

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

Auswirkungen der Beregnung auf die Trockenvegetation in der Gemeinde Bettmeralp (VS)



Bachelorarbeit

von

Meret Schindler

Bachelorstudiengang Umweltingenieurwesen

Abgabedatum: 20. Januar 2022

Fachkorrektoren:

Prof. Dr. Dengler, Jürgen

Dr. Hepenstrick, Daniel

Forschungsgruppe Vegetationsökologie der ZHAW

Schloss, 8820 Wädenswil

Kurzfassung

Halbtrockenrasen gehören zu den artenreichsten anthropogenen Lebensräumen der Gefässpflanzen in der Paläarktis. Jedoch ist in den inneralpinen Trockentälern des Wallis die Bewässerung der Halbtrockenrasen oft eine Grundvoraussetzung für die Ertragssicherung. Da bisher nur wenige Studien die langfristigen Auswirkungen der Beregnung mittels Sprinkler untersuchten, wurden Wiederholungsaufnahmen auf 12 Untersuchungsflächen in der Gemeinde Bettmeralp durchgeführt. Zusätzlich wurden weitere Flächenpaare (bewässert/unbewässert) im Gemeindegebiet aufgenommen. Das Ziel war die Biodiversitätsindizes, ökologischen Zeigerwerte, Arten der Roten Liste und die Lebensräume der Untersuchungsflächen zu quantifizieren sowie diese mit einem gepaarten t -Test und einer Co-Varianzanalyse statistisch auszuwerten. Die Dauerflächen veränderten sich geringfügig von 1988 bis 2021. Zwei Flächen entwickelten sich in nährstoffreiche Bestände und die Humuszahl nahm signifikant zu. Die unbewässerten und bewässerten Flächen unterschieden sich signifikant bei der Artenzahl und 10 gewichteten Zeigerwerten, wobei die Hangneigung bei vier Zeigerwerte einen signifikanten Einfluss hatte. Diese Ergebnisse zeigen, welche Auswirkungen die Bewässerung und teilweise die Düngung auf die Trockenvegetation hat. Die geringen Veränderungen auf den Dauerflächen deuten daraufhin, dass die Böden noch von der traditionellen Bewässerung, welche in den 60er Jahre aufgegeben wurde, geprägt waren.

Schlüsselwörter: Auswirkungen, Bewässerung mit Sprinkler, Biodiversität, Gefässpflanzen, ökologische Zeigerwerte, Trockenwiesen und -weiden, Vegetationsveränderungen, Wallis, Wiederholungsaufnahmen

Inhalt

Kurzfassung	2
1 Einleitung	4
2 Methode	7
2.1 Untersuchungsgebiet	7
2.2 Vegetationsökologische Datenerhebung	10
2.2.1 Vegetationsaufnahmen von 1988 bis 2006.....	10
2.2.2 Vegetationsaufnahmen im Jahr 2021	11
2.3 Statistische Methoden	13
3 Ergebnisse	15
3.1 Bewirtschaftung.....	15
3.2 Lebensräume der Dauerflächen	15
3.3 Gefährdete Arten auf den Dauerflächen	17
3.4 Vegetationsstruktur der Flächenpaare.....	17
3.5 Biodiversitätsindizes.....	18
3.6 Ökologische Zeigerwerte.....	18
4 Diskussion.....	20
4.1 Biodiversitätsindizes.....	20
4.2 Ökologische Zeigerwerte.....	21
4.3 Methode	23
4.4 Schlussfolgerungen.....	24
5 Danksagung	26
6 Literaturverzeichnis	27
Anhang.....	32
Elektronischer Anhang	40

1 Einleitung

Die Paläarktis ist zu einem grossen Teil von natürlichem, naturnahem oder anthropogen geschaffenen Grünland bedeckt (Dengler *et al.* 2020). In der Schweiz sind etwa 30% der Fläche von Grünland bedeckt, welches durch eine lange traditionelle Landnutzung geprägt wurde (Boch *et al.* 2020). Trockenwiesen und -weiden gehören dabei zu den artenreichsten anthropogenen Lebensräumen der Gefässpflanzen in der Paläarktis (Bornand *et al.* 2016; Biurrun *et al.* 2021). Rund 35% der Arten sind auf der Roten Liste zu finden (Bornand *et al.* 2016). Seit 1900 gingen in der Schweiz schätzungsweise 95% der Trockenwiesen und -weiden verloren (BAFU 2021). Sie sind durch die intensive Landnutzung, die Nutzungsaufgabe, sowie den Nährstoffeintrag durch Niederschlag bedroht (Bornand *et al.* 2016; Kosonen *et al.* 2019; Dengler *et al.* 2020).

In der Berglandwirtschaft ist die Bewirtschaftung der Grünflächen zentral für die Erbringung von Ökosystemleistungen und der Erhaltung der Biodiversität (Lavorel *et al.* 2017). In den inneralpinen Trockentälern ist die Bewässerung oft eine Grundvoraussetzung für die Ertragssicherung und die Verbesserung des Futterwertes (Dipner-Gerber *et al.* 2010). Im Wallis werden deshalb rund 60% aller landwirtschaftlichen Nutzflächen (Grünland, Obst- und Rebbau) bewässert, davon sind rund 64% Grünland (Zurwerra 2010). Die Grünflächen im Wallis wurden ursprünglich mittels Wasserverteilungsgräben aus Suonen (frz. «bisses») beirieselt (traditionelle oder Rieselbewässerung). Suonen führen das Wasser in offenen Rinnen zu den Wiesen. Diese werden in einem regional vereinbarten Turnus mit einer bestimmten Wassermenge und Wasserstunden gestaut (z.B. im Aletschgebiet alle 14 Tage) und überrieseln so die Grünflächen (Volkart 2008). Die ältesten urkundlichen Nachweise von Suonen im Wallis gehen in das 12. Jahrhundert zurück (Zurwerra 2010). Besonders während dem hohen Bevölkerungswachstum und dem wärmeren Klima im 13., 14. und 20. Jahrhundert wurden Suonen angelegt (Zurwerra 2010). Ab 1980 wurde die traditionelle Bewässerung des Grünlandes durch Beregnungsanlagen ersetzt (Zurwerra 2010). Die Beregnung mittels Sprinkler erreicht Radien zwischen 30 und 50 Meter (Volkart 2008). Durch die moderne Bewässerungstechnik kann etwa 60% Wasser eingespart werden und es wird homogener verteilt (Crook & Jones 1999; Zurwerra 2010). Die Bewässerungsfrequenz und -intensität unterscheiden sich jedoch nicht zwischen traditioneller und moderner Bewässerungstechnik (Volkart 2008; Zurwerra 2010; Riedener *et al.* 2013).

Der Bewässerungsbedarf und die dazugehörige Infrastruktur wird künftig stark von der Entwicklung des Klimas beeinflusst. Beispielsweise war 2018 der drittwärmste Sommer nach 2003 und 2015 seit Messbeginn 1864 (BAFU 2019). Von April bis September 2018 fiel zudem landesweit 31% weniger Niederschlag als üblich (BAFU 2019). Generell zeigen die Klimaszenarien in den Alpen bis Mitte dieses Jahrhunderts eine Abnahme der Niederschlagsmenge im Sommer und eine Zunahme im Winter sowie eine weitere Zunahme der Jahresmitteltemperatur um 0.7 bis 2.1 °C mit und 2.1 bis 3.9 °C ohne Klimaschutz (MeteoSchweiz 2018). Der Bewässerungsbedarf in den inneralpinen Trockentälern kann deshalb künftig steigen.

In verschiedenen Studien wurden die Auswirkungen der traditionellen und modernen Bewässerung auf die Trockenvegetation analysiert. Es wurde im Wallis beobachtet, dass die Beregnung keinen Einfluss auf den Shannon-Index (Lessard-Therrien *et al.* 2017), die phylogenetische Diversität (Lessard-Therrien *et al.* 2017) und den Artenreichtum auf 8 m² hatte (Andrey *et al.* 2016; Lessard-Therrien *et al.* 2017; Boch *et al.* 2021). Auch auf Grünland weltweit hatte die Beregnung keinen Einfluss auf den Artenreichtum (DeMalach *et al.* 2017). Andrey *et al.* (2014) fand im hingegen auf montanen bis subalpinen Bergwiesen im Wallis signifikant mehr Arten und eine grössere Vegetationsstruktur auf modern beregneten Flächen als auf unbewässerten (8 m²). Der Artenreichtum der Trockenvegetation blieb auch bei berieselten Flächen im Wallis (Riedener *et al.* 2013 (25 m²), 2015 (41 m²)) und in Deutschland (Müller *et al.* 2016a, b; je 9 m²) unverändert. Traditionell bewässertes Grünland in Deutschland zeigte jedoch einen positiven Einfluss auf den Simpson-Diversitätsindex, die Evenness und die Betadiversität auf 9 m² (Müller *et al.* 2016b).

Die Artenzusammensetzung auf berieselten und beregneten Flächen im Wallis veränderte sich nicht signifikant auf 25 m² (Riedener *et al.* 2013). Zudem blieb die Anzahl Spezialisten ähnlich (traditionelle und moderne Bewässerung), die Anzahl Generalisten nahm durch die moderne Beregnung jedoch zu (Riedener *et al.* 2015). Müller *et al.* (2016a) beobachtete auf beriekeltem Grünland in Deutschland eine signifikante Zunahme von Arten mit Rosetten und Halbrosetten. Arten ohne Rosetten wurden dabei nicht beeinflusst. Die Deckung der Gräser nahm signifikant ab auf berieselten Untersuchungsflächen in Deutschland (Müller *et al.* 2016a) und beregneten im Wallis (Andrey *et al.* 2014). Hingegen war die Deckung der Fabaceae signifikant höher in traditionell bewässertem Grünland in Deutschland (Müller *et al.* 2016a) und modern bewässerten im Wallis (Andrey *et al.* 2014; Lessard-Therrien *et al.* 2017). Innerhalb der funktionalen Gruppen zeigten die Arten unterschiedliche Reaktionen, wobei einzig Fabaceae signifikant begünstigt wurden durch die traditionelle Bewässerung in Deutschland (Müller *et al.* 2016a). Boch *et al.* (2021) beobachtete im Wallis eine signifikante Zunahme der nitrophilen Gräser und Kräuter wie *Arrhenatherum elatius* und *Heracleum sphondylium* durch eine hohe Intensität der Beregnung oder Düngung. Die Deckung von Arten, welche nährstoffarme Bedingungen (z.B. *Briza media*) bevorzugen, nahm ab (Boch *et al.* 2021). *Onobrychis viciifolia* nahm dabei mit zunehmender Beregnung signifikant ab. Der Ertrag im Wallis steigert sich jedoch nicht durch die Beregnung (Boch *et al.* 2021). Auf Grünland weltweit stellte DeMalach *et al.* (2017) einen positiven Einfluss der Bewässerung auf die Biomasse der Kräuter fest.

Ergebnisse deuten dennoch auf eine sinkende Lebensraumqualität von Walliser Trockenwiesen und -weiden im Zeitraum von einem Jahrzehnt, vor allem in höheren Lagen (Boch *et al.* 2019b). Die langfristigen Auswirkungen der Bewässerung auf die Trockenvegetation untersuchten jedoch nur wenige Studien (Müller *et al.* 2016b; Boch *et al.* 2021). Um Umwelt- und Vegetationsveränderungen über die Zeit zu erkennen, benötigt es deshalb Langzeitmonitorings wie in Martisberg, Gemeinde Bettmeralp (Boch *et al.* 2019b). In Martisberg wurden von 1988 bis 1996 und 2006 auf 12 Dauerflächen untersucht, wie sich die Wiederaufnahme der Beregnung auf den Pflanzenbestand auswirkt. Die Berieselung wurde aufgrund des hohen Aufwandes in den 60er Jahren eingestellt (Volkart & Godat 2007). Zwischen 1988 und

1989 installierte die Gemeinde im Rahmen einer Gesamtmelioration Beregnungsanlagen (Jeangros & Bertola 2001). Jeangros & Bertola (2001) beobachtete von 1988 bis 1996, dass sich die Artenzusammensetzung der Untersuchungsflächen nicht wesentlich veränderte. Bei den Fettwiesen und -weiden nahm die Artenzahl auf 25 m² leicht ab und der Futterwert nahm zu. Die Vegetation der unbewässerten Flächen blieb gleich. Grünland mit einer mittleren botanischen Zusammensetzung entwickelten sich in nährstoffreichere Bestände mit einem erhöhten Futterwert. Volkart & Godat (2007) stellte 2006 fest, dass sich auf einer Fläche von 25 m² die Artenzahl von 37 bis 56 (1988) auf 23 bis 45 Arten (2006) verringerte. Der Shannon-Index wies keine Unterschiede auf. Regelmässig bewässerte Flächen verwandelten sich in nährstoffreichere Lebensräume, wobei charakteristische Trockenwiesenarten abnahmen und seltene Arten verschwanden. Die Trockenvegetation, welche ein- bis dreimal bewässert und einmal pro Jahr gedüngt wurde, konnte erhalten werden. Dennoch wurde eine signifikante Veränderung der Zusammensetzung festgestellt.

Um die langfristige Entwicklung in Martisberg einschätzen zu können, werden Wiederholungsaufnahmen der 12 Untersuchungsflächen gemacht. Die Vegetation und deren Nutzung werden auf Flächen von 10 m² und 25 m² nach derselben Methode wie die historischen Vegetationsaufnahmen erhoben und mit den Erstaufnahmen verglichen. Für eine breitere Basis werden bei den bewässerten Dauerflächen je eine unbewässerte Fläche (10 m²) in der Nähe erhoben. Zusätzlich werden in Betten Egga (Gemeinde Bettmeralp) weitere Flächenpaare (bewässert/unbewässert) von je 10 m² aufgenommen. Das Ziel ist einerseits mögliche Veränderungen der Diversität und der Zusammensetzung der Gefässpflanzen mittels Biodiversitätsindizes, mittlerer Zeigerwerte, Arten der Roten Liste und Lebensräume auf den Dauerflächen von 1988 bis 2021 zu quantifizieren. Andererseits sollen Unterschiede zwischen bewässerten und unbewässerten Flächen in Bezug auf die Biodiversitätsindizes und mittleren Zeigerwerte analysiert werden.

2 Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsflächen befinden sich in den Oberwalliser Ortschaften Betten Egga und Martisberg der Gemeinde Bettmeralp. Vier Flächen liegen in der Gemeinde Grenchiols (Abbildung 1). Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen 1240 und knapp 1660 m.ü.M. in der hochmontanen Höhenstufe der kontinentalen Hochalpen (Frehner *et al.* 2005).

