

Biodiversitätswandel auf halbnatürlichen Grasländern

Floristische Veränderung der Fettwiesen und -weiden in 38 Jahren im Unterengadin (CH)



Bachelorarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades Bachelor of Science

Nastasja Metz
Matrikelnummer 1921625

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde
Fachbereich und Studiengang: Landschaftsnutzung und Naturschutz

Erstgutachterin: Prof. Dr. Vera Luthardt
Zweitgutachter: Prof. Dr. Jürgen Dengler

Eberswalde, 30. April 2024

Danksagung

Meinen herzlichen Dank möchte ich Jürgen Dengler und seiner Forschungsgruppe aussprechen, die mich während der gesamten Arbeit mit allen Mitteln unterstützt haben und mir den Aufenthalt in der Schweiz ermöglicht haben. Ein herzliches Dankeschön geht an Angelika Abderhalden für die Begleitung der Arbeit und die zur Verfügungstellung der Unterkunft und des Transportmittels für die Feldarbeit in Sent. Vielen Dank auch an Vera Luthardt für die Betreuung und an alle Freund:innen, Kolleg:innen und an die Familie für die Geduld und Unterstützung.

Inhalt

Tabellenverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis.....	IV
Abkürzungsverzeichnis	IV
Zusammenfassung	V
1 Einleitung	1
2 Stand des Wissens: Biodiversitätswandel im Grasland der Schweiz	3
2.1 Grasland und Biodiversität der Schweiz.....	3
2.2 Biodiversitätskrise und Monitoring	4
2.3 Entwicklung der Glatthafer- und Goldhaferwiesen	5
2.4 Eutrophierung des Grünlands.....	6
2.5 Klimawandel	7
3 Methoden.....	8
3.1 Wiederholungsstudien und Vegetationsaufnahmen.....	8
3.2 Untersuchungsgebiet: Wiesen und Weiden in Sent.....	8
3.3 Bewirtschaftung der Flächen.....	10
3.4 Feldarbeit	10
3.5 Datenaufbereitung und statistische Auswertung	11
4 Ergebnisse.....	13
4.1 Abiotische Erfassung	13
4.2 Entwicklung der Artenzahlen und Biodiversitätsindizes	13
4.3 Entwicklung der ökologischen Zeigerwerte und CSR-Strategietypen	15
4.4 Veränderung der Artenzahl pro Plot zur Höhe und Feuchte	18
4.5 Vergleich Einzelarten	19
4.6 Veränderung der floristischen Zusammensetzung.....	22
4.7 Lebensraumanalyse	24
4.8 Ökologische Qualität	25
5 Diskussion	26
5.1 Rückgang der Artenvielfalt.....	26
5.2 Intensivierung und Zunahme der Nährstoffe	27
5.3 Mehr Flächen mit ökologischer Qualität BFF-QII als angemeldet	31
5.4 Rückgang des Lebensraums Halbtrockenrasen	32
5.5 Klimatische Einflüsse auf die Vegetation	32
5.6 Handlungsempfehlungen und Ausblick.....	33
6 Fazit.....	35
7 Literatur.....	36
Anhang.....	IV

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht zu Herkunft und Urhebern der (historischen) Daten.....	11
Tabelle 2: Übersicht der verwendeten Parameter	12
Tabelle 3: Übersicht der Gesamtartenzahlen und mittleren Artenzahlen pro Plot pro Jahr	13
Tabelle 4: Übersicht der Mittelwerte pro Plot für Artenzahlen, Shannon Index, Shannon Evenness	14
Tabelle 5: Gewichtete und ungewichtete mittlere Zeigerwerte und CSR-Strategietypen.....	16
Tabelle 6: Gewinner- und Verliererarten 1985 - 2003	20
Tabelle 7: Gewinner- und Verliererarten 2003 - 2023	20
Tabelle 8: Gewinner- und Verliererarten 1985 - 2023	21
Tabelle 9: Zusammenfassung der Gewinner- und Verliererartent.	22
Tabelle 10: Floristischen Veränderungen auf Plot-Ebene.....	23
Tabelle 11: Vergleich des Vorkommens von Glatthafer und Goldhafer.....	24
Tabelle 12: Anzahl der den Plots zugeordneten Lebensraumtypen pro Jahr.....	25

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchungsgebiet in Sent.....	9
Abbildung 2: Mittlere Artenzahlen und mittlerer Shannon Index pro Plot pro Jahr.....	14
Abbildung 3: Vergleich der mittleren Artenzahlen für Fettwiesen und -weiden und TWW.....	15
Abbildung 4: Entwicklung der Zeigerwerte und CSR-Strategiearten.....	17
Abbildung 5: Korrelation der Höhe (m ü. M.) zur Artenzahl.....	18
Abbildung 6: Korrelation der Feuchtezahl zur Artenzahl	19
Abbildung 7: Histogramme für Turnover-Raten (%).....	23

Abkürzungsverzeichnis

BAFU	Bundesamt für Umwelt
BFF QII	Biodiversitätsförderfläche Qualitätsstufe II
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
DZV	Direktzahlungsverordnung
EU	Europäische Union
Ha	Hektar
F	Feuchtezahl
N	Stickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO ₃ ⁻	Nitrat
NO _x	Stickstoffdioxid
P	Phosphor
T	Temperaturzahl

Das Urheberrecht aller verwendeten Fotos liegt bei Nastasja Metz.
Alle Tabellen und Grafiken wurden von Nastasja Metz erstellt.

Titelblatt: Artenreiche Wiese in Sent

Zusammenfassung

Halbnatürliches Grasland, das mit geringer Intensität bewirtschaftet wird, kann eine sehr hohe Biodiversität beherbergen. Durch Nutzungsintensivierung oder Nutzungsaufgabe, sowie Nährstoffeinträge und durch den Klimawandel ist der Lebensraum und die Artenvielfalt bedroht. Das Wiederholen von historischen Vegetationsaufnahmen ist ein wertvolles Mittel, um langfristige Muster und Prozesse des anthropogenen Wandels der biologischen Vielfalt zu verstehen und bekämpfen zu können. Im Unterengadiner Dorf Sent im Schweizer Kanton Graubünden wurden im Juni und Juli 2023 39 Vegetationsaufnahmen (25 m²) an denselben Standorten wiederholt, an denen bereits in den Jahren 1985/6 und 2003/4 Erhebungen stattgefunden haben. Für die statistische Auswertung wurden 56 Vegetationsaufnahmen von Fettwiesen und -weiden der Oberen Bergzone aus den Jahren 2022 und 2023 mit den historischen Daten hinsichtlich der Artenvielfalt, der ökologischen Zeigerwerte und CSR-Strategietypen, sowie der floristischen Zusammensetzung verglichen. Die Wiesen und Weiden zeigten überwiegend eine hohe, aber rückläufige Artenvielfalt und Biodiversität. Es konnte ein leicht erhöhtes Nährstoffvorkommen und Anzeichen für eine leichte Bewirtschaftungsintensivierung anhand der Zeigerwerte und der Veränderung der Artenzusammensetzung festgestellt werden. Ebenfalls wurden Anzeichen für eine Anpassung der Vegetation an erhöhte Temperaturen festgestellt. Die Ergebnisse werden auf die Bewässerung in der Region, atmosphärische Stickstoffeinträge sowie den Klimawandel zurückgeführt.

Abstract

Semi-natural grassland that is managed with low intensity can harbour a very high level of biodiversity. Habitat and biodiversity are threatened by intensification or abandonment, nutrient inputs and climate change. Repeating historical vegetation surveys is a valuable tool for understanding and combating long-term patterns and processes of anthropogenic change in biodiversity. In the Lower Engadine village of Sent in the Swiss canton of Graubünden, 39 vegetation surveys (25 m²) were repeated in June and July 2023 at the same locations where surveys had already been carried out in 1985/6 and 2003/4. For the statistical analysis, 56 vegetation surveys of fertile grasslands in the upper mountain zone from 2022 and 2023 were compared with the historical data in terms of species diversity, ecological indicator values and CSR strategy types, as well as floristic composition. The meadows and pastures predominantly showed a high but declining species diversity and biodiversity. A slight increase in the occurrence of nutrients and signs of a slight intensification of management were identified based on the indicator values and the change in species composition. Signs of an adaptation of the vegetation to increased temperatures were also detected. The results are attributed to irrigation in the region, atmospheric nitrogen inputs and climate change.

Schlüsselwörter

Biodiversitätswandel, Fettwiesen, floristische Veränderung, halbnatürliches Grasland, Klimawandel, Resurvey Vegetationsaufnahmen, Veränderung der Vegetation

1 Einleitung

Das sekundäre Grasland der Schweizer Alpen entstand über Jahrhunderte durch eine nachhaltige Bewirtschaftung, meist durch Beweidung oder Mahd, an Stellen, die natürlicherweise bewaldet wären (Leuschner & Ellenberg 2017, Dengler et al. 2020). Es prägt die vielfältige Kulturlandschaft und erbringt zahlreiche Ökosystemleistungen, wie die Futtermittelversorgung, die Erhaltung der Biodiversität, die Kohlenstoffbindung, Schutz vor Bodenerosion und Wasserabfluss; zudem bietet es einen attraktiven Erholungsraum (Körner 2002, Bosshard 2016). Insbesondere sekundäres Grasland, das mit geringer Intensität bewirtschaftet wird (halbnatürliches Grasland), kann eine sehr hohe Biodiversität auf kleinen räumlichen Skalen beherbergen (Dengler et al. 2020). Auf einem Quadratmeter können in Mitteleuropa über 60 Pflanzenarten dauerhaft koexistieren, global sogar bis zu 89 Arten. Diese hohe Artenzahl wird in keinem anderen Lebensraum erreicht (Klötzli et al. 2010, Wilson et al. 2012). Zudem beherbergt Grasland einen großen Teil der biologischen Vielfalt vieler taxonomischer Gruppen, z.B. sind 80 Prozent der in der Schweiz heimischen Heuschrecken- und Tagfalterarten auf das offene Kulturland angewiesen (Schneider & Walter 2001, Lachat et al. 2010).

Zahlreiche Studien konnten signifikante Veränderungen in der Artenzusammensetzung von Grasland in den letzten Jahrzehnten in Zentraleuropa, inklusive der Schweiz nachweisen (Peter et al. 2008, Lachat et al. 2010; Bosshard et al. 2011, Rounsevell et al. 2018, Wohlgemuth et al. 2020). Mögliche Gründe für diese Veränderungen sind die Intensivierung der Nutzung oder die Nutzungsaufgabe, eine Eutrophierung durch Stickstoffeinträge, eine Homogenisierung der Flächen, der Klimawandel, sowie das Einwandern von nicht-einheimischen Arten (Dengler & Tischew 2018, Schils et al. 2020).

Die veränderten Rahmenbedingungen in der Berglandwirtschaft über die letzten Jahrzehnte, die Steigerung der Nutztierleistung, die zunehmenden Anforderungen an die Futterqualität und der technische Fortschritt in der Hangmechanisierung, führten zu einer Divergenz in der Intensität der Graslandbewirtschaftung: zu einer Intensivierung auf Gunstlagen auf der einen Seite und zu einer Nutzungsaufgabe auf Grenzertragslagen auf der anderen Seite (Lauber 2006, Peter & Lüscher 2008). Der landwirtschaftliche Begriff für Grasland ist Grünland und wird folglich als Synonym für Wiesen und Weiden verwendet.

Glatthaferwiesen, und in den höheren Lagen Goldhaferwiesen, sind arten- und blütenreiche, relativ ertragsreiche Wiesentypen, die traditionell wenig intensiv genutzt wurden und in Mitteleuropa bis in die 1950er Jahre sehr weit verbreitet waren (Lachat et al. 2010, Bosshard 2016). Durch Nutzungsintensivierung, vor allem im Tiefland, sind diese Wiesentypen innerhalb weniger Jahrzehnte auf kleine Relikte zurückgedrängt worden und zählen nun zu den gefährdeten Lebensräumen (Bosshard 2016). Peter (2007) ermittelte, dass der Strukturwandel in der Landwirtschaft seit 1975 zu einer Angleichung der floristischen Zusammensetzung von Magerwiesen an die Fettwiesenbestände im Unterengadin führte. Die Vereinheitlichung der Pflanzenbestände und die Zunahme der nutzungs- und nährstofftoleranten Gefäßpflanzen-Arten in Wiesen und Weiden ist ein anhaltender Prozess (Lachat et al. 2010). Im Engadin zeigte sich zudem durch die Zunahme der bewässerten Flächen seit den 1980er Jahren ein Intensivierungstrend (Graf et al. 2014a).

Um Muster und Prozesse des anthropogenen Wandels der biologischen Vielfalt verstehen und bekämpfen zu können, sind Langzeitstudien und ausreichend Daten notwendig (Dornelas et al. 2018). Wiederholungsstudien (Resurveys) historischer Vegetationsflächen sind ein wertvolles Instrument,

um die langfristige Dynamik von Pflanzengemeinschaften zu verstehen (Hédli et al. 2017, Kapfer et al. 2017).

In dieser Bachelorarbeit wurde untersucht, wie sich die Pflanzenbestände der Fettwiesen und -weiden während der vergangenen 38 Jahre im Unterengadiner Dorf Sent im Schweizer Kanton Graubünden verändert haben. Das Klima, die Topografie und die isolierte Lage sind Gründe für die floristischen Besonderheiten des Engadins (Braun-Blanquet 1961), weshalb es auch als Hotspot der Biodiversität gilt (Schmid et al. 2000). Im Juni und Juli 2023 wurden insgesamt 39 Vegetationsaufnahmen (25 m²) an denselben Standorten wiederholt, an denen bereits in Jahr 1985/6 und 2003/4 Erhebungen stattgefunden haben. Die untersuchten Flächen liegen zwischen 1173 und 1762 m ü. M. In einer Studie von Keller & Abderhalden (2023) wurden im Vorjahr bereits Trockenwiesen und -weiden und einige Fettwiesen und -weiden in der gleichen Region untersucht. Daten dieser Erhebungen konnten in die Bachelorarbeit einfließen.

Die Arbeit hat zum Ziel, einen Beitrag zur Dokumentation und zum Verständnis der Veränderung der Artenvielfalt und des Biodiversitätswandels der Grünlandvegetation der Schweizer Alpen zu leisten. Mögliche Zusammenhänge hinsichtlich der Nutzungsintensität, Stickstoffdeposition und klimatischen Veränderungen werden aufgezeigt.

Um die Veränderungen der ökologischen Bedingungen und der Diversität zwischen den drei Aufnahmezeitpunkten zu ermitteln, wurden die Artenzahlen, Biodiversitätsindizes, ökologischen Zeigerwerte und CSR- Strategietypen nach Landolt et al. (2010) von 56 Vegetationsaufnahmen mit den Vorgängerstudien von Peter (2007) und Dietl & Kusstatscher (1992) verglichen. Es wurde eine Auswertung auf Plot- und Einzelartebene zur Feststellung der Veränderung der floristischen Zusammensetzung (Turnover) und der floristischen Unähnlichkeit durchgeführt. Zudem erfolgte eine Lebensraumanalyse nach Delarze et al. (2015) und die ökologische Qualität der Flächen wurde nach der Schweizer Direktzahlungsverordnung (SR 910.13) überprüft (Schweizerischer Bundesrat 2013, BLW 2020). Des Weiteren werden Handlungsempfehlungen dargelegt, um einer weiteren Verschlechterung des Lebensraums entgegenzuwirken.

2 Stand des Wissens: Biodiversitätswandel im Grasland der Schweiz

2.1 Grasland und Biodiversität der Schweiz

Grasland zählt zu den artenreichsten Lebensräumen weltweit. Auf einem Quadratmeter können in Mitteleuropa über 60 Pflanzenarten dauerhaft koexistieren, global sogar bis zu 89 Arten (Klötzli et al. 2010, Wilson et al. 2012). Insbesondere sekundäres Grasland, das mit geringer Intensität bewirtschaftet wird, kann eine sehr hohe Biodiversität auf kleinen räumlichen Skalen beherbergen. Für Gefäßpflanzen kann die Biodiversität im Grasland höher als in jedem anderen Lebensraum weltweit sein, einschließlich der tropischen Regenwälder (Wilson et al. 2012). Als sekundäres Grasland wird Grasland beschrieben, das durch Jahrhunderte lange extensive Landwirtschaft, meist Beweidung oder Mahd, an Stellen entstanden ist, die natürlicherweise von Wäldern eingenommen werden (Dengler et al. 2020). Auf 10 m² Wald finden sich laut Stichproben des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (Meier et al. 2021) durchschnittlich nur rund die Hälfte bis zwei Drittel so viele Arten wie im Wiesland (Stöcklin et al. 2007). Zudem beherbergen Graslandflächen, nach Felsen und Geröll, die zweitgrößte Anzahl endemischer Gefäßpflanzen (Dengler et al. 2020).

Grasland beherbergt einen großen Teil der biologischen Vielfalt vieler taxonomischer Gruppen in Europa, z. B. sind mehr als die Hälfte der Heuschrecken- und Schmetterlingsarten des Kontinents mit Grünland assoziiert (Dengler et al. 2020). In der Schweiz sind 80 Prozent der heimischen Heuschrecken- und Tagfalterarten auf das offene Kulturland angewiesen (Schneider & Walter 2001, Lachat et al. 2010).

Innerhalb der Kategorie der Fettwiesen und –weiden, die in dieser Studie untersucht werden, gibt es Ausprägungen, die für die Biodiversität von großer Bedeutung sind. Werden Fettwiesen nur wenig gedüngt, finden sich artenreiche Glatt- und Goldhaferwiesen mit durchschnittlich 30 und mehr Arten pro 10 m² in der oberen Bergzone (Meier et al. 2021). Fettweiden sind ökologisch weniger aufgrund ihrer Artenvielfalt und Artenzusammensetzung von Belang, sondern vor allem aufgrund ihrer heterogenen Struktur. Diese bietet vielen Kleintieren einen geeigneten Lebensraum (Delarze et al. 2015).

In der Schweiz macht das Grünland drei Viertel der landwirtschaftlich genutzten Fläche aus (inkl. Alpweiden) und gut ein Drittel der Landesfläche (Bosshard 2016). Aufgrund des hohen Flächenanteils und des hohen Anteils an Arten, die teilweise ausschließlich im landwirtschaftlich genutzten Grasland vorkommen, kommt dem Grünland eine wichtige Rolle für die Erhaltung der Biodiversität zu. Im weltweiten Vergleich erreichen nicht nur die Artenzahlen, sondern auch die Erträge des Naturfutterbaus Spitzenwerte (Bosshard 2016).

Der Naturfutterbau nimmt eine besondere Stellung zwischen natürlichen und anthropogenen Ökosystemen ein (Bosshard 2016). Er ist der einzige bedeutsame landwirtschaftliche Produktionszweig der gemäßigten Zonen, welcher größtenteils auf der natürlichen Artenvielfalt basiert, und diese nutzt. Alle anderen Produktionszweige wie Acker-, Gemüse- oder Obstbau nutzen angebaute oder eingeführte Zuchtsorten. Im Naturfutterbau gewährleistet eine Gemeinschaft zahlreicher Pflanzenarten die Ertragsbildung, während der übrige landwirtschaftliche Pflanzenbau auf Monokulturen oder Wenig-Arten-Gemischen basiert. Somit trägt der Naturfutterbau durch die Nutzung, wenn diese standortangepasst und differenziert erfolgt, zur Erhaltung und Förderung der natürlichen Biodiversität bei (Bosshard 2016).

2.2 Biodiversitätskrise und Monitoring

Im letzten Jahrhundert hat die biologische Vielfalt auf der Erde in allen Taxa, Ökosystemen und Regionen so dramatisch abgenommen, dass von einem sechsten Massenaussterben gesprochen werden kann (Butchart et al. 2010; Ceballos et al. 2015; Steffen et al. 2015; Díaz et al. 2019). Dieser anhaltende Verlust der biologischen Vielfalt wird wahrscheinlich tiefgreifende negative Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen und das menschliche Wohlbefinden haben (Cardinale et al. 2012, IPBES 2019).

Als Triebkräfte der Biodiversitätskrise werden die Änderung der Landnutzung, der Verlust von Lebensräumen, die Eutrophierung, der Klimawandel und die Verbreitung von invasiven Arten genannt (Sala et al. 2000; World Resource Institute 2005; IPBES 2019). Die Intensivierung der Landnutzung und die Eutrophierung werden als die wichtigsten negativen Einflussfaktoren des Biodiversitätsverlustes im Grünland in Westeuropa, inkl. der Schweiz gesehen (World Resources Institute 2005; Rounsevell et al. 2018; Dengler et al. 2020).

Der Verlust der Biodiversität in den gemäßigten Graslandschaften Europas wird als dramatischer eingeschätzt als in jedem anderen Ökosystemtyp der Region (Rounsevell et al. 2018), die Bewertungen in der Schweiz stimmen mit dieser Einschätzung überein (Lachat et al. 2010; Bosshard et al. 2011). In der Schweiz sind 39 Prozent (149 Arten) der Pflanzenarten des extensiv genutzten Grünlands gefährdet und 18 Prozent (67 Arten) potenziell gefährdet (Moser et al. 2002). Die Einschätzungen beruhen weitgehend auf Schätzungen und wenigen, meist lokalen Fallstudien, was bedeutet, dass nicht im Detail bekannt ist, wie stark sich die Biodiversität im Grünland verändert hat, wann diese Veränderungen eingetreten sind und wie sie sich regional unterscheiden.

Im weltweiten Vergleich gibt es in der Schweiz eine gute historische Datengrundlage der Vegetation und es wurden eine Reihe von Wiederholungsstudien auf (Quasi-)Dauerflächen im Grünland durchgeführt (z.B. Stöcklin et al. 2000, Schütz et al. 2003, Boch et al. 2019). Seit 2001 gibt es ein umfangreiches nationales Biodiversitätsmonitoring (Weber et al. 2004) mit 1600 systematisch über das Land verteilten Vegetationsflächen, die eine detaillierte Bewertung des Biodiversitätswandels im 21. Jahrhundert ermöglichen (Bühler & Roth 2011). Das "Square Foot Project" führt Wiederholungsaufnahmen eines historischen Datensatzes (1883–1931) auf 590 Vegetationsplots (0,3 m x 0,3 m) auf Grasländern durch, um die Ursachen des Biodiversitätswandels der Schweiz zu erklären (Riedel et al. 2023, SNF o.D.).

Hinsichtlich des Artenreichtums auf Parzellenebene gibt es weit verbreitete Hinweise auf eine Homogenisierung (d.h. geringere Beta-Diversität); innerhalb von Regionen und zwischen Regionen, aber manchmal auch eine Zunahme der regionalen Gamma-Diversität (Peter et al. 2008, Homburger & Hofer 2012). Chase et al. (2019) haben gezeigt, dass die Trends der Bestandsbiodiversität auf lokaler (Alpha-Diversität) und regionaler Ebene (Gamma-Diversität) oft nicht übereinstimmen, da gleichzeitige Veränderungen der Beta-Diversität den lokalen Biodiversitätstrend auf regionaler Ebene verstärken, verringern oder sogar umkehren können

Nach Homburger (2009) ist die Artenzahl in Gebirgsfettwiesen von 1940 bis 2009 leicht zurückgegangen. Peter et al. (2008) verzeichnete eine Zunahme der Artenzahl in Magerwiesen und ein Angleichen der floristischen Zusammensetzung von Magerwiesen an die Fettwiesenbestände zwischen 1984/6 und 2003/4. Lachat et al. (2010) bezeichnen die Vereinheitlichung und die Zunahme der nutzungs- und nährstofftoleranten Gefäßpflanzen-Arten in Wiesen und Weiden als einen anhaltenden

Prozess. Laut Rechsteiner (2009) sind die Wiesen und Weiden der Schweiz im letzten Jahrhundert deutlich artenärmer geworden und die durchschnittliche Artenzahl hat sich innerhalb 120 Jahren auf einer Fläche von 30 x 30 cm beinahe halbiert. Auch scheint es einen vorherrschenden Trend zum Verlust von spezialisierten Arten zu geben (Wohlgemuth et al. 2020).

