



ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN

DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT

INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

# **Vergleich von Beweidung und Mahd in Flachmooren des Naturparks Gantrisch**

Bachelorarbeit

von

**Pascal Reutimann**

Bachelorstudiengang Umweltingenieurwesen

Abgabedatum: 13. Januar 2022

**FachkorrektorInnen:**

Prof. Dr. Jürgen Dengler  
ZHAW Life Science und Facility Management  
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen  
Schloss  
8820 Wädenswil

Dr. Regula Billeter  
ZHAW Life Science und Facility Management  
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen  
Schloss  
8820 Wädenswil

## Impressum

- Schlagworte: Beweidung, Calthion, Diversitätsindex, Feuchtgrünland, Flachmoor, Flachmoorbewirtschaftung, Mahd, Schweizer Voralpen
- Autor: Pascal Reutimann  
Seestrasse 27  
8820 Wädenswil / ZH  
reutipas@students.zhaw.ch
- Herausgeber: Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW)  
Life Science und Facility Management (LSFM)  
Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen (IUNR)  
CH-8820 Wädenswil
- Zitiervorschlag: Reutimann, P. (2022). Vergleich von Beweidung und Mahd in Flachmooren des Naturparks Gantrisch. *Bachelorarbeit ZHAW*, unveröffentlicht, 28 S.

## Danksagungen

Ich danke den beiden Betreuer\*innen meiner Bachelorarbeit Jürgen Dengler und Regula Billeter für die umfassende Unterstützung im Verlauf meiner Arbeit und Stefan Widmer für die Hilfestellungen bezüglich der statistischen Auswertung. Fabian Reichenbach vom Naturpark Gantrisch bin ich dankbar für die koordinatori-sche Unterstützung im Untersuchungsgebiet und Heidi Schlosser vom Amt für Natur des Kantons Bern für die verschiedensten Auskünfte. Zudem möchte ich allen Landwirt\*innen für die Erlaubnis, auf ihren Flächen zu arbeiten, danken.

## Zusammenfassung

Flachmoore gehören zu den am stärksten bedrohten Landlebensräumen und sind einem Verlust ihrer einzigartigen Artenzusammensetzung ausgesetzt. Beweidung und Mahd sind wichtige Instrumente im Naturschutzmanagement, insbesondere für die Bewirtschaftung der Flachmoore. Das Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es, den Einfluss von Beweidung und Mahd auf die Diversität und Artenzusammensetzung der Flachmoorvegetation zu untersuchen und einander gegenüberzustellen. Dazu wurden 36 Vegetationsaufnahmen in gemähten und beweideten, montan-subalpinen Flachmooren der Schweizer Voralpen innerhalb der Moorlandschaft Gantrisch durchgeführt und paarweise verglichen. Es wurde getestet, ob sich Diversitätsindizes, die Häufigkeit einzelner Arten, verschiedene gemessene Parameter, mittlere ökologischen Zeigerwerte und funktionelle Merkmale zwischen den Bewirtschaftungsformen unterscheiden. Zudem wurden eine Vegetationsklassifikation und eine trendbereinigte Korrespondenzanalyse (DCA) durchgeführt. Die Bewirtschaftungsform hatte keinen Einfluss auf die Artenzahl, den Shannon-Index und die Evenness. Das maximale Mikrorelief, die Vegetationshöhe, die Nährstoffzahl, die gemeinschaftsgewichtete mittlere Kronenhöhe sowie der Anteil an Konkurrenzstrategen und Hemikryptophyten waren signifikant grösser unter Beweidung, während die Licht- und Durchlüftungszahl sowie der Anteil an Ruderalstrategen und Geophyten unter Mahd signifikant grösser ausfielen. Unter Beweidung waren mit *Cirsium oleraceum*, *Filipendula ulmaria*, *Geum rivale* und *Juncus effusus* Arten der nährstoffreichen Feuchtwiesen häufiger und Mahd begünstigte mit *Plantago lanceolata* und *Trifolium pratense* Arten der Heuwiesen tieferer Lagen. Beweidung fördert klar hochwüchsige Vegetation, während bezüglich Nährstoffverhältnissen weitere Untersuchungen gemacht werden müssten. Sowohl Mahd als auch Beweidung sind auf die Landschaftsebene bezogen für die floristische Vielfalt im Moor unverzichtbar und abschliessend kann keine der beiden Bewirtschaftungsformen der anderen vorgezogen werden. Die Vegetationsklassifikation zeigt, dass trotz dem Vorkommen entsprechender Charakterarten keine vollständig ausgebildeten Kleinseggenriede vorhanden sind. Im Hinblick auf die Kleinseggenriede als Zielvegetation sollte die floristische Entwicklung der Flachmoore in der Moorlandschaft Gantrisch beobachtet werden.

## Abstract

Fens are among the most threatened terrestrial habitats and are subject to a loss of their unique species composition. Grazing and mowing are important tools in nature conservation management, especially for the management of fens. The aim of the present study is to investigate and compare the influence of grazing and mowing on the diversity and species composition of fen vegetation. For this purpose, 36 vegetation plots were sampled in mown and grazed montane-subalpine fens of the Swiss Pre-Alps within the Gantrisch mire landscape and then were compared in pairs. It was tested whether diversity indices, the frequency of individual species, measured parameters, mean ecological indicator values and functional traits differed between the management types. In addition, a vegetation classification and a detrended correspondence analysis (DCA) were carried out. The management type had no influence on species number, Shannon index and evenness. Maximum microrelief, vegetation height, nutrient number, community-weighted mean of canopy height and the proportion of competitive strategists and hemicryptophytes were significantly higher with grazing, while light and aeration number and the proportion of ruderal strategists and geophytes were significantly higher with mowing. *Cirsium oleraceum*, *Filipendula ulmaria*, *Geum rivale* and *Juncus effusus*, species of nutrient-rich wet

meadows, were more frequent under grazing, and mowing favoured *Plantago lanceolata* and *Trifolium pratense*, species of hay meadows of lower altitudes. Grazing clearly promotes tall vegetation, while further studies would have to be carried out regarding the nutrient ratios. Both mowing and grazing are essential for the floristic diversity in the fens at the landscape level. In conclusion, neither of the two management types can be preferred to the other. The vegetation classification shows that, despite the presence of corresponding characteristic species, there are no fully developed small sedge meadows. Regarding the small sedge meadows as target vegetation, the floristic development of the fens in the Gantrisch mire landscape should be observed.

# Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung .....	3
Inhaltsverzeichnis .....	4
1 Einleitung.....	5
2 Methoden.....	7
2.1 Untersuchungsgebiet.....	7
2.2 Vegetationsökologische Datenerhebung.....	8
2.3 Statistische Methoden .....	9
3 Resultate .....	11
3.1 Gemessene Parameter.....	11
3.2 Biodiversität .....	12
3.3 Häufigkeit von Einzelarten.....	12
3.4 Ökologische Zeigerwerte und CSR-Strategien.....	13
3.5 Funktionelle Merkmale und Lebensformen .....	13
3.6 Ordination .....	14
3.7 Vegetationsklassifikation .....	14
4 Diskussion .....	16
4.1 Aussagekraft.....	16
4.2 Einfluss auf die Biodiversität.....	16
4.3 Einfluss auf die Artenzusammensetzung .....	16
4.4 Ordination .....	20
4.5 Gegenwärtige vs. erwünschte Vegetation.....	20
4.6 Schlussfolgerungen .....	21
5 Literaturverzeichnis .....	23
Anhang.....	28

## 1 Einleitung

Moore stellen einzigartige Lebensräume dar und beherbergen viele seltene Pflanzen und Tiere. Europaweit ist die Mehrheit der Moor-Lebensraumtypen gefährdet (Janssen et al., 2016). Die Gründe dafür sind vielfältig: hydrologische Veränderungen (Schrautzer et al., 2019), Eutrophierung (Hájek et al., 2015), globaler Klimawandel (Herrera-Pantoja et al., 2012; Essl et al., 2012; Swindles et al., 2019) und Aufgabe der extensiven Nutzung (Diemer et al., 2001; Opdekamp et al., 2012; Joyce, 2014).

Aufgrund von Torfabbau und Intensivierung der Landwirtschaft sind während des letzten Jahrhunderts etwa 85% der Schweizer Moore verschwunden (Lachat et al., 2010) und sie gehören heute zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen (Delarze et al., 2016). Trotz des flächenmässig kleinen Anteils kommt in den Hoch- und Flachmooren ein grosser Anteil aller schweizweit gefährdeten Gefässpflanzen vor (Klaus et al., 2007; Bornand et al., 2016). Der Rückgang der Moorflächen in der Schweiz konnte zwar dank der Unterschutzstellung gebremst werden, jedoch besteht weiterhin ein Qualitätsverlust (Klaus et al., 2007; Küchler et al., 2018). Hauptursache für die nach wie vor negative Entwicklung der Schweizer Moore sind Nährstoffzunahme, Austrocknung und schlechter werdende Lichtverhältnisse (Graf et al., 2010; Bergamini et al., 2019). Schweizweit nimmt die Fläche der torfbildenden Flachmoore (basische und saure Kleinseggenriede, Grossseggenriede) zugunsten der nicht torfbildenden Flachmoore (Feuchtwiesen, Spierstaudenfluren) ab (Klaus et al., 2007). Bei den Flachmooren führte insbesondere die Zunahme der Gehölzdeckung sowie ein gestörter Wasserhaushalt zur Abnahme von Feuchtigkeit, Licht und Lebensraumspezialisten (Bergamini et al., 2019). In der ursprünglichen Naturlandschaft unterhalb der Waldgrenze, waren die heute geschützten Flachmoorlebensräume (z. B. *Caricion davallianae*) mehrheitlich bewaldet (Egloff et al., 2002). Es entspricht der heutigen Naturschutzmotivation, diese durch anthropogene Nutzung geschaffenen Lebensräume offen zu halten und somit eine kleinräumige Biodiversität in der Kulturlandschaft zu fördern. Daher ist in der Schweiz in den Flachmooren eine extensive landwirtschaftliche Nutzung erwünscht.