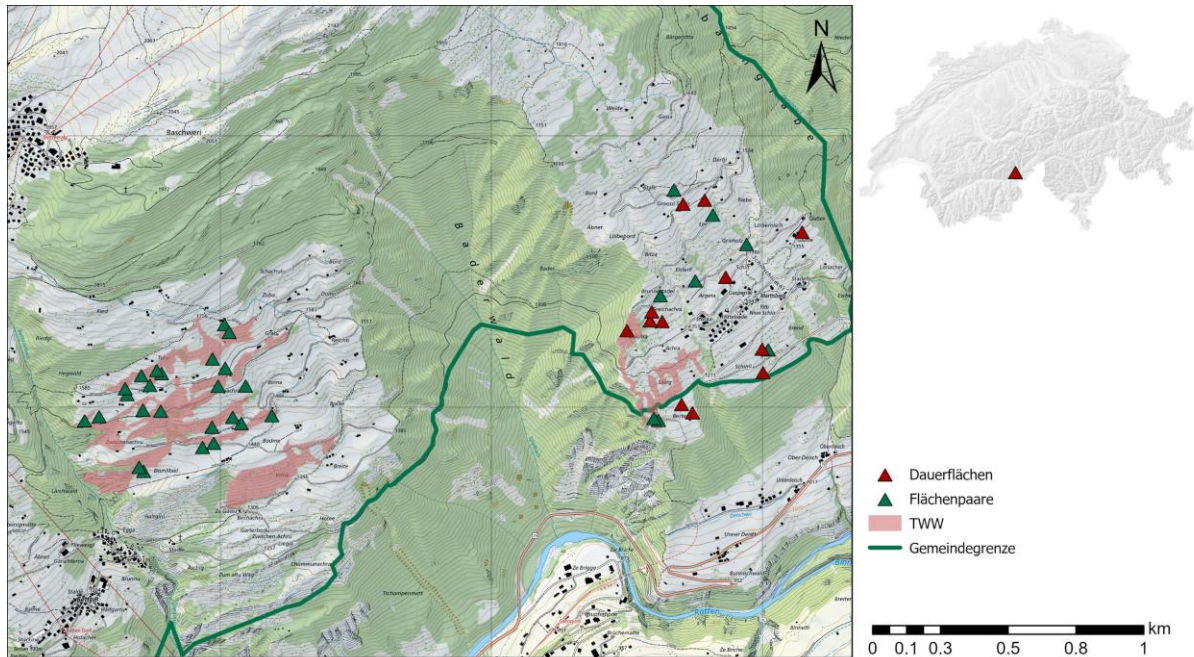


Abbildung 1: Übersicht der Gemeinde Bettmeralp und die Untersuchungsflächen in Betten Egga (li) und Martisberg (re) sowie Grenchiols. Der Baderwald und der Spielbach trennen Betten Egga und Martisberg. Oben links liegt die Bettmeralp und unten links Betten Dorf. (swisstopo 2021)

Das Untersuchungsgebiet liegt gemäss der geologischen Karte (swisstopo 2021) auf varizischem und prävarizischem Grundgebirge des Aar-Massiv. Es besteht aus Augengneis mit porphyrischer Kalifeldspat-Biotitgneis und hellem Serititgneis, welches im oberen Teil basische Schollen aufweist (swisstopo 2021). Es hat zudem Grundmoränen der letzten Eiszeit (swisstopo 2021). Das Ganze ist eine Sackungsmasse (swisstopo 2021). Das Gestein wurde durch die Erosion abgetragen und überprägt. Nach Nievergelt (1985) sind die Böden verbraunte, sandreiche Phaeozeme sowie mullreiche, saure und sandreiche Braunerden.

Es herrscht ein kontinentales Klima, welches durch geringe Niederschläge, hohe tägliche und jahreszeitliche Temperaturgegensätze sowie intensive Sonneneinstrahlung gekennzeichnet ist (Baltisberger *et al.* 2013). Der durchschnittliche jährliche Niederschlag beträgt von 1991 bis 2020 in Fieschertal (1175 m.ü.M.) 1077 mm (MeteoSchweiz 2021). Die durchschnittliche Jahrestemperatur in Ulrichen (1345 m.ü.M., Goms) liegt bei 4.2 °C (MeteoSchweiz 2021) und entspricht der Temperatur in Martisberg (Abbildung 2) (meteoblue 2021).

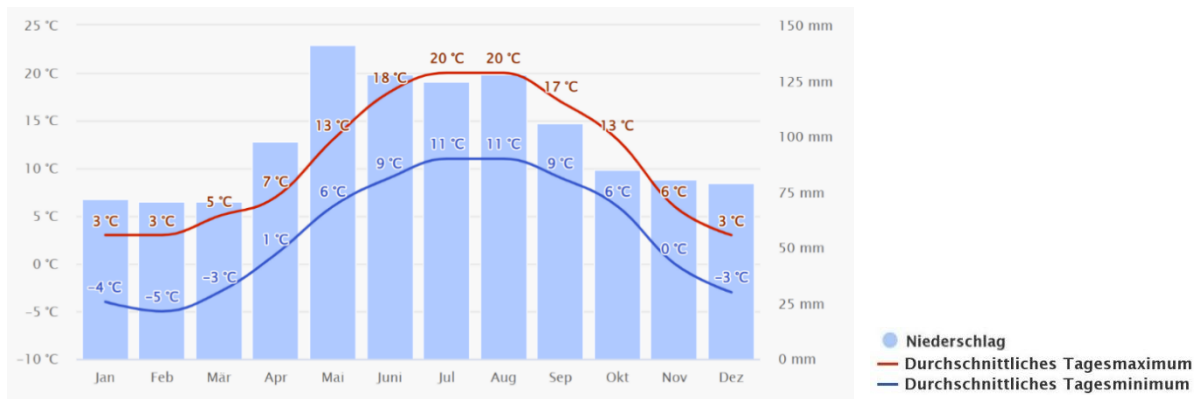


Abbildung 2: Das Klimadiagramm mit dem durchschnittlichen Tagesmaximum und Tagesminimum [°] sowie der monatlichen Niederschlagsmenge [mm] von Martisberg (meteoblue 2021).

Die Flächen in Betten Egga und Martisberg werden landwirtschaftlich als Wiesen und Weiden genutzt. Gebiete wie «Fuxachra» oder «Greichachra» in Martisberg zeigen, dass früher ein Teil ackerbaulich genutzt wurde. Bis in die 60er Jahre wurden die Flächen traditionell berieselt (Volkart & Godat 2007). Im Rahmen einer Gesamtmelioration wurden 1978 in Betten Egga und zwischen 1988 und 1989 in Martisberg flächendeckend Beregnungsanlagen installiert (Abbildung 3). Die Parzellen, in welchen die Dauerflächen liegen, werden seit dem Herbst 1988 oder Mai 1989 bewässert (Anhang 1). Das Wasser stammt aus dem Märjelen-Stausee (nordöstlich der Bettmeralp), welches durch den im 19. Jahrhundert erbauten Tälligrat-Stollen geführt wird und die Aletschregion versorgt (Kästli 2006). In Betten Egga und Martisberg liegen zwei Bundesinventare der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (TWW). Das TWW-Objekt Hegi (Nr. 7414) in Betten Egga umfasst 16.63 ha Grünland und das Objekt Ritti (Nr. 7424) in Martisberg 3.21 ha (BAFU 2021).

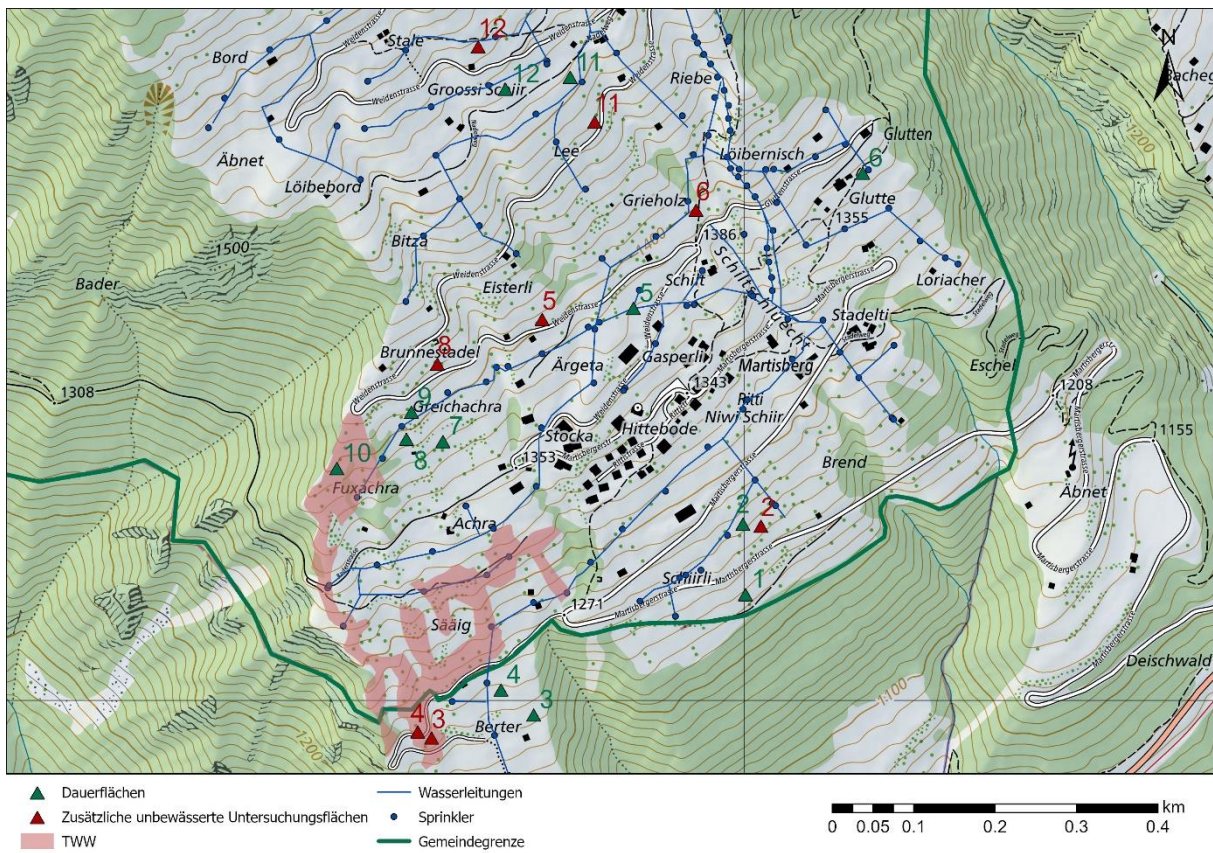
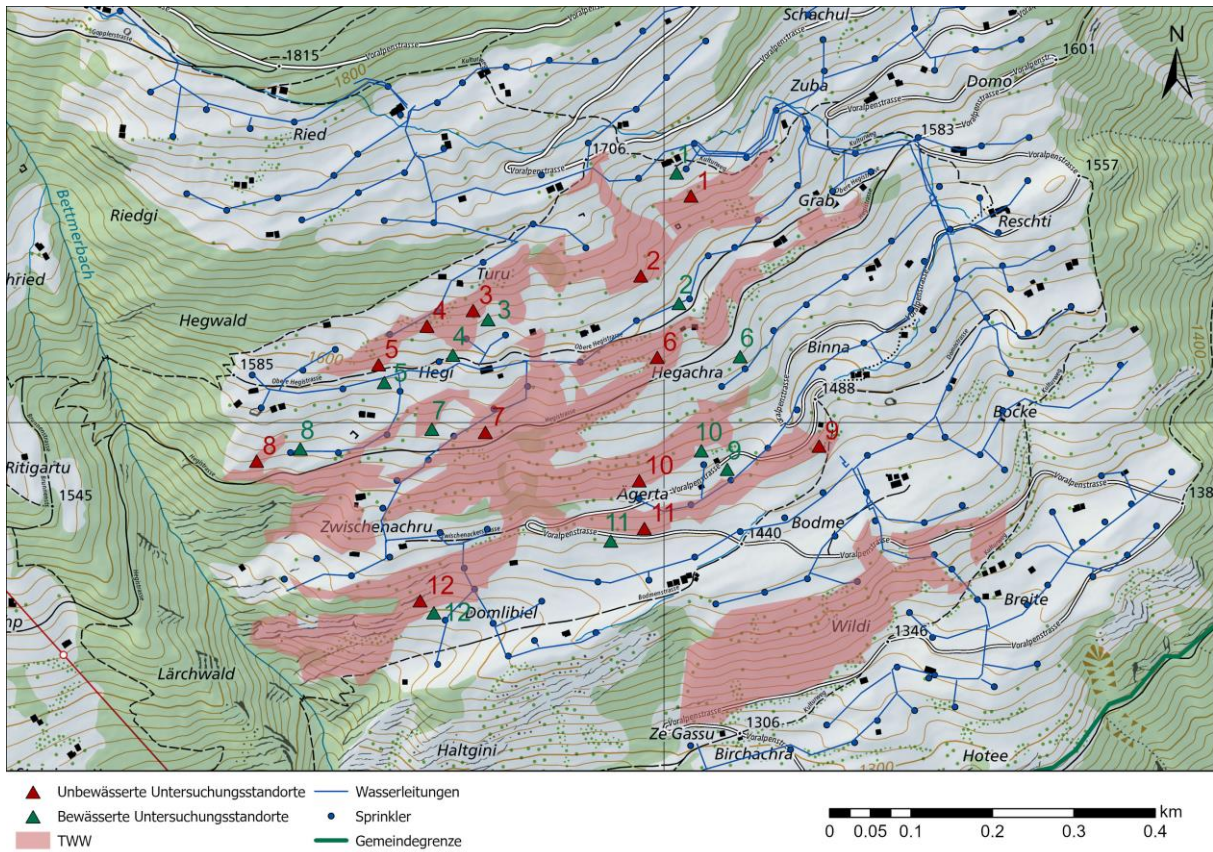


Abbildung 3: Oben die flächendeckende Beregnung (Imhof 1993) und die Untersuchungsflächen in Betten Egga. Die unbewässerten Untersuchungsflächen liegen teilweise im TWW-Objekt Hegi. Unten die Dauerflächen (grüne Dreiecke) und zusätzlichen Untersuchungsflächen (rote Dreiecke) sowie die flächendeckende Beregnung (Imhof 1987) in Martisberg und Grenchiols. Auf beiden Karten sind Abweichungen der Beregnungsanlagen möglich. (swisstopo 2021)

2.2 Vegetationsökologische Datenerhebung

2.2.1 Vegetationsaufnahmen von 1988 bis 2006

Seit über 30 Jahren werden in Martisberg Vegetationsaufnahmen durchgeführt (Tabelle 1). Im Mai 1988 wurden in Zusammenarbeit der Universität Bern, Agroscope Changins, der Natur- und Heimatschutzkommission des Kantons Wallis und dem Meliorationsamt Oberwallis 12 Dauerflächen von je 25 m² ausgewählt (Meier 1990). Die Untersuchungsflächen repräsentierten das Untersuchungsgebiet, waren homogen in Bezug auf Kleinrelief, Standortbedingungen und Vegetation. Zudem wurden die Flächen extensiv oder intensiv bewirtschaftet. Diese wurden anschliessend in allen Ecken mit Holzpflocken und Metallrohren markiert. 1989 wurden die Fläche Nr. 5, 6 und 11 verschoben (Meier 1990). Die Flächen Nr. 5 und 11 wurden durch Bau der Wasserleitungen zerstört bzw. tangiert und die Fläche Nr. 6 wurde durch Mauserdhaufen gestört. Im Jahr 2006 konnten drei der fünf analysierten Untersuchungsflächen (Frequenzanalyse nach Daget & Poissonet (1969)) anhand der Metallrohre und Holzpfähle lokalisiert werden (Anhang 2). Bei zwei Flächen wurden neue Metallrohre platziert.