2.3 Entwicklung der Glatthafer- und Goldhaferwiesen

Bis in die 1950er Jahre waren die leicht gedüngten, artenreichen Fettwiesen, die Glatthaferwiesen, in der Schweiz auch Fromentalwiesen genannt, der häufigste und zugleich produktivste Wiesentyp auf den guten Böden in den tieferen Lagen Mitteleuropas. Die fast unbegrenzte Verfügbarkeit von Kunstdünger, der zunehmende Zukauf von Futtermitteln und eine exponentiell voranschreitende Mechanisierung im Futterbau brachte jedoch die Formentalwiesen zwischen 1950 und 1970 praktisch zum Verschwinden (Bosshard 2016).

Kein anderer Lebensraum in der Schweiz ist so stark zurückgegangen. Heute sind 90 Prozent der verbliebenen Formentalwiesenrelikte botanisch stark verarmt. Mehr oder weniger typische Formentalwiesen nehmen durchschnittlich noch rund ein oder zwei Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein. An die Stelle der Fettwiesen sind ertragsreiche, in Hinblick auf die Biodiversität massiv verarmte Intensivwiesen getreten (Delarze et al. 2015). Viele damals typische und weitverbreitete Pflanzenarten, wie Margeriten, Salbei, Glocken- und Flockenblumen, wurden auf Restflächen zurückgedrängt. Noch stärker war die Auswirkung auf die Wieslandfauna. Die Individuenzahlen von Heuschrecken, Tagfalter, Spinnen und bodenbrütende Vogelarten im Wiesland tieferer Lagen ist in den letzten 100 Jahren auf noch rund ein Prozent der damaligen Bestände zurückgegangen (Bosshard 2016).

Es besteht die Befürchtung, dass sich aktuell das gleiche mit den Goldhaferwiesen des Berggebiets wiederholt, was in den Talregionen mit den Glatthaferwiesen passierte, nämlich, dass sie in weniger als 20 Jahren unbemerkt fast vollständig verschwinden (Bosshard 2016). Jedoch lassen sich Goldhaferwiesen nur sehr beschränkt intensivieren, denn werden sie zu stark gedüngt und mit schnell verfügbarem Stickstoff versorgt, degeneriert der Pflanzenbestand und sowohl Ertrag wie Futterwert nehmen ab (Dietl 1986, Delarze et al. 2015).

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche der Schweiz wird je nach Vegetationszeit, Verkehrsanbindung und Hang- und Steillage in verschiedene Zonen unterteilt (Landwirtschaftliche Zonen-Verordnung; SR 912.1). Neben Tal- und Hügelzone gibt es vier Bergzonen und das Sömmerungsgebiet (BLW 2024). Bosshard (2016) geht davon aus, dass Goldhaferwiesen noch über 15 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Oberen Bergzone (bezieht sich auf die zwei Bergzonen III und IV) ausmachen. Wobei Walter et al. (2013) den Anteil von artenreichem Wiesland an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Bergzonen II bis IV auf 5 Prozent schätzt, mit einer abnehmenden Tendenz. Genaue Zahlen sind nicht bekannt.

Im Berggebiet war die Grünlandnutzung in den vergangenen Jahrzehnten vor allem durch eine Polarisierung der Nutzung charakterisiert. In den flachen, gut erschlossenen Lagen fand eine Nutzungsintensivierung statt und an den steilen, schlecht erschlossenen Lagen, mit vielen Kleinstrukturen eine Nutzungsaufgabe oder Umnutzung zu Weiden (Baur et al. 2006, Stöcklin et al. 2007, Lachat et al. 2010). Sowohl eine Nutzungsaufgabe, als auch eine Intensivierung hat in der Regel negative Auswirkungen auf die Grünlandvielfalt (Koch et al. 2013, Dengler & Tischew 2018).

Die Grenzertragsstandorte – bei denen das Verhältnis zwischen Aufwand und Ertrag ungünstig ist – verbuschten oft und wurden zu Wald, was zu einem Verschwinden der typischen Grünlandarten führte (Koch et al. 2013). Dem wirkte die Einführung der Direktzahlungen zur Förderung der Ökologie 1993 entgegen (Schweizerischer Bundesrat 2013), was dazu führte, dass bis heute auch in Erschwernislagen er überwiegende Teil des Wieslandes weiterhin landwirtschaftlich genutzt wird (Aviron et al. 2009). Diese Flächen werden meist extensiv genutzt und bilden den überwiegenden Teil des artenreichen Wieslandes der Schweiz.

Dies zeigt beispielsweise, welche Auswirkungen politische und sozioökonomische Rahmenbedingungen auf die Bewirtschaftung des Grünlands haben (Lauber 2006). Die öffentlichen Gelder, die in der Schweiz für die Landwirtschaft pro Hektar ausgegeben werden, sind gut fünfmal höher als im umliegenden Ausland. Die von der EU unabhängige Agrarpolitik der Schweiz hat zudem dazu geführt, dass einige Entwicklungen schneller abgelaufen sind, z.B. auch der Wandel des Wieslands und des Futterbaus (Bossard 2016).

2.4 Eutrophierung des Grünlands

Die Verringerung des Artenreichtums an Gefäßpflanzen im Grünland wird in zahlreichen Studien auf eine Intensivierung der Bewirtschaftung und ein höheres Nährstoffangebot zurückgeführt (Rajaniemi 2002, Kleijn et al. 2009, Lessard-Therrien et al. 2017, Diekmann et al. 2019, Boch et al. 2021). Eine Intensivierung äußert sich neben Düngung und Veränderungen im Wasserhaushalt in mehr und früherem Schnitt von Wiesen, höherem Viehbesatz auf Weiden, häufiger Nachsaat mit artenarme Mischungen aus hochproduktiven Sorten, Pestizideinsatz oder Homogenisierung der Bodenstruktur (Bosshard et al. 2011, Dengler et al. 2020).

Die Eutrophierung von Grünland kann entweder direkt durch Düngung oder indirekt durch atmosphärische Deposition erfolgen (Dengler et al. 2020). Schweizweit stammen rund 12 Prozent der Stickstoffeinträge aus der atmosphärischen Stickstoffdeposition und rund 88 Prozent aus der landwirtschaftlichen Düngung (Purghart et al. 2014). Während in der Schweiz die Ausbringung von mineralischen und organischen Düngemitteln seit den 1990er Jahren deutlich zurückgegangen ist (Herzog et al. 2008), besteht auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen immer noch ein jährlicher Überschuss von rund 100000 t Stickstoff (N) und 5500 t Phosphor (P) (BFS 2019). Ein Teil des N-Überschusses wird als Ammoniak (NH₃) in die Atmosphäre freigesetzt und führt zusammen mit Stickstoffoxiden (NO_x) vor allem aus der Energieproduktion und dem Verkehr zu einer durchschnittlichen Deposition von 16,3 kg N ha⁻¹ pro Jahr in der Schweiz, wobei im Mittelland deutlich höhere Raten gemessen werden als in den Alpen (Rihm & Achermann 2016).

Zunehmende atmosphärische Einträge führen in vielen floristisch wertvollen Lebensräumen zu kritischen Stickstoffbelastungen (Bobbink et al. 2003) und damit zu einer Beeinträchtigung der Artenvielfalt (Stevens et al. 2004). Nach einer Studie von Payne et al. (2017) werden Stickstoffeinträge als eine der größten Bedrohungen für die Biodiversität gesehen, da sie den Artenreichtum erheblich mindern. In einem Zeitraum von 130 Jahren wurde durch Stickstoffdeposition ein Artenrückgang von etwa 30 Prozent in verschiedenen Lebensräumen festgestellt.

Die Einträge der Stickstoff-Verbindungen Nitrat (NO₃⁻) und Ammonium (NH₄⁺) führen zudem zu einer Versauerung des Bodens, welche einen Einfluss auf die Vegetation hat. Studien haben ergeben,

dass die indirekte Rolle der Bodenversauerung einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung der Krautschicht hat als der Nährstoffeintrag per se (Berg et al. 2011).

2.5 Klimawandel

Hitze- und Trockenheitsstress werden neben der Nutzungsaufgabe und Intensivierung als die größten Bedrohungen für permanentes Grünland gesehen (Schils et al. 2020). Nach Modellvorhersagen wird erwartet, dass der Klimawandel bis 2080 zu einer dramatischen Artenfluktuation und zum Aussterben von Arten führen wird, wobei für Bergregionen wie die Schweiz besonders starke Verluste vorhergesagt werden (Thuiller et al. 2005). Eine aktuelle Modellierung von Chauvier-Mendes et al. (2024) zeigt, dass die europäischen Alpen bis 2080 ca. zwischen 7 und 16 Prozent ihrer gesamten Vielfalt und Einzigartigkeit verlieren werden. Es wird erwartet, dass dieser Verlust bis 2050 vor allem in niedrigen Höhenlagen eintritt, mit entsprechenden Gewinnen in höheren Lagen, hauptsächlich verursacht durch große Aufwärtsverschiebungen der Artenverteilung.

Studien, die sich mit den Auswirkungen des Klimawandels auf die Veränderung der Zusammensetzung des Grünlandes beschäftigen, konnten bisher keine Temperatursignale feststellen (Bühler & Roth 2011, McGovern et al. 2011). Für einige subalpine und alpine Grünlandtypen in der Schweiz berichteten Matteodo et al. (2016) über eine Zunahme der Diversität und der thermophilen Arten, aber die Autoren berücksichtigten keine anderen potenziellen Einflussfaktoren.

Die meisten Arten sind in der Lage, auf den Klimawandel zu reagieren, indem sie zu kühleren Temperaturen, den Höhengradient nach oben, wandern (Lenoir et al. 2008). Vitasse (2021) stellte eine Verschiebung des Optimums der Höhenlage von krautigen Pflanzen um ca. +23 m pro Dekade fest, die neben möglichen Faktoren wie der Nutzungsänderung, auf den Klimawandel zurückzuführen ist. Der erwartete Verlust kälteangepasster Arten ist bisher nicht eingetreten. Vielmehr ist die Vegetation in den Höhenlagen der europäischen Alpen vielfältiger geworden (Pauli et al. 2012, Rumpf et al. 2018, Steinbauer et al. 2018, BAFU 2023). Dies kann teilweise auf die begrenzte Ausbreitungsfähigkeit der meisten Pflanzenarten zurückgeführt werden, die es ihnen nicht erlaubt, ihre klimatische Nische sofort zu finden, und auf die Persistenz langlebiger Pflanzen, die nicht sofort absterben, wenn die lokalen Klimabedingungen nicht optimal auf ihre Bedürfnisse abgestimmt sind (Lenoir & Svenning 2015).

3 Methoden

3.1 Wiederholungsstudien und Vegetationsaufnahmen

Das Wiederholen von historischen Vegetationsaufnahmen ist ein wichtiges Instrument, um Langzeitveränderungen von Pflanzengesellschaften und Umweltbedingungen zu verstehen (Hédli et al. 2017, Kapfer et al. 2017). Bei den Wiederholungsflächen handelt es sich um semi-permanente Plots, d.h. die Flächen können nicht exakt, aber mit angemessener räumlicher Genauigkeit lokalisiert werden und mit der gleichen (oder zumindest einer kompatiblen) Methode wie die frühere Erhebung beprobt werden.

Vegetationsaufnahmen haben folgende Vorteile für die Untersuchung der Veränderung der botanischen Vielfalt und der zugrunde liegenden Ursachen (Bruehlheide et al. 2019): (a) Sie enthalten Informationen auf kleinen räumlichen Skalen, auf denen die relevanten Prozesse wahrscheinlich ablaufen; (b) sie enthalten auch Informationen über das tatsächliche Fehlen von Arten; (c) sie enthalten Informationen auf Gemeinschaftsebene, d. h. über Arten, die unter denselben Umweltbedingungen gemeinsam vorkommen, und (d) sie enthalten Informationen über die Dominanz von Arten (z. B. Abundanz, Deckung oder Biomasse).

Wiederholungsstudien und die Veränderungsmetriken, die von semi-permanenten Untersuchungsflächen abgeleitet werden unterliegen neben Beobachterfehlern (Archaux et al. 2006, Vittoz & Guisan 2007, Vittoz et al. 2010, Boch et al. 2022) und phänologischen Unterschieden zwischen den Jahren (Kapfer et al. 2017), auch Standortfehlern durch die ungenaue Lokalisierung der Plots (Kapfer et al. 2017; Verheyen et al. 2018). Dieser sogenannte "Pseudo-Turnover" aufgrund einer zufälligen Verschiebung der Parzellenstandorte erhöht die Fehlerraten (Kapfer et al. 2017), beeinflusst jedoch keine relevanten Metriken (z. B. den mittleren Artenreichtum) und kann statistisch berücksichtigt werden (Ross et al. 2010).

Nach Morrison (2016) liegt bei Erhebungen zur Artenzusammensetzung der mittlere Pseudo-Turnover (der Prozentsatz der Arten, die von einem Beobachter übersehen wurden, von einem anderen aber nicht) bei 10 bis 30 Prozent. Die Rate der Falschbestimmungen von Arten liegt bei 5 bis 10 Prozent. Bei der Schätzung der Deckungsgrade gibt Unterschiede über 50 Prozent. Es wurde festgestellt, dass eine Vielzahl von Metriken und Indizes (einschließlich häufig verwendeter Diversitätsindizes) und multivariate Datenanalysetechniken (einschließlich Ordinationen und Klassifizierungen) für Beobachterfehler anfällig sind. Zu den Fehlerquellen gehören in der Regel sowohl Merkmale der Vegetation (z. B. geringe Größe der Populationen, Seltenheit, Morphologie, Phänologie) als auch Eigenschaften der Beobachter (z. B. geistige Ermüdung, persönliche Voreingenommenheit, unterschiedliche Erfahrung, körperliche Belastung). Beobachter- und Standortfehler, sowie phänologische Unterschiede können auch in dieser Arbeit zu Ungenauigkeiten führen.

3.2 Untersuchungsgebiet: Wiesen und Weiden in Sent

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Dorf Sent in der Gemeinde Scuol im Unterengadin im Schweizer Kanton Graubünden. Das Unterengadin liegt in der biogeographischen Region der Östlichen Zentralalpen (Baltisberger et al. 2013). Die untersuchten Flächen liegen zwischen 1173 und 1762 m ü. M. und sind größtenteils nach Süd-Südosten exponiert mit einer durchschnittlichen Hangneigung von 25 %.

Die Flächen liegen in der hochmontanen bis subalpinen Stufe (Baltisberger et al. 2013) und sind größtenteils der landwirtschaftlichen Produktionszone Bergzone III, einige weiter oben liegenden Flächen auch der Bergzone IV, zugeordnet (Swisstopo 2024b, BLW 2024).

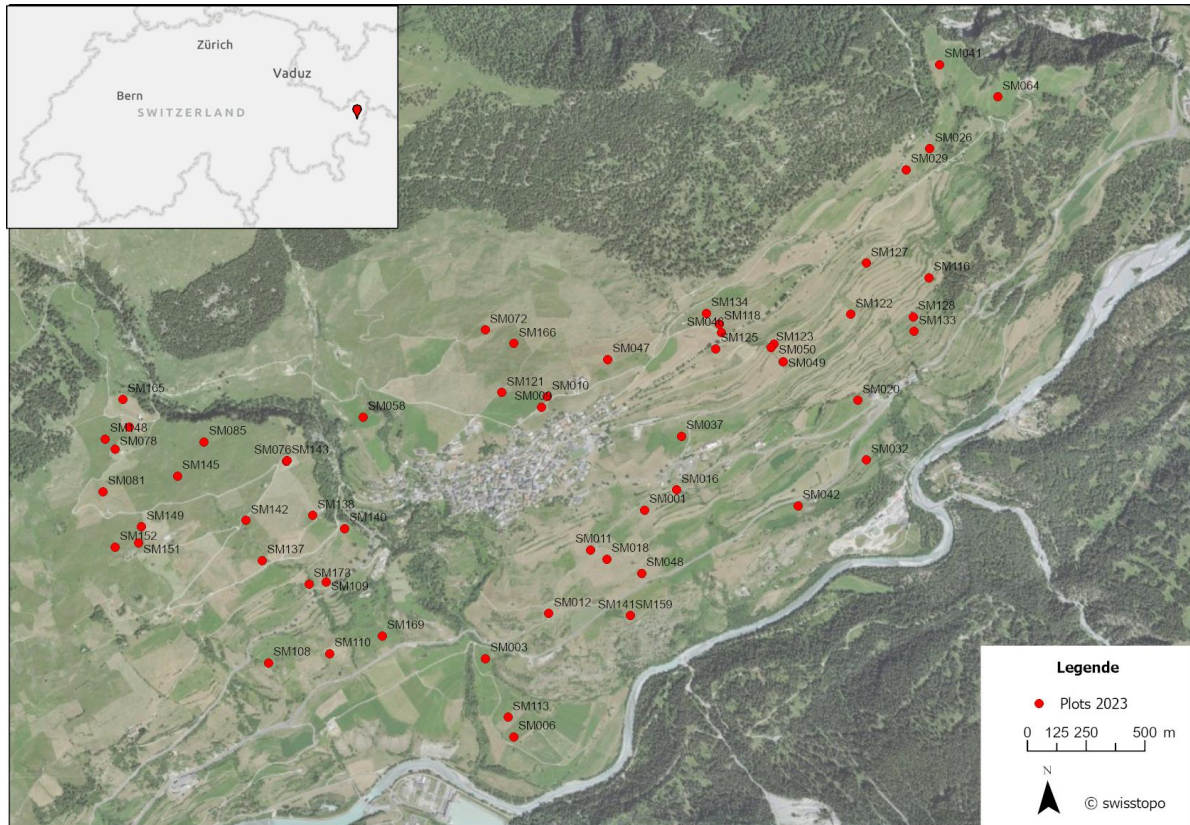


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet in Sent mit Verortung der 56 Plots der Vegetationsaufnahmen für Fettwiesen und -weiden

Das Klima dieser inneralpiner Region ist kontinental und trocken, was sich exemplarisch in den Klimanormwerten für Scuol (1304 m ü. M.) zeigt. In Scuol befindet sich die nächstgelegene Messstation. In der Normperiode von 1991-2020 wurde eine durchschnittliche Jahrestemperatur von 5,9 °C, 164,5 Frosttage, 51 Prozent Sonnenscheindauer und 708 mm durchschnittlicher jährlicher Niederschlag gemessen (MeteoSchweiz 2024). Verglichen mit der Normperiode von 1961-1990 zeigt sich ein Anstieg der durchschnittlichen Jahrestemperatur um 1,1 °C, während die durchschnittliche Minimaltemperatur damals noch bei -0,3 °C lag, liegt sie in der neuen Normperiode bei 0,8 °C (MeteoSchweiz 2024).

Der geologische Untergrund besteht aus Moräne des quartären Eiszeitalters (Swisstopo 2024a). Der Ort Sent liegt im sogenannten Unterengadiner Fenster, in dem ehemals überlagertes älteres Gestein des penninischen Schiefers (Bündnerschiefer) durch Erosion an die Oberfläche gelangt ist (Cadisch et al. 1968). Der Boden wird dem Phaeozem zugeordnet (Peter 2007, Dietl & Kusstatscher 1992) und von Peter (2007) wurden mittlere pH-Werte von 6,6 gemessen.

Aufgrund der besonderen Klimabedingungen im Unterengadin - geringe Niederschläge, hohe Sonneneinstrahlung sowie große jahreszeitliche und tägliche Temperaturschwankungen, der topographisch kleinräumigen Verhältnisse, der isolierten Lage und der maßvollen Bewirtschaftung, hat sich eine vielfältige, artenreiche Wiesenvegetation entwickelt (Braun-Blanquet 1961, Dietl & Kusstatscher 1992); die Region gilt als Hotspot der Biodiversität (Schmid et al. 2000).

3.3 Bewirtschaftung der Flächen

Unterhalb der Waldgrenze werden in Sent rund die Hälfte aller landwirtschaftlichen Parzellen als extensiv bis wenig intensive Grasländer genutzt (Graf et al. 2014a). Von den kartieren 56 Flächen werden nach den aktuellen Informationen des Kantons Graubünden (2024) 34 als Dauerwiesen (613) bewirtschaftet, bei diesen Wiesen gibt es keine Vorschriften zum Mähzeitpunkt. 11 Grünflächen ohne Weiden (694), eine wenig intensive Wiese (612) und 8 extensive Wiesen (611), die alle als Biodiversitätsförderfläche (BFF) angemeldet sind, dürfen in der Regel nur zweimal im Jahr gemäht werden und dies erst ab dem 8. Juli (694) und 15. Juli bzw. 1. August. Zudem werden 2 Flächen als extensive Weiden BFF (617) genutzt. In Klammern sind die jeweiligen Codes für die Nutzungsart angegeben (Kanton Graubünden 2024).

3.4 Feldarbeit

Die Auswahl der Plots für die Wiederholungsaufnahmen wurde bereits 2022 durch Sabrina Keller getroffen (Keller & Abderhalden 2023). Für die Vegetationsaufnahmen im Jahr 2023 durch Nastasja Metz waren insgesamt 43 Flächen vorgesehen, von diesen konnten vier aus folgenden Gründen nicht bearbeitet werden: Auf Fläche SM020 fand eine Umnutzung zum Anbau von einjährigem Freilandgemüse statt, Fläche SM114 wird als Acker genutzt. Der GPS-Punkt des Plots SM143 lag direkt neben Plot SM076, da die Flächen sehr ähnliche Vegetation zeigten, wurde nur eine Vegetationsaufnahme auf SM076 durchgeführt. Bei Plot SM159 ist als Nutzung Sömmerungsweide angegeben, die Fläche liegt allerdings im Wald.

Auf den verbliebenen 39 Plots wurden von 31. Mai bis und 12. Juli 2023 Vegetationsaufnahmen von Nastasja Metz durchgeführt. Bei den ersten sechs Plots hat Jürgen Dengler unterstützt, um eine hohe Qualität der Aufnahmen sicherzustellen (Plots SM116, SM049, SM127, SM125, SM110, SM169).

Die Koordinaten der Plots von Peter (2007) wurden vom alten Koordinatensystem Landesvermessung 1903 (LV03) in das neue Koordinatensystem LV95 umgewandelt und mit Hilfe eines Cat Smartphones und der Android-Navigation-App "Locus Map 4 Outdoor-Navigation" (Asamm Software, s.r.o.) im Feld lokalisiert. Es kann von einer Standortgenauigkeit der Punkte von ca. 2 m ausgegangen werden. Die GPS-Punkte wurden, wie bei Peter (2007), als Mittelpunkte festgelegt und ein Quadrat der Kantenlänge 5 m (25 m²) mit Maßband und Heringen abgesteckt, wobei sich die vertikalen Kanten nach dem Gefälle richteten.

Alle Gefäßpflanzen, die innerhalb der Fläche wurzelten, wurden soweit möglich im Feld bestimmt (Binz & Heitz 1990, Eggenberg & Möhl 2013, Lauber et al. 2018, FloraIncognita-App Version 3.9.2.) nicht eindeutig bestimmbare Exemplare wurden gesammelt und später nachbestimmt (z. B. Festuca). Alle Arten wurden mit Hilfe der App "florapp" Version 3.1. (2016 – 2023 InfoFlora) erfasst und deren Deckungsgrad in Prozent (%) geschätzt. Die maximale Höhe der Vegetation wurde gemessen. Zusätzlich wurde die Exposition (°) mit einem Kompass und die Hangneigung (%) mit einem Smartphone gemessen, die Bodendurchlässigkeit wurde mit einem Bodenstichel händisch geprüft.

Für die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen und um eine exakte Verortung in Zukunft zu ermöglichen, wurden alle 39 Flächen an der von der Hangneigung ausgehend, oberen linken Ecke mit einem Magnet markiert.