Die Grünlandbewirtschaftung hat, abhängig vom Nutzungstyp und der Region, unterschiedlichen Einfluss auf den Artenreichtum und die Zusammensetzung der Pflanzen (Socher et al., 2013). Zum Beispiel scheinen in urbanen Gebieten Nährstoffveränderungen im Grünland eher auf Nutzungsänderungen zurückgeführt werden können (Kumpli et al., 2021), während in ländlichen Gebieten die Nährstoffverhältnisse im Grünland durch umliegendes, intensiv genutztes Landwirtschaftsland beeinflusst ist (Charmillot et al., 2021). In der Grünlandbewirtschaftung steht oft die Frage im Raum, welche der zwei Hauptnutzungstypen, Beweidung oder Mahd, positivere Auswirkungen auf den Naturschutz hat (siehe Tälle et al., 2016). Besonders relevant ist diese Thematik für die Bewirtschaftung der Flachmoore.

Die hydrologischen Bedingungen, die chemischen Eigenschaften und charakteristischen Biota von degradierten Mooren können u. a. durch Mahd und extensive Beweidung verbessert werden (Rowland et al., 2021). Diverse Studien zeigen, dass Mahd ein effektives Mittel ist, um selbst nach längerer Nutzungsaufgabe die Pflanzengemeinschaft in Flachmooren wiederherzustellen (Peintinger & Bergamini, 2006; Billeter et al., 2007; Horak & Safarova, 2015; Galvánek et al., 2015). Durch Beweidung kann ebenfalls der Schilf- und Gehölzausbreitung in Mooren entgegengewirkt werden (Mirski, 2021). Eine Aufgabe der Weidenutzung führt zu einem Rückgang der floristischen Qualität und von spezialisierten und seltenen Moorarten (Bart, 2021). Auch in gemähten Moorflächen ist eine wiederkehrende Mahd notwendig, wenn die Flächen vor Verbuschung geschützt

werden sollen (Menichino et al., 2016; Canella et al., 2020). Mahd kann zu einer höheren Abundanz moortypischer Gefässpflanzenarten führen (Sundberg, 2012) und der Artenreichtum der Moorvegetation wird im Allgemeinen erhöht (Menichino et al., 2016).

Beide Bewirtschaftungsmethoden prägen die Landschaft auf unterschiedliche Weise. Während die Mahd homogene Vegetationen schafft, sind Weiden topografisch sehr strukturreich (Rüsiņa, 2017). Traditionell wird im Flachmoormanagement die Mahd gegenüber der Beweidung empfohlen (Klaus et al., 2007). Bei einem Vergleich von gemähten und beweideten Moorflächen kann die Artenzahl sowohl in den Wiesen (Stammel et al., 2003), als auch in den Weiden (Voss, 2001) höher ausfallen. Ein Vorteil der Beweidung ist, dass das Vieh nährstoffreiche Arten des Wirtschaftsgrünlands bevorzugt, und mit diesem selektiven Fressverhalten die Flachmoorarten mit geringerem Futterwert verschont (Voss, 2001). Weisen die nährstoffreichen Arten jedoch eine schlechte Regeneration auf oder findet eine zu intensive Beweidung statt, kann dies die Rinder dazu zwingen, dennoch die nährstoffarme Flachmoorvegetation zu beweideten (Güsewell et al., 2007). Zudem ist es möglich, dass die Beweidung zu höheren Nährstoffzahlen im Moor führt (Küchler et al., 2009), oder einen Verlust der primären Moorvegetation einleitet (Sienkiewicz-Paderewska et al., 2020). Ein weiterer Streitpunkt ist, ob die Kuhtritte förderlich oder schädlich für die Moorvegetation sind. So wurde von Spitale (2021) beobachtet, dass aufgrund von Kuhritten die Moosgemeinschaft und seltene Moosarten abgenommen haben. Intensive Beweidung kann zudem durch die vielen Trittschäden zu Veränderungen im Wasserhaushalt des Bodens führen (Middleton et al., 2006). Andererseits können Kuhtritte wiederum ein Potenzial für Störstellenbesiedler wie z. B. *Carex echinata* sein (Voss, 2001).

Trotz der extensiven Bewirtschaftung der Moore verschlechtert sich ihr Zustand in der Schweiz nach wie vor (Bergamini et al., 2009). Deshalb ist es wichtig, den Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsmethoden auf den Zustand der Moorvegetation zu kennen, damit entsprechende Massnahmen angepasst werden können.

Der Kanton Bern weist mit 4'011 ha einen hohen Anteil an den landesweit insgesamt 19'223 ha Flachmoorflächen nationaler Bedeutung auf (Bonnard et al., 2015). Ein grosser Teil davon liegt in der Moorlandschaft nationaler Bedeutung des regionalen Naturparks Gantrisch. Die Bewirtschaftung von 90 % der Flachmoore im Naturpark Gantrisch sind nach dem NHG (Natur- und Heimatschutzgesetz) vertraglich gesichert (Hintermann & Weber & UNA, 2017). Die Flächen werden entweder beweidet oder als Heu- oder Streuwiesen genutzt. Der Naturpark Gantrisch arbeitet eng mit den Landwirt\*innen zusammen (Bär et al., 2020), und kann daher Naturschutzziele im integrativen Ansatz erreichen.

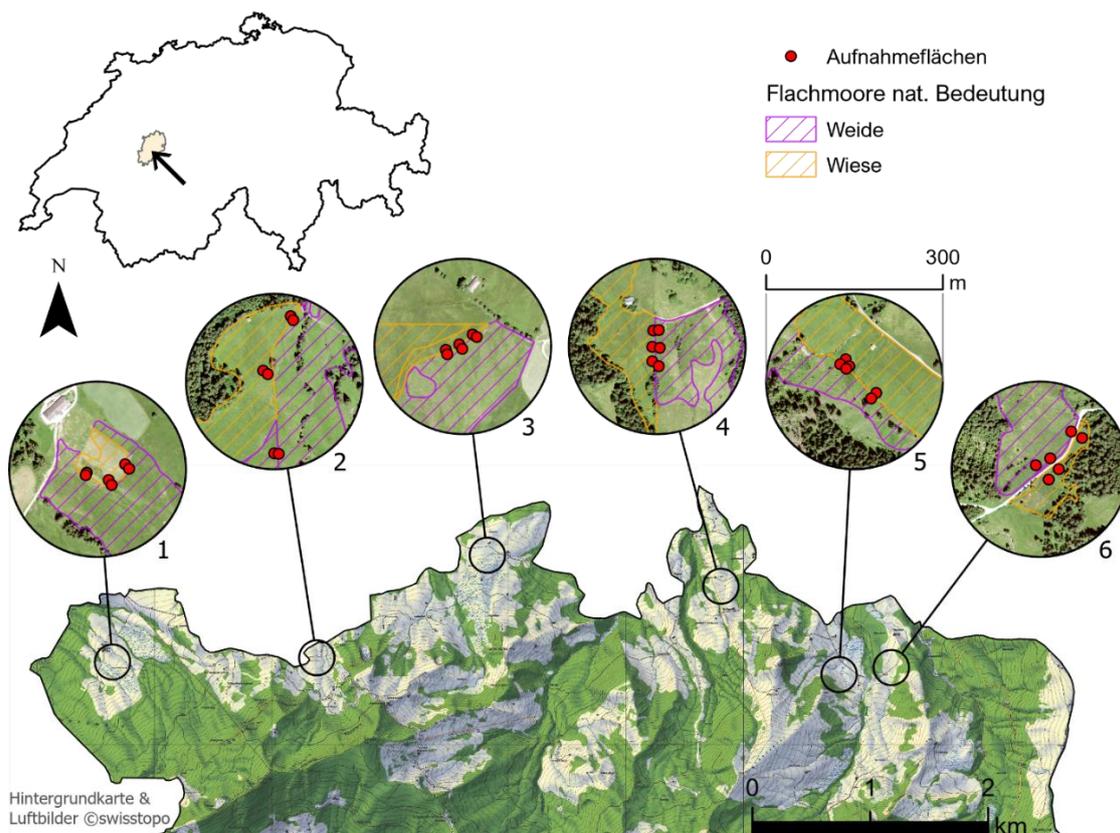
Um den regionalen Naturpark Gantrisch in der Ausführung der floristischen Schutzprojekte zu unterstützen, wurde im Rahmen dieser studentischen Arbeit untersucht, wie sich unterschiedliche Bewirtschaftungsformen in Flachmoorhabitaten auf die lokale Vegetation auswirken. Dafür wurden mit insgesamt 36 Vegetationsaufnahmen paarweise die Gefässpflanzen von gemähten und beweideten Flachmooren erfasst. Die erhobenen Vegetationsdaten wurden auf Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung in den Diversitätsindizes, den ökologischen Zeigerwerten und weiteren funktionellen Merkmalen getestet.