Tabelle 1: Das Langzeitmonitoring in Martisberg im Überblick (ergänzt nach Volkart & Godat 2007)

Jahr	Analyse	Autorin / Autor
1985	Boden	Nievergelt (1985)
1988	Futterwert	Carlen (1988)
1988	Vegetation	Agroscope Changins*
1989	Vegetation, Boden, Bewirtschaftung	Agroscope Changins*
1990	Vegetation	Meier (1990)
1991 – 1995	Bewirtschaftung	Agroscope Changins*
1994	Vegetation	Agroscope Changins*
1995	Vegetation	Agroscope Changins*
1996	Vegetation, Boden, Bewirtschaftung	Agroscope Changins*
2006	Vegetation, Boden, Bewirtschaftung	Volkart & Godat (2007)
2020	Vegetation TWW-Objekt, Bewirtschaftung	Valeco GmbH, Visp

*Die Resultate wurden von Meier (1990) und Jeangros & Bertola (2001) verwendet.

Die Dauerflächen wurden unterschiedlich oft analysiert. Fünf Flächen wurden bei allen Vegetationsaufnahmen aufgenommen (Flächen Nr. 2, 3, 4, 7 und 9). Die Vegetation wurde jeweils nach Braun-Blanquet (1964) auf einer Fläche von 25 m² erhoben (Meier 1990). Zudem wurde eine Frequenzanalyse nach Daget & Poissonet (1969) durchgeführt. In der Vegetationstabelle von Volkart & Godat (2007) wurde die Deckung (%) im Verhältnis der Arten angegeben. Arten mit einem Deckungsgrad von 0.1% waren auf der Untersuchungsfläche vorhanden, wurden in der Frequenzanalyse jedoch nicht erfasst. Die anderen Arten wurden proportional angepasst und ergaben pro Fläche eine Deckung von 100%. In der Tabelle von

Volkart & Godat (2007) sind die Aufnahmen der Flächen Nr. 1 und 10 von 1988 und 1989 nicht enthalten. Diese wurden deshalb von Meier (1990) entnommen und sind nach Braun-Blanquet (1964) angegeben. Zudem wurden im Jahr 2006 bei fünf Untersuchungsflächen (Nr. 5, 6, 8 und 11) nur die vorhandenen Arten ohne Deckung notiert und keine Frequenzanalyse nach Daget & Poissonet (1969) durchgeführt. Bei den Bodenproben 1988, 1996 und 2006 wurde der organische Gehalt, der pH-Wert, Phosphat (P_2O_5), Kalium (K_2O) und Magnesium (Mg) gemessen (Volkart & Godat 2007). Zudem wurden 1984 von Nievergelt (1985) in der Nähe der Flächen Nr. 1, 3, 5 und 12 sowie 1988 von Hr. Neyroud bei den Flächen Nr. 2, 4, 6, 8, 9 und 11 Bodenprofile gegraben und aufgenommen (Meier 1990).

2.2.2 Vegetationsaufnahmen im Jahr 2021

Die Lage der Dauerflächen wurde mithilfe eines Magnetsuchgeräts, den Plänen und Koordinatenangaben nach Meier (1990) und Volkart & Godat (2007) möglichst genau ermittelt. Allerdings wurde nur ein Metallrohr und keine Holzpfähle gefunden. Zudem sind die Pläne unterschiedlicher Qualität. Beispielsweise wurde bei der Fläche Nr. 6 eine Distanz von einem Baum gemessen, welcher in der Zwischenzeit gefällt wurde. Deshalb konnten die Flächen unterschiedlich genau lokalisiert werden (Anhang 3). Unklar ist zudem, wie die Untersuchungsflächen ausgerichtet wurden. Im Juni 2021 wurde die Vegetation der Dauerflächen auf einem Quadrat von 10 m² und 25 m² erhoben (Abbildung 4). Der Grund ist die Standardgrösse von 10 m² auf Grünland, welche den Vergleich mit ähnlichen Studien ermöglicht (Dengler *et al.* 2016). Die kleinere Fläche von 10 m² wurde in die Fläche von 25 m² eingemittelt.

Bei den bewässerten Dauerflächen in Martisberg (Nr. 2 – 6, 8, 11 und 12) wurde als Ergänzung je eine unbewässerte Fläche in der Nähe gesucht (insgesamt 8 Flächenpaare, Abbildung 4). In Betten Egga wurden weitere Flächenpaaren (unbewässert/bewässert) ausgewählt. Mögliche Flächen wurden mithilfe von Karten und Luftbildern ermittelt und nach einer Vor-Ort-Begehung mit J. Dengler festgelegt. Jede Fläche sollte möglichst homogen (Vegetation, Standortbedingungen) sein. Zudem sollen die Flächen eines Paares homogen sein in Bezug auf die Exposition, Hangneigung und in Nähe zueinander liegen. Falls es möglich war, wurde zudem die gleiche Nutzung berücksichtigt. In Martisberg war es teilweise schwierig eine unbewässerte Fläche mit ähnlicher Hangneigung und Exposition in der Nähe zu finden. Die unbewässerte Fläche Nr. 6 liegt deshalb weiter weg von der bewässerten Fläche als die anderen Flächenpaare voneinander. Sie wurde anhand der Vegetation, Standortbedingungen, Hangneigung und Exposition ausgewählt. Schlussendlich wurden Vegetationsaufnahmen auf 12 Flächenpaaren in Betten Egga und acht in Martisberg durchgeführt. Insgesamt wurden 40 quadratische Flächenpaare von je 10 m² erhoben.



Abbildung 4: Ein Beispiel von einem Flächenpaar in Martisberg. Oben die bewässerte Dauerfläche Nr. 5 und unten die dazugehörige unbewässerte Fläche. Auf den Dauerflächen wurde jeweils die Vegetation auf 10 m² (eingemittet) und 25 m² aufgenommen. Die bewässerte Fläche wurde nach der Vegetationsaufnahme gemäht, die unbewässerte beweidet. (Foto: M. Schindler, li: 08.06.2021, re: 02.07.2021)

Alle Untersuchungsflächen (Wiederholungsaufnahmen und Flächenpaare) wurden Nord-Süd ausgerichtet und in der nordwestlichen Ecke mit einem Magnet markiert. Die Koordinaten wurden ebenfalls in der nordwestlichen Ecke der Fläche mit der App «FlorApp» aufgenommen. Die Exposition [°] wurde mittels Kompass ermittelt und die Hangneigung [°] mit der App «White Risk» gemessen. Für die Messung der Hangneigung wurde auf den Boden, entlang der Hanglinie, ein Penetrometer gelegt und das Handy darauf platziert (nach Dengler *et al.* 2016). Auf den Untersuchungsflächen wurden alle Gefässpflanzen und deren Deckung, die Gesamtdeckung der Vegetation, die Deckung der Schichten (Krautschicht, Strauchschicht, Baumschicht, Pilzschicht, Flechtenschicht) sowie die Deckung der Oberfläche (Streu, Stein/Fels) in der App «FlorApp» aufgenommen. Mithilfe von Literatur (Binz & Heitz 1991; Lauber *et al.* 2018; Graf 2019; Eggenberg & Möhl 2020) wurden die Gefässpflanzen bestimmt und nach der Checkliste 2017 (Juillerat *et al.* 2017) benannt. Die Deckungen wurden jeweils in Prozent notiert. Zudem wurde die Standortvegetationshöhe, die Bodentiefe und das Mikrorelief der Untersuchungsflächen in Zentimeter erhoben. Die Standortvegetationshöhe wurde mit der Fallscheibenmethode nach Dengler *et al.* (2016) an fünf zufällig gewählten Punkten gemessen. Auch die Bodentiefe wurde an fünf zufällig gewählten Punkten mit einem Penetrometer erhoben (Dengler *et al.* 2016). Die Werte der Standortvegetationshöhe und der Bodentiefe wurden einzeln notiert und bei der Analyse der Mittelwert verwendet. Das Mikrorelief wurde an der unebensten Stelle nach Dengler *et al.* (2016) gemessen. Nach den Vegetationsaufnahmen wurden die Bewirtschafter der Untersuchungsflächen kontaktiert, um die Pflege (Wiese, Weide, Häufigkeit), Bewässerung (Häufigkeit, Intensität) und Düngung (Gülle/Mist und Häufigkeit) pro Jahr zu ermitteln.

Bei den Dauerflächen wurden die Magnete in der nordwestlichen Ecke von 10 m² platziert. Auch die Umweltvariablen und Flächenstruktur wurde auf der Fläche von 10 m² erhoben. Wenn sich die Fläche (25 m²) von dem eingemitteten Quadrat (10 m²) bezüglich der Flächenstruktur unterschied, wurden diese auch notiert. Die Gefässpflanzen wurden zuerst jeweils auf 10 m² aufgenommen. Alle Untersuchungsflächen (10 und 25 m²) waren homogen in Bezug auf die Deckung der Pflanzenarten. Deshalb wurden anschliessend auf der Fläche von 25 m² jene Gefässpflanzen und deren Deckung erhoben, welche nicht innerhalb der 10 m² vorkamen.

2.3 Statistische Methoden

Die Felddaten wurden zu Beginn mit dem Programm R (R Core Team 2021) in eine Kreuztabelle übertragen. Anschliessend wurden die Vegetationsdaten im Programm Vegedaz (Küchler 2019) den Dauerflächen (25 m², Anhang 9) und Flächenpaaren (10 m², Anhang 11) zugeordnet. Bei den Dauerflächen wurden die Artenliste der 10 m² und 25 m² (Anhang 10) zusammengeführt. Die Nomenklatur der bisherigen Vegetationsaufnahmen wurde nach der Checkliste 2017 (Juillerat *et al.* 2017) aktualisiert. Jedoch wurden die Deckungsgrade nach Braun-Blanquet (1964) und prozentueller Anteil (gemäss Volkart & Godat 2007) der Vegetationsaufnahmen von 1988 bis 2006 nicht verändert. Deshalb wurden die Daten im Programm Vegedaz (Küchler 2019) jeweils einzeln berechnet. Zudem wurde für die statistische Auswer-

tung die Exposition als zirkuläre Variable in die Südkomponente ($= \cos(\text{Bogenmass}(x))$), $x = \text{Exposition } [^\circ]$) umgerechnet (Leyer & Wesche 2007).

Im Programm Vegedaz (Küchler 2019) wurde der Shannon-Index, die Evenness, die Artenzahl und die ökologischen Zeigerwerte nach Landolt *et al.* (2010) der Dauerflächen berechnet. Die berechneten Zeigerwerte (Tabelle 2) wurden mit der Quadratwurzel gewichtet. Um einen statistischen Unterschied der Biodiversitätsindizes und der ökologischen Zeigerwerte von 1988 und 2021 zu prüfen, wurde ein gepaarter *t*-Test angewendet. Im Jahr 1989 wurden drei Flächen verschoben (Nr. 5, 6 und 11). Deshalb wurden die Daten, ohne diese drei Flächen, zusätzlich analysiert. Alle statistischen Analysen wurden mit dem Programm R (R Core Team 2021) durchgeführt. Es wurde als Signifikanzschwelle $\alpha = 0.05$ verwendet. Weiter wurden die Arten nach ihrem Gefährdungsgrad gemäss der Roten Liste (Bornand *et al.* 2016) ergänzt und gemäss den Lebensräumen nach Delarze *et al.* (2015) eingeteilt. Dafür wurde eine überwachte Klassifizierung mit Gewichtungsfaktoren der diagnostischen Arten verwendet (wie Dengler *et al.* 2019). Es wurde der Lebensraum mit der höchsten Punktzahl ausgewählt und den zweithöchsten Lebensraum erwähnt, wenn sich diese um einen Punkt unterschieden.

Die Flächenpaare wurden verglichen, um die Biodiversitätsindizes und dieselben ökologischen Zeigerwerte nach Landolt *et al.* (2010) zu quantifizieren. Als Signifikanzschwelle wurde ebenfalls $\alpha = 0.05$ verwendet. Zunächst wurde mit einem gepaarten *t*-Test geprüft, ob die abiotischen Parameter der Flächenpaare voneinander abweichen (Anhang 4). Der gepaarte *t*-Test zeigte, dass sich die bewässerten und unbewässerten Untersuchungsflächen hinsichtlich der Hangneigung signifikant unterschieden (Mittelwert = 29.45° bzw. 34.3° ; $p = 0.006$). Die Flächen variierten nicht signifikant bei der Südkomponente ($p = 0.933$), der Bodentiefe ($p = 0.706$) und dem Mikrorelief ($p = 0.065$). Um den Einfluss der Bewässerung auf die Biodiversitätsindizes und gewichteten (Quadratwurzel) Zeigerwerte zu testen, wurde deshalb eine Co-Varianzanalyse (ANCOVA) mit der Hangneigung als Co-Variate durchgeführt. Wenn sich die Hangneigung als nicht signifikant erwies, wurde das Modell zu einem gepaarten *t*-Test vereinfacht. Bei der Co-Varianzanalyse wurde jeweils den p -Wert und R^2 sowie beim gepaarten *t*-Test den p -Wert angegeben. R^2 ist das Bestimmtheitsmass und misst die erklärte Varianz (Nakagawa & Schielzeth 2013).