3.5 Datenaufbereitung und statistische Auswertung

Für die Auswertung konnten die Daten von insgesamt 56 Plots auf Fettwiesen und -weiden verwendet werden (vgl. Tabelle 1). Davon wurden im Jahr 2022 17 Plots von Sabrina Keller (Keller & Abderhalden 2023) aufgenommen und 39 Plots von Nastasja Metz im Juni und Juli 2023 (vgl. Anhang 4). Im Folgenden werden diese Daten als „Gruppe 2023 Fettwiesen“ zusammengefasst (vgl. Anhang 5).

Die Vergleichsdaten der 56 Plots für die Fettwiesen wurden alle der Dissertation von Peter (2007) entnommen, die Vegetationsaufnahmen fanden in den Jahren 2003 und 2004 in Sent statt und werden für diese Arbeit als „Gruppe 2003 Fettwiesen“ (vgl. Anhang 6) zusammengefasst. Zusätzlich wurden der Arbeit von Peter (2007) auch die Daten der „Gruppe 1985 Fettwiesen“ entnommen, die in der Dissertation bereits als Vergleichswerte herangezogen werden. Diese Vegetationsaufnahmen wurden in den Jahren 1984 bis 1986 von Dietl und Kusstatscher (1992) erstellt, um den Futterbau zu fördern (vgl. Anhang 7).

Somit konnte ein Vergleich der Vegetation der Fettwiesen- und weiden über zwei Perioden erstellt werden und Veränderungen über ca. 38 Jahre untersucht werden. Die Artenlisten der 56 Vegetationsaufnahmen für alle drei Aufnahmezeitpunkte finden sich im Anhang 5 bis 7.

Für den Vergleich der Artenzahlentwicklung (Kapitel 4.2) wurden zudem die Daten der Trockenwiesen und -weiden (TWW) verwendet. Die Wiederholungsaufnahmen fanden von Juni bis Mitte Juli 2022 auf 29 Plots statt und wurden von Sabrina Keller (Keller & Abderhalden 2023) durchgeführt. Zusätzlich wurde eine TWW-Fläche von Nastasja Metz im Juni 2023 aufgenommen „Gruppe 2023 TWW“. Die Originaldaten der Plots der TWW, die von Sabrina aufgenommen wurden, setzen sich aus zwei Datensätzen zusammen. 12 Plots aus der Dissertation von Peter (2007) und 17 Plots wurden direkt aus dem TWW-Inventar ausgewählt, welche in der Gemeinde Sent liegen und den Vegetationsgruppen „nährstoffreicher Halbtrockenrasen“ oder „echter Halbtrockenrasen“ angehören (Schweizerischer Bundesrat 2010).

Tabelle 1: Übersicht zu Herkunft und Urhebern der (historischen) Daten

Autor der Erhebung	Dietl & Kusstatscher (1992)	Peter (2007)	TWW Inventur
Zeitpunkt der Erhebung	1984 - 1986	2003 - 2004	2000 - 2001
Methode	Ertragsanteilsschätzung nach Dietl (1995)	Ertragsanteilsschätzung nach Dietl (1995)	Deckungsschätzung nach Braun-Blanquet (1964)
Größe der Fläche	20 - 100 m ²	25 m ² (Quadrat 5 x 5m)	28,27 m ² (Kreis 3m Radius)
Zuordnung zur Gruppe	1985	2003	2003
Vegetationstyp	Fettwiese	Fettwiese + TWW	TWW
Anzahl der ausgewählten Plots	56	56 Fettwiesen 13 TWW	17
Bearbeiterin der Wiederholungsaufnahme (Anzahl Pots)	Metz (39) Keller (17)	Fettwiese: Metz (39), Keller (17) TWW: Metz (1), Keller (12)	Keller (17)

Um die Vegetationsaufnahmen vergleichbar zu machen, mussten die Deckungscodes der Arten aus den Originalaufnahmen, wie auch deren Nomenklatur, aufbereitet werden. Die Artnamen aus den Originalaufnahmen wurden gemäß Juillerat et al. (2017) auf den aktuellen Stand gebracht. Um zu vermeiden, dass bei der Berechnung der floristischen Veränderung durch Beobachterfehler ein pseudo Turnover entsteht (Kapfer et al. 2017, Boch et al. 2022), wurden die Arten der alten und neuen Vegetationsaufnahmen auf der tiefsten gemeinsamen systematischen Ebene zusammengefasst (vgl. Anhang 1).

Die Deckungscodes der Vegetationsaufnahmen der Gruppen 1985 und 2003 wurden als Ertragsanteilsschätzung nach Dietl (1995) in neun Klassen aufgenommen. Um die Deckungscodes mit den Wiederholungsaufnahmen vergleichbar zu machen, wurden die Deckungscodes der Dietl Skala durch das geometrische Mittel des höchsten und tiefsten Werts pro Klasse in einen Prozentwert (%) übersetzt (vgl. Anhang 2) (Charmillot et al. 2021, Kummli et al. 2021).

Mit dem Programm *VegeDaz* (Küchler 2023) wurden pro Plot die Zeigerwerte, Temperatur-, Feuchte, Nährstoffzahl und Mahdverträglichkeit (Skala 1 bis 5) (Landolt et al. 2010), sowie die CSR-Strategietypen, Konkurrenz-, Ruderal- und Stresszahl (Skala 0 bis 3) (Landolt et al. 2010) berechnet (vgl. Tabelle 2 für die verwendeten Parameter). Die Werte wurden mit dem ungewichteten arithmetischen Mittel und dem gewichteten arithmetischen Mittel berechnet. Bei der Deckung wurde eine starke Gewichtung mit den Deckungsgraden und eine schwache Gewichtung mit der Quadratwurzel der Deckung getestet.

Zusätzlich wurde in *VegeDaz* die Artenzahl pro Plot, die Gesamtartenzahl und die Diversitätsindizes Shannon Index und der Shannon Evenness (Shannon et al. 1963) pro Plot ermittelt. Mit *VegeDaz* wurden die Lebensräume (Delarze et al. 2015) nach dem Klassifizierungssystem TypoCH pro Plot ermittelt.

Tabelle 2: Übersicht der verwendeten Parameter nach Landolt et al. (2010), sowie die Diversitätsindizes nach Shannon et al. (1963)

Kategorie	Parameter	Skala
Zeigerwerte	Temperaturzahl	1 - 5
	Feuchtezahl	1 - 5
	Nährstoffzahl	1 - 5
	Mahdverträglichkeit	1 - 5
CSR-Strategietypen	Konkurrenzzahl	0 - 3
	Stresszahl	0 - 3
	Ruderalzahl	0 - 3
Diversitätsindizes	Shannon Index	-
	Evenness Index	0 - 1

Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Programm R Version 4.2.2. GUI (2004-2021 The R Foundation for Statistical Computing) und R-Studio Version 2022.07.2 (2009-2022 RStudio, PBC) durchgeführt (R Core Team 2022). Um die Veränderungen der Artenzahlen, ökologischen Bedingungen und der Diversität zwischen den drei Aufnahmezeitpunkten zu ermitteln, wurden die Zeigerwerte, CSR-Strategietypen und Diversitätsindizes mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse (einfaktorielle ANOVA “analysis of variance”) verglichen. Für die signifikanten Ergebnisse der ANOVA wurde zudem ein Post-hoc-Test (Tukey HSD-Test) aus dem Paket *agricolae* durchgeführt (Signifikanzniveau $\alpha= 0.05$). Für den Vergleich der Artenzahlen pro Plot, bzw. Differenz der Artenzahlen und der Höhe, bzw. der Feuchte wurde eine lineare Regression angewandt.

Die Veränderung der floristischen Zusammensetzung (Turnover) wurde mit dem Paket *codyn* auf Plot-Ebene und auf Ebene der Einzelarten mit einem gepaarten Binomialtest ermittelt. Um die floristische Unähnlichkeit zwischen den Aufnahmen zu beziffern, diente der Bray-Curtis Index (Bray &

Curtis 1957) aus dem Packet *vegan*, da er robust gegen Lokalisierungsungenauigkeiten ist (Kopecký & Macek 2015). Mit einem Einstichproben t-Test, oder Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test bei nicht normalverteilten Daten, wurden diese Variablen auf ihre Signifikanz geprüft.

Zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Wiesen stellt das Bundesamt für Landwirtschaft Listen mit Indikatorarten zur Verfügung (BLW 2020). Wenn eine bestimmte Anzahl dieser Arten auf der Fläche vorkommt, können im Rahmen der Direktzahlungsverordnung, DZV (SR 910.13) Biodiversitäts-Qualitätsbeiträge (BFF-QII) ausgezahlt werden (Schweizerischer Bundesrat 2013). Für die Inneralpen/Kanton Graubünden, wird der Schlüssel der Alpensüdseite verwendet. Die 56 Plots wurden auf die Qualitätsstufe II von Biodiversitätsförderflächen “extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen sowie Streueflächen” (BLW 2020) auf Basis ihrer botanischen Zusammensetzung geprüft.

4 Ergebnisse

4.1 Abiotische Erfassung

Die Ergebnisse der abiotischen Erfassung pro Plot (Bodendurchlässigkeit, Hangneigung, Vegetationshöhe und Ausrichtung der Plots) werden in Anhang 3 aufgeführt. Die Bodendurchlässigkeit lag bei durchschnittlich bei 20 cm (Min. 11,4 cm und Max. 34,4 cm), die Hangneigung bei von 25 %, die Flächen waren mehrheitlich nach Süden oder Südosten ausgerichtet.

4.2 Entwicklung der Artenzahlen und Biodiversitätsindizes

Auf allen untersuchten Plots wurden 2023 insgesamt 143 verschiedene Arten bestimmt. Im Vergleich zu 1985 sinkt die Gesamtartenzahl um 14 Arten, im Vergleich zu 2003 sogar um 23 Arten. 2003 wurden insgesamt 9 Arten mehr als 1985 gefunden (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Übersicht der Gesamtartenzahlen und mittleren Artenzahlen pro Plot pro Jahr

Jahr	Artenzahl gesamt	Artenzahl pro Plot			
		Mittelwert	Median	Max	Min
1985	157	39,0	37	62	27
2003	166	42,6	40	80	20
2023	143	32,5	30,5	56	15

Die Artenzahl pro Plot sinkt signifikant ($p = 0,001$). Im Vergleich zu 1985 sinkt die Artenzahl pro Plot durchschnittlich um 6,5 Arten, im Vergleich zu 2003 um 10 Arten. Zwischen 1985 und 2003 gibt es eine Erhöhung der Artenzahl pro Plot um durchschnittlich 3,5 Arten (vgl. Abbildung 2 und Tabelle 4).

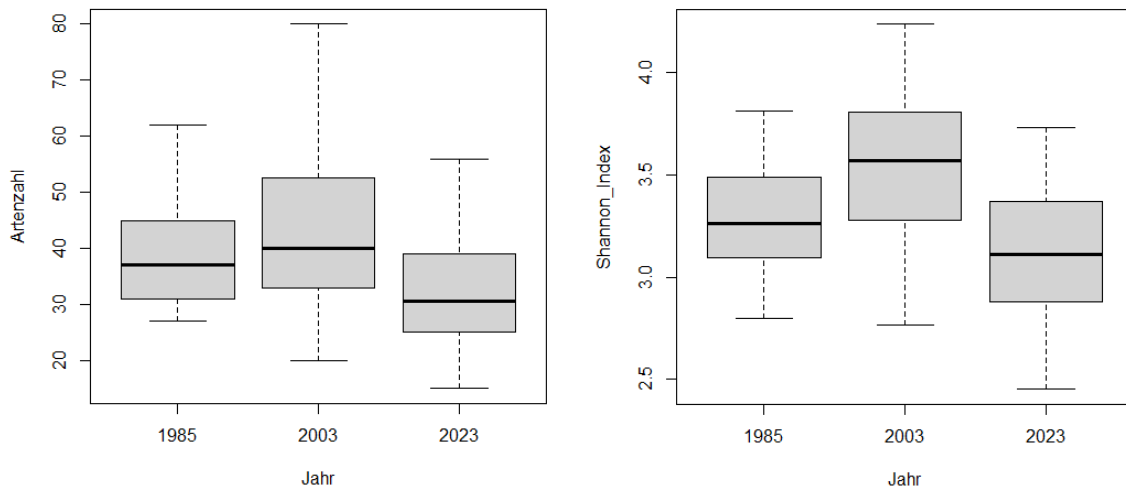


Abbildung 2: (links) Mittlere Artenzahlen (Median) pro Plot pro Jahr; (rechts) Mittlerer Shannon Index (Median) pro Plot pro Jahr ($p = 0,002$)

Der Shannon Index sinkt 2023 signifikant ($p = 0,002$), im Vergleich zu 1985 um 0,19 und im Vergleich zu 2003 um 0,44. Zwischen 1985 und 2003 steigt der Shannon Index, entsprechend dem erhöhten Artvorkommen, um 0,25 (vgl. Abbildung 2 und Tabelle 4). Auch wenn der Wert gesunken ist, zeigt er mit 3,1 eine hohe Biodiversität an, es gibt eine große Anzahl verschiedener Arten, die relativ gleichmäßig verteilt sind.

Der Shannon Evenness Wert zeigt keine signifikante Veränderung. 1985 und 2023 hat er den gleichen Wert, 2003 ist er um 0,06 höher. Der Wert nahe 1 deutet auf eine relativ ausgeglichene Artenzusammensetzung hin, in der keine Art übermäßig dominiert.

Tabelle 4: Übersicht der Mittelwerte pro Plot für Artenzahlen, Shannon Index und Shannon Evenness, signifikante p -Werte fett

	Mittelwerte Plots			p -Wert ohne Error	p -Wert mit Error
	1985	2003	2023		
Artenzahl	39,0	42,6	32,5	<0,001	<0,001
Shannon Index	3,29	3,54	3,10	0,002	<0,001
Shannon Evenness	0,90	0,96	0,90	0,778	0,798

Während sich die durchschnittliche Artenzahl pro Plot bei den Fettwiesen zwischen den Gruppen 2003 und 2023 um 10 Arten verringert, steigt sie bei den Trockenwiesen und -weiden im gleichen Zeitraum um 4,7 Arten, von 48 Arten 2003 auf 54 Arten 2023 (vgl. Abbildung 3).

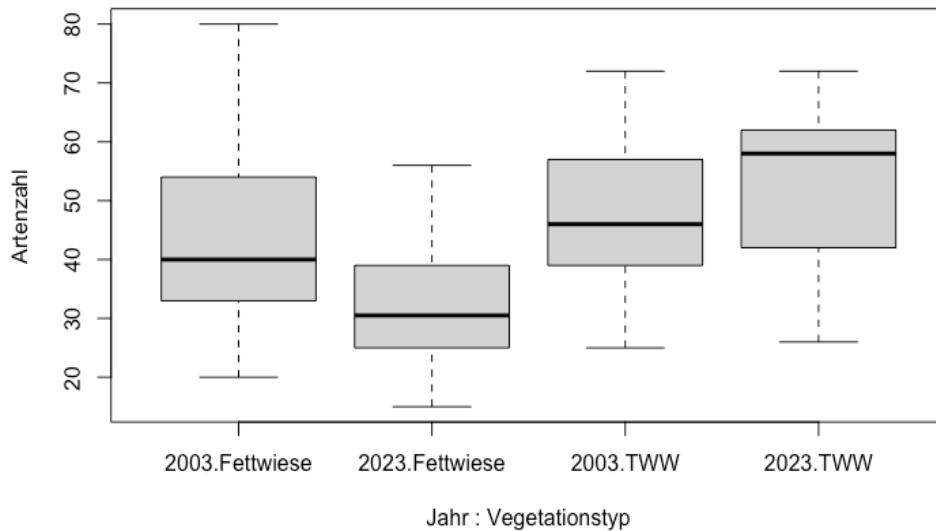


Abbildung 3: Vergleich der mittleren Artenzahlen (Median) für Fettwiesen und -weiden und Trockenwiesen und -weiden (TWW) zwischen 2003 und 2023

4.3 Entwicklung der ökologischen Zeigerwerte und CSR-Strategietypen

Beim Vergleich der Zeigerwerte ergeben sich, je nach gewähltem Mittelwert (arithmetisches Mittel oder gewichtetes arithmetisches Mittel), unterschiedliche Ergebnisse (vgl. Tabelle 5 und Abbildung 4). Bei den gewichteten Zeigerwerten und einer schwachen Gewichtung mit der Quadratwurzel der Deckungsgrade konnten keine signifikanten Veränderungen festgestellt werden, diese Werte werden hier nicht aufgeführt. Während sich die ungewichteten Zeigerwerte nur auf die Artenzusammensetzung beziehen, werden bei den gewichteten Zeigerwerten auch die Deckungsverschiebungen der Arten betrachtet.

Die aufgeführten gewichteten Zeigerwerte wurden mit einer starken Gewichtung der Deckung berechnet. Bei der ANOVA-Analyse wurde zusätzlich ein Fehlerterm (Error) angewandt, bei dem die Plots als Gruppenvariablen verwendet wurden. Der Fehlerterm wird verwendet, um mögliche Gruppeneffekte zu berücksichtigen und die Varianz innerhalb der Gruppen zu kontrollieren. Die signifikantesten Ergebnisse werden bei Verwendung des arithmetischen Mittel mit Fehlerterm erzielt.

Die **Temperaturzahl** zeigt bei einem Vergleich der gewichteten Mittelwerte einen hoch signifikanten Anstieg ($p < 0,001$) von 2,81 (1985) zu 2,99 (2023). Bei der Verwendung der ungewichteten Mittelwerte sind die Ergebnisse nicht signifikant und gleichbleibend. Die **Feuchtezahl** zeigt nur unter Verwendung des Fehlerterms signifikante Veränderungen bei beiden Mittelwerten. Die Werte liegen über alle Zeiträume zwischen 2,49 und 2,59 (frisch). Beim Vergleich der ungewichteten Zeigerwerte wurde ein signifikanter Anstieg ($p = 0,049$) der **Nährstoffzahl** ermittelt, von 2,91 (1985) zu 3,02 (2023) (mässig nährstoffarm bis mässig nährstoffreich). Die Ergebnisse der gewichteten Zeigerwerte sind nicht signifikant (nur mit Fehlerterm) und zeigen zudem ein Absinken der Werte um 0,07. Bei der **Mahdverträglichkeit** (Schnittverträglichkeit) sind nur die Werte des ungewichteten Mittels signifikant ($p = 0,017$) und zeigen einen Anstieg von 2,8 zu 2,94 über die letzten 38 Jahre (vgl. Tabelle 5 und Abbildung 4).

Hinsichtlich der ökologischen Strategietypen zeigen **Konkurrenzzahl** und **Ruderalzahl** eine signifikante Entwicklung bei beiden Mittelwerten. Die Konkurrenzzahl sinkt bei den gewichteten Mittelwerten, aber steigt bei den ungewichteten. Die Ruderalzahl steigt bei den gewichteten und sinkt bei den ungewichteten Mittelwerten. Die Veränderungen der beiden Zahlen sind jedoch sehr klein. Die Stresszahl sinkt leicht und liegt zwischen 0,95 und 0,99, die Entwicklung ist aber nicht signifikant (nur bei ungewichteten Mittelwerten mit Fehlerterm) (vgl. Tabelle 5 und Abbildung 4).

Tabelle 5: (oben) Nach Deckungsgraden gewichtete und (unten) ungewichtete mittlere Zeigerwerte und CSR-Strategietypen nach Landolt et al. (2010) pro Aufnahmezeitpunkt (1985, 2003 und 2023), signifikante *p*-Werte fett

	Gewichtetes Arithmetisches Mittel			<i>p</i> -Wert ohne Error	<i>p</i> -Wert mit Error
	1985	2003	2023		
Temperaturzahl	2,81	2,91	2,99	< 0,001	< 0,001
Feuchtezahl	2,57	2,58	2,49	0,165	0,001
Nährstoffzahl	3,12	3,12	3,05	0,344	0,031
Mahdverträglichkeit	3,07	3,03	3,02	0,48	0,216
Lichtzahl	3,95	3,91	3,95	0,405	0,302
Konkurrenzzahl	1,43	1,46	1,37	0,048	0,035
Ruderalzahl	0,54	0,54	0,61	0,031	0,010
Stresszahl	0,99	0,97	0,98	0,579	0,461

	Arithmetisches Mittel			<i>p</i> -Wert ohne Error	<i>p</i> -Wert mit Error
	1985	2003	2023		
Temperaturzahl	3,03	3,02	3,02	0,629	0,343
Feuchtezahl	2,53	2,58	2,59	0,186	< 0,001
Nährstoffzahl	2,91	2,98	3,02	0,049	< 0,001
Mahdverträglichkeit	2,8	2,87	2,94	0,017	< 0,001
Lichtzahl	3,85	3,83	3,87	0,051	0,017
Konkurrenzzahl	1,24	1,28	1,31	< 0,001	< 0,001
Ruderalzahl	0,75	0,71	0,7	0,003	< 0,001
Stresszahl	0,99	0,98	0,95	0,094	0,002

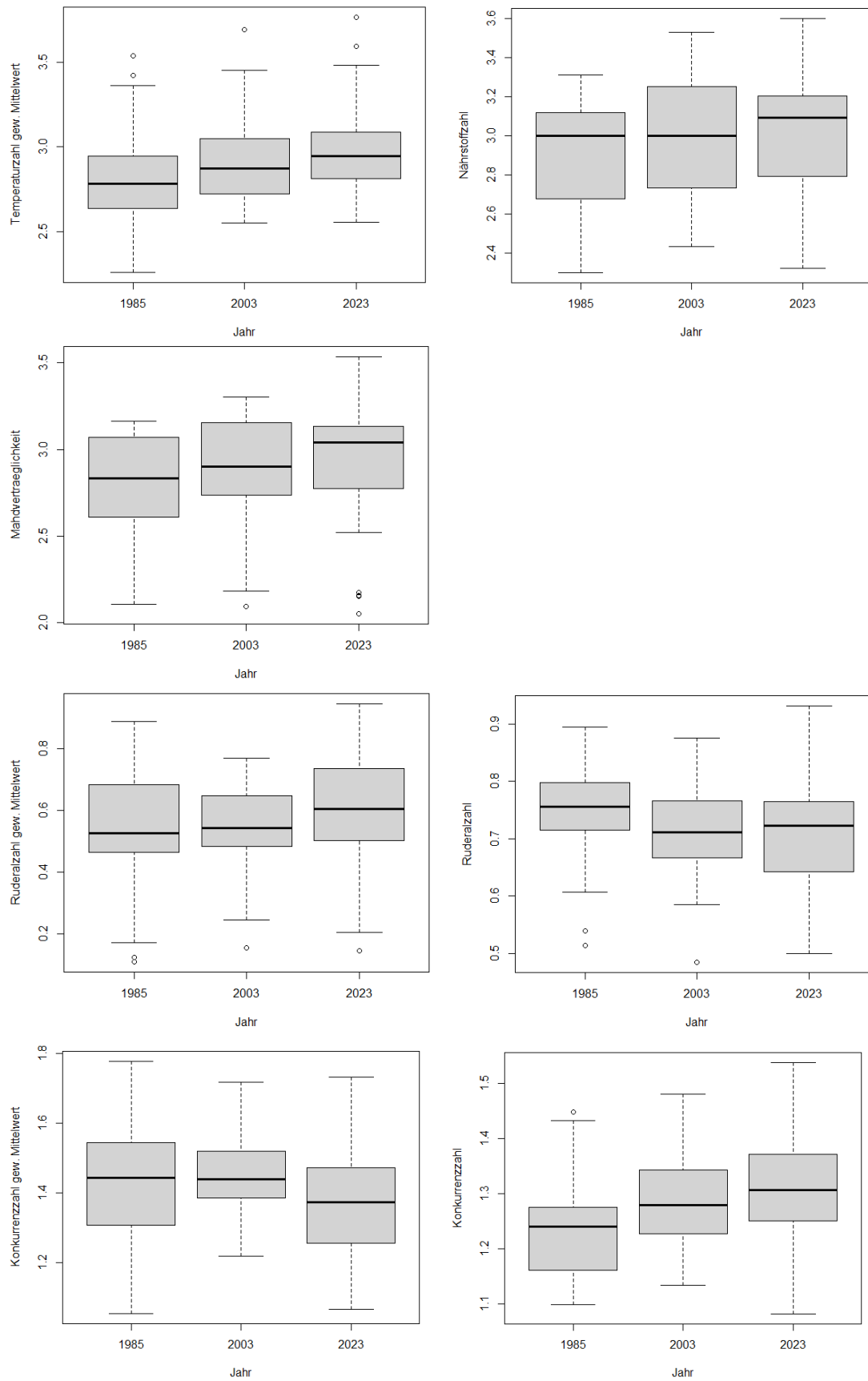


Abbildung 4: Signifikante Entwicklung über die drei Aufnahmezeitpunkte (1985, 2003 und 2023) der Temperaturzahl (gewichtete Zeigerwerte), Nährstoffzahl und Mahdverträglichkeit (ungewichtete Zeigerwerte), sowie die CSR-Strategietypen Ruderalzahl und Konkurrenzzahl (gewichtete und ungewichtete Zeigerwerte) (p -Werte vgl. Tabelle 5)

4.4 Veränderung der Artenzahl pro Plot zur Höhe und Feuchte

Mit einer linearen Regressionsanalyse wurde getestet, ob es einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Höhe (m ü. M), bzw. Feuchtezahl und der Artenzahl pro Plot gibt.