## 2 Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Flächen liegen innerhalb der Moorlandschaft von nationaler Bedeutung Gurnigel/Gantrisch im Kanton Bern (Schweiz), welche wiederum Teil des regionalen Naturparks Gantrisch ist (Abb. 1). Die rund 4500 ha grosse, und damit eine der schweizweit grössten Moorlandschaften, umfasst 32 ha Flachmoore regionaler Bedeutung und 718 ha nationaler Bedeutung sowie 36 ha Hoch- und Übergangsmoore. Die Untersuchungsflächen befinden sich im nördlichen Teil der Moorlandschaft und decken eine Nord-Süd Ausdehnung von 1 km (46.759 – 46.749 Nord) und eine Ost-West Ausdehnung von knapp 7 km (7.355 – 7.443 Ost) ab. Sie liegen auf dem Gemeindegebiet Rüscheegg und Guggisberg und betreffen die Flachmoor-Bundesinventarobjekte Horbüelallmid/Schwantenbüelallmid (Nr. 3097), Schwarzenbühl/Fettbeder (Nr. 3099) und Ruuschi/Margerbad (Nr. 3100). Die Aufnahmen liegen zwischen 1100 und 1350 m ü. M. in den nördlichen Voralpen auf oberer montaner bis subalpiner Höhenstufe.

Das Untersuchungsgebiet gehört zur tektonischen Einheit der Gurnigel-Decken, angrenzend an die subalpine Molasse (Swiss Geoportal, 2021). Die Gurnigel-Decken bestehen an der Basis aus Mélange und sind ansonsten durch Flysch (Sand- und Mergelstein) geprägt (Gnägi & Labhart, 2017). Dieser Untergrund ist wasserstauend und fördert somit die Moorbildung (Steiner et al., 2002). Aufgrund des weichen, flyschigen Untergrundes und des steilen Geländes sind zudem einige Rutschgebiete mit Hangschutt vorhanden (Swiss Geoportal, 2021).



**Abb. 1:** Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes. Oben: Lage der Moorlandschaft innerhalb des Naturparks Gantrisch (hellgelbe Fläche) in der Schweiz, Unten: Lage der sechs Standorte innerhalb der Moorlandschaft nat. Bedeutung, Mitte: Positionierung der Aufnahmeflächen innerhalb der Flachmoore. Karten und Luftbilder © swisstopo

Es herrscht ein atlantisches Klima mit einer Niederschlags-Jahressumme von 1151 mm und einem Temperatur-Jahresmittel von 8 °C (10-Jahres Durchschnitte von 2011 – 2020), gemessen in der 10 km entfernten Wetterstation bei Plaffeien auf 1042 m ü. M. (MeteoSchweiz, 2021). Die Niederschlagsmenge ist damit durchschnittlich höher als im Mittelland. Der nördliche Teil der Moorlandschaft setzt sich mosaikartig aus Wald und Offenland zusammen, welches von den Flachmooren dominiert wird. Im Ostteil befinden sich zudem einige kleinere Hochmoore, welche jedoch nicht Teil der Untersuchungsflächen sind. Gemäss den kantonalen Geodaten handelt es sich bei den untersuchten Standorten 1, 6 und Wiesen-Standort 4 um Kleinseggenriede und bei den übrigen Standorten um nährstoffreiche Feuchtwiesen (pers. Mitt. Heidi Schlosser, Sachbearbeiterin Inventare und Verträge, Abteilung Naturförderung, Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern).

### **Nutzung**

Für die Flachmoore der Moorlandschaft bestehen Naturschutzverträge mit den Bewirtschaftenden und sie werden entweder beweidet oder als Heu- oder Streuwiesen genutzt. Der früheste Schnittzeitpunkt der Wiesen ist der 15. Juli. Die Weideflächen werden ab Mai/Juni bis in den Herbst mit Aufzuchtrindern, Mutter- und Milchkühen verschiedener Rassen (Simmentaler, Swiss-Fleckvieh, Limousin) extensiv beweidet. Bei Standort 4 wurde im Jahr 2021 das erste Mal mit Schafen (Umtriebsweide) beweidet. Bei den beweideten Flächen der Standorte 1–3 findet nebst der Beweidung ein jährlicher Pflegeschnitt statt. Auf gewissen Flächen (Standorte 2, 3, 5 und Weide Standort 4) war zudem bis ins Jahr 2018 eine leichte Mistgabe erlaubt. Informationen zu Nutzungsart und den Bewirtschaftungsverträgen stammen von Heidi Schlosser, Sachbearbeiterin Inventare und Verträge, Abteilung Naturförderung, Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern. Spezifischere Informationen zur Bewirtschaftung wurden direkt bei den Bewirtschaftenden eingeholt.

## **2.2 Vegetationsökologische Datenerhebung**

Um andere, für die Untersuchungen nicht relevante Aspekte, möglichst auszuklammern, wurden die Untersuchungsflächen gemäss folgenden Kriterien ausgewählt: (1) die Flächen liegen innerhalb des Perimeters der Flachmoore nationaler Bedeutung; (2) die Flächen weisen eine Nutzungsgrenze zwischen gemähten und beweideten Flachmooren auf; (3) die aktuelle Bewirtschaftung besteht möglichst seit mind. zehn Jahren. Gemäss diesen Kriterien wurden insgesamt sechs geeignete Standorte ermittelt, an welchen jeweils drei Wiesen-Weide-Paare (sechs Aufnahmeflächen), also insgesamt 18 Paare (36 Aufnahmeflächen), erhoben wurden (Abb. 1 und Anhang E).

Die Aufnahmen wurden jeweils paarweise erhoben. Der Abstand einer Aufnahmefläche zur Nutzungsgrenze wurde auf 5 m gesetzt. Um die Vielfältigkeit im Moor abzudecken, wurden anhand von Luftbildern die Plots möglichst gleichmässig entlang der Nutzungsgrenze verteilt. Bei vor Ort vorgefundenen veränderten Bedingungen (z. B. Bäume, topografisch deutliche Erhebung ohne Moorvegetation) wurden die Aufnahmeflächen entlang der Nutzungsgrenze unter Einhaltung folgender Kriterien verschoben: Mind. 5 m bzw. max. 10 m Abstand zur Nutzungsgrenze, mind. 20 m seitlicher Abstand zwischen den Flächen-Paaren, mind. 5 m vom Wiesen- / Weiderand und mind. 5 m von Hindernissen (Gehölzen, offenen Felsflächen, Gewässern) entfernt.

Die Aufnahmen wurden in Quadraten von 10 m<sup>2</sup> vom 11. – 20. Juni 2021 durchgeführt. Die Quadrate wurden parallel zur Nutzungsgrenze ausgerichtet, die geografischen Koordinaten erfasst (Galaxy Tab S4, Genauigkeit

+/- 3 m) und mit einem vergrabenen Magneten für wiederholende Untersuchungen permanent markiert (vom Start bzw. tiefster Plotnr. entfernte Ecke auf der Seite der Nutzungsgrenze).

Innerhalb der Aufnahmeflächen wurden alle Gefässpflanzen bestimmt und ihr prozentualer Deckungsanteil auf einer kontinuierlichen Skala geschätzt. Es wurden die folgenden weiteren Deckungsgrade geschätzt: gesamte Vegetation, Krautschicht, Moosschicht und Streuschicht. Für jede Fläche wurden zudem folgende Parameter gemessen: Hangneigung, Exposition, standardisierte Bodentiefe, maximales Mikrorelief, maximale und standardisierte Vegetationshöhe (für Details siehe Dengler et al., 2016). Zusätzlich wurden innerhalb der Aufnahmefläche an fünf Stellen Moos- und Bodenmischproben (10 cm Tiefe) genommen und anschliessend luftgetrocknet. Der pH-Wert der Bodenmischproben wurde später mittels einer Multisonde (Hanna Instruments, Typ HI-991300) in destilliertem Wasser (Verhältnis 10:25 mg) gemessen. Auf eine taxonomische Bestimmung und Auswertung der Moose wurde aus Zeitgründen verzichtet.

Alle im Feld erhobenen Daten wurden digital mit der FlorApp (Android, V 2.6.1) von Info Flora erfasst (Info Flora, 2021). Die floristische Ansprache erfolgte mittels der App-Versionen von generativen und vegetativen Nachschlagwerken (Bornand et al., 2018; Lauber et al., 2018; Eggenberg & Möhl, 2020). Die Taxonomie und Nomenklatur folgt der Checkliste 2017 (Juillerat et al., 2017).

### 2.3 Statistische Methoden

Folgende im Feld erhobenen Umweltparameter dienten dazu, den Einfluss anderer Faktoren als die Bewirtschaftungsmethode möglichst auszuschliessen: Höhenlage, Hangneigung, Exposition, pH, mittlere Bodentiefe und Variation der Bodentiefe. Für die statistische Auswertung wurden die Grad-Werte der Exposition in die Südkomponente der Exposition umgerechnet. Bei diesen Parametern wurden daher keine signifikanten Unterschiede zwischen den Mahd- und Weide-Aufnahmen erwartet.

Für die Beurteilung der Diversität wurden Artenzahl, Shannon-Index und Shannon-Evenness mittels den Funktionen *specnumber* und *diversity* (*vegan*-Package) im Programm R (V. 4.1.0, R Core Team (2021)) berechnet. Mittels *VegeDaz* (V. Oktober 2019, Küchler (2019)) wurden für jede Aufnahme die mit der Quadratwurzel der Deckung gewichteten Mittel verschiedener ökologischer Zeigerwerte, der CSR-Strategietypen und der Samenüberdauerung (siehe Tab. 1) aus Landolt et al. (2010) berechnet. Für die Auswertung der CSR-Strategien nach Grime (1977) wurden die numerisch übersetzten Werte der Konkurrenz-, Stress- und Ruderalzahlen verwendet. Die Lebensformen wurden zu übergeordneten Gruppen aggregiert, und dabei Arten mit Doppelangaben gleichmässig aufgeteilt. Auf signifikante Unterschiede wurden nur die Gruppen mit den grössten Anteilen getestet. Bezüglich Diasporenausbreitung wurde ausschliesslich die Zoochorie (Aggregation von Epi- und Endochorie) untersucht. Für die Lebensform und Diasporenausbreitung wurden die gemeinschaftsgewichteten Mittelwerte (CWMs) mit der Funktion *functcomp* (*FD*-Package) berechnet. Zudem wurden die CWMs der funktionellen Merkmale (spezifische Blattfläche (SLA), Kronenhöhe und Samenmasse) nach dem Schema der Blatt-Höhe-Samen-Strategie (LHS) von Westoby (1998) berechnet. Die Daten dazu wurden von der LEDA-Datenbank (Kleyer et al., 2008) bezogen und mit  $\log_{10}$  standardisiert.