Tabelle 2: Die untersuchten Zeigerwerter nach Landolt *et al.* (2010).

Kategorie	Parameter	Ordinalskala
Klimaindikatoren	Temperaturzahl	1 – 5
	Kontinentalitätszahl	1 – 5
	Lichtzahl	1 – 5
Bodenindikatoren	Feuchtezahl	1 – 5
	Reaktionszahl	1 – 5
	Nährstoffzahl	1 – 5
	Humuszahl	1 – 5
	Durchlüftungszahl	1 – 5
CSR-Strategien	Konkurrenzzahl	0 – 3
	Ruderalzahl	0 – 3
	Stresszahl	0 – 3

3 Ergebnisse

3.1 Bewirtschaftung

Von 1988 bis 2021 hat sich die Bewirtschaftung der Dauerflächen in Martisberg verändert (Tabelle 4). Die Flächenpaare in Betten Egga (Anhang 5) und Martisberg (Anhang 6) wurden ähnlich wie die Dauerflächen im 2021 bewirtschaftet. Allgemein wurden intensiv bewirtschaftete Flächen pro Jahr vier- bis fünfmal bewässert und zwei- bis dreimal gedüngt. Extensiv bewirtschaftete Flächen wurden weder beregnet noch gedüngt. Die meisten Untersuchungsflächen wurden nicht oder einmal pro Jahr gedüngt. Einige Untersuchungspartzen (unbewässerte) der Flächenpaare in Betten Egga und Martisberg wurden beregnet, liegen jedoch ausserhalb der Reichweite der Sprinkler.

Die Häufigkeit der Bewässerung ist abhängig von der Niederschlagsmenge und ist ein Durchschnittswert. Im Sommer 2021 gab es Parzellen, welche trotz Sprinkler nicht bewässert wurden. Der aufgeführte Wert zeigt deshalb den Durchschnitt der vergangenen Jahre. In Betten Egga und Martisberg hat eine Landwirtin oder ein Landwirt die Möglichkeit, jeden Sprinkler vier Stunden alle zwei Wochen laufen zu lassen. In der Regel schöpfen die Landwirtin oder der Landwirt die vier Stunden aus. Die beiden bewässerten Flächen Nr. 1 und 2 in Betten Egga wurden nur über zwei Stunden bzw. drei bis vier Stunden bewässert.

3.2 Lebensräume der Dauerflächen

Es wurden 1988 und 2021 vier Flächen (Nr. 1, 7, 9 und 10) den wärmeliebenden Trockenrasen und sechs Flächen (Nr. 4, 5, 6, 8, 11 und 12) den nährstoffreichen Wiesen und Weiden nach Delarze *et al.* (2015) zugeordnet (Tabelle 3). Die Flächen Nr. 2 und 3 wandelten sich 1996 bzw. 1989 in nährstoffreiche Bestände. Tendenziell nahmen die Punktzahlen ab.

Tabelle 3: Die Lebensräume nach Delarze *et al.* (2015) der Dauerflächen von 1988 und 2021. Es ist der Lebensraum mit der höchsten Punktzahl und allenfalls mit der zweithöchsten Punktzahl aufgeführt, wenn sich diese um einen Punkt unterschieden.

Flächennr.	Lebensraum 1988	Punktzahl 1988	Lebensraum 2021	Punktzahl 2021
1	4.2.1.1	15	4.2.1.1	10
2	4.2.1.1/4.1.4	12/11	4.5.1	11
3	4.2.4.	9	4.5.1	14
4	4.5.2.	18	4.5.2/4.5.1	13/13
5	4.5.2.	18	4.5.2	16
6	4.5.2.	18	4.5.2	15
7	4.2.1.1	14	4.2.1.1	10
8	4.5.2/4.5.1	10/10	4.5.1	8
9	4.2.1.1	13	4.2.1.1/4.5.1	9/8
10	4.2.1.1	11	4.2.1.1	14
11	4.5.2	20	4.5.1	20
12	4.5.2	19	4.5.2	17

Tabelle 4: Die Bewirtschaftung (Bewässerung, Nutzung, Düngung) der Parzellen in Martisberg, in welchen die Dauerflächen liegen, von 1988 bis 2021 pro Jahr. Es fehlen einige Angaben der Flächen Nr. 6 und 10.

Flächennr.	Bewässerung (Häufigkeit)			Anzahl Nutzungen			Nutzungsart			Düngung (Häufigkeit)			Düngertyp		
	1988- 1996	1997- 2006	2021	1988- 1996	1997- 2006	2021	1988-1996	2006	2021	1988- 1996	1997- 2006	2021	1988- 1996	1997- 2006	2021
1	5	2	0	2	2	2	Weide, Herbstschnitt	Weide	Weide	0-1	1	1	Mist	Gülle	Gülle
2	4	3-5	4-5	2	3	2	Weide, Herbstschnitt	Weide	Weide	1	1	1	Gülle	Gülle	Mist
3	7	4-5	4-5	3	3	2	Wiese, Herbstweide	Wiese	Wiese	1-2	1	2-3	Gülle/Mist	Gülle/Mist	Gülle, Mist
4	7	4-5	4-5	3	3	2	Wiese, Herbstweide	Wiese	Wiese	1-2	1	2-3	Gülle/Mist	Gülle/Mist	Gülle, Mist
5	6-7	5-6	4-5	3	3	2	Wiese, Herbstweide	Wiese	Wiese	1	1-2	1	Gülle/Mist	Gülle/Mist	Mist
6	k.A.	k.A.	4-5	3	k.A.	2	Wiese, Herbstweide	k.A.	Wiese	k.A.	k.A.	1	Gülle/Mist	k.A.	Mist
7	0	(0-1) ^a	0	1-2	2	2	Wiese, Herbstweide	Weide	Weide	0	0-1	0	-	Gülle	-
8	2-3	2-4	2-3	1-2	2	2	Wiese, Herbstweide	Weide	Weide	0-1	1	0	Mist	Gülle	
9	0	(0-1) ^a	0	0-2	2	2	Wiese, Herbstweide	Weide	Weide	0	0-1	0	-	Gülle	-
10	k.A.	k.A.	0	1	k.A.	2	Wiese	k.A.	Weide	0	k.A.	0	-	-	-
11	4	6-7	2-3	2	2	3	Wiese, Herbstweide	Wiese	Wiese, Herbstweide	1-2	0-2 ^b	1	Gülle/Mist	Gülle	Mist
12	5	3-5	2-3	2-3	3	2	Wiese, Herbstweide	Wiese	Wiese, Herbstweide	1	1	1	Gülle/Mist	Mist	Mist

^a Die Parzelle wurde bewässert, die Untersuchungsfläche lag jedoch ausserhalb der Reichweite der Sprinkler.

^b Die Untersuchungsfläche Nr. 11 wurde 1997 bis 2001 nicht bis einmal und 2002 bis 2006 zweimal pro Jahr gedüngt.

3.3 Gefährdete Arten auf den Dauerflächen

Zwischen 1988 und 2021 wurden auf den Dauerflächen insgesamt 3 gefährdete und 18 potenziell gefährdete Arten gefunden (Tabelle 5). Es wurden 1988 keine und 2021 zwei gefährdete Arten beobachtet. Fünf potenziell gefährdete verschwanden von den Erstaufnahmen bis 2021.

Tabelle 5: Vorkommen von gefährdeten und potenziell gefährdeten Arten gemäss der Roten Liste (Bornand *et al.* 2016) auf den Dauerflächen von 1988 bis 2021.

	Anzahl Flächen	1988	1989	1990	1994	1995	1996	2006	2021
<i>Cynosurus echinatus</i>	EN	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Filago arvensis</i>	VU	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	VU	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Buglossoides arvensis</i>	NT	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Bunium bulbocastanum</i>	NT	8	7	6	4	5	3	5	5
<i>Chondrilla juncea</i>	NT	0	1	1	1	0	1	2	1
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	NT	5	5	3	2	4	3	2	0
<i>Hypericum coris</i>	NT	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hypochaeris maculata</i>	NT	3	2	2	0	1	1	1	0
<i>Jasione montana</i>	NT	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago falcata</i>	NT	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Myosotis ramosissima</i>	NT	0	0	1	2	2	0	1	0
<i>Myosotis stricta</i>	NT	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Orchis ustulata</i>	NT	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peucedanum cervaria</i>	NT	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Potentilla rupestris</i>	NT	4	4	4	2	3	2	2	1
<i>Silene viscaria</i>	NT	6	7	5	3	4	4	2	1
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>carniolicus</i>	NT	1	1	0	0	1	0	0	3
<i>Trifolium aureum</i>	NT	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Veronica verna</i>	NT	2	3	0	0	0	0	3	1
<i>Vicia onobrychioides</i>	NT	0	0	0	0	0	0	0	1

EN = stark gefährdet, VU = verletzlich, NT = potenziell gefährdet

3.4 Vegetationsstruktur der Flächenpaare

Die Deckung des Streus war signifikant höher auf den unbewässerten als auf den bewässerten Flächen (11.277, $p = 0.006$) und war abhängig von der Hangneigung (0.737, $p = 0.004$, $R^2 = 0.413$). Weiter zeigte der gepaarte t -Test eine signifikant höhere Standardvegetationshöhe auf den bewässerten (Mittelwert = 17.7 cm) als auf den unbewässerten Untersuchungsflächen (Mittelwert = 10.3 cm, $p < 0.001$). Die Gesamtdeckung der Vegetation ($p = 0.067$), die maximale Vegetationshöhe ($p = 0.050$) sowie die Deckung der Krautschicht ($p = 0.070$), der Sträucher ($p = 0.221$), der Flechten ($p = 0.330$), der Moose ($p = 0.315$) und der Steine ($p = 0.130$) unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Flächenpaaren.

3.5 Biodiversitätsindizes

Der gepaarte t -Test zeigte bei der Artenzahl ($p = 0.064$) und dem Shannon-Index ($p = 0.095$) keine signifikante Abnahme von 1988 bis 2021 auf den Dauerflächen (25 m^2). Die Artenzahl verringert sich von 1988 bis 2021 stetig (Anhang 7), hingegen nahm der Shannon-Index nicht kontinuierlich ab (Anhang 8). Der Mittelwert der Artenzahl und des Shannon-Index lagen im Jahr 1988 bei 43.8 bzw. 2.7 und im 2021 bei 37.1 bzw. 2.5. Im 2021 wurden auf den Dauerflächen von einer Grösse von 25 m^2 zwei bis sieben Arten mehr gefunden als auf der gleichen Fläche von 10 m^2 (Mittelwert = 3.8). Die Evenness blieb 1988 und 2021 gleich (Mittelwert 1988 und 2021 = 0.7, $p = 0.473$). Auch die zusätzliche Analyse (ohne die Flächen Nr. 5, 6 und 11) zeigt keinen quantitativen Unterschied der Artenzahl, dem Shannon-Index und der Evenness von der Dauerflächen von 1988 bis 2021.

Bei den Flächenpaaren (10 m^2) hatte die Hangneigung keinen signifikanten Effekt auf die Artenzahl, den Shannon-Index und die Evenness. Der gepaarte t -Test zeigte lediglich einen signifikanten Einfluss der Bewässerung auf die Artenzahl (Abbildung 5). Auf den unbewässerten Untersuchungsflächen (10 m^2) lag der Mittelwert bei 40.9 Arten und auf den bewässerten bei 34.5 Arten. Der Shannon-Index (Mittelwert = 0.7, $p = 0.908$) und die Evenness ($p = 0.227$) unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Flächenpaaren. Der Mittelwert des Shannon-Index und der Evenness lagen bei 2.4 bzw. 0.7 auf bewässerten und 2.5 bzw. 0.7 auf nicht bewässerten Flächen (10 m^2).

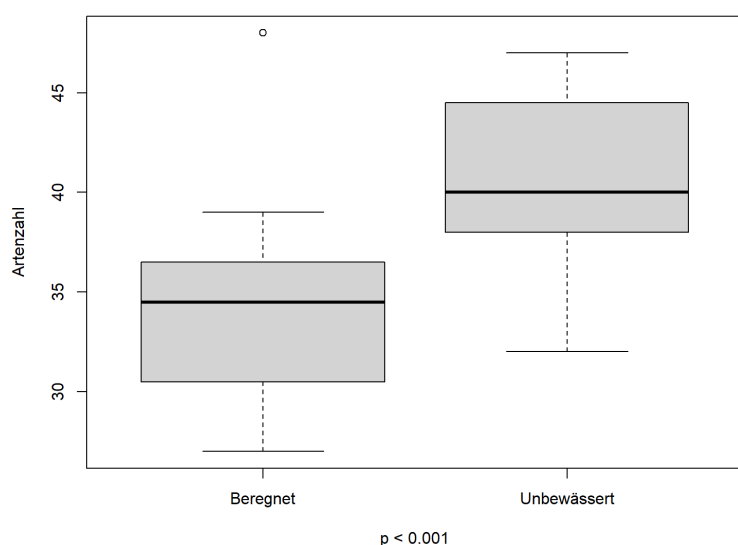


Abbildung 5: Die Artenzahl der beregneten ist signifikant tiefer als auf unbewässerten Flächenpaare (10 m^2). Der p -Wert basiert auf dem gepaarten t -Test.

3.6 Ökologische Zeigerwerte

Auf den 12 Dauerflächen (25 m^2) nahm einzig die gewichtete Humuszahl signifikant zu (Tabelle 6). Auch bei der zusätzlichen Analyse (ohne die Flächen Nr. 5, 6 und 11) nahm die Humuszahl signifikant zu ($p = 0.026$). Alle anderen gewichteten Zeigerwerte unterschieden sich nicht quantitativ bei der zusätzlichen Analyse.

Tabelle 6: Die Mittelwerte und der p -Wert der gewichteten Zeigerwerte von 1988 und 2021 auf allen 12 Dauerflächen (25 m²).

	Mittelwert 1988	Mittelwert 2021	p -Wert
Gewichtete Temperaturzahl	3.4	3.5	0.397
Gewichtete Kontinentalitätszahl	3.6	3.5	0.131
Gewichtete Lichtzahl	3.8	3.8	0.329
Gewichtete Feuchtezahl	2.3	3.4	0.580
Gewichtete Reaktionszahl	3.3	2.3	0.684
Gewichtete Nährstoffzahl	2.7	2.8	0.436
Gewichtete Humuszahl	2.9	3.2	0.030
Gewichtete Durchlüftungszahl	2.8	2.7	0.276
Gewichtete Konkurrenz Zahl	1.2	1.1	0.215
Gewichtete Ruderalzahl	0.8	0.8	0.587
Gewichtete Stresszahl	1.1	1.1	0.770

Die Co-Varianzanalyse der Flächenpaare (10 m²) zeigte signifikante Effekte der Bewässerung und der Hangneigung bei vier gewichteten Zeigerwerten (Tabelle 7).