Bei allen drei Aufnahmezeitpunkten hat die Höhe einen sehr signifikanten Einfluss auf die Artenzahl ($p < 0,001$), wobei höhere Lagen mit einer höheren Artenvielfalt korrelieren. Der Multiple R-squared-Wert ist relativ hoch und liegt maximal bei 0,31 (1985: 0,3066; 2003: 0,216; 2023: 0,3123), was bedeutet, dass maximal 30 % der Variation in der Artenzahl durch die Höhe erklärt werden kann (vgl. Abbildung 5).

Zudem wurde die Differenz der Artenzahl pro Plot 1985 zu 2023 und 2003 zu 2023 zur Höhe m. ü. M. getestet. Für beide Zeiträume gibt es keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Variablen.

Für die Feuchtezahl gab es an zwei Aufnahmezeitpunkten, 2003 und 2023, einen hoch signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$) mit der Artenzahl, wobei eine höhere Feuchtezahl einen negativen Einfluss auf die Artenzahl hat (vgl. Abbildung 6). 2003 war der Multiple R-squared-Wert relativ hoch bei 0,3034 und 2023 relativ niedrig bei 0,1929. Feuchtezahl 2 bedeutet mässig trocken und 3 mässig feucht (Landolt et al. 2010).

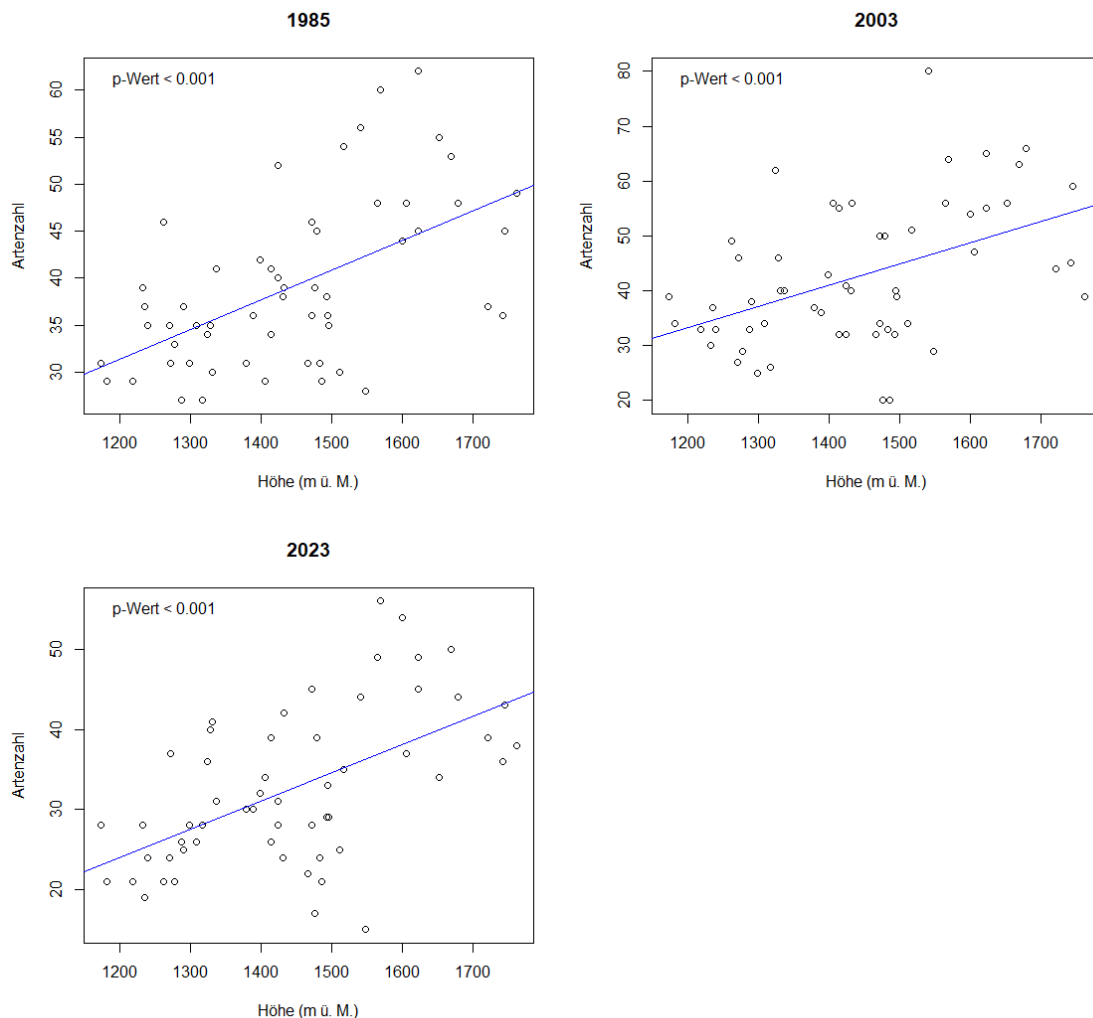


Abbildung 5: Zu alle drei Aufnahmezeitpunkten (1985, 2023 und 2023) hat die Höhe (m ü. M.) eine signifikant ($p = < 0,001$) positive Auswirkung auf die Artenvielfalt (Mittlere Artenzahlen pro Plot)

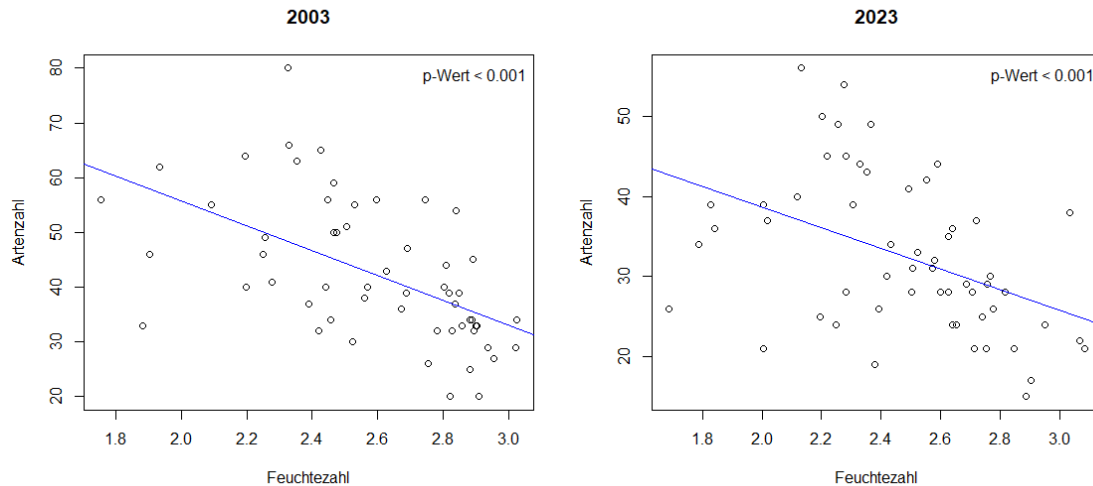


Abbildung 6: 2003 und 2023 hat die Feuchtezahl (Landolt et al. 2010) eine signifikante ($p = < 0,001$), negative Auswirkung auf die Artenzahlen (mittlere Artenzahlen pro Plot)

4.5 Vergleich Einzelarten

Die Veränderung der Einzelarten wurde für alle drei Zeiträume untersucht. Die Tabellen 6 bis 9 zeigen, in wie vielen Plots eine Art zu einem Aufnahmezeitpunkt vorgekommen ist und vergleicht die Ergebnisse mit einem anderen Aufnahmezeitpunkt. Das Maximalvorkommen, auf allen Plots, wäre dementsprechend 56. Es werden nur die signifikanten Veränderungen des Artvorkommens in den Tabellen aufgeführt.

Nur im Zeitraum **1985 bis 2003** gab es mehr Arten, die signifikant zu- als abnahmen. Es gab nur drei Arten die signifikant abnahmen *Arenaria serpyllifolia* aggr., *Geranium pyrenaicum*, *Rhinanthus glacialis*. 15 Arten konnten in diesem Zeitraum signifikant an Vorkommen gewinnen (vgl. Tabelle 6). Es wurden zudem 35 neue Arten bestimmt, davon zeigten aber nur zwei Arten, *Carex caryophyllea* und *Carex montana*, eine signifikante Steigerung in diesem Zeitraum. Die anderen neuen Arten kamen nur in sehr wenigen Plots und mit einem geringen Deckungsgrad vor.

Von **2003 bis 2023** gab es hingegen 36 Arten die signifikant im Vorkommen abnahmen. Besonders stark haben die Arten *Crocus albiflorus*, *Myosotis spec.*, *Ranunculus bulbosus* in diesem Zeitraum abgenommen. Nur zwei Arten *Lolium perenne* und *Phleum pratense* konnten signifikant dazugewinnen. (vgl. Tabelle 7).

Beim Vergleich des Artvorkommens zwischen **1985 und 2023**, gab es 20 Arten, die signifikant abnahmen. Besonders stark wiederum *Myosotis spec.* und *Veronica arvensis*. Vier Arten konnten signifikant zunehmen: *Festuca pratensis*, *Lolium perenne*, *Taraxacum officinale* aggr. und *Vicia sepium*. (vgl. Tabelle 8).

Zusätzlich wurde überprüft, welche Arten über zwei Zeiträume eine lineare Zu- oder Abnahme zeigten und zusätzlich die Veränderung über zwei Zeiträume signifikant war. *Festuca pratensis*, *Lolium perenne* und *Vicia sepium* waren hierbei die drei Gewinnerarten, 11 Arten gelten als signifikante Verlierer. (vgl. Tabelle 9).

Tabelle 6: Arten, die zwischen den Vegetationsaufnahmen 1985 und 2003 signifikant zu- bzw. abgenommen haben. Angabe in wie vielen Plots die Arten vorgekommen sind und Differenz zwischen den Jahren

	Vorkommen 1985	Vorkommen 2003	Differenz	<i>p</i> -Wert
Verlierer				
<i>Arenaria serpyllifolia</i> aggr.	17	10	-7	0.0156
<i>Geranium pyrenaicum</i>	27	13	-14	0.0026
<i>Rhinanthus glacialis</i>	12	2	-10	0.002
Gewinner				
<i>Alchemilla vulgaris</i> aggr. s.l.	29	38	9	0.049
<i>Arrhenatherum elatius</i>	23	32	9	0.0352
<i>Carex caryophylla</i>	0	9	9	0.0039
<i>Carex montana</i>	0	7	7	0.0156
<i>Carum carvi</i>	32	44	12	0.0075
<i>Crepis biennis</i>	24	36	12	0.0075
<i>Crocus albiflorus</i>	7	22	15	0.0003
<i>Festuca pratensis</i>	14	27	13	0.0023
<i>Pimpinella major</i>	36	45	9	0.0117
<i>Poa trivialis</i>	18	27	9	0.0225
<i>Ranunculus bulbosus</i>	37	47	10	0.0129
<i>Rumex acetosa</i> aggr.	31	40	9	0.049
<i>Thalictrum minus</i>	13	20	7	0.0391
<i>Vicia sepium</i>	13	25	12	0.0005
<i>Viola hirta</i>	1	11	10	0.002

Tabelle 7: Arten, die zwischen den Vegetationsaufnahmen 2003 und 2023 signifikant zu- bzw. abgenommen haben. Angabe in wie vielen Plots die Arten vorgekommen sind und Differenz zwischen den Jahren

	Vorkommen 2003	Vorkommen 2023	Differenz	<i>p</i> -Wert
Verlierer				
<i>Acinos alpinus</i>	20	12	-8	0.021
<i>Allium</i> sp.	10	3	-7	0.016
<i>Arabis</i> sp.	16	4	-12	<0,001
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	9	3	-6	0.031
<i>Brachypodium pinnatum</i> aggr.	18	7	-11	0.001
<i>Bromus erectus</i>	27	21	-6	0.031
<i>Campanula rapunculoides</i>	15	6	-9	0.012
<i>Campanula rotundifolia</i>	22	9	-13	0.004
<i>Carex montana</i>	7	0	-7	0.016
<i>Carum carvi</i>	44	36	-8	0.039
<i>Colchicum autumnale</i>	27	19	-8	0.039
<i>Crepis biennis</i>	36	23	-13	0.007
<i>Crocus albiflorus</i>	22	4	-18	<0,001
<i>Galium pumilum</i> aggr.	15	5	-10	0.002

Hippocrepis comosa	7	1	-6	0.031
Lamium album	15	7	-8	0.039
Leucanthemum vulgare aggr.	48	33	-15	<0,001
Lotus corniculatus aggr.	45	31	-14	<0,001
Medicago lupulina	19	11	-8	0.008
Myosotis spec.	37	17	-20	<0,001
Phyteuma orbiculare	20	8	-12	0.002
Pimpinella major	45	34	-11	0.007
Plantago lanceolata	45	37	-8	0.039
Plantago media	32	20	-12	0.002
Poa trivialis	27	12	-15	0.001
Potentilla verna aggr.	14	4	-10	0.006
Ranunculus bulbosus	47	27	-20	<0,001
Ranunculus montanus aggr.	11	2	-9	0.004
Rumex acetosa aggr.	40	31	-9	0.022
Silene dioica	24	10	-14	0.001
Thymus serpyllum aggr.	20	10	-10	0.006
Trisetum flavescens	51	42	-9	0.004
Veronica arvensis	17	8	-9	0.012
Veronica chamaedrys	18	6	-12	0.002
Vicia cracca	35	24	-11	0.003
Viola hirta	11	1	-10	0.006
Gewinner				
Lolium perenne	2	15	13	<0,001
Phleum pratense	1	9	8	0.021

Tabelle 8: Arten, die zwischen den Vegetationsaufnahmen 1985 und 2023 signifikant zu- bzw. abgenommen haben. Angabe in wie vielen Plots die Arten vorgekommen sind und Differenz zwischen den Jahren

	Vorkommen 1985	Vorkommen 2023	Differenz	p-Wert
Verlierer				
Acinos alpinus	19	12	-7	0.039
Allium sp.	10	3	-7	0.016
Arabis sp.	17	4	-13	0.001
Campanula glomerata	32	22	-10	0.031
Campanula rotundifolia	25	9	-16	0.001
Cirsium acaule	6	0	-6	0.031
Euphrasia rostkoviana	9	1	-8	0.008
Galium pumilum aggr.	18	5	-13	<0,001
Geranium pyrenaicum	27	16	-11	0.027
Hippocrepis comosa	13	1	-12	<0,001
Lotus corniculatus aggr.	42	31	-11	0.035
Myosotis spec.	37	17	-20	<0,001
Phyteuma orbiculare	18	8	-10	0.006

<i>Plantago media</i>	30	20	-10	0.031
<i>Prunella grandiflora</i>	8	2	-6	0.031
<i>Ranunculus montanus</i> aggr.	11	2	-9	0.022
<i>Rhinanthus glacialis</i>	12	1	-11	0.001
<i>Silene dioica</i>	26	10	-16	<0,001
<i>Thymus serpyllum</i> aggr.	21	10	-11	0.013
<i>Veronica arvensis</i>	27	8	-19	<0,001
Gewinner				
<i>Festuca pratensis</i>	14	30	16	0.001
<i>Lolium perenne</i>	0	15	15	<0,001
<i>Taraxacum officinale</i> aggr.	44	52	8	0.021
<i>Vicia sepium</i>	13	27	14	0.001

Tabelle 9: Zusammenfassung der Arten, die über zwei Zeiträume eine lineare, signifikante Zu- oder Abnahme zeigen. Angabe in wie vielen Plots die Arten vorgekommen sind und Differenz 1985 bis 2023. Die *p*-Werte werden hier nicht angegeben, da es sich um eine Zusammenfassung von zwei *p*-Werten handelt.

	Vorkommen 1985	Vorkommen 2003	Vorkommen 2023	Differenz 1985 - 2023
Verlierer				
<i>Allium</i> sp.	10	10	3	-7
<i>Arabis</i> sp.	17	16	4	-13
<i>Campanula rotundifolia</i>	25	22	9	-16
<i>Galium pumilum</i> aggr.	18	15	5	-13
<i>Hippocrepis comosa</i>	13	7	1	-12
<i>Myosotis</i> spec.	37	37	17	-20
<i>Ranunculus montanus</i> aggr.	11	11	2	-9
<i>Rhinanthus glacialis</i>	12	2	1	-11
<i>Silene dioica</i>	26	24	10	-16
<i>Thymus serpyllum</i> aggr.	21	20	10	-11
<i>Veronica arvensis</i>	27	17	8	-19
Gewinner				
<i>Festuca pratensis</i>	14	27	30	16
<i>Lolium perenne</i>	0	2	15	15
<i>Vicia sepium</i>	13	25	27	14

4.6 Veränderung der floristischen Zusammensetzung

Die Zusammensetzung der Pflanzenbestände pro Plot hat sich zwischen der Erhebung von 1985 und 2023 durchschnittlich in 54 % der Arten verändert. In den Zeiträumen 1985 bis 2003 und 2003 bis 2023 liegt die durchschnittliche Turnover-Rate auf Plot-Ebene niedriger, bei 42 %, bzw. 43 % (vgl. Tabelle 10). Die Turnover-Rate (%) gibt den Anteil der Arten an, die entweder nur in der Ersterhebung oder nur in der wiederholten Erhebung nachgewiesen wurden. Die Veränderung der Bestandszusammensetzung ist über alle drei Zeiträume signifikant ($p < 0,001$) (vgl. Tabelle 10 und Abbildung 7).

Die meisten **neuen Arten** sind im Zeitraum 1985 bis 2003 hinzugekommen (maximal 41 und durchschnittlich 13 Arten pro Plot). 2023 wurden im Vergleich zu 2003 durchschnittlich pro Plot 5 neue Arten bestimmt. Die meisten **verschwundenen Arten** wurden im Zeitraum 1985 und 2023 festgestellt (durchschnittlich 17 Arten), wobei der maximale Wert pro Plot im Zeitraum 2003 bis 2023 am höchsten liegt (bei 43 verschwundene Arten) (vgl. Tabelle 10).

Der **Bray-Curtis Index** zur Beschreibung der floristischen Unähnlichkeit, wobei der Wert zwischen 0 (ähnlich) und 1 (unähnlich) liegen kann, liegt bei den drei verglichenen Zeiträumen im mittleren Bereich. Durchschnittlich ist er über den kompletten Zeitraum 1985 bis 2023 am größten (0,617) und von 1985 bis 2003 am geringsten (0,450). Die größte Unähnlichkeit zwischen den Plots gibt es im Zeitraum 1985 bis 2023 (vgl. Tabelle 10).

Tabelle 10: Übersicht der minimalen, maximalen und durchschnittlichen floristischen Veränderungen auf Plot-Ebene für die drei Zeiträume 1985 bis 2003, 1985 bis 2023 und 2003 bis 2023, mit Angabe der Signifikanz. Neu hinzugekommene und verschwundene Arten, die Differenz, der Art-Turnover (%) und der Bray-Curtis Index

	Min	Max	Mittelwert	p-Wert
1985 - 2003 pro Plot				
Neue Arten	0	41	12.86	<0.001
Verschwundene Arten	2	25	9.29	<0.001
Differenz	-19	28	3.57	<0.001
Turnover (%)	19.51	72	41.89	<0.001
Bray Curtis Index	0.256	0.804	0.450	<0.001
1985 - 2023 pro Plot				
Neue Arten	1	26	10.11	<0.001
Verschwundene Arten	8	32	16.68	<0.001
Differenz	-26	11	-6.57	<0.001
Turnover (%)	35.29	75.00	54.15	<0.001
Bray Curtis Index	0.336	0.867	0.617	<0.001
2003 - 2023 pro Plot				
Neue Arten	0	19	5.39	<0.001
Verschwundene Arten	5	43	15.54	<0.001
Differenz	-37	3	-10.14	<0.001
Turnover (%)	20	62.5	43.32	<0.001
Bray Curtis Index	0.295	0.794	0.549	<0.001

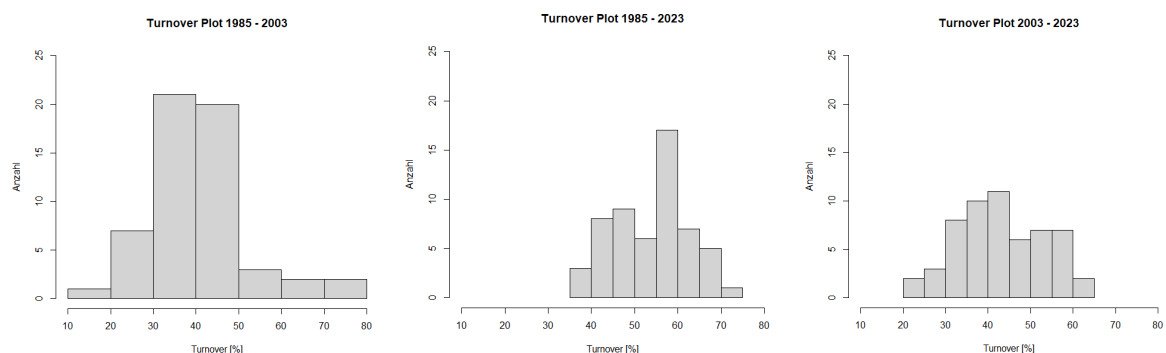


Abbildung 7: Histogramme für Turnover-Raten (%) je Anzahl der Plots für die drei Zeiträume 1985 bis 2003, 1985 bis 2023 und 2003 bis 2023

4.7 Lebensraumanalyse

Anhand der Vegedaz-Analyse wurden die Plots drei verschiedenen Lebensraumtypen nach dem Klassifikationssystem TypoCH nach Delarze et al. (2015) zugeordnet: Talfettwiese (Arrhenatherion 4.5.1.), Talfettweide (Cynosurion 4.5.3.) und Mitteleuropäischer Halbtrockenrasen (Mesobromion 4.2.4.).