Mit einer trendbereinigten Korrespondenzanalyse (DCA) wurden die Ähnlichkeitsbeziehungen unter den Aufnahmeflächen und der Arten grafisch dargestellt. Es wurde dazu die Funktion *decorana* (*vegan*-Package, Standardeinstellungen) verwendet. Um die potenziell zugrundeliegenden Faktoren zu identifizieren, wurden

die Zeigerwerte und Strategietypen mittels der Funktion *envfit* (*vegan*-Package, Standardeinstellungen) mit den Ordinationsachsen korreliert und die signifikanten Korrelationen ( $p_{\max} = 0.001$ ) nachträglich der Ordinationsgrafik hinzugefügt.

Um die Unterschiede der Umweltparameter, Biodiversität, Zeigerwerte, Strategietypen und funktionellen Merkmale zwischen Mahd und Beweidung auf ihre Signifikanz zu testen, wurde ein gepaarter Welch-*t*-Test verwendet. Mit einem Binominaltest wurde zudem untersucht, welche Arten bei welcher Bewirtschaftungsform häufiger vorkommen. Für alle statistischen Analysen wurde R (V. 4.1.0, R Core Team (2021)) verwendet.

Des Weiteren wurde für jede Aufnahme­fläche eine überwachte Klassifikation nach Delarze et al. (2015) mittels *Vege­daz* durchgeführt. Die Arten wurden mit der numerischen Umsetzung des Bottom-up-Ansatzes von Delarze et al. (2015), wie von S. Eggenberg vorgeschlagen (siehe Dengler et al., 2019), klassifiziert. Die Werte der in *Vege­daz* angegebenen Ränge wurden in Prozent der jeweils drei wahrscheinlichsten Vegetationstypen umgerechnet. Die Einstufung der Zugehörigkeit einzelner Arten zu bestimmten Lebensräumen folgte den textlichen Listen von Delarze et al. (2015).

**Tab. 1:** Alle für die Auswertung verwendeten, nicht im Feld erhobenen Parameter. Die Daten zu den LHS-Strategietypen (Spezifische Blattfläche, Kronenhöhe und Samenmasse) stammen aus Kleyer et al. (2008), die übrigen Parameter stammen aus Landolt et al. (2010). Unter Mahdverträglichkeit wird die Toleranz gegenüber Mahd und Beweidung zusammengefasst (Landolt et al., 2010).

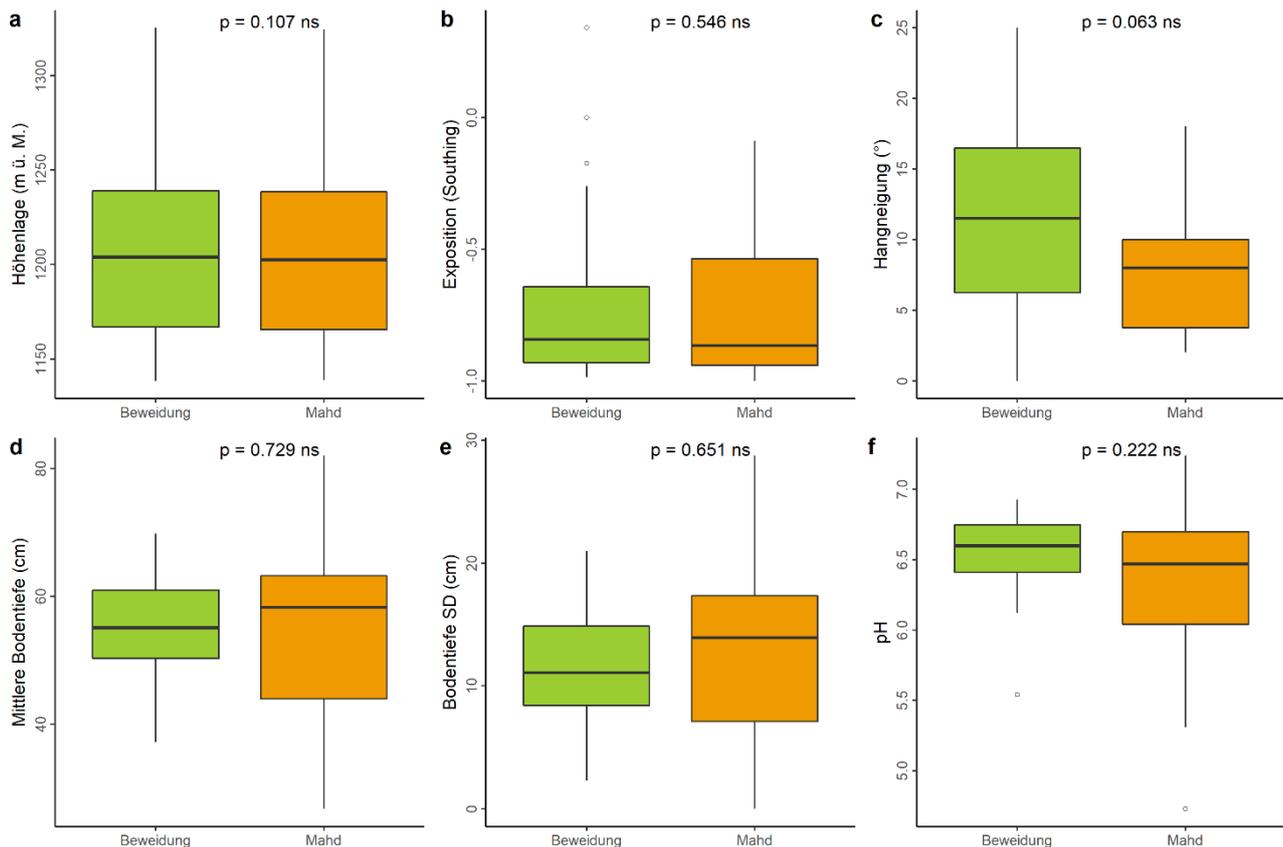
Kategorie	Parameter	Skala
Ökologische Zeigerwerte	Temperatur	1 - 5
	Kontinentalität	1 - 5
	Licht	1 - 5
	Feuchte	1 - 5
	Reaktion	1 - 5
	Nährstoff	1 - 5
	Humus	1 - 5
	Durchlüftung	1 - 5
	Mahdverträglichkeit	1 - 5
CSR-Strategietypen	Konkurrenz	0 - 3
	Stresstoleranz	0 - 3
	Ruderal	0 - 3
Funktionelle Merkmale (kategorial und ordinal)	Samenüberdauerung	1 - 5
	Diasporenausbreitung	Zoochorie (Epi- & Endochorie)
	Lebensform	Geophyt, Hemikryptophyt, Therophyt, Phanerophyt, Chamaephyt
Funktionelle Merkmale (metrisch)	Spezifische Blattfläche	mm <sup>2</sup> /mg
	Kronenhöhe	m
	Samenmasse	mg

### 3 Resultate

#### 3.1 Gemessene Parameter

##### Kontrollparameter

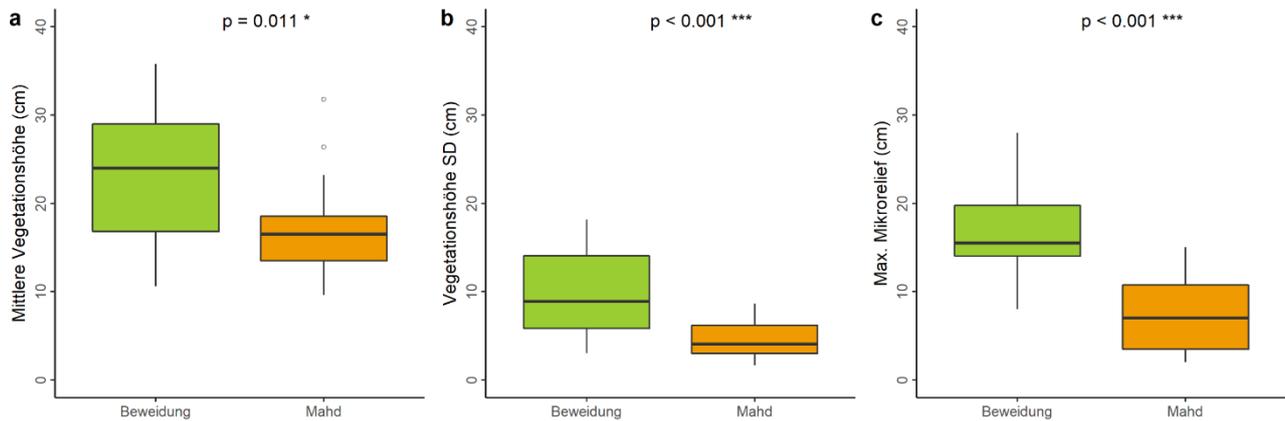
Die Parameter Höhenlage, Hangneigung, Südkomponente der Exposition, pH, mittlere Bodentiefe und Variation der Bodentiefe zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung (Abb. 2). Der Einfluss einer dieser abiotischen Umweltfaktoren auf die nachfolgenden Auswertungen kann somit ausgeschlossen werden.



**Abb. 2:** Im Feld erfasste Umweltparameter, bei welchen aufgrund des Stichprobendesigns keine Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung erwartet wurde.