Tabelle 7: Die signifikanten Effekte der Bewässerung und der Hangneigung auf die gewichteten Zeigerwerte der Flächenpaare (10 m²).

	Gewichtete Temperaturzahl	Gewichtete Lichtzahl	Gewichtete Konkurrenz Zahl	Gewichtete Ruderalzahl
Mittelwert unbewässert / bewässert	3.3 / 3.6	3.8 / 3.8	1.2 / 2.3	0.7 / 0.6
	$p < 0.001$	$p = 0.041$	$p = 0.027$	$p = 0.015$
Hangneigung	- 0.007	- 0.005	0.007	- 0.006
	$p = 0.040$	$p = 0.016$	$p = 0.002$	$p = 0.043$
R ²	0.555	0.185	0.399	0.297

Sechs weitere Zeigerwerte wiesen signifikante Unterschiede zwischen den bewässerten und unbewässerten Untersuchungsflächen auf (Tabelle 8).

Tabelle 8: Der Mittelwert und der p -Wert der gewichteten Zeigerwerte auf den bewässerten und unbewässerten Untersuchungsfläche (10 m²) mittels gepaartem t -Test.

	Mittelwert bewässert	Mittelwert unbewässert	p -Wert
Gewichtete Kontinentalitätszahl	3.3	3.8	< 0.001
Gewichtete Feuchtezahl	2.6	2.0	< 0.001
Gewichtete Reaktionszahl	3.3	3.4	0.002
Gewichtete Nährstoffzahl	2.9	2.4	< 0.001
Gewichtete Humuszahl	3.3	2.8	< 0.001
Gewichtete Durchlüftungszahl	2.6	2.9	< 0.001
Gewichtete Stresszahl	1.1	1.1	0.437

4 Diskussion

4.1 Biodiversitätsindizes

Der Mittelwert der Artenzahl nahm auf 25 m² von 43.8 im Jahr 1988 auf 37.1 Arten im 2021 leicht ab, wie auch der Shannon-Index. Die Evenness blieb gleich. Bei den Flächenpaaren (10 m²) lag der Mittelwert der Artenzahl auf unbewässerten Flächen (40.9 Arten) signifikant höher als auf den bewässerten (34.5 Arten). Der Shannon-Index wies keinen Unterschied auf, die Evenness war leicht tiefer auf unbewässerten Flächen. Die durchschnittliche Artenzahl der Gefässpflanzen auf Schweizer Halbtrockenrasen liegt bei 38.5 Arten auf 10 m² (GrassPlot Diversity Explorer v. 2.10; <https://edgg.org/databases/GrasslandDiversityExplorer>; Biurrun *et al.* 2021). Demnach war die Artenzahl auf den unbewässerten Flächen höher als auf einem durchschnittlichen Halbtrockenrasen in der Schweiz.

Andrey *et al.* (2016) und Boch *et al.* (2021) beobachteten dagegen, dass die Beregnung den Artenreichtum oder die funktionale Zusammensetzung (8 m²) von traditionell bewirtschafteten Bergwiesen im Wallis nicht beeinflusste. Jedoch beobachtete Andrey *et al.* (2016), dass der Artenreichtum innerhalb von zwei Jahren durch die Beregnung und Düngung der Halbtrockenrasen im Wallis signifikant zunahm. Auf denselben Flächen nahm allerdings der Artenreichtum nach fünf Jahren signifikant ab (Boch *et al.* 2021) und entsprach einer kurzfristigen Zunahme. Der Artenreichtum (16 m²) auf extensiv und intensiv bewirtschaftetem Grünland in drei Regionen Deutschlands wurde ebenfalls durch die intensive Landnutzung und Düngung negativ beeinflusst (Busch *et al.* 2019). Auch auf den Flächenpaaren (10 m²) waren Unterschiede der Artenzahl durch die Düngung erkennbar. Beispielsweise wurden am häufigsten die bewässerten Untersuchungsflächen Nr. 3 und 4 in Martisberg gedüngt (zwei- bis dreimal pro Jahr). Es wurden 27 (das Minimum) bzw. 30 Arten beobachtet, welche unter dem durchschnittlichen Wert der bewässerten Untersuchungsflächen (34.5 Arten) liegen. Hingegen wurde die maximale Artenzahl (47) auf der bewässerten Fläche Nr. 6 in Betten gefunden, welche alle zwei Jahre gedüngt wurde. Alle drei Flächen wurden vier- bis fünfmal pro Jahr bewässert.

Auf montanen bis subalpinen Wiesen im Wallis stellte Lessard-Therrien *et al.* (2017) jedoch fest, dass eine mittlere Intensität der Beregnung und Düngung keinen signifikanten Einfluss auf den Artenreichtum und die Diversität (8 m²) hatte. Auch Boch *et al.* (2019a) ermittelte den maximalen Artenreichtum (10 m²) von beweideten und nicht mehr bewirtschafteten Steppen im Wallis und Graubünden bei mittleren Indikatorwerten für Produktivität. Gefährdete Arten und Spezialisten der Steppen wurden allerdings negativ beeinflusst (Boch *et al.* 2019a). Hingegen stellte Humbert *et al.* (2016) in einer Metaanalyse über natürliches und halbnatürliches Grasland in gemässigten Gebirgszonen weltweit fest, dass eine niedrige Stickstoffdüngung zu einem ähnlichen Rückgang der Artenvielfalt führt wie eine hohe Stickstoffdüngung über kurze Zeit. Auf den Dauerflächen und Flächenpaare konnte kein Einfluss der Intensität beobachtet werden. Um mögliche Auswirkungen zu analysieren, benötigt es detaillierte Angaben über die Düngung der Dauerflächen.

Einen Einfluss auf den Artenreichtum kann auch die Nutzung der Grünflächen haben. Die Beweidung wirkte sich positiv auf den Artenreichtum (10 m²) von Trockenvegetation in Bulgarien aus (Dembicz *et al.* 2021). Busch *et al.* (2019) beobachtete, dass die Mahd einen negativen Einfluss auf den Artenreichtum (16 m²) von Grünland in drei Regionen Deutschlands hatte. Auf den Dauerflächen und den Flächenpaaren war kein Unterschied durch die Nutzung erkennbar. Insgesamt wurden mehr Untersuchungsflächen als Wiesen, teilweise zusätzlich als Herbstweiden, genutzt.

Weiter stellte Dembicz *et al.* (2021) auf Halbtrockenrasen in Bulgarien fest, dass der Artenreichtum (10 m²) durch die Hangneigung negativ beeinflusst wurde. Es wurden dabei auch Untersuchungsflächen bis 75°, welche stark durch die Erosion beeinflusst wurden, analysiert. Die Hangneigung unterschied sich signifikant zwischen den Flächenpaaren. Auf unbewässerten Flächen war die maximale Hangneigung 49°, durchschnittlich 35.5°. Die Untersuchungsflächen setzten sich aus eher lückigen Beständen zusammen, welche Erosion begünstigt. Zudem wiesen sie einen eher geringen Humusgehalt auf. Allerdings wiesen die unbewässerten Flächen eine hohe Deckung von Streu auf, welche Erosion reduziert. Der Streu und der pH-Wert (Maximum bei pH 6.5) wirkten sich nach Dembicz *et al.* (2021) positiv auf den Artenreichtum von Halbtrockenrasen in Bulgarien aus.

4.2 Ökologische Zeigerwerte

Bei den Dauerflächen nahm einzig die Humuszahl signifikant zu. Die Bodenproben von 1988, 1996 und 2006 zeigten allerdings, dass der organische Gehalt auf intensiv genutzten Flächen abnahm (Volkart & Godat 2007). Die Bewässerung führte wohl zur Erosion. Auf den extensiv bewirtschafteten Flächen stabilisierte sich der organische Gehalt oder nahm zu (Volkart & Godat 2007). Bei den Flächenpaaren zeigten die bewässerten Untersuchungsflächen hingegen eine signifikant höhere Humuszahl und weniger Streu. Nach Liniger (1983) wirkte sich die traditionelle Berieselung in der Aletschregion positiv auf die Bodeneigenschaften aus. Durch die Berieselung wurde die chemische Verwitterung angeregt, die mikrobiologische Aktivität und die Humusbildung nahmen zu sowie die Regenwurmaktivität gefördert. Der standorttypische Bodentyp Phaeozem entwickelte sich durch die Berieselung in eine mullreiche Braunerde (Liniger 1983). Melliger *et al.* (2014) beobachtete, dass sich traditionell und modern bewässerte Böden im Wallis bezüglich der Bodenfeuchtigkeit, dem totalen Stickstoffgehalt, dem totalen und pflanzenverfügbaren Phosphor (PO₄) sowie dem Gehalt an organischer Substanz im Boden nicht unterschieden. Risch *et al.* (2007) stellte im Yellowstone-Nationalpark eine signifikante Zunahme der Abbaurate mit zunehmender Bodenfeuchte fest. Pichon *et al.* (2020) ermittelte auf Grünflächen im Kanton Bern zudem, dass Streu aus schnellwachsenden Gemeinschaften sich signifikant schneller zersetzt als Streu aus gemischten und langsamen Gemeinschaften. Dieser Effekt wurde durch die Düngung verstärkt (Pichon *et al.* 2020). Auf nährstoffreichen Grünflächen in Polen stellte Szanser *et al.* (2011) jedoch keine erhöhte Humusbildung durch einen langsamen Streuabbau fest. Im Yellowstone-Nationalpark beobachtete Risch *et al.* (2007), dass eine höhere Bodentemperatur den Abbau von Streu verlangsamt. Es bleibt die Frage, wie sich der organische Gehalt auf den

Dauerflächen verändert. Bei der nächsten Analyse der Dauerflächen sollten deshalb wieder Bodenproben genommen werden, nach Möglichkeit auch auf den Flächenpaaren.

Humbert *et al.* (2021) beobachtete auf Trockenrasen im Wallis, dass die Beregnung einen relevanten Einfluss auf die Oberflächentemperatur hat. Vor dem Mähen war diese auf unbewässerten Flächen signifikant höher als auf intensiv beregneten und gedüngten Flächen. Nach dem Mähen wurden keine signifikanten Unterschiede gefunden. Humbert *et al.* (2021) führte die tiefere Oberflächentemperatur der Halbtrockenrasen im Wallis auf die höhere Vegetationshöhe der beregneten Flächen zurück. Die unbewässerten Untersuchungsflächen wiesen eine signifikant tiefere Standardvegetationshöhe auf als die bewässerten. Zudem waren sie steiler und erwärmten sich dadurch mehr (Pott & Hüppe 2007). Die signifikant höhere Kontinentalitätszahl bestätigte grössere Temperaturschwankungen auf den unbewässerten als auf den bewässerten Flächen.

Nach Denelle *et al.* (2020) wiesen Spezialisten auf Grünflächen in Frankreich eine geringere Vegetationshöhe auf als Generalisten. Spezialisten waren zudem stresstoleranter und ruderaler sowie weniger konkurrenzfähig. Auf intensiv genutztem, gedüngtem und gemähtem Grünland in drei Regionen Deutschlands beobachtete Busch *et al.* (2019), dass konkurrenzstarke und produktive Gefässpflanzen vorkamen. Diese waren wenig stresstolerant. Arten auf Weiden waren Ruderalstrategen (Busch *et al.* 2019). Auch die bewässerten Untersuchungsflächen hatten eine signifikant höhere Konkurrenzzahl (Mittelwert = 2.3) als die unbewässerten (Mittelwert = 1.2). Folglich kamen dort mehr Generalisten vor. Die Ruderalzahl war auf den unbewässerten Flächen signifikant höher, war jedoch wenig ausgeprägt (Mittelwert = 0.7). Die unbewässerten Flächen wiesen eine höhere Hangneigung auf und wurden deshalb häufiger beweidet. Die Stresszahl war auf den bewässerten und unbewässerten Flächen überdurchschnittlich ausgeprägt, unterschied sich jedoch nicht signifikant (Mittelwert = 1.1).

Die Vegetationshöhe wurde nach Boch *et al.* (2019a) auf beweideten und nicht mehr bewirtschafteten Steppen im Wallis und Graubünden auch signifikant durch die Produktivität beeinflusst. Die bewässerten Untersuchungsflächen wiesen eine signifikant höhere Nährstoff- und Feuchtezahl auf. Dagegen beobachtete Boch *et al.* (2021) auf Bergwiesen im Wallis, dass die Feuchte- und Nährstoffzahl durch die Düngung und nicht durch die Bewässerung zunahm. Boch *et al.* (2021) untersuchte über fünf Jahre 66 Flächen (je 8 m², 880 bis 1770 m.ü.M.), welche weder gedüngt und noch bewässert, bewässert (mittlere Intensität), gedüngt (mittlere Intensität) oder gedüngt und bewässert (extensiv, mittel, intensiv) wurden. Die eingesetzte Düngermenge entsprach der theoretischen Menge, um den maximalen Heu-ertrag unter den örtlichen Bedingungen und zweimaligen Mähen pro Jahr zu erreichen. Statistisch wurden die Daten mit linear gemischten Modellen (Linear mixed effect models) ausgewertet. Bei den Flächenpaaren konnte jedoch kein Einfluss der Düngung auf die Feuchte- und Nährstoffzahl beobachtet werden. Möglicherweise sind die unterschiedlichen Ergebnisse auf den Düngertyp zurückzuführen. Die von Boch *et al.* (2021) untersuchten Flächen wurden mit Gülle gedüngt, die Flächenpaare hingegen mehrheitlich mit Mist. Um die möglichen Auswirkungen der Bewässerung, der Düngung und des Düngertyps (Gülle oder Mist) auf diese zwei Zeigerwerte zu analysieren, benötigt es deshalb detaillierte Angaben über die Bewirtschaf-

tung der Flächenpaare. Weiter zeigten die Bodenanalysen der Dauerflächen von 1988, 1996 und 2006, dass der Nährstoffgehalt (Magnesium und Phosphat) der regelmässig bewässerten Flächen stetig abnahm (Volkart & Godat 2007). Volkart & Godat (2007) führten dies auf die Abschwemmung durch die Bewässerung zurück. Dagegen beobachtete Volkart & Godat (2007) auf den wenig beregneten Untersuchungsflächen eine Zunahme von Phosphat (P_2O_5) und Kalium (K_2O). Auch Liniger (1983) ermittelte auf berieselten Böden in der Aletschregion tiefere Werte von Magnesium und Kalium als auf unbewässerten. Der pH-Wert unterschied sich nicht auf den berieselten und unbewässerten Flächen (Liniger 1983). Auf den intensiv genutzten Dauerflächen von 1988 bis 2006 blieb der pH-Wert stabil (Volkart & Godat 2007). Auf den extensiv bewirtschafteten Untersuchungsflächen nahm dieser jedoch zu (Volkart & Godat 2007). Auch auf den unbewässerten Flächenpaaren war die Reaktionszahl signifikant höher als auf den bewässerten Untersuchungsflächen. Es bleibt eine offene Frage, welchen Einfluss die moderne Bewässerung auf den pH-Wert sowie den Kalium-, Magnesium- und den Phosphatgehalt der Böden hat. Diese sollten das nächste Mal analysiert werden, nach Möglichkeit auch auf den Flächenpaaren.