Die **Talfettwiesen** auch **Fromentalwiesen (Arrhenatherion)** genannt, werden vom Glatthafer *Arrhenatherum elatius* dominiert und von Gräsern aus verschiedenen Gattungen wie *Alopecurus*, *Bromus*, *Dactylis*, *Festuca*, *Phleum* oder *Poa* begleitet (vgl. Delarze et al. 2015). Talfettwiesen zählen zu den artenreichsten Fettwiesentypen. In höheren Lagen hat das Arrhenatherion oft einen halbruderalen Charakter. Nach Delarze et al. (2015) überschreitet dieser Lebensraum kaum die submontane Stufe und geht ab 800 m ü. M. in die Wiesengesellschaften der **Bergfettwiesen (Polygono-Trisetion 4.5.2.)** über. Da die untersuchten Fettwiesen zwischen 1173 und 1762 m ü. M liegen, müssten sie nach dieser Definition dem Lebensraum Bergfettwiesen zugeordnet werden. Bergfettwiesen werden vom Goldhafer (*Trisetum flavescens*) dominiert, woher sie auch ihren Namen Goldhaferwiesen haben. Bergfettwiesen sind noch blütenreicher als Fromentalwiesen, was durch das kühlere und niederschlagsreichere Klima in der subalpinen Stufe begünstigt wird (Delarze et al. 2015).

Bei einem Vergleich des Vorkommens der Arten Glatthafer *Arrhenatherum elatius* und Goldhafer *Trisetum flavescens* konnte festgestellt werden, dass *Trisetum flavescens* mit einem höheren Deckungsgrad und in mehr Plots vorkommt als *Arrhenatherum elatius*. Zudem konnte festgestellt werden, dass über den Zeitraum der Deckungsgrad von *Trisetum flavescens* abnimmt (vgl. Tabelle 11).

Tabelle 11: Vergleich des Vorkommens der Arten Glatthafer *Arrhenatherum elatius* und Goldhafer *Trisetum flavescens* in den Plots zwischen den drei Aufnahmezeitpunkten

	<i>Arrhenatherum elatius</i>			<i>Trisetum flavescens</i>		
	1985	2003	2023	1985	2003	2023
Ø Deckungsgrad [%]	5.9	4.3	5.5	15.6	9.6	8.6
Vorkommen in Plots	23	32	33	49	51	42

Die **Talfettweide** auch **Kammgrasweide (Cynosurion)** ist im Vergleich zum Arrhenatherion artenarm. Man findet eine höhere Deckung von *Trifolium repens*, *Lolium perenne* und *Bellis perennis* und oft auch halbruderalen Pflanzen wie *Cirsium arvense*, *Plantago major* und *Poa annua*. Die Wuchsform der dominanten Arten ist an die Tritt- und Weidebelastung angepasst, sie bilden unterirdische Ausläufer oder Bodenrosetten aus. Sie sind von der kollinen bis zur hochmontanen Stufe anzutreffen. Die Verbreitung dieses Lebensraumtyps ist in der Schweiz weitgehend stabil (Delarze et al. 2015).

Der Lebensraum **Mitteleuropäische Halbtrockenrasen (Mesobromion)** wird von trockenresistenten Gräsern und Leguminosen von eher geringer Wuchshöhe dominiert. Sie werden extensiv als Wiese oder Weide genutzt und kaum gedüngt. Die Arten sind auf magere Böden, einen relativ späten, einmaligen Schnitt (ab Juli), angewiesen. Sie werden von *Bromus erectus* oder bei Weiden von *Brachypodium pinnatum* aggr. dominiert. Die Pflanzenvielfalt ist sehr hoch im Mesobromion und es kommen geschützte Arten, wie Orchideen vor. Ursachen für die Gefährdung dieses Lebensraums ist die Umnutzung z.B. für den Weinanbau oder für Siedlungen, die Intensivierung der Landwirtschaft oder die

Aufgabe der ursprünglichen Nutzung, was zu Verbuschung führt. Der Lebensraum ist in der Schweiz stark vom Rückgang betroffen.

Anhand der Analyse ist zu beobachten, dass das Arrhenatherion über die Jahre zunimmt, während das Mesobromion abnimmt. Das Cynosurion tritt erstmals im Jahr 2023 in Erscheinung (vgl. Tabelle 12). Die Zuordnung wurde bei allen Flächen, wenn möglich, nach Rang 1 getroffen. 1985 wurden 2, 2003 3 und 2023 1 Fläche(n) als Trockenwarmer Krautsaum (Geranion sanguinei 5.1.1.) bewertet, da diese Zuordnung nicht mit der Beobachtung im Feld übereinstimmt, wurden diese nach dem 2. Rang des Mesobromions zugeordnet.

1985 gab es zudem noch eine Fläche, die als Rostseggenhalde (Caricion ferrugineae 4.3.3), eine Fläche, die als Bergfettweide (Poion alpinae 4.5.4.) und eine weitere Fläche, die als Nährstoffreicher Krautsaum (Aegopodion, Alliarion 5.1.5.) bewertet wurden, diese wurden nach dem 2. Rang dem Arrhenatherion zugeordnet.

Tabelle 12: Anzahl der den Plots zugeordneten Lebensraumtypen nach Delarze et al. 2015 pro Jahr

	1985	2003	2023
Arrhenatherion	43	47	52
Mesobromion	13	9	4
Cynosurion	0	0	2

4.8 Ökologische Qualität

Die 56 Plots wurden auf die Qualitätsstufe II von Biodiversitätsförderflächen (extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen sowie Streueflächen) auf Basis ihrer botanischen Zusammensetzung (BLW 2020) geprüft. Für die Inneralpen/Kanton Graubünden, wird der Schlüssel der Alpensüdseite verwendet. Die Auswertung ergab, dass 14 Flächen mindestens 3 Indikatorarten der Liste A aufwiesen und somit ein hohes biologisches Potenzial haben und nach der Liste B bewertet werden können. 42 der Flächen haben ein mittleres biologisches Potenzial (Liste C). Um die erforderliche Mindestqualität für Direktzahlungen zu erreichen, müssen mindestens 6 Indikatoren der Liste B oder C vorhanden sein.

32 Flächen wiesen die Mindestqualität für die Qualitätsstufe II auf, 24 Flächen wiesen nicht ausreichend Indikatorarten zum Erreichen der Qualitätsstufe II auf. 57 % der untersuchten Plots erreichen somit die Qualitätsstufe II. In der Studie von Peter (2007) von 2009/10 erreichten 57,6 % der untersuchten Fettwiesen und -weiden in Sent QII, somit hat sich die Anzahl nicht verändert. Es ist aber zu beachten, dass nur 39 der 56 in dieser Studie untersuchten Fläche von Peter (2007) als Fettwiesen klassifiziert waren, die untersuchten Magerwiesen erfüllten zu 100 % die ökologischen Anforderungen.

Nach der Nutzungsart im Geoportal Graubünden (Kanton Graubünden 2024) sind nur 22 der untersuchten Flächen als Biodiversitätsförderflächen angemeldet. Nach der Untersuchung qualifizieren sich weitere 10 Flächen für die BFF-QII.

5 Diskussion

5.1 Rückgang der Artenvielfalt

Die mittlere Anzahl der Pflanzenarten pro 10 m² liegt nach dem Schweizer Monitoringprogramm “Arten Lebensräume Landwirtschaft – Espèces mileux agricoles” (ALL-EMA) in der Oberen Bergzone bei durchschnittlich 30 Arten (Meier et al. 2021). Bei Bergfettwiesen konnten Höchstwerte von 75 Arten festgestellt werden (Meier et al. 2021). Nach dem GrassPlot Diversity Explorer Version 2.10 (eDGG 2024, Dengler et al. 2018, Biurrun et al. 2021) werden für die Schweiz pro 10 m² im alpinen Sekundärgrünland durchschnittlich 37,8 Arten (Min. 15, Max. 67 Arten), bei einem Datensatz von 110 Plots, angegeben (eDGG 2024).

Mit einer mittleren Artenzahl von 32,5 Arten pro 25 m² (Min. 15, Max. 56 Arten), liegt die Mehrzahl der untersuchten Flächen somit im Schweizer Durchschnitt. Zudem gibt es auf den Flächen eine hohe Biodiversität im Sinne von einer großen Anzahl verschiedener Arten, die relativ gleichmäßig verteilt sind und es keine übermäßig dominante Art gibt (vgl. Shannon Index und Shannon Evenness Tabelle 4).

Allerdings ist die durchschnittlichen Artenzahl pro Plot von 2003 bis 2023 um 24 % und die Gesamtartenzahl um 14 % gesunken. Im Vergleich zu 1985 ist der Artenrückgang geringer, -17 % pro Plot und -9 % Gesamtartenzahl. Auch der sinkende Shannon-Index, wenn auch nur gering, weist auf eine Abnahme der Biodiversität hin. Während bei den Untersuchungen von 1985 und 2003 die Artenzahlen pro Plot noch überdurchschnittlich waren, sind sie 2023 nur noch im Mittelfeld.

Von Peter (2007) wurden insgesamt 66 Fettwiesen und -weiden in Sent wiederholt aufgenommen und mit den Vegetationsaufnahmen von 1984-86 verglichen, d.h. es wurden 10 Flächen mehr als in dieser Auswertung betrachtet. Von den in dieser Studie ausgewählten Flächen wurden nur 39 Flächen von Peter als “Fettwiesen” kategorisiert, 17 Flächen wurden als “Magerwiesen” bewertet. In der Auswertung von Peter (2007) hat sich bei den Fettwiesen die Artenzahl pro Plot von durchschnittlich 36,3 Arten 1985/6 bis zur Wiederholungsaufnahme 2003 nicht signifikant verändert (-0,1). Die Gesamtartenzahl hat sich sogar um -13 verringert. Bei Magerwiesen hingegen hat sich die Artenzahl pro Plot um +11.4 Arten erhöht, die Gesamtartenzahl um +18. Die unterschiedlichen Ergebnisse lassen sich durch die unterschiedliche Auswahl der Zuordnung als Mager- oder Fettwiesen erklären.

Für den Anstieg der Artenzahlen von 1985 bis 2003 konnte im Rahmen dieser Arbeit keine Erklärung gefunden werden. Bei einer genaueren Betrachtung der 35 Arten, die von 1985 bis 2003 neu hinzugekommen sind, wurde festgestellt, dass nur zwei Arten *Carex caryophyllea* und *Carex montana* eine signifikante Steigerung des Artvorkommens in diesem Zeitraum zeigen. Die anderen Arten kommen nur in sehr wenigen Plots und mit einem geringen Deckungsgrad vor. Um zu überprüfen, ob bei der Durchführung der Wiederholungsaufnahmen aufgrund von Beobachterfehlern weniger Arten gefunden wurden, wurden die Plots, die zusammen mit Jürgen Dengler aufgenommen wurden, separat mit den historischen Aufnahmen verglichen. Auch bei diesen Aufnahmen wurde die gleiche Artenentwicklung festgestellt, wie das Gesamtbild zeigt, somit ist der Artenrückgang nicht übermäßig auf Beobachterfehler im Jahr 2023 zurückzuführen.

Vergleich Fettwiesen und –weiden und TWW

Während die Artenzahl in den Wiederholungsaufnahmen der Fettwiesen- und weiden sinkt, steigt sie bei den Trockenwiesen und –weiden im gleichen Zeitraum. In TWW ist der durchschnittliche

Artenreichtum an Gefäßpflanzen generell höher als in Fettwiesen- und Weiden. Der GrassPlot Diversity Explorer v. 2.10 gibt für Halbtrockenrasen in der Schweiz auf 10 m² durchschnittlich 42 Arten (Min. 20 und Max. 66 Arten) an, bei einer Stichprobengröße von 62 (eDGG 2024, Dengler et al. 2018, Biurrun et al. 2021). Keller und Abderhalden (2023) konnten auf den untersuchten TWW keine landwirtschaftliche Nutzungsintensivierung feststellen und erklärten dies mit den geleisteten BFF-Beiträgen, die die TWW-Flächen erfolgreich schützen. Viele Standorte können durch Düngung nicht oder nur in geringem Maße verbessert werden, weil den Pflanzen das Wasser fehlt, um die zugeführten Nährstoffe zu verwerten (Leuschner & Ellenberg 2017). Trotzdem hat die floristische Diversität abgenommen und sich die Habitatqualität verschlechtert. Dieser Trend zeigt sich in den Vegetationsaufnahmen durch den gesunkenen Shannon Index und Evenness Index, den Anstieg der auf die Produktivität bezogenen Zeigerwerte, sowie die Zunahme an generalistischen Arten. Als mögliche Treiber der veränderten Diversität und Standortbedingungen der TWW nennen Keller und Abderhalden (2023) die Stickstoffdeposition (Payne et al. 2017) und der durch den Klimawandel bedingte Temperaturanstieg.

Bei den meisten Studien zu Trockenrasen werden nur wenige Unterschiede im Gesamtartenreichtum festgestellt (Diekmann et al. 2014, Schuch et al. 2011), außer bei erhöhter Stickstoffdeposition wird eine Reduktion der Gesamtartenzahlen festgestellt (Maskell et al. 2010). In einer Studie von Diekmann et al. (2019) zeigten sich Trockenwiesen, im Vergleich zu anderen halbnatürlichen Graslandtypen, innerhalb von 75 Jahren am widerstandsfähigsten gegen Veränderungen. Es wurde kein Rückgang des Gesamtartenreichtums festgestellt, aber es gab einen allgemeinen Rückgang des Anteils spezialisierter Arten und einen langfristigen Trend zu einer Zunahme mesotropher Arten.

Artenzahlen und Höhenlage

Die durchschnittliche Artenvielfalt in den Untersuchungsquadraten (10 m²) von ALL-EMA auf Wiesen und Weiden ist in den Bergzonen III und IV (30 Arten) dreimal so hoch wie in der Talzone (10 Arten) (Meier et al. 2021). Die Zunahme der Artenzahlen mit steigender Höhenlage lässt sich mit dem Einfluss der Landnutzungsintensität erklären, da fruchtbare und gut erreichbare Flächen im Tal eine stärkere Intensivierung erfahren und dies einen negativen Einfluss auf die Artenvielfalt hat (MacDonald et al. 2000, Stoate et al. 2001). Dieser Trend lässt sich auch bei den untersuchten Plots nachweisen, die zwar alle in der Oberen Bergzone liegen, aber es einen maximalen Höhenunterschied von ca. 600m zwischen den Standorten gibt. Mit steigender Höhenlage waren auch die Artenzahlen in den untersuchten Flächen höher. Dieser Trend zeigte sich für alle drei Aufnahmezeitpunkte als signifikant. Im Feld wurde die Beobachtung gemacht, dass die am tiefsten liegenden Flächen am stärksten intensiviert waren und weniger Artenvielfalt aufzeigten.

Auch wenn im Untersuchungsgebiet auf einigen Wiesen v.a. in tiefen Lagen, sich die Artenzahl auf 15 Arten – was einer Kunstwiese entspricht reduziert hat, sind in den höheren Lagen noch sehr artenreiche Wiesen, mit bis zu 57 Arten vorhanden. In den untersuchten Plots konnte nach der Roten Liste der Gefäßpflanzen der Schweiz (Bornand et al. 2016) keine Rote-Liste-Art gefunden werden.

5.2 Intensivierung und Zunahme der Nährstoffe

Bei einer Intensivierung der Landnutzung profitieren Arten mit einer hohen Konkurrenzfähigkeit, einer hohen Nährstoff- und Feuchtezahl, sowie einer hohen Mahdverträglichkeit (Busch et al. 2019). Standortangepasste Gräser werden durch schnell wachsende, lichtkonkurrenzfähige und an starke

Störungen angepasste Kräuter und Ruderalien verdrängt (Dietl 1986, Grime 1973, Crawley et al. 2005, Hautier et al. 2009).

Bei Betrachtung der **ungewichteten Zeigerwerte und CSR-Strategietypen** lässt sich eine leichte Intensivierung anhand der Vegetationsentwicklung bestätigen. Es zeigt sich eine signifikante, leichte Steigerung der Mahdverträglichkeit, der Nährstoffzahl und der Konkurrenzzahl. Die Feuchtezahl steigt leicht, wenn auch nicht signifikant. Da die ungewichteten Zeigerwerte die Deckungsgrade der Arten nicht abbilden, lässt sich anhand dieser Werte schließen, dass Arten, die an eine stärkere Bewirtschaftung angepasst sind, leicht zugenommen haben.

Die **gewichteten Zeigerwerte** bilden diese Entwicklung aber nicht ab. Die Nährstoffzahl und Mahdverträglichkeit verändern sich nicht signifikant und nehmen leicht ab, die Konkurrenzzahl nimmt signifikant ab und die Feuchtezahl sinkt ebenfalls, allerdings nicht signifikant. Somit haben zwar die Arten zugenommen, die an eine Intensivierung angepasst sind, jedoch ist ihre Deckung in den Plots nicht ausreichend, um eine Veränderung anzuzeigen.

Beim Vergleich der mittleren Nährstoffzahlen pro Plot konnte festgestellt werden, dass es von 1985 bis 2003 auf 31 Plots eine Zunahme der Nährstoffzahl gab, von 2003 bis 2023 auf 22 Plots. Bei einem Vergleich der Nährstoffzahlen zwischen 1985 und 2023 kann auf 20 Plots eine Zunahme festgestellt werden. Ein Anstieg der Nährstoffe lässt sich neben einer Intensivierung auch durch die atmosphärische Stickstoffdeposition erklären (Stevens et al. 2004, Payne et al. 2017).

In der Studie von Peter (2007) in Sent wurde eine Bestandsverschiebung in Richtung zunehmender Bewirtschaftungsintensität im Zeitraum 1985 bis 2003 festgestellt. Er nutze **ungewichtete Zeigerwerte** nach Landolt (1977) und stellte bei den Fettwiesen und -weiden keine signifikante Zunahme der Nährstoffzahl ($3,21 + 0,03$) und eine hoch signifikante Steigerung der Mahdverträglichkeit (Briemle et al. 2002) ($5,97 + 0,11$) fest. Bei den Magerwiesen gab es eine signifikante Steigerung der Nährstoffzahl ($2,25 + 0,10$). Peter (2007) stellte fest, dass die Silageproduktion in Sent zugenommen hat, auch wenn die Heuproduktion noch überwogen hat. Zudem führte er das erhöhte Nährstoffangebot, auf einen höheren Mineraleinsatz oder die Umstellung von Festmist auf Gülle, die den Anteil an leicht verfügbarem Stickstoff erhöht, zurück (Flisch et al. 2001, Peter 2007, Peter & Lüscher 2008).

Zudem kann die Bewässerung der Wiesen in Sent als ein potenzielles Risiko für die Artenvielfalt im Grünland gesehen werden, da durch die höhere Wasserverfügbarkeit eine Intensivierung der Flächen ermöglicht wird (Graf et al. 2014a, Schindler et al. 2024). Graf et al. (2014a) zeigen in ihrer Studie, dass im Engadin durch die Bewässerung eine deutlich intensivere Grünlandnutzung ermöglicht wurde und praktiziert wird, was sich in einer früheren Mahd und mehreren Schnitten zeigt. In Sent stellten sie fest, dass neue, 2010 in Betrieb genommene Bewässerungsanlagen zu 56 % auf extensiv bis wenig intensiv genutztem Grünland und zu 44 % auf mittelintensiv bis intensiv genutztem Grünland errichtet wurden. Dies widerspricht der Zielsetzung von Bewässerungsprojekten die Anlagen zur Ertragssicherung in besonders trockenen Jahren und nicht zur Intensivierung zu errichten (Graf et al. 2014a). In Sent nahm der Anteil an extensiv und wenig intensiv genutzten Wiesen, die seit den 1980er Jahren bewässert wurden, zwischen 1987/88 und 2009/10 um 60 % ab (von 19,1 ha auf 4,2 ha). Ohne Bewässerungsanlagen nahm der Anteil nur um ca. 20 % ab (Graf et al. 2014a). Bei Bewässerungsanlagen, die zwischen 2002 und 2007 erstellt wurden, konnte bei der Kartierung 2009/10 keine Zunahme

der intensiv genutzten Wiesen festgestellt werden. Es wird vermutet, dass die Zeit zu kurz war, um signifikante Veränderungen feststellen zu können.

Auch Schindler et al. (2024), die die Bewässerung im Wallis auf halbnatürlichem Grasland untersuchten, kommen zu der Vermutung, dass der geringere Artenreichtum in den bewässerten Parzellen auf die Nährstoffanreicherung und den Ausschluss spezialisierter Trockenrasenarten zurückzuführen ist. Boch et al. (2021) konnten bei einer Studie im Wallis keine Auswirkungen der Bewässerung allein auf den Artenreichtum oder die funktionale Zusammensetzung der Bergwiesen feststellen, was darauf hindeutet, dass sich der Einsatz von Düngemittel entscheidend auf die Pflanzenvielfalt auswirkt.

In dieser Studie wurde nicht geprüft, ob die untersuchten Flächen beregnet werden. Eine Intensivierung ist jedoch als Folge von Bewässerung nach den Ergebnissen von Graf et al. (2014a) und Schindler et al. (2024) ein plausibler Grund für die Ergebnisse dieser Untersuchung.

Nach Dietl (1986) weisen verschiedene Grasarten auf bestimmte Bewirtschaftungsintensitäten hin. Bei Peter (2007) nahmen die Arten *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* oder *Trisetum flavescens*, die typisch für eine wenig bis mittelintensive Bewirtschaftung sind, ab, während *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, die für eine hohe bis sehr hohe Bewirtschaftungsintensität typisch sind, zunahmen.

Von 2003 bis 2023 konnte für die Gräser der wenig bis mittelintensiven Bewirtschaftung, die Abnahme weiter bestätigt werden, auch wenn sie nur bei *Trisetum flavescens* signifikant war. Für die Gräser der hohen bis sehr hohen Bewirtschaftungsintensität gab es bei *Lolium perenne* eine weitere signifikante Zunahme von 2003 bis 2023, *Dactylis glomerata* und *Alopecurus pratensis* wurden in weniger Plots als im Jahr 2023 gefunden, allerdings verdoppelte sich ihr durchschnittlicher Deckungsgrad in den Plots. *Bromus erectus* und *Anthoxanthum odoratum*, Arten der weniger intensiv bewirtschafteten Wiesen haben bei ihrem Vorkommen in Plots abgenommen und im Deckungsgrad zugenommen.

Anhand der Entwicklung der Grasarten und der ungewichteten Zeigerwerte kann auf eine leichte Bewirtschaftungsintensivierung geschlossen werden.

Zunahme der Nährstoffzeiger

Auf Einzelartebene zeigen die Gewinnerarten *Phleum pratense*, *Festuca pratensis*, *Lolium perenne*, *Taraxacum officinale* aggr. nährstoffreiche Bedingungen (Nährstoffzahl 4). *Vicia sepium* hat die Nährstoffzahl 3 (mäßig nährstoffreich). Im Zeitraum 2003 bis 2023 gab es 15 Gewinnerarten, von denen 7 Arten nährstoffreiche Bedingungen, 2 mäßige und 5 Arten nährstoffarme Bedingungen anzeigen. *Alchemilla vulgaris* aggr. s.l. ist hinsichtlich der Nährstoffzahl indifferent. Die Verlierer-Arten hingegen zeigen überwiegend nährstoffarme Bedingungen (Nährstoffzahl 2) an.

Bei weiteren zwei Arten *Carum carvi*, und *Poa trivialis*, die von mehr Düngung profitieren (Busch et al. 2019) wurde eine signifikante Steigerung beobachtet. Auch der Weißklee, *Trifolium repens*, gilt als eine typische Art der intensiv genutzten Wiesen und Weiden (Stöcklin et al. 2007), die Deckung der Art hat sich mehr als verdoppelt und sie ist in einem Plot mehr vorgekommen als 2003.

Zusätzlich konnte bei den Arten *Alopecurus pratense*, *Anthriscus sylvestris*, *Geranium sylvaticum*, *Heracleum sphondylium* und *Ranunculus acris*, die von einem höheren Nährstoffangebot profitieren

(Peter 2007, Busch et al. 2019), eine Steigerung des durchschnittlichen Deckungsgrads über die Zeiträume festgestellt werden, auch wenn sie nicht signifikant in mehr Plots vorgekommen sind.