##### Strukturparameter

Von den im Feld gemessenen Parameter zeigten das maximale Mikorelief, die Variation der Vegetationshöhe und die mittlere Vegetationshöhe signifikant höhere Werte bei Beweidung als bei Mahd (Abb. 3). Das maximale Mikorelief war in den Weiden durchschnittlich doppelt so gross wie in den Wiesen (Anhang C). In der maximalen Vegetationshöhe, im Gesamtdeckungsgrad und den einzelnen Schichtdeckungsgraden wurden keine Unterschiede festgestellt (Anhang C).



**Abb. 3:** Im Feld erfasste Strukturparameter, bei welchen ein Einfluss der Nutzungsform festgestellt wurde.

### 3.2 Biodiversität

Insgesamt wurden 110 Gefäßpflanzenarten gefunden, davon 96 in den Wiesen und 87 in den Weiden. Über alle untersuchten Flächen hinweg, wurden keine signifikanten Unterschiede in den Biodiversitätsindizes (Artenzahl ( $p = 0.951$ ), Shannon ( $p = 0.613$ ) und Shannon-Evenness ( $p = 0.435$ )) festgestellt (Anhang C). Die mittlere Artenzahl lag für beide Nutzungstypen bei 30 Arten (Anhang C).

### 3.3 Häufigkeit von Einzelarten

Auf Artenniveau wurden signifikante Unterschiede für acht Arten gefunden (Tab. 2). Fünf Arten (*Cirsium oleraceum*, *Filipendula ulmaria*, *Geum rivale*, *Juncus effusus* und *Veronica chamaedrys*) kamen deutlich häufiger in beweideten Flächen vor und drei Arten (*Plantago lanceolata*, *Rhinanthus minor* und *Trifolium pratense* subsp. *pratense*) in gemähten Flächen.

Innerhalb der Aufnahmeflächen wurden keine gefährdeten Arten beobachtet. Einzig drei potenziell gefährdete (NT) Arten (*Carex distans*, *Dactylorhiza incarnata* subsp. *incarnata*, *Ranunculus flammula*) wurden in den beweideten Flächen festgestellt. Zudem waren folgende Charakterarten und dominanten Arten der Kleinseggenriede vorhanden: *Carex davalliana*, *Carex panicea*, *Eriophorum latifolium* des *Caricion davallianae*, und *Carex canescens*, *Carex echinata*, *Carex nigra* des *Caricion fuscae*, sowie fünf weitere Begleitarten der

**Tab. 2:** Liste der Arten, die bei einer der Nutzungsformen signifikant mehr auftraten. Frequenz: Anzahl Aufnahmeflächen, in welchen die Art vorhanden war. Die Anzahl Aufnahmeflächen pro Nutzungsform beträgt 18.

Artname	Frequenz Beweidung	Frequenz Mahd	p-Wert	Signif.
<b>Beweidung</b>				
<i>Filipendula ulmaria</i>	13	4	0.004	**
<i>Veronica chamaedrys</i>	12	3	0.004	**
<i>Juncus effusus</i>	18	10	0.008	**
<i>Geum rivale</i>	7	0	0.016	*
<i>Cirsium oleraceum</i>	8	2	0.031	*
<b>Mahd</b>				
<i>Rhinanthus minor</i>	1	10	0.004	**
<i>Plantago lanceolata</i>	4	12	0.008	**
<i>Trifolium pratense</i> subsp. <i>pratense</i>	7	15	0.039	*

Kleinseggenriede. Arten der Strauchschicht waren in keiner der Aufnahme­flächen vorhanden, einzig in einer Wiesen-Aufnahme­fläche an Standort 4 waren einige Keimlinge des *Acer pseudoplatanus* präsent (Anhang B).

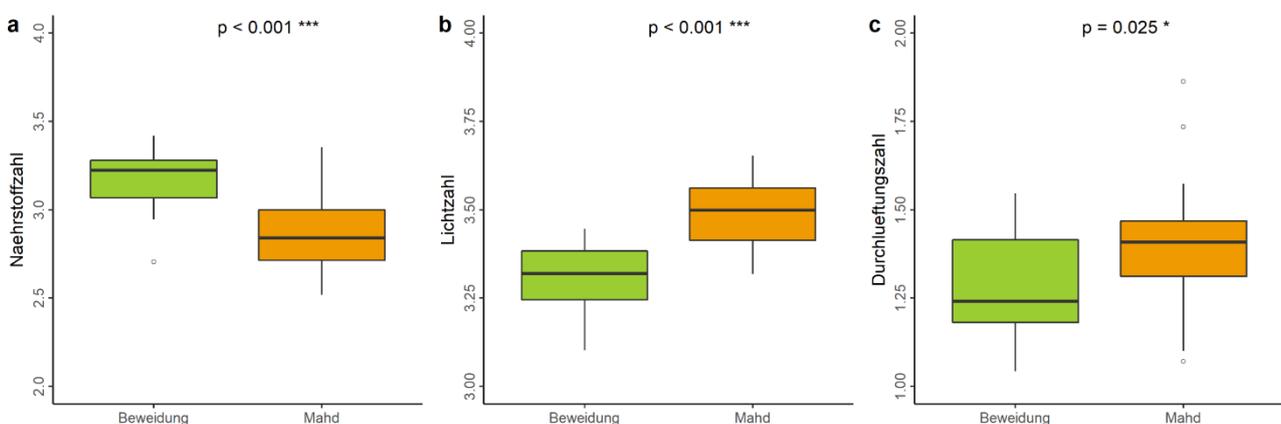
### 3.4 Ökologische Zeigerwerte und CSR-Strategien

Die Analyse ergab für drei ökologische Zeigerwerte signifikante Unterschiede. Die beweideten Flächen wiesen eine grössere Nährstoffzahl und die gemähten Flächen eine höhere Lichtzahl und Durchlüftungszahl auf (Abb. 4). In den übrigen Zeigerwerte wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den zwei Nutzungsarten gefunden (Anhang C). Bei den beweideten Flächen war jedoch die Feuchtezahl tendenziell höher ( $p = 0.085$ ).

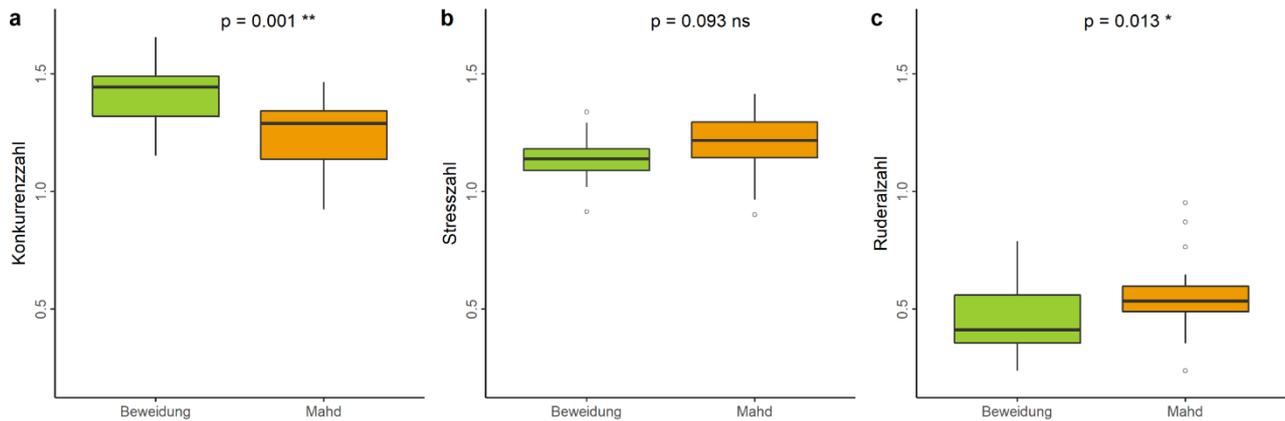
Betreffend den Pflanzenstrategien waren die konkurrenzstarken Arten signifikant stärker in den beweideten Flächen vertreten, wohingegen die gemähten Flächen eine höhere Ruderalzahl aufwiesen (Abb. 5). Kein signifikanter Unterschied wurde bezüglich der Stresszahl festgestellt.

### 3.5 Funktionelle Merkmale und Lebensformen

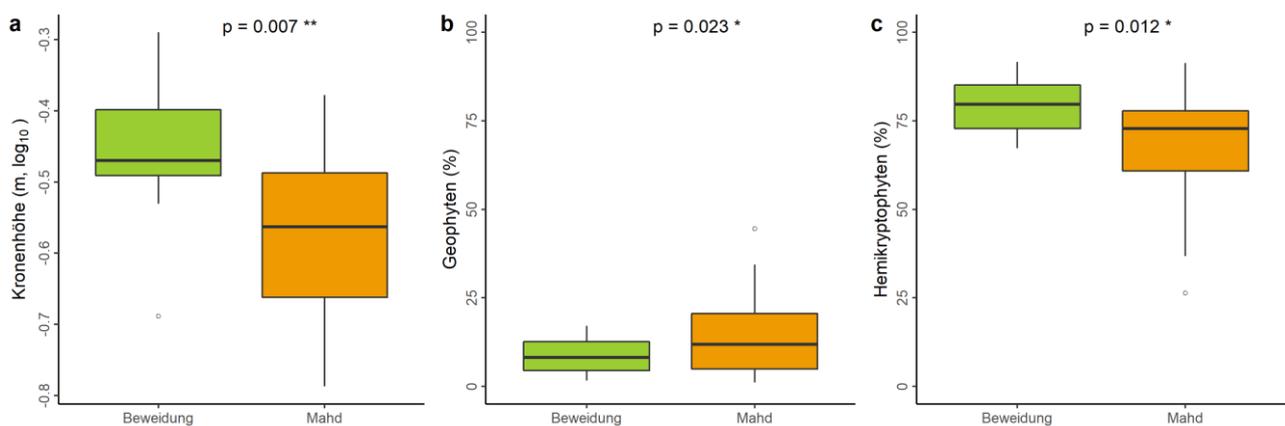
Die Analyse der LHS-Strategie zeigte eine signifikant grössere Kronenhöhe für beweidete Flächen (Abb. 6), bezüglich der spezifischen Blattoberfläche und der Samenmasse konnten jedoch keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden (Anhang C). In den funktionellen Merkmalen Mahdverträglichkeit sowie Samen­überdauerung waren ebenfalls keine Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung vorhanden (Anhang C). Die Analyse der Samenverbreitungsmethode Zoochorie, ergab keine wesentliche Unterschiede in ihrer Häufigkeit zwischen Beweidung und Mahd (Anhang C). Hemikryptophyten deckten einen signifikant grösseren Anteil in den beweideten als in den gemähten Flächen ab, während der Anteil an Geophyten in den gemähten Flächen signifikant grösser war (Abb. 6).