Weiter war die Durchlüftungszahl der bewässerten Untersuchungsflächen signifikant höher als die der unbewässerten und waren deshalb eher verdichtet. Auch Liniger (1983) beobachtete in der Aletschregion, dass die Bewässerung zu einer geringen Verdichtung des Bodens führte. Dies führte Liniger (1983) auf die erhöhte Verwitterung von Glimmer und die dadurch verstärkte Tonbildung zurück. Zudem waren die unbewässerten Böden stark durchwurzelt, um das Wasser zu erreichen (Liniger 1983). Dies führte zu einem lockeren, porösen Bodengefüge. Allerdings war die Aktivität der Mikroorganismen und Regenwürmer in berieselten Flächen höher (Liniger 1983). Der signifikante Unterschied der Flächenpaare kann auch auf die signifikant geringere Hangneigung und der damit verbundenen intensiven Landnutzung zurückzuführen sein. Es benötigt Bodenproben, um einen möglichen Einfluss der Bewässerung auf die Bodeneigenschaften und -strukturen zu analysieren.

4.3 Methode

Kapfer *et al.* (2017) identifizierte die Lokalisation als mögliche Fehlerquelle bei Wiederholungsaufnahmen. Eine ungenaue Lokalisation konnte nach Kapfer *et al.* (2017) die Diversität und die Zusammensetzung der Arten beeinflussen. Boch *et al.* (2019b) stellte eine signifikante Artenfluktuation mit zunehmender GPS-Ungenauigkeit bei quasipermanenten Flächen im Wallis fest. Auch Verheyen *et al.* (2018) ermittelte bei ungenauer Lokalisation in europäischen Wäldern Schwankungen des Reichtums und der Zusammensetzung, wobei die Flächen oft dutzende Meter auseinanderlagen. Kapfer *et al.* (2017) stellte fest, dass sich Lokalisierungsfehler mit zunehmender Flächengrösse und räumlicher Homogenität der Vegetation reduzieren. Nach Verheyen *et al.* (2018) sind Lokalisierungsfehler auf Untersuchungsgebieten mit einer Grösse von 25 - 600 m² vernachlässigbar. Die Dauerflächen konnten unterschiedlich genau lokalisiert werden. Sie haben jedoch eine Grösse von 25 m², konnten bis 10 m genau lokalisiert werden und lagen 2021 in homogenen Parzellen. Zudem waren die Informationen der ungefähren Lage wie Koordinaten und Pläne vorhanden. Diese Informationen schlägt Kapfer *et al.* (2017) bei Wiederholungsaufnahmen vor, um Fehler zu reduzieren.

Deshalb ist die ungenaue Lokalisation der Dauerflächen in Martisberg keine mögliche Fehlerquelle.

Neben der Lokalisation beobachtete Kapfer *et al.* (2017), dass Fehler auch durch die unterschiedlichen Beobachtenden und saisonale Unterschiede bei Wiederholungsaufnahmen entstehen können. Die Vegetationsaufnahmen der Dauerflächen in Martisberg wurden jeweils im Sommer durchgeführt und ist deshalb als potenzielle Fehlerquelle vernachlässigbar. Allerdings führten die Vegetationsaufnahmen unterschiedlich erfahrene Personen durch, welche nach Verheyen *et al.* (2018) eine Fehlerquelle ist. Die Vegetation wurde zudem wohl mehrheitlich in Einzelarbeit erhoben. Nach Vittoz & Guisan (2007) kann diese auch zu Fehler führen. Weiter hat nach Archaux *et al.* (2006) die investierte Zeit pro Fläche Auswirkungen auf die Vegetationsaufnahmen. Es ist unklar, in welcher Zeit die bisherigen Vegetationsaufnahmen durchgeführt wurden und deshalb ist dies auch in Martisberg eine mögliche Fehlerquelle. Allerdings hatten all diese Fehlerquellen keinen Einfluss auf die Mittelwerte (Leyer & Wesche 2007). Bei den gewichteten Zeigerwerte nach Landolt *et al.* (2010) konnte gemäss Vittoz & Guisan (2007) die Deckung der einzelnen Arten überschätzt oder unterschätzt werden und zu Fehler geführt haben. Dennoch beobachtete Boch *et al.* (2019b) die Robustheit der gewichteten Indikatorwerte auf quasipermanenten Untersuchungsflächen im Wallis. Diese sind deshalb für Langzeitmonitorings geeignet (Boch *et al.* 2019b). Zudem wurden, wie Kapfer *et al.* (2017) bei Wiederholungsaufnahmen vorschlägt, bei der statistischen Analysen ein gepaarter *t*-Test angewendet.

Die Methode führte demnach nicht zu grossen Fehler. Allerdings stellt sich die Frage, weshalb sich die Dauerflächen von 1988 bis 2021 kaum veränderten. Hingegen unterschieden sich die Flächenpaare signifikant voneinander. Möglicherweise ist dies auf die Bodentypen zurückzuführen, welche durch die traditionelle Bewässerung bis in die 60er Jahre geprägt wurden. Liniger (1983) stellte in der Aletschregion fest, dass sich durch die Berieselung der standorttypische Bodentyp Phaeozem in eine mullreiche Braunerde verwandelte. Auch auf den Dauerflächen konnte dies beobachtet werden. Beispielsweise waren vor der Wiederaufnahme der Beregnung die Flächen Nr. 4 und 12 verbrauchte Phaeozeme sowie Nr. 11 eine saure Braunerde mit Tendenz zu Moder (Meier 1990). Hingegen war die Fläche Nr. 2 ein standorttypischer Phaeozem (Meier 1990). Diese Parzelle wurde entweder nicht berieselt oder entwickelte sich, wie von Liniger (1983) beobachtet, zurück in den standorttypischen Bodentyp. Von 1988 bis 2021 veränderten sich einzig die Flächen Nr. 2 und 3 von nährstoffarmen in nährstoffreiche Bestände. Die Fläche Nr. 3 war 1985 ein schwach gleyiger Phaeozem (Meier 1990), welcher vom Grundwasser geprägt wurde. Demnach hatte die traditionelle und moderne Bewässerung Auswirkungen auf die Trockenvegetation in der Gemeinde Bettmeralp.

4.4 Schlussfolgerungen

Von 1988 bis 2021 haben sich die Dauerflächen bezüglich der Biodiversitätsindizes, der Lebensräume und der ökologischen Zeigerwerte geringfügig verändert. Hingegen unterschieden sich die unbewässerten und bewässerten Flächen bezüglich der Artenzahl und 10 Zeigerwerten signifikant voneinander. Zudem hatte die Düngung einen negativen Einfluss auf

den Artenreichtum. Die Ergebnisse deuten daraufhin, dass die traditionelle und moderne Bewässerung Auswirkungen auf die Trockenvegetation hat. Für die Erhaltung sollen diese deshalb nicht bewässert werden. Zudem ist allgemein, wie von Lessard-Therrien *et al.* (2017) und Boch *et al.* (2019a) vorgeschlagen, eine extensive Bewirtschaftung mit geringer Produktivität der Intensivierung und der Nutzungsaufgabe vorzuziehen.

5 Danksagung

Mein herzlicher Dank richtet sich an folgende Personen und Institutionen für die Unterstützung meiner Arbeit, insbesondere: Hr. Prof. Dr. J. Dengler und Hr. Dr. D. Hepenstrick für die Betreuung und die Hilfe bei der Bestimmung der Arten. Fr. G. Volkart für das spannende Thema, die Informationen und das Überlassen der bisherigen Studien in Martisberg. Hr. U. Anderegg vom Amt für Strukturverbesserungen Wallis für die Informationen. Dem Bundesamt für Umwelt für die Übernahme der Spesen. Den Landwirtinnen und Landwirten in Betten Egga und Martisberg für ihre Informationen und der Erlaubnis für die Durchführung der Vegetationsaufnahmen. Fr. R. Imboden von Valeco GmbH und Hr. N. Fux von der Gemeinde Bettmeralp für die Informationen. Hr. M. Kaiser für das aufmerksame Lesen der Arbeit.

6 Literaturverzeichnis

- Andrey, A., Humbert, J., Pernollet, C. & Arlettaz, R. (2014). Experimental evidence for the immediate impact of fertilization and irrigation upon the plant and invertebrate communities of mountain grasslands. *Ecol. Evol.*, 4.
- Andrey, A., Humbert, J.-Y. & Arlettaz, R. (2016). Functional response of leaf- and planthropers to modern fertilisation and irrigation of hay meadows. *Basic Appl. Ecol.*, 17, 627–637.
- Archaux, F., Gosselin, F., Bergès, L. & Chevalier, R. (2006). Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses. *J. Veg. Sci.*, 17, 299–306.
- BAFU. (2019). *Hitze und Trockenheit im Sommer 2018. Auswirkungen auf Mensch und Umwelt* (No. 1909). Umwelt-Zustand. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU. (2021). *Trockenwiesen und -weiden*. Available at: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-biodiversitaet/biodiversitaet-fachinformationen/massnahmen-zur-erhaltung-und-foerderung-der-biodiversitaet/oekologische-infrastruktur/biotope-von-nationaler-bedeutung/trockenwiesen-und--weiden.html>. Last accessed 6 December 2021.
- Baltisberger, M., Nyffeler, R. & Widmer, A. (2013). *Systematische Botanik. Einheimische Farn- und Samenpflanzen*. 4. Vdf Hochschulverlag, Zürich.
- Binz, A. & Heitz, Ch. (1991). *Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz mit Berücksichtigung der Grenzgebiete. Bestimmungsbuch für die wildwachsenden Gefässpflanzen*. 19. Schwabe Verlag, Basel.
- Biurrun, I., Pielech, R., Dembiczy, I., Gillet, F., Kozub, Ł., Marcenò, C., *et al.* (2021). Benchmarking plant diversity of Palaearctic grasslands and other open habitats. *J. Veg. Sci.*, 32, 21.
- Boch, S., Bedolla, A., Ecker, K.T., Ginzler, C., Graf, U., Kuchler, H., *et al.* (2019a). Threatened and specialist species suffer from increased wood cover and productivity in Swiss steppes. *Flora*, 258.
- Boch, S., Bedolla, A., Ecker, K.T., Graf, U., Kuchler, H., Kuchler, M., *et al.* (2019b). Mean indicator values suggest decreasing habitat quality in Swiss dry grasslands and are robust to relocation error. *Tuexenia*, 315–334.
- Boch, S., Biurrun, I. & Rodwell, J. (2020). Grasslands of Western Europe. In: *Encyclopedia of the world's biomes* (eds. Goldstein, M.I. & DellaSala, D.A.). Elsevier, Amsterdam, pp. 678–688.
- Boch, S., Kurtogullari, Y., Allan, E., Lessard-Therrien, M., Rieder, N.S., Fischer, M., *et al.* (2021). Effects of fertilization and irrigation on vascular plant species richness, functional composition and yield in mountain grasslands. *J. Environ. Manage.*, 279, 111629.
- Bornand, C., Gygax, A., Juillerat, P., Jutzi, M., Möhl, A., Rometsch, S., *et al.* (2016). *Rote Liste Gefässpflanzen. Gefährdete Arten der Schweiz* (No. 1621). Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt und Info Flora, Bern, Genf.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*.

- Busch, V., Klaus, V.H., Schäfer, D., Prati, D., Boch, S., Müller, J., *et al.* (2019). Will I stay or will I go? Plant species-specific response and tolerance to high land-use intensity in temperate grassland ecosystems. *J. Veg. Sci.*, 30, 674–686.
- Carlen, C. (1988). Die Beurteilung der Pflanzenbestände der Region Martisberg im Hinblick auf die geplante Bewässerung. Semesterarbeit (unveröffentlicht). Institut für Pflanzenwissenschaften, ETH, Zürich.
- Crook, D.S. & Jones, A.M. (1999). Design Principles from Traditional Mountain Irrigation Systems (Bisses) in the Valais, Switzerland. *Mt. Res. Dev.*, 19, 79–99.
- Daget, P. & Poissonet, J. (1969). *Analyse phytologique des prairies : applications agronomiques*.
- Delarze, R., Gonseth, Y., Eggenberg, S. & Vust, M. (2015). *Lebensräume der Schweiz. Ökologie - Gefährdung - Kennarten*. 3. Ott Verlag, Bern.
- DeMalach, N., Zaady, E. & Kadmon, R. (2017). Contrasting effects of water and nutrient additions on grassland communities: A global meta-analysis. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 26, 983–992.
- Dembicz, I., Velev, N., Boch, S., Janišová, M., Palpurina, S., Pedashenko, H., *et al.* (2021). Drivers of plant diversity in Bulgarian dry grasslands vary across spatial scales and functional-taxonomic groups. *J. Veg. Sci.*, 32, e12935 (14 pp.).
- Denelle, P., Violle, C., Consortium, D. & Munoz, F. (2020). Generalist plants are more competitive and more functionally similar to each other than specialist plants: insights from network analyses. *J. Biogeogr.*, 47, 1922–1933.
- Dengler, J., Biurrun, I., Boch, S., Dembicz, I. & Török, P. (2020). Grasslands of the Palaearctic Biogeographic Realm: Introduction and Synthesis. In: *Encyclopedia of the World's Biomes, Forests – Trees of Life. Grasslands and Shrublands – Sea of Plants* (eds. Goldstein, M.I. & DellaSala, D.A.). Elsevier, Amsterdam, pp. 617–637.
- Dengler, J., Boch, S., Filibeck, G., Chiarucci, A., Dembicz, I., Guarino, R., *et al.* (2016). Assessing plant diversity and composition in grasslands across spatial scales: the standardised EDGG sampling methodology. *Bull. Eurasian Dry Grassl. Group*, 32, 13–30.
- Dengler, J., Widmer, S., Staubli, E., Babbi, M., Gehler, J., Hepenstrick, D., *et al.* (2019). Dry grasslands of the central valleys of the Alps from a European perspective: the example of Ausserberg (Valais, Switzerland). *Hacquetia*, 18, 155–177.
- Dipner-Gerber, M., Volkart, G., Eggenberg, S., Hedinger, C., Martin, M., Walter, T., *et al.* (2010). *Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Vollzugshilfe zur Trockenwiesenverordnung* (No. 1017). Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Eggenberg, S. & Möhl, A. (2020). *Flora Vegetativa. Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand*. 4. Haupt Verlag, Bern.
- Frehner, M., Wasser, B. & Schwitter, R. (2005). *Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald NaiS. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion* (Vollzug Umwelt). Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Graf, U.H. (2019). *Schlüssel zur Bestimmung von nichtblühenden Seggen, Binsen und anderen Sauergräsern in der Schweiz. Cyperaceae, Juncaceae, Juncaginaceae, Scheuchzeriaceae* (No. 10). WSL, Birmensdorf.