Wie bei den TWW war auch bei den Fettwiesen *Crocus albiflorus* eine Art, die signifikant abgenommen hat. Dies kann entweder durch den verfrühten Blühbeginn aufgrund des Klimawandels bedingte sein (Vitasse et al. 2021), oder durch die leicht unterschiedlichen Zeitfenster der Feldarbeit zur Erhebung der Vegetationsaufnahmen (Vymazalová et al. 2012).

Peter (2007) beobachtete, dass sich auf den untersuchten Plots in Sent die Artenzusammensetzung von Magerwiese zu Fettwiesen verschoben hat und der Anteil an Habitatspezialisten für Magerwiesen abgenommen haben. Die Trennung der Wiesentypen in Fettwiesen und Magerwiesen lassen sich nach Peter (2007) am besten durch folgende Arten unterscheiden: *Taraxacum officinale*, *Ranunculus acris*, *Silene dioica*, *Poa trivialis*, *Anthriscus sylvestris* und *Festuca pratensis* traten überwiegend in fruchtbarem Grünland auf, während *Briza media*, *Galium anisophyllum*, *Trifolium montanum*, *Carlina acaulis*, *Potentilla erecta* und *Helianthemum nummularium* hauptsächlich in nährstoffarmem Grünland vorkamen.

In den Untersuchungen von 2023 wurden die Arten des **fruchtbaren Grünlands** mit folgender Häufigkeit gefunden. (In Klammern das Vorkommen 2023 im Vergleich zu 2003): *Taraxacum officinale* (52 +1), *Ranunculus acris* (4 +0), *Silene dioica* (10 –14), *Poa trivialis* (12 –15), *Anthriscus sylvestris* (39 +4) und *Festuca pratensis* (30 +3). Vier Arten des **nährstoffarmen Grünlands** wurden 2023 auf maximal 16 Plots gefunden: *Briza media* (16 +5), *Trifolium montanum* (13 -2), *Carlina acaulis* (13 +1), *Helianthemum nummularium* (11 -2). Die anderen 2 Arten des nährstoffarmen Grünlands wurden nicht (mehr) gefunden.

Da nach Peter (2007) 17 Plots den Magerwiesen zugeordnet wurden, konnten 2023 immer noch auf 16 Standorten Arten des nährstoffarmen Grünlands gefunden werden. Allerdings sind zwei Arten des nährstoffarmen Grünlands verschwunden und die anderen Arten des nährstoffarmen Grünlands haben abgenommen (außer *Briza media*).

Bei den Vegetationsaufnahmen 1985 von Dietl und Kusstatscher (1992), waren die häufigsten bestandsbildenden Pflanzenarten: *Trisetum flavescens* 85 %, *Dactylis glomerata* 73 %, *Poa pratensis* 42 %, *Haerzelum sphondylium* 39 % und *Taraxacum officinale* 36 %. Die Art wird als bestandsbildend bezeichnet, wenn sie mehr als 5 % Bestandsanteil pro Standort aufzeigt; die Prozentzahlen geben den Anteil der Standorte an. Das häufige Vorkommen von *Poa pratensis* wird von Dietl und Kusstatscher (1992) durch die trockenen Bedingungen in der Region begründet. **2023** war *Trisetum flavescens* nur noch in 29 % der Flächen bestandsbildend. Am häufigsten war *Dactylis glomerata* 75 % gefolgt von *Centaurea scabiosa* 45%, *Taraxacum officinale* 43 %, *Haerzelum sphondylium* 36 % und *Salvia pratensis* 36 %. *Trisetum flavescens*, eine Art, die typisch für eine wenig bis mittelintensive Bewirtschaftung ist, ist demnach nicht mehr bestandsbildend, was auf eine stärkere Bewirtschaftung hinweisen kann.

Rückgang der Trockenheitszeiger

Unter den Verliererarten sind von 2003 bis 2023 überwiegend Trockenheitszeiger, die nach den Zeigerwerten von Landolt et al. (2010) mässig trockene Verhältnisse (Feuchtezahl = 2) anzeigen. Die Arten *Ranunculus bulbosus* und *Myosotis spec.* (für die Zeigerwerte *Myosotis arvensis* zugeordnet)

zeigen einen starken Rückgang, sie wurden beide in 20 Plots weniger als noch 2003 gefunden, sie haben beide die Feuchtezahl 2.

Im Zeitraum 2003 bis 2023 waren insgesamt 7 Trockenheitszeiger unter den signifikanten Verlierer Arten, davon drei extreme Trockenheitszeiger (*Allium carinatum*, *Bromus erectus* und *Hippocrepis comosa*), zwei basisch und trocken Zeiger (*Brachypodium pinnatum* aggr. und *Campanula rapunculoides*), *Campanula rotundifolia* als Trockenheitszeiger und *Carex montana* als mässiger Trockenheitszeiger (Fachstelle für Gebirgswaldpflege, n.D.). *Allium carinatum*, *Campanula rotundifolia* und *Hippocrepis comosa* nahmen auch im Zeitraum von 1985 bis 2023 signifikant ab.

Die zwei dominanten Arten des Mesobromions (*Brachypodium pinnatum* aggr. und *Bromus erectus*) haben signifikant abgenommen, was die Ergebnisse der Lebensraumanalyse bestätigt. Bei *Bromus erectus*, wurde allerdings bei den Plots, in der die Art noch vorkommt, eine Steigerung der Deckung festgestellt.

Der Rückgang der Trockenheitszeiger und der signifikante Zusammenhang des Rückgangs der Artenzahl mit zunehmender Feuchtezahl in den Jahren 2003 und 2023 kann als Hinweis für die Intensivierung der Bewirtschaftung gedeutet werden. Aufgrund der ungewichteten Zeigerwerte und der Einzelauswertung zeigt sich, dass auf den Fettwiesen und –weiden nährstoffreichere Bedingungen herrschen als vor 38, bzw. 20 Jahren. Anhand der Auswertungen, sowie der Studie von Graf et al. (2014a) hinsichtlich der Bewässerung und der Ergebnisse von Peter (2007) ist von einer leichten Intensivierung im Untersuchungsgebiet auszugehen. Zusätzlich spielt die atmosphärische Stickstoffdisposition eine Rolle. Diese Entwicklung deckt sich auch mit der Analyse von Diekmann et al. (2019), die über 75 Jahre bei Trisetion- und Arrhenatherion-Wiesen eine signifikante Abnahme des gesamten Artenreichtums und der Anzahl der Habitatspezialisten sowie eine Zunahme der Nährstoffverfügbarkeit zeigt.

Nach Verheyen et al. (2018) sind Veränderungen des Artenreichtums und der Artenzusammensetzung mit Unterschieden von weniger als 40 % auf Beobachter- und Standortfehler zurückzuführen. Die Turnoverraten der Auswertungen liegen für alle Zeiträume über 40 %. Am grössten sind die Unterschiede der Pflanzenbestände über den Zeitraum von 38 Jahren, über diesen Zeitraum haben sich 54% der Arten verändert. Ergänzt wird die Turnover-Rate mit einem durchschnittlichen Bray-Curtis Index zwischen 0,45 und 0,617 auf Plot-Ebene, was bei einer maximal möglichen Unähnlichkeit von 1, einem intermediären Wert gleichkommt.

5.3 Mehr Flächen mit ökologischer Qualität BFF-QII als angemeldet

Laut der „Umweltziele Landwirtschaft“ des Bundesamts für Umwelt und Bundesamts für Landwirtschaft (BAFU & BLW 2016) wird der von Walter et al. (2013) erachtete notwendige Anteil von Flächen mit hoher ökologischer Qualität zur Erhaltung der Biodiversität insbesondere in der Talzone bis zur Bergzone II noch deutlich unterschritten. 16 % der Landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz ist vorgesehen, davon waren 2013 6 –10 % vorhanden. In den Bergzonen III und IV sowie im Sömmerungsgebiet ist der geforderte Anteil von Flächen mit ökologischer Qualität (45%) gemäß Schätzungen vorhanden, aber nur für einen Teil davon werden Beiträge für Biodiversitätsförderflächen Qualitätsstufe II beantragt (BAFU & BLW 2016). In dieser Untersuchung konnte dies für die Obere Bergzone nachgewiesen werden, da sich 32 Flächen für BFF-QII qualifizierten, aber nur 22 der untersuchten Flächen als Biodiversitätsförderflächen angemeldet sind (Kanton Graubünden 2024) sind.

5.4 Rückgang des Lebensraums Halbtrockenrasen

Hinsichtlich der Lebensraumanalyse ist kritisch zu betrachten, dass die untersuchten Wiesen nach Delarze et al. (2015) nicht den Bergfettwiesen zugeordnet werden. In der Literatur besteht das Einverständnis, dass die Bergfettwiesen über 800 m ü. M. die Talfettwiesen ablösen. Da die Wiesen alle über 1100 m ü. M. liegen, ist die Zuordnung fragwürdig. Eine Verschiebung der Höhengrenze könnte auf das milde und kontinentale Klima in Sent und die Südausrichtung der Hänge zurückgeführt werden. Nach dem zweiten Rang der Auswertung werden einige Wiesen auch dem Polygono-Trisetion zugeordnet.

Unabhängig von der Zuordnung zu Tal- oder Bergfettwiese, ist jedoch die Entwicklung interessant zu betrachten, die eine Zunahme des Arrhenatherion und Abnahme des Mesobromion anzeigt. Diese Entwicklung bestätigt die vorherigen Ausführungen, dass auf den Flächen eine Intensivierung stattgefunden hat und sich durch ggf. Bewässerung und zusätzlichen Nährstoffeintrag die trockenen und artenreichen Standorte zu Fettwiesen entwickelt haben. Die Lebensraumanalyse konnte auch entsprechend der Nutzungsangabe des Kantons feststellen, dass 2 Flächen als Weiden genutzt werden. Im Feld wurden allerdings 3 beweidete Flächen vorgefunden.

5.5 Klimatische Einflüsse auf die Vegetation

Bei einer genaueren Betrachtung der Niederschlagsmessungen von Scuol (MeteoSchweiz 2024) ist zu beobachten, dass der Sommer 1984 sehr trocken war und im Juli ein neues Minimum seit 1959 erreicht wurde, dafür hat es im September 1984 überdurchschnittlich viel geregnet. Der Sommer 1985 war hingegen (über)durchschnittlich feucht. Insgesamt hat es in den Jahren 1984 bis 1986 zwischen 602 mm und 648 mm geregnet, was unter den Klimanormwerten für Niederschlag für die Normperiode 1961 bis 1990 (**693 mm**) liegt (MeteoSchweiz 2024).

Die Jahre 2003 und 2004 waren noch trockener (538 - 550 mm). Vor allem in den Monaten Februar und März regnete es kaum. Im Februar 2003 wurde erneut ein Minimum seit 1959 erreicht. 2022 regnete es auch sehr wenig 542 mm (trockenstes Jahr seit 2006), dafür war 2023 ein sehr feuchteres Jahr mit 950 mm Niederschlag (höchster Wert seit 2000). Im August 2023 wurde ein neues Maximum erreicht.

Für die neue Normperiode 1991 bis 2020 liegen die durchschnittlichen Niederschläge pro Jahr höher (**708 mm**). Es fand auch eine Verschiebung der Monatsniederschläge statt. Während es im Februar und Mai durchschnittlich weniger regnet, nahmen die Niederschläge im August, Oktober und November zu (MeteoSchweiz 2024).

Hinsichtlich der Temperatur hat sich der Jahresmittelwert von der Normperiode 1961-90 (4,8°C) zur Normperiode 1991-2022 um 1,1°C erhöht (MeteoSchweiz 2024). Ein durchschnittlicher Temperaturanstieg wurde für alle Monate gemessen. Am stärksten nahm die Durchschnittstemperatur im Juni zu, um 1,9°C und auch von März bis August gab es eine Erhöhung von durchschnittlich 1,5 °C. In den Jahren der Datenerhebungen haben sich die Jahresmittelwerte von 4,4.-4,9°C 1984-6 bis 7,1°C (2022/3) erhöht. 2003/4 lagen die Mittelwerte bei 6,3 und 5°C (MeteoSchweiz 2024).

Der Klimawandel zeigt sich deutlich an den gemessenen Temperaturwerten, vor allem in den Sommermonaten. Abgesehen vom Niederschlagsreichen Jahr 2023, haben auch die Niederschlagswerte in

den Untersuchungsjahren abgenommen. Auch wenn sich die Niederschläge in der neuen Normperiode erhöht haben, steht der Vegetation nicht mehr Wasser zur Verfügung, da durch die gestiegenen Temperaturen eine höhere Verdunstung stattfindet.

Die Temperaturzahl (T), gibt Auskunft über die mittlere Temperatur während der Vegetationsperiode und richtet sich deshalb weitgehend nach der Höhenverbreitung der Pflanzen. Beim Vergleich der gewichteten mittleren Zeigerwerte für die Temperaturzahl zeigt sich eine hoch signifikante Steigerung von 1985 bis 2023 um 0,18. Die ungewichteten Temperaturzahlen sind allerdings nicht signifikant und zeigen keinen Anstieg an. Dies lässt Schlüsse darauf ziehen, dass sich die Deckungsgrade der wärmeliebenden Pflanzen signifikant erhöht haben, die Artenzusammensetzung sich über den Zeitraum aber nicht in Richtung wärmeliebender Pflanzen verändert hat.

Griffin-Nolan et al. (2019) zeigen, dass eine hohe Diversität der Pflanzengemeinschaft Ökosysteme stabilisieren kann und resistenter gegen Trockenheit macht. Da bei den Plots eine hohe Biodiversität festgestellt wurde, könnte dies eine Erklärung für die relativ geringe Veränderung sein. Es ist aber davon auszugehen, dass es bei einer längeren Dürreperiode zu einer Verschiebung der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften kommt (Griffin-Nolan et al. 2019).

Während Pflanzenarten mit einer gewissen Zeitverzögerung auf veränderte Bedingungen reagieren können, scheint eine Zeitspanne von 38 Jahren, wie in anderen Studien zu Grünlandveränderungen gezeigt, lang genug zu sein, um Veränderungen zu erkennen und Entwicklungspfade aufzuzeigen (Kumli et al. 2021).

Die Gewinnerarten (Temperaturzahl in Klammern) *Lolium perenne* (3+), *Phleum pratense* (3+), *Festuca pratensis* (3), *Taraxacum officinale* (3), *Vicia sepium* (3), zeigen alle Temperaturzahlen die der Höhenstufe zwischen ober-kollin bis montan zugeordnet sind. Das Untersuchungsgebiet liegt auf der hochmontanen bis subalpinen Stufe, deshalb können die Werte als eher hohe Temperaturzahlen eingeschätzt werden. Das errechnete ungewichtete arithmetische Mittel der Zeigerwerte pro Plot für Temperatur lag allerdings auch bei 3,02/3,03, deshalb sind die Werte der Gewinnerarten im Vergleich zu allen gefundenen Arten nicht als überdurchschnittlich zu bewerten. Die Südexposition der Flächen und das insgesamt trockene Klima in der Region, kann als Begründung der eher hohen Temperaturzahlen angeführt werden.

Die signifikante Steigerung der Temperaturzahl bei den gewichteten Zeigerwerten und die Temperaturzahlen der Gewinnerarten, deuten darauf hin, dass sich der Klimawandel bereits in der Vegetation abzeichnet. Zwar wurde nicht die Artzusammensetzung beeinflusst, aber die Häufigkeit der vorkommenden Einzelarten, die wärmere Standorte bevorzugen hat zugenommen.

5.6 Handlungsempfehlungen und Ausblick

In der Schweiz gibt es Initiativen, die sich für die Förderung der Vielfalt im Grünland einsetzen. Das 2009 gestartete Forschungsprojekt zur Erhaltung und Förderung der Fromental- und Goldhaferwiesen sammelte zahlreiche Informationen zum aktuellen Zustand der Wiesen (Bosshard 2015, 2016) und die nationale Stelle RegioFlora vernetzt Akteure, um die Verwendung von regionalem Saatgut mittels Direktbegrünung zu fördern (Regio Flora o.D.). Es können folgende Empfehlungen für den Erhalt und die Förderung von artenreichen Fettwiesen und –weiden ausgesprochen werden.

Ein Großteil der vorhandenen Fromental- und Goldhaferwiesen wird als Biodiversitätsförderflächen (BFF) vom Typ extensiv oder wenig intensiv genutzte Wiese, bewirtschaftet. Die Vorgaben zur Bewirtschaftung dieser BFF-Typen sind aber nicht optimal auf Glatt- und Goldhaferwiesen angepasst. Zum Beispiel ist der erste Schnittzeitpunkt gemäß der Direktzahlungsverordnung (DZV) zu unflexibel oder zu spät, was dazu führt, dass Fromental- und Goldhaferwiesen nicht als BFF angemeldet werden und die Flächen drohen durch Intensivierung verloren zu gehen (AGRIDEA 2015). Zudem ist der Wiesentyp auf eine leichte Mistdüngung angewiesen, was zu unattraktiven Beiträgen führt. Als wenig intensiv genutzte Wiese dürfen sie mit Vollgülle gedüngt werden, was zur Degeneration der Wiesen führt (AGRIDEA 2015). Im Rahmen von Vernetzungsprojekten können die Direktzahlungsverordnung-Anforderungen regional differenziert angepasst werden (ALG 2024).

Im Gegensatz zu den meisten anderen stark gefährdeten Lebensräumen, z.B. den Trockenwiesen und -weiden existiert für die Fromental- und Goldhaferwiesen bisher kein Inventar. Für Vernetzungsprojekte ist deshalb eine systematische Erfassung und Qualitätsbeurteilung wichtig, um den Ist-Zustand zu beurteilen und Ziele bzw. Maßnahmen festlegen zu können (AGRIDEA 2015). Um gefährdete Gefäßpflanzen der artenreichen Fettwiesen und -weiden zu fördern, wird empfohlen lebensraumspezifische Zielarten zu definieren. Dadurch werden die Hotspots, der nur sehr punktuell vorkommenden Populationen gefährdeter Fettwiesenarten für die Artenförderung bekannt (Bornand et al. 2016). Da viele der einst weit verbreiteten Arten auf Restpopulationen zurückgedrängt wurden, können sich ihre Bestände nur erholen, wenn sie durch Fördermaßnahmen durch Ansaaten und Anpflanzungen unterstützt werden. Dabei ist auch aufgrund der genetischen Diversität auf lokale Herkunft von Pflanzen und Saatgut zu achten (Bornand et al. 2016, RegioFlora n.D.).

Ein möglichst geringer Düngemittleinsatz ist entscheidend für die Erhaltung einer hohen Pflanzenvielfalt in Bergwiesen, vorausgesetzt, das Landnutzungs- und Störungsregime wird beibehalten. Demnach sollten mit einer geringeren Düngerzugabe als der empfohlenen Höchstmenge gearbeitet werden, da dadurch auch der maximale Ertrag erzielt werden kann (Boch et al. 2021). Bei Meliorationsprojekten, wie der Installation von Bewässerungsanlagen, müssen Naturschutzaspekte eine größere Bedeutung erhalten und die Maßnahmen zur Sicherung der landwirtschaftlichen Biodiversität wirksam sein. Der schützenswerte Wiesentyp sollte bei der Planung von Bewässerungsprojekten speziell erfasst und vorab als nicht bewässerbar definiert werden (Graf et al. 2014a, 2014b). Des Weiteren haben Biodiversitätsberatung und Naturschutz-Vertragsflächen im Engadin bereits zum Erhalt der artenreichen Wiesen beigetragen und sollen daher nach Möglichkeit weiter ausgebaut werden (Graf et al. 2014b).

In weiterführenden Studien wäre es interessant zu untersuchen, wie sich in Sent die Bewässerung auf die Graslandvegetation ausgewirkt hat. Da mittlerweile über 20 Jahre nach der Installation der neuen Bewässerungsanlagen vergangen sind, wäre es interessant, die Untersuchung von Graf et al. (2014a) zu wiederholen und die Ergebnisse mit den Untersuchungen dieser Studie zu vergleichen. Des Weiteren wäre es für die Lebensraumanalyse interessant einen anderen Schlüssel für die Differenzierung von Glatthafer- und Goldhaferwiesen zu nutzen, da die Zuordnung nach Delarze et al. (2015) kritisch zu betrachten ist. Es könnte hierfür der Schlüssel von Bosshard (2016) verwendet werden. Da zur Einrichtung von permanenten Untersuchungsflächen nun 39 Plots mit Magneten markiert wurden, sollten die Flächen im Abstand von 5 bis 10 Jahren wieder untersucht werden, um die Datenreihe fortzuführen und Langzeittrends nachvollziehen zu können. Auch für die anderen Standorte der Fettwiesen und -weiden, sowie der Trockenwiesen und -weiden sollten permanente Plots eingerichtet werden.

6 Fazit

Bei den untersuchten Flächen handelt sich um artenreiche Fettwiesen und -weiden, deren Artenzahlen mit durchschnittlich 32,5 Arten pro 25 m² im Schweizer Durchschnitt für die Obere Bergzone liegen. Zudem gibt es auf den Flächen eine hohe Biodiversität im Sinne von einer großen Anzahl verschiedener Arten, die relativ gleichmäßig verteilt sind und es keine übermäßig dominante Art gibt. Allerdings ist die durchschnittlichen Artenzahl pro Plot von 2003 bis 2023 um 24 % und die Gesamtartenzahl um 14 % gesunken. Auch weist der Shannon-Index auf eine geringe Abnahme der Biodiversität hin. Bei den TWW gibt es im gleichen Zeitraum eine Zunahme des Artenreichtums. Mit steigender Höhenlage waren auch die Artenzahlen in den untersuchten Flächen höher. Auch wenn sich auf einigen Wiesen in tieferen Lagen die Artenzahl auf 15 Arten, was einer Kunstwiese entspricht, reduziert hat, sind in den höheren Lagen noch sehr artenreiche Wiesen, mit bis zu 57 Arten vorhanden.

Die Zeigerwerte nach Landolt et al. (2010) zeigen, dass die Arten zugenommen haben, die an eine Intensivierung angepasst sind, jedoch ist ihre Deckung in den Plots nicht ausreichend, um eine Veränderung anzuzeigen. Aufgrund der Einzelartanalyse und der ungewichteten Zeigerwerte, sowie der Studie von Graf et al. (2014a) hinsichtlich der Bewässerung ist von einer leichten Bewirtschaftungsintensivierung in der Region auszugehen. Auch weist die Zunahme der Nährstoffzeigerarten und der Rückgang der Trockenheitszeiger, sowie der signifikante Zusammenhang des Rückgangs der Artenzahl mit zunehmender Feuchtezahl darauf hin. Es wurde festgestellt, dass auf den Fettwiesen und -weiden nährstoffreichere Bedingungen herrschen als vor 38, bzw. 20 Jahren. Die atmosphärische Stickstoffdeposition wird als zusätzlicher Grund für erhöhte Nährstoffvorkommnisse aufgeführt.

Hinsichtlich der Veränderung der floristischen Zusammensetzung liegen die Turnoverraten zwischen 42 und 54 %. In den untersuchten Plots konnte nach der Roten Liste der Gefäßpflanzen der Schweiz (Bornand et al. 2016) keine Rote-Liste-Art gefunden werden. Anhand der Lebensraumanalyse wurde eine Zunahme des Arrhenatherion und Abnahme des Mesobromion angezeigt. Diese Entwicklung bestätigt die vorherigen Ausführungen, dass auf den Flächen eine Intensivierung stattgefunden hat und sich durch ggf. Bewässerung und zusätzlichen Nährstoffeintrag die trockenen und artenreichen Standorte zu Fettwiesen entwickelt haben. Die Untersuchung der ökologischen Qualität ergab, dass 57 % (32 Flächen) der untersuchten Plots die Qualitätsstufe II erreichen und sich für Direktzahlungen qualifizieren und demnach 10 zusätzliche Flächen als BFF-QII angemeldet werden können.