**Abb. 4:** Die deckungsgewichteten Mittel der ökologischen Zeigerwerte, welche signifikante Unterschiede zwischen beweideten und gemähten Flächen aufwiesen.



**Abb. 5:** Unterschiede in den deckungsgewichteten Mittel der CSR-Strategien zwischen den beweideten und gemähten Flächen.



**Abb. 6:** Unterschiede im gemeinschafts-gewichteten Mittelwert der Merkmale, Kronenhöhe (a) und den Lebensformen (b-c) zwischen beweideten und gemähten Flächen. %: relative Deckungsanteile

### 3.6 Ordination

Von der Gesamtvarianz (Summe Eigenwerte: 1.2) werden 34 % durch die erste Achse (Eigenwert: 0.41) und 27 % durch die zweite Achse (Eigenwert: 0.32) erklärt. Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 3.45 SD und beschreibt damit nur knapp einen einfachen Artwechsel. Insbesondere die Aufnahmeflächen von Standort 1 heben sich entlang dieses Gradienten von den übrigen Flächen ab (Abb. 7). Die Gradientenlänge der zweiten Achse beträgt 2.53 SD und der zugrundeliegende Gradient hat daher eine eher geringe Bedeutung für die Variation der Artenzusammensetzung. Die Aufnahmeflächen teilen sich jedoch entlang der zweiten Achse deutlich in die Nutzungsformen auf (Abb. 7).

### 3.7 Vegetationsklassifikation

Bei der überwachten Klassifikation wurden sämtliche Aufnahmen primär dem *Calthion* zugewiesen (Anhang D). Auf dem zweiten und dritten Rang folgten *Polygono-Trisetion*, *Poion alpinae* und *Arrhenatherion*. Keine der Aufnahmen wurden anderen Feuchtwiesen- oder Flachmoor-Lebensräumen (*Caricion davallianae*, *Caricion fuscae*, *Filipendulion*) zugewiesen.



## 4 Diskussion

### 4.1 Aussagekraft

Es wurden keine Unterschiede in den abiotischen Umweltfaktoren zwischen Mahd und Beweidung gefunden (Abb. 2). Ein Einfluss dieser Faktoren auf die Unterschiede in der Vegetation zwischen gemähten und beweideten Flächen, kann daher ausgeschlossen werden. Die Standorte wurden so gewählt, dass sie eine möglichst konstante Nutzungsform über die Jahre aufweisen (siehe Kap. 2.1 und 2.2). Für die Diskussion gilt es dennoch zu beachten, dass früher an einigen Standorten eine zusätzliche Mistgabe erlaubt war und auf gewissen Weiden eine Herbstmahd durchgeführt wird (siehe Kap. 2.1). Ein wesentlicher Einfluss der Schafbeweidung auf die untersuchte Vegetation beim Standort 4 im Jahr 2021 kann ausgeschlossen werden, da die Stichproben in der Nähe der Nutzungsgrenze an eher nassen Stellen genommen wurden. Beim Vorhandensein trockener Alternativen werden nasse Stellen von Schafen gemieden (Putfarken et al., 2008). Tatsächlich war in diesen Flächen am grossen maximalen Mikrorelief von teilweise bis zu knapp 30 cm (Anhang A), die bisherige Weidenutzung mit Rindern deutlich zu erkennen. Insgesamt sind die gewählten Untersuchungsflächen sehr geeignet für einen floristischen Vergleich zwischen Mahd und Beweidung. Die Resultate sind somit repräsentativ für alle Flachmoorvegetationen mit ähnlichen Bedingungen in der Region der Moorlandschaft Gantrisch.

### 4.2 Einfluss auf die Biodiversität

In dieser Untersuchung wurden bezüglich Diversitätszahlen keine Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung gefunden. Diese Ergebnisse decken sich mit einer ähnlichen Untersuchung von Seer & Schrautzer (2014). Weitere Studien beobachteten signifikant höhere Artenzahlen in gemähten Moorflächen (Stammel et al., 2003), oder gegenseitlich, höhere Diversitätsindizes in beweideten Moorflächen (Voss, 2001), oder in anderem beweideten Grünland (Schaich & Barthelmes, 2012; Moinardeau et al., 2019; Karami et al., 2021). Die Begründungen sind vielfältig. So spielen Faktoren wie etwa erhöhtes Mikrorelief durch Beweidung (Voss, 2001), Trittschaden (Stammel et al., 2003) oder verbesserte Diasporenausbreitung (Schaich & Barthelmes, 2012) eine Rolle. Allerdings scheinen sich diese in anderen Untersuchungen beobachteten Effekte nicht auf die Diversität in den untersuchten Moorflächen im Gantrisch ausgewirkt zu haben oder die gegensätzlichen Effekte haben sich ausgeglichen.

Die mittlere Artenzahl im feuchten Grünland beträgt schweizweit 31 Arten pro 10 m<sup>2</sup> (GrassPlot Diversity Explorer v. 2.10; Biurrun et al., 2021). Die in dieser Untersuchung gefundenen durchschnittlich 30 Arten pro 10 m<sup>2</sup> entsprechen somit den üblichen Werten im feuchten Grünland. Die Artenzahlen allein sagen aber noch nichts über die Qualität der schützenswerten Flächen aus. So ist es zum Beispiel möglich, dass sich die Diversitätsindizes zwischen zwei Nutzungsformen nicht unterscheiden, jedoch die Artenzusammensetzung wesentlich variiert (Seer & Schrautzer, 2014).

### 4.3 Einfluss auf die Artenzusammensetzung

#### Häufigkeit von Einzelarten

Unter den in den Weiden signifikant häufiger auftretenden Arten sind *Filipendula ulmaria*, *Juncus effusus* *Geum rivale* und *Cirsium oleraceum* Begleitarten der Feuchtwiesen (*Molinietalia caeruleae*), insbesondere der nährstoffreichen Feuchtwiesen (*Calthion*) und *Veronica chamaedrys* eine in diversen Lebensräumen (u. a. Fettwiesen und -weiden) vorkommende Art (Delarze et al., 2015). Europaweit sind erstere diagnostische Arten

der feuchten, mesotrophen bis eutrophen Heuwiesen (Chytrý et al., 2020). In der Studie von Seer & Schrautzer (2014) waren hochwüchsige Arten wie *F. ulmaria* häufiger in der Wiesenvegetation vertreten. Das Zertrampeln durch das Weidevieh reduziert die Konkurrenzfähigkeit dieser Arten (Seer & Schrautzer, 2014), während Mahd kaum effektiv gegen die Verbreitung von *F. ulmaria* ist (Kolos & Banaszuk, 2021). Dieser Effekt konnte hier nicht beobachtet werden. Im Gegenteil, die Beweidung scheint die Ausbreitung von hochwüchsigen Arten begünstigt zu haben.

Unter Mahd sind mit *Plantago lanceolata* und *Trifolium pratense* zwei mesophile Arten und mit *Rhinanthus minor* eine an eher magere Standorte gebundene Art signifikant häufiger vertreten (Landolt et al., 2010). Bei *R. minor* handelt es sich um eine typische Art der Wiesen (Oberdorfer, 2001), deren Samenausbreitung nachweislich durch Mahd gefördert wird (Coulson et al., 2001). *P. lanceolata* und *T. pratense* sind nach Delarze et al. (2015) zwei Arten des *Arrhenatherion*. Tatsächlich sind diese Arten europaweit diagnostische Arten der Heuwiesen in tiefen und mittleren Lagen (Chytrý et al., 2020). Die erhöhte Zahl von *Calthion*-Arten in den Weiden und von Arten der Tieflagen in den Wiesen lässt vermuten, dass die Mahd dem Einwuchs von Arten der Tieflagen nicht ausreichend entgegenwirken kann, während unter Beweidung die Feuchtwiesenvegetation erhalten wird. Dies würde für eine zusätzliche Beweidung der bisher nur gemähten Flächen sprechen. Durch zwei Aspekte kann diese Schlussfolgerung jedoch relativiert werden. Einerseits handelt es sich um lediglich zwei in den Wiesen signifikant häufigere Arten des *Arrhenatherion*, wovon *Trifolium pratense* auch in der Hälfte der Weide-Aufnahmen präsent war (Tab. 2). Andererseits sind *P. lanceolata* und *T. pratense* als konstante Arten auch in feuchten Heuwiesen zu finden (Chytrý et al., 2020).

Ist die erwünschte Zielvegetation die der Kleinseggenriede, so sind keine Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung beobachtet worden. Dies entspricht den Ergebnissen anderer Untersuchungen in Flachmooren, welche keine Unterschiede in der Zahl der Habitatspezialisten zwischen Mahd und Beweidung beobachtet haben (Stammel et al., 2003; Bergamini et al., 2009; Seer & Schrautzer, 2014).