- Humbert, J.-Y., Delley, S. & Arlettaz, R. (2021). Grassland intensification dramatically impacts grasshoppers: Experimental evidence for direct and indirect effects of fertilisation and irrigation. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 314.
- Humbert, J.-Y., Dwyer, J.M., Andrey, A. & Arlettaz, R. (2016). Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Glob. Change Biol.*, 22, 110–120.
- Imhof, P. (1987). Gesamtmelioration Martisberg. Bewässerung.
- Imhof, P. (1993). Ausführungsplan Bewässerungsanlage Betten 2. Etappe.
- Jeangros, B. & Bertola, C. (2001). Auswirkung der Beregnung auf Dauerwiesen einer Bergregion. *Agrar. Schweiz*, 8, 174–179.
- Juillerat, P., Bäumler, B., Bornand, C., Gygas, A., Jutzi, M., Möhl, A., et al. (2017). Checkliste 2017 der Gefässpflanzenflora der Schweiz.
- Kapfer, J., Hédl, R., Jurasinski, G., Kopecký, M., Schei, F.H. & Grytnes, J.-A. (2017). Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Appl. Veg. Sci.*, 20, 164–171.
- Kästli, E. (2006). Hydrologische Exkursion. Einem riesigen Wasserspeicher auf der Spur. *Umw. BAFU*, 4, 63.
- Kosonen, Z., Schnyder, E., Hiltbrunner, E., Thimonier, A., Schmitt, M., Seitler, E., et al. (2019). Current atmospheric nitrogen deposition still exceeds critical loads for sensitive, semi-natural ecosystems in Switzerland. *Atmos. Environ.*, 211, 214–225.
- Küchler, M. (2019). *VegeDaz*. WSL.
- Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmli, W., et al. (2010). *Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. 2. Haupt Verlag, Bern.
- Lauber, K., Wagner, G. & Gygas, A. (2018). *Flora Helvetica. Illustrierte Flora der Schweiz*. 6. Haupt Verlag, Bern.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Kohler, M., Schirpke, U. & Tappeiner, U. (2017). Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European alpine landscapes. *Reg. Environ. Change*, 17, 2251–2264.
- Lessard-Therrien, M., Humbert, J.-Y. & Arlettaz, R. (2017). Experiment-based recommendations for biodiversity-friendly management of mountain hay meadows. *Appl. Veg. Sci.*, 20, 352–362.
- Leyer, I. & Wesche, K. (2007). *Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung*. Springer Lehrbuch. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Liniger, H. (1983). Veränderung des Bodens im Aletschgebiet (VS) durch die traditionelle Wiesenbewässerung. Diplomarbeit. Geographisches Institut Universität Bern, Bern.
- Meier, R. (1990). Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen der Wiesen von Martisberg (VS). Lizentiatsarbeit. Geobotanisches Institut, Universität Bern.
- meteoblue. (2021). *Klima Martisberg*. Available at: https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/martisberg_schweiz_8533572. Last accessed 6 December 2021.
- MeteoSchweiz. (2018). *Klimaszenarien CH2018 Alpen*. *Natl. Cent. Clim. Serv. NCCS*. Available at:

- <https://www.nccs.admin.ch/nccs/de/home/regionen/grossregionen/alpen/klimaszenarien-ch2018-alpen.html>. Last accessed 2 December 2021.
- MeteoSchweiz. (2021). *Normwerte pro Messgrösse und Station*. Available at: <https://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/schweizer-klima-im-detail/klimanormwerte/normwerte-pro-messgroesse-und-station.html>. Last accessed 6 December 2021.
- Müller, I., Buhk, C., Alt, M., Entling, M. & Schirmel, J. (2016a). Plant functional shifts in Central European grassland under traditional flood irrigation. *Appl. Veg. Sci.*, 19, 122–131.
- Müller, I., Buhk, C., Lange, D., Entling, M. & Schirmel, J. (2016b). Contrasting effects of irrigation and fertilization on plant diversity in hay meadows. *Basic Appl. Ecol.*, 17, 576–585.
- Nakagawa, S. & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods Ecol. Evol.*, 4, 133–142.
- Nievergelt, J. (1985). *Projekt Gesamtmelioration Goms (VS). Bodenkartierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche* (unveröffentlicht). Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenanbau FAP, Zürich-Reckenholz.
- Pichon, N.A., Cappelli, S.L., Soliveres, S., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., *et al.* (2020). Decomposition disentangled: A test of the multiple mechanisms by which nitrogen enrichment alters litter decomposition. *Funct. Ecol.*, 34, 1485–1496.
- Pott, R. & Hüppe, J. (2007). *Spezielle Geobotanik: Pflanze - Klima - Boden; mit ... 31 Tabellen*. Springer-Lehrbuch. Springer, Berlin Heidelberg.
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Riedener, E., Mellinger, R.L., Rusterholz, H.-P. & Baur, B. (2015). Changes in landscape composition of differently irrigated hay meadows in an aridmountain region. *Appl. Veg. Sci.*, 18, 242–251.
- Riedener, E., Rusterholz, H.-P. & Baur, B. (2013). Effects of different irrigation systems on the biodiversity of species-rich hay meadows. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 164, 62–69.
- Risch, A.C., Jurgensen, M.F. & Frank, D.A. (2007). Effects of grazing and soil micro-climate on decomposition rates in a spatio-temporally heterogeneous grassland. *Plant Soil*, 298, 191–201.
- swisstopo. (2021). *Karten der Schweiz*. Available at: 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.swisstopo.geologie-geologischer_atlas&layers_opacity=1,1,1,0.8,0.8,0.75&layers_visibility=false,false,false,false,false,true&layers_timestamp=18641231,,,,,&E=2650491.75&N=1137776.98&zoom=6. Last accessed 5 December 2021.

- Szanser, M., Ilieva-Makulec, K., Kajak, A., Górska, E., Kusińska, A., Kisiel, M., *et al.* (2011). Impact of litter species diversity on decomposition processes and communities of soil organisms. *Soil Biol. Biochem.*, 43, 9–19.
- Verheyen, K., Bažány, M., Čečko, E., Chudomelová, M., Closset-Kopp, D., Czortek, P., *et al.* (2018). Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *J. Veg. Sci.*, 29, 812–823.
- Vittoz, P. & Guisan, A. (2007). How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *J. Veg. Sci.*, 18, 413–422.
- Volkart, G. (2008). *Trockenwiesen und -weiden. Bewässerung.* (No. 0813). Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Volkart, G. & Godat, S. (2007). *Effets de l'arrosage sur la végétation de l'herbage 1988-2006. Analyse de la végétation après réintroduction de l'arrosage il y a 18 ans à Martisberg, Haut-Valais.* Bundesamt für Umwelt.
- Zurwerra, R. (2010). Die Wiesenbewässerung im Wallis - zwischen Tradition und Moderne. *Geomatik Schweiz Geoinformation Landmanagement*, 108.

Anhang

Anhang 1: Zeitpunkt der eingesetzten Bewässerung der Parzellen, in welchen die Dauerflächen liegen (Meier 1990).

Flächennummer	Bewässert seit
1	Mai 1989
2	Herbst 1988
3	Herbst 1988
4	Herbst 1988
5	Mai 1989
6	Mai 1989
8	Mai 1989
11	Mai 1989
12	Mai 1989

Anhang 2: Die Koordinaten und die Lokalisation der fünf analysierten Dauerflächen im Jahr 2006 (Volkart & Godat 2007). Die Koordinaten sind nach dem Koordinatensystem CH1903+ / LV95 angegeben.

Flächennr.	Ecke	X-Koordinate	Y-Koordinate	Lokalisation
1	SW	2651004.18	1137125.78	Metallrohr und Holzpfahl
1	NW	2651001.65	1137128.86	Holzpfahl
2	SW	2651005.20	1137209.36	Nicht gefunden. Metallrohr aufgrund des Hydranten und der Steine (Plan) an der wahrscheinlichsten Stelle platziert.
3	SW	2650733.33	1136978.19	Nicht gefunden. Metallrohr aufgrund der Hütte, des Hydranten und des grossen Steins (nach Plan) an der wahrscheinlichsten Stelle platziert.
7	SW	2650626.71	1137318.06	Holzpfahl
7	NW	2650624.89	1137322.45	Metallrohr und Holzpfahl
7	SO	2650630.58	1137321.37	Holzpfahl
9	SW	2650590.85	1137343.73	Metallrohr
9	NW	2650588.29	1137347.49	Holzpfahl
9	NO	2650593.27	1137350.12	Holzpfahl

Anhang 3: Genauigkeit der Lokalisation der Dauerflächen im Jahr 2021 anhand der Pläne und Koordinaten von 1988, 1989 und 2006.

Flächennr.	Genauigkeit	Lokalisation
1	+/- 10 m	Anhand der Koordinaten
2	+/- 1 m	Abstand von Hydrant 29.5 m und von Stein 14.4 m
3	+/- 0.5 m	Abstand von Haus 21.5 m und von Hydrant 14.15 m
4	+/- 5 m	Abstand von Hydrant 31.0 m
5	+/- 5 m	Abstand von Hydrant 27.9 m
6	+/- 5 m	Abstand von Haus 15.35 m, hat keinen Birnenbaum mehr
7	+/- 1 m	Metallrohr von der Ecke oben links gefunden
8	+/- 5 m	Abstand von Hydrant 22.6 m
9	+/- 10 m	Anhand der Koordinaten
10	+/- 10 m	von Lärche 18.8 m
11	+/- 10 m	Abstand von Hydrant 5 m (da Weidezaun dazwischen ist)
12	+/- 5 m	Abstand von Hydrant 30.5 m

Anhang 4: Der Mittelwert, die Standardabweichung, das Minimum und das Maximum der Umweltvariablen der Flächenpaare (10 m²).

		Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
Hangneigung	Bewässert	29.5	7.4	18	41
	Unbewässert	34.3	8.3	22	49
Südkomponente	Bewässert	- 0.8	0.2	- 1	-0.1
	Unbewässert	- 0.8	0.2	- 1	- 0.4
Bodentiefe	Bewässert	34.2	6.1	23.5	44.1
	Unbewässert	33.2	9.0	24	52.8
Mikrorelief	Bewässert	7.3	4.3	3	22
	Unbewässert	9.2	4.0	4	17

Anhang 5: Die Bewirtschaftung der Flächenpaare in Betten Egga pro Jahr.

Flächennr.	Bewässerung (Häufigkeit)	Anzahl Nutzungen	Nutzungsart	Düngung (Häufigkeit)	Düngertyp
1	4-5	2	Weide	0	-
1	(2-3) ^a	2	Weide	0	-
2	4-5	2	Wiese	1	Mist
2	0	2	Weide	0	-
3	4-5	3	Wiese, Herbstweide	0-1 ^b	Mist
3	0	0	keine	0	-
4	4-5	3	Wiese, Herbstweide	0-1 ^b	Mist
4	0	2	Weide	0	-
5	4-5	2	Wiese	1	Gülle od. Mist
5	0	0-1	Weide	0	-
6	4-5	3	Wiese, Herbstweide	0-1 ^b	Mist
6	0	2-3	Weide	0	-
7	4-5	3	Wiese, Herbstweide	0-1 ^b	Mist
7	0	2	Weide	0	-
8	4-5	3	Wiese, Herbstweide	1	Mist
8	0	2	Weide, Säuberungsschnitt	0	-
9	4-5	2	Wiese	1	Gülle od. Mist
9	0	0	keine	0	-
10	4-5	2	Wiese	1	Gülle od. Mist
10	(4-5) ^a	2	Wiese	2	Gülle und Mist
11	4-5	2	Wiese	1	Gülle od. Mist
11	(4-5) ^a	2	Wiese	1	Gülle od. Mist
12	4-5	3	Wiese, Herbstweide	0-1 ^b	Mist
12	(4-5) ^a	2	Wiese	1	Gülle od. Mist

^a Die Parzelle wurde bewässert, die Untersuchungsfläche lag jedoch ausserhalb der Reichweite der Sprinkler.

^b Die Parzelle wurde einmal alle zwei Jahre gedüngt

Anhang 6: Die Bewirtschaftung der Flächenpaare in Martisberg pro Jahr.

Flächennr.	Bewässerung (Häufigkeit)	Anzahl Nutzungen	Nutzungsart	Düngung (Häufigkeit)	Düngertyp
2	4-5	2	Weide	1	Mist
2	(4-5) ^a	2	Weide	1	Mist
3	4-5	2	Wiese	2-3	Mist und Gülle
3	0	2	Weide	0	-
4	4-5	2	Wiese	2-3	Mist und Gülle
4	0	2	Weide	0	-
5	4-5	2	Wiese	1	Mist
5	0	2	Weide, Säuberungsschnitt	0	-
6	4-5	2	Wiese	1	Mist
6	(4-5) ^a	2	Wiese	1	Mist
8	2-3	1-2	Weide	0	-
8	0	2	Weide	0	-
11	2-3	2	Wiese, Herbstweide	1	Mist
11	(2-3) ^a	2	Wiese, Herbstweide	1	Mist
12	2-3	2	Wiese, Herbstweide	1	Mist
12	(4-5) ^a	2	Weide, Säuberungsschnitt	0	-

^a Die Parzelle wurde bewässert, die Untersuchungsfläche lag jedoch ausserhalb der Reichweite der Sprinkler.

Anhang 7: Der Mittelwert, die Standardabweichung, das Minimum und das Maximum der Artenzahl auf den Dauerflächen (25 m²) von 1988 bis 2021.