Die signifikante Steigerung der Temperaturzahl bei den gewichteten Zeigerwerten und die Temperaturzahlen der Gewinnerarten, deuten darauf hin, dass sich der Klimawandel bereits in der Vegetation abzeichnet. Zwar wurde nicht die Artzusammensetzung beeinflusst, aber die Häufigkeit der vorkommenden Einzelarten, die wärmere Standorte bevorzugen hat zugenommen. Die Südexposition der Flächen und das insgesamt trockene Klima in der Region, kann zudem als Begründung der eher hohen Temperaturzahlen angeführt werden.

7 Literatur

AGRIDEA (2015). Erhaltung und Förderung von Fromental- und Goldhaferwiesen. Merkblatt Biodiversitätsförderung. Verfügbar auf: <https://agridea.abacuscity.ch/de/A~2752/0~0~Shop/Erhaltung-und-F%C3%B6rderung-von-Fromental-und-Goldhaferwiesen> city.ch. Abgerufen am 13.04.2024

ALG (2024). Amt für Landwirtschaft und Geoinformationen Kanton Graubünden. Verfügbar auf: <https://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/dvs/alg/landwirtschaft/direktzahlungen/Seiten/Biodiversit%C3%A4t-und-Vernetzung.aspx>. Abgerufen am 13.04.2024.

Archaux, F., Gosselin, F., Bergès, L. & Chevalier, R. (2006). Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses. *Journal of Vegetation Science*, 17, 299-306.

Aviron, S., Nitsch, H., Jeanneret, P., Buholzer, S., Luka, H., Pfiffner, L., Pozzi, S., Schüpbach, B., Walter, T., & Herzog, F. (2009). Ecological cross compliance promotes farmland biodiversity in Switzerland. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 247–252.

BAFU (Hg.) (2023). Biodiversität in der Schweiz: Zustand und Entwicklung. Bundesamt für Umwelt. Bern.

BAFU & BLW (2016). Umweltziele Landwirtschaft. Statusbericht 2016. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen, 1633, 114.

Baltisberger, M., Nyffeler, R. & Widmer, A. (2013). Systematische Botanik. Einheimische Fran- und Smpenpflanzen. 4. Auflage. Zürich: vdt.

Baur, P., Bebi, P., Gellrich, M. & Rutherford, G. (2006). WaSAIp – Waldausdehnung im Schweizer Alpenraum. Birmensdorf: WSL. Verfügbar auf: <https://www.alpfutur.ch/publikationen.php?l=1>. Abgerufen am 23.04.2024

Berg, L.J.L.V.D., Vergeer, P., Rich, T.C.G., Smart, S.M., Guest, D. & Ashmore, M.R. (2011): Direct and indirect effects of nitrogen deposition on species composition change in calcareous grasslands. *Global Change Biology*, 17, 1871–1883.

BFS (2019). Arealstatistik Schweiz. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel. Verfügbar auf: <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/raum-umwelt.html>. Abgerufen am 23.04.2024

Binz, A. & Heitz, C. (1990). Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz. 19. Ed.

Biurrun, I., Pielech, R., Dembiczy, I., Gillet, F., Kozub, Ł., Marcenò, C., Reitalu, T., Van Meerbeek, K., Guarino, R., (...) & Dengler, J. (2021). Benchmarking plant diversity of Palaearctic grasslands and other open habitats. *Journal of Vegetation Science* 32, e13050.

BLW (2024). Zur Verordnung über den landwirtschaftlichen Produktionskataster und die Ausscheidung von Zonen (Landwirtschaftliche Zonen-Verordnung; SR 912.1). Verfügbar auf: <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/instrumente/grundlagen-und-querschnittsthemen/landwirtschaftliche-zonen.html>. Abgerufen am 23.04.2024.

BLW (2020). Weisungen nach Artikel 59 und Anhang 4 der Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV) SR 910.13. Bundesamt für Landwirtschaft. Verfügbar auf <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/instrumente/direktzahlungen/biodiversitaets-beitraege.html>. Abgerufen am 16.03.2024.

- Bobbink, R., Ashmore, M.R., Flückiger, W. & Van den Wyngaert, I.JJ. (2003). Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Achermann, A. & Bobbink, R. (Hg.) Empirical critical loads for nitrogen, 43-170. BAFU. Bern.
- Boch, S., Bedolla, A., Ecker, K.T., Graf, U., Kuchler, H., Kuchler, M., Holderegger, R. & Bergamini, A. (2019). Mean indicator values suggest decreasing habitat quality in Swiss dry grasslands and are robust to relocation error. *Tuexenia*, 39, 315–334.
- Boch, S., Kuchler, H., Kuchler, M., Bedolla, A., Ecker, K.T., Graf, U.H., Moser, T., & Holderegger, R. (2022). Observer-driven pseudoturnover in vegetation monitoring is context-dependent but does not affect ecological inference. *Applied Vegetation Science*, 25, e12669.
- Boch, S., Kurtogullari, Y., Allan, E., Lessard-Therrien, M., Rieder, N. S., Fischer, M., Martínez De León, G., Arlettaz, R., & Humbert, J. Y. (2021). Effects of fertilization and irrigation on vascular plant species richness, functional composition and yield in mountain grasslands. *Journal of environmental management*, 279, 111629.
- Bornand, C.N., Gygax, A., Juillerat, P., Jutzi, M., Möhl, A., Rometsch, S., Sager, L., Santiago, H. & Eggenberg, S. (2016). Rote Liste Gefäßpflanzen. Gefährdete Arten Der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern und Info Flora, Genf. Umwelt-Vollz, 1821.
- Bosshard, A. (2015). Rückgang der Fromentalwiesen und die Auswirkungen auf die Biodiversität. *Agrarforschung Schweiz*, 6(1), 20–27.
- Bosshard, A. (2016). Das Naturwiesland der Schweiz und Mitteleuropas. Mit besonderer Berücksichtigung der Fromentalwiesen und des standortgemässen Futterbaus. Zürich, Bristol-Stiftung. Bern: Haupt.
- Bosshard, A., Schläpfer, F. & Jenny, M. (2011). Weissbuch Landwirtschaft Schweiz – Analysen und Vorschläge zur Reform der Agrarpolitik. 2. Auflage, Bern: Haupt.
- Braun-Blanquet, J. (1961). Die inneralpine Trockenvegetation. Geobotanica selecta 1. Fischer, Stuttgart.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27, 325–349.
- Briemle, G., Nitsche, S. & Nitsche, L. (2002). Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. Bonn (Bundesamt für Naturschutz). *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 38, 203-225.
- Bruelheide, H., Dengler, J., Jiménez-Alfaro, B., Purschke, O., Hennekens, S.M., Chytrý, M., Pillar, V.D., Jansen, F., Kattge, J., Sandel, B., (...) & Zverev, A. (2019). sPlot – a new tool for global vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science*, 30, 161–186.
- Bühler, C. & Roth, T. (2011). Spread of common species results in local-scale floristic homogenisation in grassland of Switzerland. *Diversity and Distributions*, 17, 1089–1098.
- Busch, V., Klaus, V., Schäfer, D., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Christé, M., Mody, K., Büthgen, N., Fischer, M., Hölzel, N., & Kleinebecker, T. (2019) ‘Will I stay or will I go? Plant species-specific response and tolerance to high land-use intensity in temperate grassland ecosystems’, *Journal of Vegetation Science*, 30(4), 674–686.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillier, M.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., (...) & Watsan, R. (2010). Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, 328, 1164–1168.

- Cadisch, J., Eugster, H., & Wenk, E. (1968). Erläuterungen Atlasblatt 44 Scuol, Schuls, Tarasp. Geologischer Atlas der Schweiz 1:25000. Schweizerische Geologische Kommission. Verfügbar auf https://data.geo.admin.ch/ch.swisstopo.geologie-geologischer_atlas/erlaeuterungen/GA25-ERL-44.pdf. Abgerufen am 31.12.2023.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tillman, D., Wardle, D.A. Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M. & Palmer, T.M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1, e1400253.
- Charmillot, K., Hedinger, C., Babbi, M. & Dengler, J. (2021). Vegetation change in semi-dry grasslands of the Swiss Jura Mts. over 40 years. *Tuexenia*, 41, 441–457.
- Chase, J.M., McGill, B.J., Thompson, P.L., Antao, L.H., Bates, A.E., Blowes, S.A., Dornelas, M., Gonzalez, A., Magurran, A.E., Supp, S.R., Winter, M., Bjorkman, A.D., Bruelheide, H., Byrnes, J.E.K., Sarmiento Cabral, J., Elahi, R., Gomez, C., Guzman, H.M., Isbell, F., Myers-Smith, I.H., Jones, H.P., Hines, J., Vellend, M., Waldo, C., O'Connor, M. (2019). Species richness change across spatial scales. *Oikos*, 128, 1079–1091.
- Chavier-Mendes, Y., Pollock, L.J., Verburg, P.H., Karger, D.N., Pellissier, L., Lavergne, S., Zimmermann, N.E., & Thullier, W. (2024). Transnational conservation to anticipate future plant shifts in Europe. *Nature Ecology & Evolution*, 8, 454–466.
- Crawley, M.J., Johnston, A.E., Silvertown, J., Dodd, M., de Mazancourt, C., Heard, M.S., Henman, D.F. & Edwards G.R. (2005). Determinants of species richness in the park grass experiment. *American Naturalist*, 165, 179-192.
- Delarze, R., Gonseth, Y., Eggenberg, S. & Vust, M. (2015). Lebensräume der Schweiz. Bern: Hep verlag ag.
- Dengler, J., Biurrun, I., Boch, S., Dembicz, I. & Török, P. (2020). Grasslands of the Palaearctic biogeographic realm: introduction and synthesis. In: Goldstein, M.I. & DellaSala, D.A. (Hg.) *Encyclopedia of the world's biomes*. Oxford: Elsevier.
- Dengler, J. & Tischew, S. (2018). Grasslands of Western and Northern Europe – between intensification and abandonment. In: Squires, V.R., Dengler, J., Feng, H. & Hua, L. (Hg.): *Grasslands of the world: diversity, management and conservation: 27–63*. CRC Press, Boca Raton.
- Dengler, J., Wagner, V., Dembicz, I., García-Mijangos, I., Naqinezhad, A., Boch, S., Chiarucci, A., Conradi, T., Filibeck, G., (...) & Biurrun, I. (2018). GrassPlot – a database of multi-scale plant diversity in Palaearctic grasslands. *Phytocoenologia*, 48, 331–347.
- Díaz, S., Settele, J., Brónizio, E.S., Ngo, H.T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H.M., Chan, K.M.A., Garibaldi, L.A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G.F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R.R., Shin, Y.-J., Visseren-Hamakers, I., Willis, K.J. & Zayas, C.N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366, eaax3100.
- Diekmann, M., Jandt, U., Alard, D., Bleeker, A., Corcket, E., Gowing, D. J. G., Stevens, C. J. & Dupre, C. (2014). Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany

- No decline in species richness, but a shift in species composition. *Biological Conservation* 172, 170–179.
- Diekmann M., Andres C., Becker T., Bennie, J., Blüml, V., Bullock, J.M., Culmsee, H., Fanigliulo, M., (...) & Wesche, K. (2019). Patterns of long-term vegetation change vary between different types of semi-natural grasslands in Western and Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 30, 187–202.
- Dietl, W. (1986). Pflanzenbestand, Bewirtschaftungsintensität und Ertragspotential von Dauerwiesen. Schweizerische Landwirtschaftliche Monatshefte, 64, 241–262.
- Dietl, W. (1995). Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. *Ökologie u. Naturschutz*, 4, 239–249.
- Dietl, W. & Kustatscher, G. (1992). Die Wiesenvegetation im Unterengadin und ihre pflegliche landbauliche Nutzung. Bericht der Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaues, Zürich.
- Dornelas, M., Antão, L.H., Moyes, F. Bates, A.E., Magurran, A.E., Adam, D., Akhmetzhanova, A.A., Appeltans, W., Arcos, J.M., (...) & Zettler, M.L. (2018). BioTIME: a database of biodiversity time series for the Anthropocene. *Global Ecology and Biogeography*, 27, 760–786.
- EDGG Eurasian Dry Grassland Group (2024). GrassPlot Diversity Explorer. Verfügbar auf: <https://edgg.org/databases/GrasslandDiversityExplorer>. Abgerufen am 23.04.2024.
- Eggenberg, S. & Möhl, A. (2013). Flora Vegetativa. 3. Ausgabe. Haupt Verlag.
- Fachstelle für Gebirgswaldpflege (n.D.) Listen wichtiger Zeigerpflanzen. Verfügbar auf https://www.gebirgswald.ch/tl_files/gebirgswald/de/02_NaiS/02A-Standortstypen_Bestimmung/01_Teile/2A_6_Listen_wichtiger_Zeigepflanzen.pdf. Abgerufen am 24.03.2024
- Flisch, R., Herter, U., Kessler, W., Menzi, H., Walther, U., Jeangros, Pellet, D., Ryser J.P., Vullioud, P.A., Frick, R. & Berner A. (2001). Grundlagen für die Düngung im Acker und Futterbau. *Agrarforschung*, 8, 1–80.
- Graf, R., Korner, P., & Birrer, S. (2014a). Bewässerungsanlagen als Ursache für die Nutzungsintensivierung von Grünland im Engadin. *Agrarforschung Schweiz*, 5(10), 406–413.
- Graf, R., Müller, M., Korner, P., Markus, J. & Jenni, L. (2014b). 20% loss of unimproved farmland in 22 years in the Engadin, Swiss Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 48–58.
- Griffin-Nolan, R.J., Blumenthal, D.M., Collins, S.L., Farka, T.E., Hoffman, A.M., Mueller, K. E., Ocheltree, T.W., Smith, M. D., Whitney, K.D. & Knapp, A.K (2019). Shifts in plant functional composition following long-term drought in grasslands. *Journal of Ecology*, 107, 2133–2148.
- Grime, J.P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242, 344–347.
- Hautier, Y., Niklaus, P. A. & Hector, A. (2009). Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication, *Science*, 324(5927), 636–638.
- Hédli, R., Bernhardt-Römermann, M., Grytnes, J.-A., Jurasinski, G. & Ewald, J. (2017). Resurvey of historical vegetation plots: A tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 161–163.
- Herzog, F., Prasuhn, V., Spiess, E. & Richner, W. (2008). Environmental cross-compliance mitigates nitrogen and phosphorus pollution from Swiss agriculture. *Environmental Science and Policy*, 11, 655–668.

Homburger, H. (2009). Wandel von Gebirgsfettwiesen der Schweiz, Veränderungen der Artenvielfalt und der Artenzusammensetzung über sechs Jahrzehnte. Diplomarbeit am Institut für Geobotanik der Albert-Ludwig-Universität Freiburg i. Brsg. Durchführt an der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz in Zürich Affoltern.

Homburger, H. & Hofer, G. (2012). Diversity change of mountain hay meadows in the Swiss Alps. *Basic and Applied Ecology*, 13, 132–138.

IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn.

Juillerat, P., Bäumler, B., Bornand, C., Gygax, A., Jutzi, M., Möhl, A., Nyffeler, R., Sager, L., & Santiago, H. (2017). Checkliste 2017 der Gefäßpflanzenflora der Schweiz.

Kanton Graubünden (2024). Geoportal der kantonalen Verwaltung. Landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Verfügbar auf: <https://geo.gr.ch/karten/interaktive-karten>. Abgerufen am 23.04.2024

Kapfer, J., Hédl, R., Jurasinski, G., Kopecký, M., Schei, F.H. & Grytnes, J.-A. (2017). Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science*, 20, 164–171.

Keller, S. & Abderhalden, A. (2023). Rückgang der floristischen Diversität trotz gleichbleibender landwirtschaftlicher Nutzung. Wissenschaftlicher Bericht (unveröffentlicht).

Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T. & Verhulst, J. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society* 276, 903–909.

Klötzli, F., Dietl, W., Marti, K., Schubiger-Bosshard, C., & Walther, J.R. (2010) Vegetation Europas. Das Offenland im vegetationskundlich-ökologischen Überblick. Bern: Verlag Ott.

Körner, C. (2002). Mountain biodiversity, its causes and function: an overview. In: Körner, C., Spehn E. M. (Hg.) Mountain biodiversity: a global assessment. London: Routledge, 3–20.

Koch, B., Edwards, P., Blanckenhorn, W., Buholzer Hons, S., Walter, T., Wüest, R., & Hofer, G. (2013). Vascular plants as surrogates of butterfly and grasshopper diversity on two Swiss subalpine summer pastures. *Biodiversity and Conservation*, 22(6-7), 1451–1465.

Kopecký, M. & Macek, M. (2015). Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. *Diversity and Distributions*, 21, 322–330.

Küchler, M. (2023). VEGEDAZ (Version 2023). Verfügbar auf: <https://www.wsl.ch/de/services-produkte/vegedaz/>. Abgerufen am 23.04.2024.

Kummler, J., Widmer, S., Wilhelm, M., Dengler, J. & Billeter, R. (2021). Vegetation changes in urban grasslands over 25 years in the city of Zurich, Switzerland. *Tuexenia*, 41, 423–440.

Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P. & Walter, T. (Hg.) (2010). Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900: ist die Talsohle erreicht? Bern: Haupt.

Landolt, E. (1977). Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Stiftung Rübel, 64, 1-208.

- Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmli, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F.H., Theurillat, J.P., Umri, E., Vust, M. & Wohlgenuth, T. (2010). Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. 2. Auflage. Bern: Haupt.
- Lauber, S. (2006). Agrarstrukturwandel im Berggebiet: Ein agentenbasiertes, räumlich explizites Agrar-struktur- und Landnutzungsmodell für zwei Regionen Mittelbündens. ART-Schriftenreihe 2, 1–216.
- Lauber, K., Wagner, G., Gfeller, E. & Gygas, A. (2018). Flora Helvetica. 5. Auflage.
- Lenoir, J., Gégout, J. C., Marquet, P. A., De Ruffray, P. & Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320, 1768–1771.
- Lenoir, J. & Svenning, J.-C. (2015). Climate-related range shifts – a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography* 38, 15–28.
- Lessard-Therrien, M., Humbert, J.-Y., Arlettaz, R. (2017). Experiment-based recommendations for biodiversity friendly management of mountain hay meadows. *Applied Vegetation Science* 20, 352–362.
- Leuschner, C. & Ellenberg, H. (2017). Ecology of Central European non-forest vegetation: coastal to alpine, natural to man-made habitats. Vegetation Ecology of Central Europe, Volume II. Cham, Switzerland: Springer Nature.
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J. & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59, 47–69.
- Maskell, L. C., Smart, S. M., Bullock, J. M., Thompson, K., & Stevens, C. J. (2010). Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology*, 16, 671–679.
- Matteodo, M., Ammann, K., Verrecchia, E.P. & Vittoz, P. (2016). Snowbeds are more affected than other subalpine plant communities by climate change in the Swiss Alps. *Ecology and Evolution*, 6, 6969–6982.
- McGovern, S., Evans, C.D., Dennis, P., Walmsley, C. & McDonald, M.A. (2011). Identifying drivers of species compositional change in a semi-natural upland grassland over a 40-year period. *Journal of Vegetation Science*, 22, 346–356.
- Meier, E., Lüscher, G., Buholzer, S., Herzog, F., Indermaur, A., Riedel, S., Winizki, J., Hofer, G. & Knop, E. (2021). Zustand der Biodiversität in der Schweizer Agrarlandschaft. Zustandsbericht ALL-EMA 2015-2019. Agroscope Science, 111.
- MeteoSchweiz (2024). Klimanormwerte Scuol, climsheet 2.2.0. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz. Verfügbar auf: <https://www.meteoschweiz.admin.ch/service-und-publikationen/applikationen/ext/climate-climsheet.html>. Abgerufen am 24.03.2024
- Morrison, L.W. (2016). Observer error in vegetation surveys: a review. *Journal of Plant Ecology*, 9(4), 367–379.
- Moser, D.M., Gygas, A., Bäumler, B., Wyler, N., Raoul, P. & Palese, R. (2002). Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern.

- Payne, R.J., Dise, N.B., Field, C.D., Dore, A.J., Caporn, S.J. & Stevens, C.J. (2017). Nitrogen deposition and plant biodiversity: past, present, and future. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15, 431–436.
- Peter, M. (2007). Changes in the floristic composition of semi-natural grasslands in the Swiss Alps over the last 30 years. Doctoral Thesis. DISS. ETH No. 17009.
- Peter, M., Edwards, P.J., Jeanneret, P., Kampmann, D. & Lüscher, A. (2008). Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125, 204–212.
- Peter, M. & Lüscher, A. (2008). Fettwiesen der Alpen: Floristische Veränderung in 25 Jahren. *Agrar Forschung*, 15(10), 486–491.
- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J. L. B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R. F. (...) & Grabherr, G. (2012). Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science*, 336, 353–355.
- Purghart, B. G., Nöthiger, K. & Hanimann, B. (2014). Ammoniak-Immissionen und Stickstoffeinträge 62.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing.
- Rajaniemi, T.K. (2002). Why does fertilization reduce plant species diversity? Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Ecology*, 90(2), 316–324.
- Rechsteiner, C. (2009). Wiesen der Schweiz – vor 120 Jahren und heute. Diplomarbeit Universität Zürich.
- RegioFlora (o.D.) Förderung der regionalen Vielfalt im Grünland. Verfügbar unter <https://www.regioflora.ch/de/startseite-de/>. Abgerufen am 13.04.2024.
- Riedel, S., Widmer, S., Babbi, M., Buholzer, S., Grünig, A., Herzog, F., Richner, N. & Dengler, J. (2023). The Historic Square Foot Dataset – Outstanding small-scale richness in Swiss grasslands around the year 1900. *Journal of Vegetation Science*, 34, e13208.
- Rihm, B. & Achermann, B. (2016). Critical loads of nitrogen and their exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE).
- Ross, L.C., Woodin, S.J., Hester, A., Thompson, D.B.A. & Birks, H.J.B. (2010). How important is plot relocation accuracy when interpreting re-visitation studies of vegetation change? *Plant Ecology & Diversity*, 3, 1–8.
- Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. & Mader, A. (Hg.) (2018). The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Bonn: IPBES Secretariat, 834.
- Rumpf, S.B., Hülber, K., Klöner, G., Moser, D., Schütz, M., Wessely, J. Willner, W., Zimmermann, N.E. & Dullinger, S. (2018). Range dynamics of mountain plants decrease with elevation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 115, 1848–1853.
- Sala, O.E., Chapin, F.S. III, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., LeRoy Poff, N., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.

- Schils, R.L.M., Newell Price, P., Klaus, V., Tonn, B., Hejduk, S., Stypinski, P., Hiron, M., Fernandez, P., Ravetto, E.S., Lellei-Konvacs, E., (...) & Korevaar, H. (2020). European permanent grasslands mainly threatened by abandonment, heat and drought, and conversion to temporary grassland. *Grassland Science Europe*, 25, 553–555.
- Schindler, M., Seiler, H., Dengler, J. (2024). The effects of sprinkler irrigation on semi-natural grasslands in Valais (Switzerland). *Tuxenia*, 44 (noch nicht veröffentlicht)
- Schmid, H., Naef-Daenzer, B., Keller, V. & Zbinden, N. (2000). Für Brutvögel besonders wichtige Landwirtschaftsgebiete in der Schweiz. *Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz*, 21, 29–32.
- Schneider, K. & Walter, T. (2001). Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten Potential und Realität am Beispiel der Tagfalter (*Rhopalocera* und *Grypocera*) und Heuschrecken (*Saltatoria*). FAL–Schriftenreihe 38.
- Schütz, M., Risch, A.C., Leuzinger, E., Krüsi, B.O. & Achermann, G. (2003). Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management*, 181, 177–188.
- Schuch, S., Bock, J., Leuschner, C., Schaefer, M., & Wesche, K. (2011). Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *Journal of Insect Conservation*, 15, 811–822.
- Schweizerischer Bundesrat (2010). Verordnung über den Schutz der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. SR 451.37.
- Schweizerischer Bundesrat (2013). Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV). SR 910.13. Verfügbar auf: <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2013/765/de>. Abgerufen am 23.04.2024.
- Shannon, C.E., Weaver, W., Blahut, R.E. & Hajek, B. (1963). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- SNF (o.D.). Patterns and drivers of epochal changes in grassland biodiversity in Switzerland: The Square Foot Project. Verfügbar auf: <https://data.snf.ch/grants/grant/19764>. Abgerufen am 23.04.2024.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O. & Gowing, D.J. (2004) Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303, 1876-1879.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R. & Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63, 337–365.
- Stöcklin, J., Bosshard, A., Klaus, G., Rudmann-Maurer, K. & Fischer, M. (2007). Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen. Fakten, Perspektiven, Empfehlungen, Synthese NFP 48 Forschungsschwerpunkt II „Land- und Forstwirtschaft im alpinen Lebensraum“. Zürich: vdf-Verlag.
- Stöcklin, J., Ryf, M. & Fischer, M. (2000). Small size of remnant nutrient-poor calcareous grassland (Mesobriomion) in the Swiss Jura puts many plant species at the risk of local extinction. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 9, 109–118.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., (...) & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347, 1259855.