Durch viele Aufnahmen hindurch sind ohne erkennbare Nutzungsspezifität, nebst üblichen Feuchtgrünland-Arten (z. B. *Caltha palustris*, *Equisetum palustre*, *Polygonum bistorta*, *Crepis paludosa*) (Delarze et al., 2015), auch Arten (z. B. *Anthoxanthum odoratum*, *Ranunculus acris*, *Festuca rubra*) vertreten, die sowohl für Feuchtwiesen, als auch für Bergheuwiesen und Heuwiesen tiefer Lagen diagnostisch sind (Chytrý et al., 2020). Die Erweiterung des Artenspektrums durch diese Arten ist allerdings typisch für Feuchtgrünland mit extensivem Nutzungseinfluss (Voss, 2001).

### **Strukturparameter**

Die Weiden weisen eine grössere Vegetationshöhen-Variabilität und ein grösseres maximales Mikrorelief auf (Abb. 3 und Abb. 8). Weiden sind geprägt durch ihre topografisch strukturreiche Oberfläche (Rüsiņa, 2017). Ein grösseres Mikrorelief durch Kuhtritte ist eine charakteristische Folge der Beweidung (Voss, 2001). Durch das ausgeprägte Mikrorelief kann eine kleinräumige Nischendifferenzierung stattfinden, weshalb in bultigen Weiden höhere Artenzahlen als in Wiesen festgestellt werden können (Voss, 2001). Wie bereits erwähnt, wurden in dieser Untersuchung jedoch keine Unterschiede in den Biodiversitätsindizes zwischen Mahd und Beweidung gefunden. Das ausgeprägte Mikrorelief scheint somit keine zusätzlichen Nischenbesiedler gefördert zu haben. Dies deckt sich mit einer Studie, welche festgestellt hat, dass vielmehr die Rhizome der umliegenden Arten die Kuhtritte besiedeln, als dass sich neue Moorarten darin etablieren können (Stammel & Kiehl,

2004). Moose können ebenfalls von der Heterogenität in Weiden profitieren (Bergamini et al., 2001), was hier zumindest anhand des Moosschichtdeckungsgrades allerdings nicht sichtbar war. Die bultige Bodenoberfläche in den Weiden dürfte eher hochwüchsigeren Arten wie *Filipendula ulmaria* und *Cirsium oleraceum* begünstigt haben, was durch die signifikant grössere mittlere Vegetationshöhe sowie Kronenhöhe in den Weideflächen bestätigt wird. Zudem werden die vom Weidevieh induzierten Bulten häufig von horstförmig wachsenden Arten besiedelt (Voss, 2001), wo in diesem Fall *Juncus effusus* diesen Platz eingenommen haben könnte.

### Ökologische Zeigerwerte

Die höhere Nährstoffzahl in den beweideten Flächen lässt auf den ersten Blick vermuten, dass Beweidung eine für die nährstoffarme Moorvegetation schädliche Nährstoffhöhung mit sich bringt. Die Artenliste zeigt auch, dass der signifikante Unterschied in der Nährstoffzahl insbesondere durch die Präsenz nährstoffzeigender Arten wie *Filipendula ulmaria* und *Cirsium oleraceum* (Landolt et al., 2010) in den Weiden und weniger durch die Präsenz nährstoffarmer Verhältnisse zeigender Arten in den Wiesen zustande kommt. Während Küchler et al. (2009) ebenfalls höhere Nährstoffzahlen in Weideflächen feststellten, konnten andere Untersuchungen in Feuchtgebieten keine Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit durch Beweidung finden (Güsewell et al., 2007; Seer & Schrautzer, 2014; Bart, 2021). Unter extensiver Beweidung ohne Zufütterung oder Düngung, bei der das Vieh durchs Abgrasen Nährstoffe entnimmt und durch Kot und Urin Nährstoffe einträgt, sollte insgesamt keine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit in der Weide vorhanden sein. Bei Abkotung im Stall werden gegebenenfalls sogar Nährstoffe entnommen (Kapfer, 2010). Was jedoch stattfinden kann, ist eine Nährstoffumlagerung innerhalb der beweideten Fläche (Güsewell et al., 2007). Die Eutrophierung durch Beweidung der schützenswerten, nährstoffarmen Flachmoorvegetation ist allerdings eher unwahrscheinlich, da sich die eutrophierungsintensiven Ruheplätze der Rinder entweder an den Stellen mit nährstoffreicherer Vegetation befinden (Güsewell et al., 2007), oder ausserhalb der nassen Stellen aufzufinden sind (Voss, 2001). Solche trockeneren Stellen sind in den untersuchten Weideflächen aufgrund der variablen Topografie oft vorhanden, was dem Vieh die Möglichkeit bietet, sich ausserhalb der Moorvegetation auszuruhen. Sowohl Nährstoffeinträge aus der umgebenden intensiveren Landwirtschaft oder atmosphärische Stickstoffdeposition (Bergamini et al., 2019), als auch die bisherige zusätzliche Mistzugabe können als Ursache ausgeschlossen werden, da die verglichenen Flächen jeweils direkt nebeneinander lagen und diesbezüglich gleichermassen beeinflusst waren (siehe Kap. 4.1).

Die Nährstoffverhältnisse wurden hier nicht wie in anderen Studien direkt mit Konzentrationen im Boden oder der Biomasse gemessen (siehe z. B. Güsewell et al., 2007), sondern anhand der ökologischen Zeigerwerte und der Artenzusammensetzung berechnet. Die Mittelwerte sind zwar signifikant unterschiedlich, liegen aber weniger als eine Einteilungsstufe auseinander (Anhang C). Die in den Weiden signifikant häufiger vertretenen Arten (Tab. 2) weisen nach Landolt et al. (2010) hohe Nährstoffzahlen auf. Dieselben Arten haben nach Ellenberg et al. (1992) Zeigerwerte mässig nährstoffreicher (Stickstoff) Standorte. Insbesondere diese Arten haben die Nährstoffzahl in den Weiden gepusht, was durch die Zeigerwerte nach Ellenberg relativiert werden kann. Andererseits handelt es sich nach Oberdorfer (2001) zumindest bei *C. oleraceum* um einen klaren Düngungszeiger. Bezüglich Nährstoffverhältnissen müssten daher weitere Untersuchungen mit direkter Messung der Nährstoffkonzentration gemacht werden.

Überraschend ist die deutlich höhere Lichtzahl unter Mahdnutzung, da zu erwarten ist, dass die Trittaktivität des Weideviehs offene Stellen für lichtbedürftige Arten schafft (Priede, 2017). Alle unter Mahdnutzung signifikant häufiger vorkommenden Arten, weisen nach Landolt et al. (2010) den zweithöchsten Lichtzahl-Wert auf, während es sich nach Ellenberg et al. (1992) bei diesen Arten um Halblichtpflanzen handelt. Auch die signifikant häufigeren Weidearten liegen in diesem Bereich, wobei *Juncus effusus* sogar als Lichtzahl gilt (Ellenberg et al., 1992). Allerdings zeigen die Resultate, dass hochwachsenden Arten (*F. ulmaria*, *C. oleraceum*) in den Weiden häufiger vertreten sind. Diese Arten reduzieren die Lichtverfügbarkeit am Boden und verhindern so ein Aufkommen von lichtbedürftigen Arten, wie es viele charakteristische Moorarten sind (Schrautzer & Jensen, 2004; Seer & Schrautzer, 2014). Dies ist eine plausible Erklärung für die höhere Lichtzahl in den Wiesen.

### **Funktionelle Merkmale**

Die mittlere Konkurrenzzahl war in den Weiden signifikant höher als in den Wiesen und umgekehrt verhielt es sich mit der mittleren Ruderalzahl. Eine erhöhte Anzahl Konkurrenzstrategen weist auf Arten mit Grosswüchsigkeit und starker Lichtkonkurrenz hin (Grime, 2001). Dies ist häufig in nicht mehr, oder weniger intensiv bewirtschafteten Flächen der Fall (Menichino et al., 2016). In dieser Untersuchung wurden alle Flächen über die Jahre konstant bewirtschaftet. Die höhere Konkurrenzzahl in den Weiden, deckt sich allerdings mit dem unter Beweidung erhöhten Anteil an Hemikryptophyten und hochwüchsigen Arten, sowie der grösseren mittleren Vegetationshöhe. Die Erhöhung der Anzahl Hemikryptophyten und Verringerung der Anzahl Geophyten unter Beweidung wurde auch von Pykälä (2004) im mesischen Grünland beobachtet, allerdings im Vergleich zu verlassenen Weideflächen. Die Stresszahl unterscheidet sich nicht zwischen den Bewirtschaftungsformen, was mit den gleichen Standortbedingungen übereinstimmt (Abb. 2). Das Trampeln durch Beweidung fördert die an Störung angepasste Ruderalstrategen (Grime, 2001). Die tiefere Ruderalzahl unter Beweidung entspricht somit nicht den Erwartungen, zeigt aber, dass die Beweidung keine grössere Störung als die Mahd darstellt. Ruderalstrategen weisen einen hohen Lichtbedarf auf (Landolt et al., 2010), weshalb die grössere Ruderalzahl in den Wiesen mit der ebenfalls grösseren Lichtzahl zusammenhängen könnte.

Bezüglich LHS-Strategien nach Westoby (1998) war nur die Kronenhöhe signifikant grösser unter Beweidung. Eine Zunahme der mittleren Kronenhöhe ist eine typische Folge der fortschreitenden Sukzession in aufgegebenen Flachmooren (Diemer et al., 2001; Billeter et al., 2007). Jedoch nimmt gleichzeitig auch die spezifische Blattfläche (SLA) ab und die Streumasse zu (Diemer et al., 2001), bzw. wird unter Mahdnutzung die Streueabdeckung und die Vegetationshöhe verringert (Menichino et al., 2016), wovon hier nur letzteres zutrifft. Die grössere Vegetationshöhe, Kronenhöhe und die stärkere Präsenz von Hochstauden in den Weiden sind demnach kein Indiz dafür, dass die Weiden zu wenig intensiv genutzt werden.