Jahr	Anzahl Flächen	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
1988	12	43.8	6.6	33	55
1989	11	40.8	5.1	33	49
1990	11	39.3	4.3	34	48
1994	9	37.8	4.4	30	44
1995	10	38.1	4.4	30	44
1996	10	37.5	6.4	26	48
2006	6	38.8	5.3	34	45
2021	12	37.1	5.8	29	49

Anhang 8: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum des Shannon-Index auf den Dauerflächen von 1988 bis 2021.

Jahr	Anzahl Flächen	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
1988	12	2.7	0.4	2.1	3.5
1989	11	2.7	0.4	2.2	3.5
1990	11	2.4	0.3	1.9	2.9
1994	9	2.7	0.3	2.1	3.0
1995	10	2.6	0.2	2.2	2.9
1996	10	2.6	0.3	2.2	3.0
2006	6	2.4	0.4	1.9	2.9
2021	12	2.5	0.4	1.6	3.0

Anhang 12: Kopfdaten der Dauerflächen (10 m² und 25 m²) im Jahr 2021. Es wurden jeweils die Kopfdaten der Fläche von 10 m² erhoben. Unterschieden sich die Flächen (10 m² und 25 m²) in Bezug auf die Vegetationsstruktur wurde diese auch notiert. Die Koordinaten sind nach dem Koordinatensystem CH1903+ / LV95 angegeben.

Flächennummer	Aufnahmefläche [m ²]	X-Koordinate	Y-Koordinate	Genauigkeit [m]	Aufnahmedatum	Exposition [°]	Südkomponente	Hangneigung [°]	Mikrorelief [cm]	Bodentiefe 1 [cm]	Bodentiefe 2 [cm]	Bodentiefe 3 [cm]	Bodentiefe 4 [cm]	Bodentiefe 5 [cm]	Mittelwert Boden [cm]	Vegetationshöhh	Vegetationshöhh	Vegetationshöhh	Vegetationshöhh	Vegetationshöhh	Standardvegetationshöhe [cm]	Maximale Höhe Krautschicht [cm]	Gesamtdeckung Vegetation (%)	Deckung Krautschicht (%)	Deckung Strauchschicht (%)	Deckung Flechten (%)	Deckung Moos (%)	Deckung Streu (%)	Deckung Steine (%)	
1	10	651003	137119	8	08.06.2021	140	-0.77	36	9	18.5	19	14	31	15	19.5	4.5	28	6.5	13.5	9	12.3	90	70	70	2	0	0	50	0	
1	25																													
2	10	650999	137218	9	08.06.2021	125	-0.57	30	7	47	24.5	18	18	20.5	25.6	10	5.5	5	6.5	6	6.6	58	80	80	0	0	0	30	0	
2	25																													
3	10	650742	136983	6	08.06.2021	135	-0.71	20	3.5	25.5	26.5	26	19	20.5	23.5	18.5	16	14	17.5	16	16.4	90	97	97	0	0	0	5	0	
3	25																													
4	10	650702	137014	8	12.06.2021	170	-0.98	19	4	30	25	32.5	26.5	28	28.4	10	15.5	18	23.5	13	16	94	97	97	0	0	0	5	0	
4	25																													
5	10	650865	137483	8	12.06.2021	125	-0.57	18	5	21	27.5	33	19.5	36.5	27.5	25.5	18.5	33	28.5	17	24.5	107	97	97	0	0	0	5	0	
5	25																													
6	10	651148	137654	8	12.06.2021	126	-0.59	20	4	23.5	28	31	26	27	27.1	14	19	17	14.5	15	15.9	92	97	97	0	0	0	5	0	
6	25																													
7	10	650630	137319	8	17.06.2021	128	-0.62	29	7	23	21	56.5	40	43.5	36.8	4.5	4	4	8	4	4.9	72	75	75	0	0	0	10	0	
7	25																													
8	10	650585	137322	8	17.06.2021	142	-0.79	25	6	35.5	40	46	33.5	43.5	39.7	4	5.5	5	6.5	4	5	45	65	65	0	0	0	15	0	
8	25																													
9	10	650598	137346	6	17.06.2021	134	-0.69	29	6	7	53.5	20.5	35.5	22	27.7	4	7	4.5	4	7.5	5.4	42	88	88	0	0	0	5	0	
9	25																													
10	10	650500	137286	12	14.06.2021	132	-0.67	31	7	41.5	40	18	11	7	23.5	4	4.5	8.5	8.5	10	7.1	81	80	76	0	0	0	15	0	
10	25																													
11	10	650787	137767	6	14.06.2021	125	-0.57	26	4	30.5	29.5	32.5	29	39	32.1	29.5	19.5	8.5	21	17.5	19.2	101	88	88	0	0	0	5	0	
11	25																													
12	10	650707	137752	6	14.06.2021	134	-0.69	23	3	30	29	10	47	27	28.6	36	32	16	28	10	24.4	106	95	95	0	0	0	5	0	

Anhang 13: Kopfdaten der Flächenpaare (10 m²) 2021 in Betten Egga und Martisberg. Die Koordinaten sind nach dem Koordinatensystem CH1903+ / LV95 angegeben.

Flächennr.	Bewässerung	Ortschaft	X-Koordinate	Y-Koordinate	Genauigkeit der		Hangneigung		Mikrorelief										Standardvegetations		Maximale Höhe Krautschicht [cm]	Gesamtdeckung Vegetation (%)	Deckung Krautschicht (%)	Deckung Strauchschicht (%)	Deckung Moos (%)	Deckung Flechten (%)	Deckung Streu (%)	Deckung Steine (%)		
					Koordinaten [m]	Datum	Exposition [°]	Südkomponente [°]	[cm]	Bodentiefe	Bodentiefe	Bodentiefe	Bodentiefe	Bodentiefe	Mittelwert	f	Vegetation	Vegetation	Vegetation	Vegetation									Vegetation	Vegetation
1	B	B	649016	137308	8	09.06.21	133	-0.68	39	12	33	39.5	50	39.5	45.5	41.5	11.5	14.5	17	9.5	17.5	14	65	55	55	0	0	0	20	0
1	U	B	649033	137280	16	09.06.21	158	-0.93	43	10.5	12	23	50.5	23.5	34.5	28.7	7	6	7	12	8	8	60	85	85	0	0	0	35	0
2	B	B	649019	137148	6	15.06.21	98	-0.14	36	6	39.5	31	36.5	35.5	33	35.1	16	23.5	31	25.5	37.5	26.7	117	92	92	0	0	0	5	0
2	U	B	648972	137181	6	15.06.21	125	-0.57	44	17	26	19.5	24.5	13.5	41	24.9	9	10	5.5	9.5	5.5	7.9	71	75	75	0	0	0.001	25	0
3	B	B	648784	137128	8	13.06.21	160	-0.94	36	4	40	55	66.5	37	22	44.1	18	20	10	17.5	15	16.1	124	92	92	0	0	0	5	0
3	U	B	648766	137139	8	13.06.21	134	-0.69	39	9	18	30	32	28.5	29.5	27.6	19.5	7	5	5.5	8	9	60	80	77	0.3	0	0	41	0.05
4	B	B	648741	137084	8	13.06.21	174	-0.99	36	10	47.5	39	31	54	38.5	42	17	34	18	22	23.5	22.9	100	90	90	0.001	0	0	20	0
4	U	B	648709	137120	6	13.06.21	175	-1.00	40	16	25.5	30	38	27	30.5	30.2	11	18.5	8	8	10	11.1	82	75	75	0	0	0	30	0
5	B	B	648657	137051	9	10.06.21	162	-0.95	36	8	38.5	28.5	28	42	31	33.6	7	13.5	13.5	20	11.5	13.1	102	97	97	0	0	0	5	0
5	U	B	648650	137072	12	10.06.21	155	-0.91	49	8	33	62	23.5	53	29	40.1	6.5	8.5	11.5	12	7	9.1	73	75	80	0.2	0.2	0	35	2
6	B	B	649094	137082	8	11.06.21	155	-0.91	28	22	27.5	32	29.5	35.5	26.5	30.2	3	8	8.5	11.5	13	8.8	114	75	75	0	0	0	5	0
6	U	B	648992	137081	11	11.06.21	170	-0.98	40	15	38.5	25	25	20	11.5	24	9.5	10.5	12	8	7.5	9.5	80	75	75	0.3	0	0	30	0
7	B	B	648715	136993	6	15.06.21	180	-1.00	34	11	33.5	52	33.5	42	38.5	39.9	21	26	19	13	27	21.2	59	90	90	0.2	0	0	20	0
7	U	B	648781	136989	6	15.06.21	178	-1.00	32	9	20	18	20	22.5	46.5	25.4	19	15	6	7	6	10.6	76	70	70	0	0	0	15	0
8	B	B	648553	136969	9	11.06.21	190	-0.98	31	6	34.5	37	20	37	42.5	34.2	13	34	18	11.5	19	19.1	122	97	95	0	0	0	5	0
8	U	B	648500	136954	6	07.06.21	170	-0.98	41	13	36	10.5	22.5	52	35	31.2	12	18	7.5	9	15	12.3	88	80	85	0.1	10	0	70	0.3
9	B	B	649109	136895	16	09.06.21	127	-0.60	23	8	43	34	34	37	35	36.6	15.5	20	27.5	22.5	30	23.1	80	95	95	0	0	0	5	0
9	U	B	649191	136973	12	09.06.21	120	-0.50	38	7.5	40	58	65	36.5	31	46.1	8	11.5	15.5	8	9.5	10.5	84	80	80	0.1	0	0	20	0
10	B	B	649046	136967	8	11.06.21	175	-1.00	30	9	34	35.5	36.5	38.5	41.5	37.2	13	19.5	24	23.5	10	18	110	85	85	0.7	0	0	25	0
10	U	B	648970	136930	6	17.06.21	173	-0.99	43	7	35	20	26.5	26.5	16	24.8	10	5	13.5	16.5	8.5	10.7	104	95	95	0.2	0	0	20	0
11	B	B	648935	136856	9	10.06.21	174	-0.99	41	7	34	37.5	48	41	35.5	39.2	13	17	21	17	20	17.6	98	90	90	0	0	0	5	0
11	U	B	648980	136859	8	07.06.21	165	-0.97	28	8	21.5	27.5	23.5	37.5	20	26	5.5	6.5	6	7	7.5	6.5	90	90	90	0	0	0	50	0
12	B	B	648718	136768	13	10.06.21	175	-1.00	38	6	36	44.5	32.5	39	42	38.8	34	24	27	25	14	24.8	85	97	97	0.01	0	0	5	0
12	U	B	648701	136782	8	10.06.21	160	-0.94	39	15	43.5	27	25.5	28	45.5	33.9	13.5	7	8	8.5	9	9.2	86	70	70	0	0.001	0	30	1
2	B	M	650999	137218	9	08.06.21	125	-0.57	30	7	47	24.5	18	18	20.5	25.6	10	5.5	5	6.5	6	6.6	58	80	80	0	0	0	30	0
2	U	M	651021	137215	13	08.06.21	140	-0.77	26	6	66	34	42	51	50	48.6	15	12	10	9.5	9.5	11.2	74	75	75	0	0.1	0	20	0
3	B	M	650742	136983	6	08.06.21	135	-0.71	20	3.5	25.5	26.5	26	19	20.5	23.5	18.5	16	14	17.5	16	16.4	90	97	97	0	0	0	5	0
3	U	M	650616	136955	12	12.06.21	111	-0.36	33	7	44	25	32.5	31.5	38	34.2	14	15	12.5	14.5	12.5	13.7	86	80	80	0.1	0	0	20	0
4	B	M	650702	137014	8	12.06.21	170	-0.98	19	4	30	25	32.5	26.5	28	28.4	10	15.5	18	23.5	13	16	94	97	97	0	0	0	5	0
4	U	M	650599	136963	6	17.06.21	140	-0.77	24	6	40	12.5	19	24	33	25.7	6	8	5.5	9.5	11	8	86	90	90	0	0	0	10	0
5	B	M	650865	137483	8	12.06.21	125	-0.57	18	5	21	27.5	33	19.5	36.5	27.5	25.5	18.5	33	28.5	17	24.5	107	97	97	0	0	0	5	0
5	U	M	650752	137469	6	02.07.21	128	-0.62	23	5	45	30.5	65	9.5	16	33.2	10	9.5	12	16	14.5	12.4	120	78	78	0	0	0	12	0
6	B	M	651148	137654	8	12.06.21	126	-0.59	20	4	23.5	28	31	26	27	27.1	14	19	17	14.5	15	15.9	92	97	97	0	0	0	5	0
6	U	M	650941	137603	6	17.06.21	125	-0.57	23	4	19.5	37	27.5	19	25.9	8	8	8.5	6	12	8.5	84	97	95	0	0	0	7	0.1	
8	B	M	650585	137322	8	17.06.21	142	-0.79	25	6	35.5	40	46	33.5	43.5	39.7	4	5.5	5	6.5	4	5	45	65	65	0	0	0	15	0
8	U	M	650624	137414	6	14.06.21	138	-0.74	29	6	31.5	54.5	53	53	43	47	13	17.5	11	17	11.5	14	85	85	85	0.3	0	0	10	0
11	B	M	650787	137767	6	14.06.21	125	-0.57	26	4	30.5	29.5	32.5	29	39	32.1	29.5	19.5	8.5	21	17.5	19.2	101	88	88	0	0	0	5	0
11	U	M	650817	137712	8	14.06.21	118	-0.47	22	5	32	40.5	32	36.5	29.5	34.1	5	10	12.5	7.5	10	9	80	97	97	0	0	0	5	0
12	B	M	650707	137752	6	14.06.21	134	-0.69	23	3	30	29	10	47	27	28.6	36	32	16	28	10	24.4	106	95	95	0	0	0	5	0
12	U	M	650674	137804	6	14.06.21	169	-0.98	30	10	57	46.5	50	59	51.5	52.8	8	11.5	14	15.5	14	12.6	72	90	88	2.05	0	0	12	0

Elektronischer Anhang

Die folgenden elektronischen Anhänge sind auf Complensis einsehbar.

- E 1: Pläne der Dauerflächen von 1988 und 1989 (Meier 1990).
- E 2: Kopfdaten der 12 Dauerflächen von 1988 und 2021.
- E 3: Kopfdaten der Dauerflächen von 1988 und 2021, ohne die Flächen Nr. 5, 6 und 11.
- E 4: Kopfdaten der Dauerflächen von 1988 bis 2021.
- E 5: Kopfdaten der Flächenpaare 2021 in Betten Egga und Martisberg.
- E 6: R-Skript der Dauerflächen.
- E 7: R-Skript der Flächenpaare.