Steinbauer, M.J., Grytnes, J.-A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., Rixen, C., Winkler, M., Bardy-Durchhalter, (...) & Wipf, S. (2018). Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature*, 556, 231–234.

Swisstopo (2024a). Geologischer Atlas GA25. Verfügbar auf: https://map.geo.admin.ch/?lang=en&topic=ech&bgLayer=ch.swisstopo.pixelkarte-farbe&layers=ch.swisstopo.zeitreihen,ch.bfs.gebaeude_wohnungs_register,ch.bav.haltestellen-oev,ch.swisstopo.swisstlm3d-wanderwege,ch.astra.wanderland-sperrungen_umleitungen,ch.swisstopo.geologie-geologischer_atlas&layers_opacity=1,1,1,0.8,0.8,1&layers_visibility=false,false,false,false,false,true&layers_timestamp=18641231,,,,,&E=2820861.02&N=1189711.18&zoom=6.8866666666666666. Abgerufen am 23.04.2024

Swisstopo (2024b). Landwirtschaftliche Zonengrenzen der Schweiz. Verfügbar auf: https://map.geo.admin.ch/?lang=de&topic=ech&bgLayer=ch.swisstopo.pixelkarte-farbe&layers=ch.swisstopo.zeitreihen,ch.bfs.gebaeude_wohnungs_register,ch.bav.haltestellen-oev,ch.swisstopo.swisstlm3d-wanderwege,ch.astra.wanderland-sperrungen_umleitungen,ch.blw.landwirtschaftliche-zonengrenzen&layers_opacity=1,1,1,0.8,0.8,0.75&layers_visibility=false,false,false,false,false,true&layers_timestamp=18641231,,,,,&E=2820039.48&N=1189030.09&zoom=6.190910660043231. Abgerufen am 16.04.2024

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 102, 8245–8250.

Verheyen, K., Bažány, M., Chečko, E., Chudomelová, M., Closset-Kopp, D., Czortek, P., Decocq, G., De Frenne, P., De Keersmaeker, L., Garcia, C.E., (...) & Baeten, L. (2018). Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *Journal of Vegetation Science*, 29, 812–823.

Vitasse, Y., Ursenbacher, S., Klein, G., Bohnenstengel, T., Chittaro, Y., Delestrade, A., Monnerat, C., Rebetez, M., Rixen, C., Strebel, N., (...) & Lenoir, J. (2021). Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps. *Biological Reviews*, 96, 1816–1835.

Vittoz, P., Bayfield, N., Brooker, R., Elston, D. A., Duff, E. I., Theurillat, J.-P. & Guisan, A. (2010). Reproducibility of species lists, visual cover estimates and frequency methods for recording high-mountain vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 21, 1035–1047.

Vittoz, P. & Guisan, A. (2007). How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? – A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science*, 18, 413–422.

Vymazalová, M., Axmanová, I. & Tichý, L. (2012). Effect of intra-seasonal variability on vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 23, 978–984.

Walter T., Eggenberg S., Gonseth Y., Fivaz F., Hedinger C., Hofer G., Klieber-Kühne A., Richner N., Schneider K., Szerencsits E. & Wolf S. (2013). Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft. Bereich Ziel- und Leitarten, Lebensräume (OPAL). ART-Schriftenreihe 18.

Weber, D., Hintermann, U. & Zangger, A. (2004). Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 97–104.

Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J. & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23, 796–802.

Wohlgemuth, T., Del Fabbro, C., Keel, A., Kessler, M. & Nobis, M. (Hg.) (2020). Die Flora des Kantons Zürich. Bern: Haupt. 1127.

World Resources Institute (Hg.) (2005). Ecosystem and human well-being: biodiversity synthesis – A report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC: Island Press, 86.

Anhang

Verzeichnis Anhang

Anhang 1: Zusammenfassung der Arten nach der tiefsten gemeinsamen systematischen Ebene	IV
Anhang 2: Umgerechnete Deckungscodes in Prozent	V
Anhang 3: Abiotische Parameter der 39 Vegetationsaufnahmen von Nastasja Metz 2023	VI
Anhang 4: 39 Vegetationsaufnahmen von Nastasja Metz 2023	VII
Anhang 5: 56 Vegetationsaufnahmen (Gruppe 2023)	X
Anhang 6: 56 Vegetationsaufnahmen (Gruppe 2003)	XIII
Anhang 7: 56 Vegetationsaufnahmen (Gruppe 1985)	XVI
Anhang 8: Fotodokumentation der 39 Plots.....	XIX

Anhang 1: Zusammenfassung der Arten nach der tiefsten gemeinsamen systematischen Ebene

Arten	Zusammengefasst als
<i>Alchemilla</i> sp.	<i>Alchemilla vulgaris</i> aggr. s.l.
<i>Allium</i> sp., <i>A. carinatum</i> , <i>A. lusitanicum</i>	<i>Allium</i> sp.
<i>Aquilegia</i> spec., <i>A. vulgaris</i> , <i>A. atrata</i>	<i>Aquilegia vulgaris</i> aggr.
<i>Arabis</i> sp., <i>A. ciliata</i> , <i>A. hirsuta</i>	<i>Arabis</i> sp.
<i>Arenaria serpyllifolia</i> , <i>A. leptoclados</i>	<i>Arenaria serpyllifolia</i> aggr.
<i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>B. rupestre</i>	<i>Brachypodium pinnatum</i> aggr.
<i>Cerastium fontanum</i> , <i>C. fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>	<i>Cerastium fontanum</i>
<i>Festuca nigrescens</i> , <i>F. rubra</i>	<i>Festuca rubra</i> aggr.
<i>Festuca rupicola</i> , <i>F. ovina</i> aggr., <i>F. valesiaca</i> aggr.	<i>Festuca ovina</i> aggr. s.l.
<i>Galium anisophyllum</i> , <i>G. pumilum</i> , <i>G. pusillum</i>	<i>Galium pumilum</i> aggr.
<i>Helianthemum nummularium</i> , <i>H. nummularium</i> subsp. <i>grandiflorum</i> , <i>H. nummularium</i> subsp. <i>obscurum</i>	<i>Helianthemum nummularium</i>
<i>Helictotrichon pubescens</i> , <i>H. pubescens</i> subsp. <i>pubescens</i> , <i>H. pubescens</i> subsp. <i>laevigatum</i>	<i>Helictotrichon pubescens</i>
<i>Onobrychis montana</i> , <i>O. viciifolia</i>	<i>Onobrychis viciifolia</i> aggr.
<i>Ononis spinosa</i> , <i>O. repens</i>	<i>Ononis spinosa</i> aggr.
<i>Picris hieracioides</i> , <i>P. hieracioides</i> subsp. <i>umbellata</i>	<i>Picris hieracioides</i>
<i>Pimpinella nigra</i> , <i>P. saxifraga</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i> aggr.
<i>Poa annua</i> , <i>P. supina</i>	<i>Poa annua</i> aggr.
<i>Poa pratensis</i> , <i>P. angustifolia</i>	<i>Poa pratensis</i> aggr.
<i>Potentilla verna</i> , <i>P. pusilla</i> , <i>P. neumanniana</i>	<i>Potentilla verna</i> aggr.
<i>Ranunculus acris</i> , <i>R. acris</i> subsp. <i>acris</i>	<i>Ranunculus acris</i>
<i>Ranunculus montanus</i> , <i>Ranunculus montanus</i> aggr.	<i>Ranunculus montanus</i> aggr.
<i>Rosa canina</i> , <i>R. spinosissima</i>	<i>Rosa</i> spec.
<i>Rumex acetosa</i> , <i>R. alpestris</i>	<i>Rumex acetosa</i> aggr.
<i>Scabiosa columbaria</i> , <i>Scabiosa columbaria</i> aggr.	<i>Scabiosa columbaria</i> aggr.
<i>Thesium alpinum</i> , <i>T. pyrenaicum</i>	<i>Thesium</i> sp.
<i>Tragopogon pratensis</i> , <i>T. pratensis</i> subsp. <i>orientalis</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>

Anhang 2: Umgerechnete Deckungscodes in Prozent. Übersetzung der Dietl Skala (1995) in Prozentangaben durch die Berechnung des geometrischen Mittels

Dietl Skala	Deckung %	Klassenmittelwert %
+	0,1	0,1
1	< 1	0,5
2	1-2	1,4
3	2-5	3,2
4	5-9	6,7
5	9-15	11,6
6	15-25	19,4
7	25-40	31,6
8	40-60	49,0
9	>60	77,5

Anhang 3: Abiotische Parameter der 39 Vegetationsaufnahmen von Nastasja Metz 2023

Plot_Nr	SM009	SM010	SM012	SM016	SM018	SM041	SM047	SM048	SM049	SM058	SM072	SM076	SM078	SM079	SM081	SM085	SM108
Datum	06.06.2023	06.06.2023	28.06.2023	06.06.2023	06.06.2023	28.06.2023	11.07.2023	28.06.2023	31.05.2023	29.06.2023	12.07.2023	07.06.2023	20.06.2023	20.06.2023	20.06.2023	29.06.2023	30.06.2023
x Koordinate	2821337.56	2821352.17	2821370.15	2821911.65	2821269.98	2823034.38	2821620.72	2821764.31	2821269.98	2820574.58	2821092.98	2820248.08	2819515.96	2819576.99	2819467.14	2819895.61	2820174.11
y Koordinate	1189488.76	1189546.82	1188615.49	1189137.63	1189529.15	1190947.26	1189699.76	1188789.16	1189529.15	1189447.5	1189819.1	1189262.58	1189314.75	1189410.06	1189136.45	1189346.12	1188404.86
Höhe [m ü. M.]	1484.7	1489.7	1271.2	1329.2	1437.6	1472.5	1502.3	1255.7	1437.6	1543.7	1597.3	1562.9	1721.6	1741.1	1674.5	1667.7	1329.4
Fläche [m²]	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Exposition [°]	170	160	150	141	82	350	170	150	150		130	150	163	170	180	160	130
Neigung [%]	5	15	5	35	11	20	8	42	13	0	21	14	8	5	18	17	15
Gesamtdeckung [%]	85	97	80	55	90	90	85	75	98	70	95	95	95	98	95	90	75
Deckung Kräuter [%]	70	85	70	50	75	75	65	40	80	65	75	80	80	80	70	75	45
Deckung Gräser[%]	75	85	70	45	65	65	65	60	75	60	75	80	55	65	60	70	65
Höhe Krautschicht [cm]	135	140	78	57	120	115	45	25		25	117	130	127	97	98	95	112
Bodendurchlässigkeit [cm]	22.2	20.6	22.8	14.5	26	11.4	12.4	18.8	17.6	19	20.6	25.6	18.4	25.8	18.8	16.6	20.6

Plot_Nr	SM109	SM110	SM113	SM116	SM118	SM121	SM125	SM127	SM134	SM138	SM140	SM141	SM142	SM145	SM148	SM149	SM151
Datum	30.06.2023	01.06.2023	09.06.2023	31.05.2023	06.06.2023	12.07.2023	01.06.2023	31.05.2023	06.06.2023	30.06.2023	02.06.2023	08.06.2023	20.06.2023	29.06.2023	29.06.2023	22.06.2023	22.06.2023
x Koordinate	2820417.12	2821269.98	2821196.95	2821269.98	2822086.1	2821163.58	2822081	2821269.98	2822038.08	2820360.91	2821269.98	2821711.94	2820076.37	2819785.37	2819477.52	2819636.54	2819616.76
y Koordinate	1188753.84	1189529.15	1188173.56	1189529.15	1189855.22	1189551.38	1189744	1189529.15	1189892.2	1189035.63	1189529.15	1188604.63	1189013.1	1189197.82	1189356.54	1188991	1188919.45
Höhe [m ü. M.]	1405.9	1437.6	1177.9	1437.6	1474.7	1512.5	1470	1437.6	1487.7	1476.7	1437.6	1228.5	1533.6	1645.8	1738.1	1615.1	1602.2
Fläche [m²]	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Exposition [°]	170	110	130	130	170	133	30	150	170	130	113	145	140	130	150	230	171
Neigung [%]	19	20	1	21	13	11	2	18	10	20	12	2	13	20	16	17	6
Gesamtdeckung [%]	70	55	98	93	95	90	95	90	85	90	90	90	90	95	98	85	95
Deckung Kräuter [%]	45	25	80	80	55	70	75	75	75	75	75	70	75	75	80	70	80
Deckung Gräser[%]	60	45	65	70	75	75	70	65	65	75	70	65	70	70	65	70	85
Höhe Krautschicht [cm]	68	82		129	155	58	140	135	122	150	97	122	110	128		80	165
Bodendurchlässigkeit [cm]	21	22.2	34.4	20	17.8	26.2	19.8	13	15.8	22.6	21	20	15.4	17.6	19.4	18.4	15

Plot_Nr	SM152	SM165	SM166	SM169	SM173
Datum	22.06.2023	07.06.2023	19.06.2023	27.07.2023	30.06.2023
x Koordinate	2819524.05	2819548.72	2821219.62	2821269.98	2820337.31
y Koordinate	1188896.58	1189525.11	1189767.23	1189529.15	1188739.96
Höhe [m ü. M.]	1613.7	1754.5	1566.7	1437.6	1411.7
Fläche [m²]	25	25	25	25	25
Exposition [°]	160	110	172	123	170
Neigung [%]	15	15	18	19	6
Gesamtdeckung [%]	85	90	95	55	65
Deckung Kräuter [%]	80	80	75	30	45
Deckung Gräser[%]	70	70	80	30	60
Höhe Krautschicht [cm]	112	108	167	57	100
Bodendurchlässigkeit [cm]	21.6	25.4	17	30.2	12.6

39 Plots Nastasja 2023 Plot Nr.	SM009	SM010	SM012	SM016	SM018	SM041	SM047	SM048	SM049	SM058	SM072	SM076	SM078	SM079	SM081	SM085	SM108	SM109	SM110	SM113	SM116	SM118	SM121	SM125	SM127	SM134	SM138	SM140	SM141	SM142	SM145	SM148	SM149	SM151	SM152	SM165	SM166	SM169	SM173			
Ranunculus	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Ranunculus acris L.	-	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-			
Ranunculus bulbosus L.	1	4	-	1	-	-	-	-	4	-	0.3	0.5	1	-	3	0.4	-	-	-	-	10	0.8	0.4	0.3	12	0.3	1	1	3	-	0.4	0.2	2	6	0.5	-	6	0.5	0.2	-		
Ranunculus montanus Willd.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-		
Ranunculus repens L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Rhinanthus alectorolophus (Scop.) Pollich	-	-	-	-	15	15	-	-	35	-	3	20	2	55	2	15	-	-	-	-	20	-	-	0.01	-	7	8	2	-	40	40	40	35	-	20	1	40	0.01	-	-		
Rhinanthus glacialis Personnat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	
Rosa canina L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Rosa spinosissima L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	
Rumex acetosa L.	1	2	1	-	12	2	-	-	-	20	-	0.5	-	2	0.2	0.2	-	-	-	20	0.1	0.3	-	-	-	-	0.4	0.01	-	5	0.2	-	-	6	0.2	3	0.5	0.001	-	-		
Rumex alpestris Jacq.	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Salvia pratensis L.	2	5	1	8	4	-	0.5	20	20	-	2	0.5	5	-	20	10	5	23	7	-	20	0.2	5	-	25	3	18	5	6	5	-	5	10	5	10	-	2	15	1	-		
Sanguisorba minor Scop.	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	0.5	0.002	-	-	-	-	2	0.4	0.2	-	0.003	-	0.01	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	0.3	-	
Scabiosa columbaria L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Securigera varia (L.) Lassen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Seseli libanotis (L.) W. D. J. Koch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	
Silene dioica (L.) Clairv.	-	0.01	-	-	0.2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	0.3	-	-	-	-		
Silene nutans L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.002	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Silene vulgaris (Moench) Garcke	2	0.3	0.5	1	-	-	0.2	-	3	-	1	0.002	0.5	-	1	2	-	-	-	0.2	5	0.3	0.6	-	2	0.5	0.7	1	1	5	1	0.5	1	3	5	-	0.5	0.01	-	-		
Stachys recta L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
Taraxacum officinale aggr.	2	7	5	5	5	7	15	-	3	10	5	2	5	3	15	15	-	0.5	-	5	0.5	6	15	20	5	5	-	2	8	1	1	1	15	7	5	20	0.5	0.3	0.4	-		
Teucrium montanum L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	
Thalictrum aquilegifolium L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thalictrum minus L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.5	25	-	-	4	-	0.7	1.5	-	0.01	-	-	-	-	-	-	15	0.01	10	2	-	2	-	-	0.5	-	0.2	5	-	-	
Thesium pyrenaicum Pourr.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	-	-	-	0.1	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Thymus pulegioides L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.7	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thymus serpyllum aggr.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-	-	0.2	-	0.3	-	
Tragopogon pratensis L.	0.5	0.3	-	-	0.1	-	4	-	1	-	-	0.1	1	1	0.5	1	-	-	-	-	0.03	-	0.1	-	0.03	0.2	0.5	0.2	-	0.5	1	3	1	-	0.3	0.2	0.1	0.1	-	-		
Trifolium montanum L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	-	0.1	4	1	0.8	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	1	1	-	1	-	0.2	0.5	10	-	
Trifolium pratense L.	8	10	2	0.5	10	10	3	1	3	20	5	1	15	20	10	2	1	-	-	30	15	-	15	20	0.5	7	5	10	0.3	5	2	3	10	10	2	0.8	0.5	0.5	0.4	-	-	
Trifolium repens L.	3	35	5	9	-	7	10	-	2	3	-	15	2	1	5	-	-	-	-	20	3	2	10	20	7	0.5	-	5	-	4	-	-	1	4	0.5	3	0.2	10	-	-		
Trisetum flavescens (L.) P. Beauv.	2	0.5	-	1	35	10	4	-	20	-	-	-	1	20	25	1	-	-	-	-	20	5	5	15	12	2	2	10	5	25	10	5	5	40	10	5	5	-	-	-		
Trollius europaeus L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-		
Veronica arvensis L.	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.001	-	-	0.01	-	-	-	-	-	0.5	-	-	-	0.2	-	-	-	0.05	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.001	-	-
Veronica austriaca L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Veronica chamaedrys L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	0.002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	-	-	-	-	
Veronica teucrium L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	
Vicia cracca L.	5	-	0.1	0.3	1	1	1	0.001	0.1	-	-	-	-	0.5	-	-	-	0.1	0.1	0.5	-	-	-	0.3	6	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	
Vicia sepium L.	1	-	0.3	-	5	0.5	1	-	-	0.1	-	-	-	0.5	-	-	-	-	-	1	0.01	4	0.5	10	0.3	7	-	0.5	1	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	-	-	
Vincetoxicum hirundinaria Medik.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	0.01	-	-	-	-	-	0.2	-
Viola arvensis Murray	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Viola hirta L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Viola tricolor L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	0.001	-	-	-	-	-	0.05	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	0.01	0.6	0.2	0.2	0.02	0.01	0.001	0.2	-	-	-	-

Anhang 8: Fotodokumentation der 39 Plots, aufgenommen von Nastasja Metz 2023, sortiert nach Plotnummer mit Angabe des Datums der Vegetationsaufnahme. Von Plot SM125 ist kein Foto vorhanden.



SM009, 06.06.2023



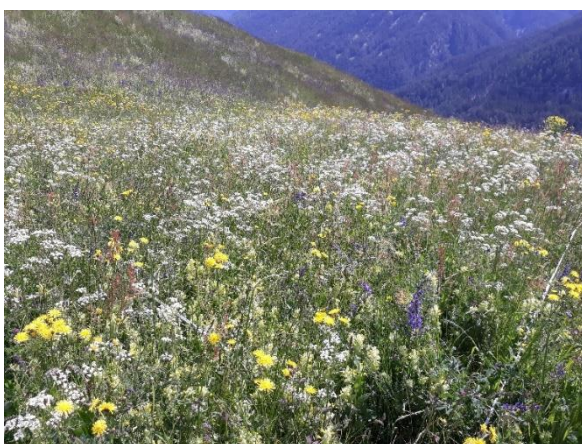
SM010, 06.06.2023



SM012, 28.06.2023



SM016, 06.06.2023



SM018, 02.06.2023



SM041, 28.06.2023



SM047, 11.07.2023



SM048, 28.06.2023



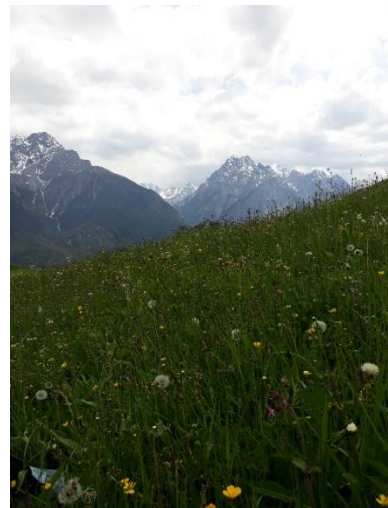
SM049, 31.05.2023



SM058, 29.06.2023



SM072, 12.07.2023



SM076, 07.06.2023



SM078, 12.07.2023



SM079, 20.06.2023



SM081, 20.06.2023



SM085, 29.06.2023



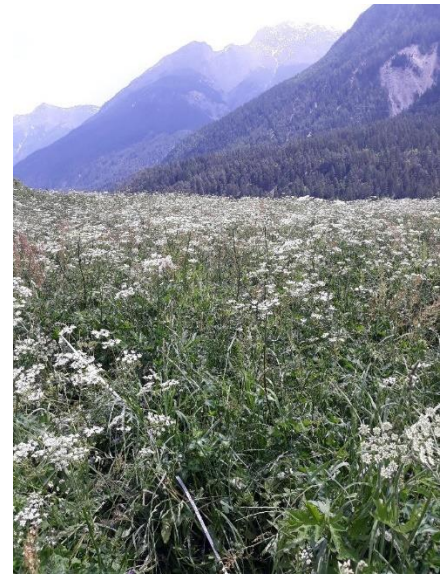
SM108, 11.07.2023



SM109, 30.06.2023



SM110, 01.06.2023



SM113, 09.06.2023



SM116, 31.05.2023



SM118, 06.06.2023



SM121, 12.07.2023



SM127, 31.05.2023



SM134, 06.06.2023



SM138, 30.06.2023



SM140, 02.06.2023



SM141, 08.06.2023



SM142, 20.06.2023



SM145, 29.06.2023



SM148, 29.06.2023



SM149, 22.06.2023



SM151, 22.06.2023



SM152, 22.06.2023



SM165, 07.06.2023



SM166, 19.06.2023



SM169, 01.06.2023



SM173, 30.06.2023

Erklärung

Hiermit versichere ich, Nastasja Metz, die vorliegende Abschlussarbeit selbstständig erstellt und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet zu haben. Alle Angaben von Dritten (wörtlich oder sinngemäß) sind ordnungsgemäß belegt. Die Arbeit wurde in dieser oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfstelle vorgelegt.

Datum, Unterschrift