192–207.
- Savchenko, E., Nicklas, L., Milasowszky, N., & Krenn. (2018). Zeitliche und räumliche Verteilung alpiner Tagfalter (Lepidoptera: Papilionoidea) entlang eines Höhengradienten in den Zillertaler Alpen (Österreich). *Entomologica Austriaca*, 25, 25–49.
- Schmitt, T., Rákósy, L., & Müller, P. (2009). Effects of climate warming on the flight period of butterflies in the alpine zone. *Insect Conservation and Diversity*, 2(3), 186–194.
- Schwerdtfeger, F. (1978). Lehrbuch der Tierökologie. (No Title).
- Settele, J. (2005). Butterflies and their ecological requirements in agricultural landscapes: From landscape surveys to habitat management. *Journal of Insect Conservation*.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163(4148), 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Sinclair, B., & Chown, S. (2005). Climatic Variability and Hemispheric Differences in Insect Cold Tolerance: Support from Southern Africa. *Functional Ecology*, 19(2), 214–221.
- Sonderregger, P. (2005). *Die Erebien der Schweiz: (Lepidoptera: Satyrinae, Genus Erebia)*. BrÄ¼gg bei Biel: P. Sonderregger. <https://bibsearch.uibk.ac.at/AC08967537>
- Stefanescu, C., Peñuelas, J., & Filella, I. (2003). Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9(10), 1494–1506. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00682.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>
- Stettmer, C., Bräu, M., Gros, P., & Wanninger, O. (2007). *Die Tagfalter Bayerns und Österreichs* (2., überarb. Aufl.). ANL.
- Stewart, J. E., Illán, J. G., Richards, S. A., Gutiérrez, D., & Wilson, R. J. (2020). Linking inter-annual variation in environment, phenology, and abundance for a montane butterfly community. *Ecology*, 101(1), e02906. <https://doi.org/10.1002/ecy.2906>
- 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 of London. Series B, Biological Sciences*, 360(1454), 339–357. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1585>
- Thomas, J. A. (2009). Successful conservation of a threatened Maculinea butterfly. *Science*, 80–83.
- Thomas, J. A. (2016). Butterfly communities under threat. *Science*, 353(6296), 216–218. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8838>
- van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., & Maes, D. (2010). European red list of butterflies. *IUCN (International Union for Conservation of Nature)*.
- Veit, H. (2002). *Die Alpen* (Bd. 2327). E. Ulmer.

- Weidemann, H.-J. (1995). *Tagfalter: Alle heimischen Arten, Alpenarten als Auswahl: Biologie, Ökologie, Biotopschutz mit einer Einführung in die Vegetationskunde*.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>
- Wiens, J. J. (2016). Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. *PLOS Biology*, 14(12), e2001104. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2001104>
- Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., & Monserrat, V. J. (2007). An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13, 1873–1887.
- Zografou, K., Adamidis, G., Grill, A., Kati, V., Wilson, R., & Halley, J. (2015). Who flies first? – Habitat-specific phenological shifts of butterflies and orthopterans in the light of climate change: A case study from the south-east Mediterranean. *Ecological Entomology*, 40(5), 562–574. <https://doi.org/10.1111/een.12220>