Bezüglich Diasporenausbreitung wurden keine Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung festgestellt. Beweidung unterstützt die epi- & endozoochore Diasporenausbreitung und kann so insbesondere zur Vernetzung isolierter Populationen beitragen (Stroh et al., 2012; Rosenthal et al., 2012). Allerdings wurde weder eine erhöhte Anzahl zoochorer Arten in den Weideflächen festgestellt, noch haben sich, wie bereits diskutiert, zusätzliche Arten in den Viehritten etabliert. Der Effekt, dass die Beweidung durch eine Kombination von Samenausbreitung und Schaffung neuer Keimstellen durch Huftritte die Etablierungsraten zusätzlicher Arten und

somit die Biodiversität in Flachmooren erhöht (Middleton et al., 2006; Rosenthal et al., 2012), konnte in dieser Untersuchung nicht bestätigt werden.

#### 4.4 Ordination

Die Achsenlängen der Ordination sind eher kurz und deuten damit auf einen homogenen Datensatz (Leyer & Wesche, 2007). Mit der ersten Achse korreliert die Temperaturzahl und in Richtung zunehmender Temperaturzahl heben sich die Aufnahmeflächen des Standort 1 ab (Abb. 7). Eine erhöhte Temperaturzahl, weist auf Arten tieferer Lagen hin (Landolt et al., 2010). Dieser Standort liegt an der unteren Grenze der Höhenverbreitung, jedoch nicht tiefer als die Standorte 3 und 4 (Anhang A). Der klaren Aufteilung der Vegetationsaufnahmen in die zwei Nutzungsformen entlang der zweiten Achse der Ordinationsgrafik liegt deutlich der Gradient der Kronenhöhe zugrunde (Abb. 7). Dies entspricht dem höheren Anteil an grosswüchsigen Arten, der grösseren gemessenen Vegetationshöhe und der grösseren mittleren Kronenhöhe in den Weiden.

#### 4.5 Gegenwärtige vs. erwünschte Vegetation

Mit der überwachten Vegetationsklassifikation nach Delarze et al. (2015) wurden alle Aufnahmen primär den nährstoffreichen Feuchtwiesen (*Calthion*) zugewiesen, unmittelbar gefolgt von den Lebensräumen Bergfettwiesen (*Polygono-Trisetion*), Talfettwiesen (*Arrhenatherion*) und Bergfettweiden (*Poion alpinae*), ohne Unterscheidung zwischen beweideten und gemähten Flächen. Dies ist insofern erstaunlich, da in Flachmooren nationaler Bedeutung zumindest ein gewisser Anteil an Flachmoorlebensräumen der *Scheuchzerio-Caricetea* Klasse (*Caricion davallianae*, *Caricion fuscae*) zu erwarten gewesen wären. So sollte es sich bei einigen Flächen auch gemäss kantonalem Verzeichnis um Kleinseggenriede handeln (siehe Kap. 2.1). Es fragt sich, ob eine besorgniserregende Abnahme wertvoller Flachmoorvegetation stattgefunden hat. Rion et al. (2018) beobachteten eine Abnahme von typischen Arten montaner Flachmoore und Feuchtwiesen im Jura und in denselben Flächen eine gleichzeitige Zunahme an Arten des nitro- und mesophilen Grünlands. Namentlich trat ein Vegetationswechsel von *Caricion davallianae* zu *Calthion*, bzw. von *Calthion* zu *Filipendulion* ein (Rion et al., 2018). Ähnliches wurde auch bereits in anderen Schweizer Mooren beobachtet (Graf et al., 2010). Dieser Trend war allerdings hauptsächlich in nicht mehr bewirtschafteten Gebieten sichtbar (Rion et al., 2018). Solche Entwicklungen könnten auch hier der Grund für das Vorhandensein von ausschliesslich *Calthion*-Lebensräumen sein. Dagegen spricht hingegen, dass die Flachmoore im Untersuchungsgebiet konstant bewirtschaftet werden. Schrautzer et al. (2019) beobachteten eine Zunahme von Feuchtwiesen (*Calthion*), auf Kosten der basischen Kleinseggenriede (*Caricion davallianae*), aufgrund von abgeleitetem basenreichem Grundwasser durch anthropogene Gräben. Genau dies könnte auch einen Einfluss auf die Moorvegetation an Standort 4 haben (Abb. 9). Sienkiewicz-Paderewska et al. (2020) stellten einen Wechsel von Flachmoorvegetation zu Feuchtwiesen infolge von Beweidung (Pferde) fest, was in dieser Untersuchung jedoch nicht zutrifft.

Ein Blick in die Artenliste zeigt, dass in den Aufnahmen Charakterarten der Kleinseggenriede präsent sind (siehe Kap. 3.2). So sollten durchaus auch Kleinseggenriede oder zumindest Ansätze dazu vorhanden sein. Im Handbuch Moorschutz in der Schweiz des BAFU (Marti et al., 2002), sind Zeigerarten definiert, die für die Aufnahmebedingungen einer Fläche ins nationale Flachmoorinventar relevant sind. Ein Vergleich mit den Listen nach Marti et al. (2002) und der Artenliste des Standort 1 (Anhang B), welcher nach kantonalen Geodaten ein Kleinseggenried sein sollte (siehe Kap. 2.1), zeigt, dass von den notwendigen zehn Arten pro 20 m<sup>2</sup> (Marti et al., 2002), nur eine Charakterart (*Carex panicea*) und acht weitere Begleitarten des *Caricion davallianae*



**Abb. 8:** Für die Weiden typischen, offenen Bodenflächen durch Viehtritte, welche ein grosses Mikrorelief verursachen. Foto: P. Reutimann



**Abb. 9:** Anthropogen geschaffener Graben in Wiese (hinten) und Weide (vorne) an Standort 4. Foto: P. Reutimann

vorkommen. *C. panicea* weist an diesem Standort zwar einen beachtlichen Deckungsgrad auf (Anhang B), übernimmt aber nicht die für die Aufnahme erforderliche Mehrheit des Gesamtdeckungsgrades (Marti et al., 2002). Standort 1 würde demnach die Kriterien des *Caricion davallianae* nicht erfüllen. Ein umfassender Abgleich aller Vegetationsaufnahmen mit diesen Listen wäre daher interessant, um die Präsenz von Kleinseggenrieden im gesamten Untersuchungsgebiet zu überprüfen.

Spannend ist des Weiteren, dass nicht einmal auf dem dritten Rang eine Feuchte Hochstaudenflur (*Filipendulion*) zugewiesen wurde, trotz z. T. hoher Präsenz entsprechender Arten (z. B. in Aufnahme 532: *Filipendula ulmaria*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Cirsium oleraceum*, *Lysimachia nemorum*, (Anhang B)). Dies lässt die Zuverlässigkeit der Lebensraumklassifikation nach Delarze et al. (2015) anhand des Eggenberg-Algorithmus hinterfragen. Dengler et al. (2019) haben für andere Lebensraumtypen ebenfalls eine geringe Passgenauigkeit der überwachten Klassifikation nach Delarze et al. (2015) gefunden.

#### 4.6 Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die zwei Bewirtschaftungsformen einen unterschiedlichen Einfluss auf die Struktur und die Artenzusammensetzung im montanen Feuchtgrünland haben. Dieser Unterschied wirkt sich jedoch nicht erkenntlich auf die floristische Diversität in den Flachmooren aus, sodass keine der Bewirtschaftungsmethoden der anderen generell vorgezogen werden kann. Bei einem Review von diversen Studien zu Beweidung vs. Mahd im Grünlandmanagement kommen Tälle et al. (2016) zum Schluss, dass in den meisten Fällen die Beweidung bevorzugt werden sollte. Dies kann in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden. Auf die Landschaftsebene bezogen, sind beide Bewirtschaftungsmethoden wertvoll und

daher sollten sowohl Mahd als auch Beweidung beibehalten werden. Dies entspricht der Schlussfolgerung anderer Studien im Grünland (Stammel et al., 2003; Schaich & Barthelmes, 2012; Karami et al., 2021). Da sowohl Mahd als auch Beweidung ökologische Vorteile haben, kann aus naturschützerischer Sicht optimal auf die individuellen Ziele der Bewirtschafter\*innen der Flachmoore eingegangen werden und den für ihre Ziele am besten geeigneten Ansatz gewählt werden.

Es finden sich allerdings Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Die Weiden weisen gegenüber den Wiesen eine klar grosswüchsiger Vegetation auf. Bei den hochwüchsigen Arten handelt es sich um typische Arten des Feuchtgrünlandes (insb. *Calthion*), welches in der Region weit verbreitet ist. Die mittleren Zeigerwerte nach Landolt et al. (2010) weisen auf eine erhöhte Nährstoffpräsenz und eine verringerte Lichtverfügbarkeit unter Beweidung hin, werden durch die Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) jedoch etwas relativiert. Die Erweiterung des Artspektrums durch diagnostische Arten der Heuweisen tieferer Lagen in allen Aufnahmeflächen und insbesondere unter Mahd ist nicht weiter bedenklich, da diese Arten auch im Feuchtgrünland vorkommen können und typisch für bewirtschaftetes Feuchtgrünland sind (Voss, 2001; Chytrý et al., 2020).

Die Kleinseggenriede sind in den Charta des Naturparks Gantrisch (2020) als Ziellebensräume aufgeführt und es bestehen entsprechende Massnahmepläne (Hintermann & Weber & UNA, 2017). Im Hinblick auf die Kleinseggenriede als Zielvegetation könnten die höheren Nährstoffzahlen und Vegetationshöhen in den Weiden dennoch relevant sein. Nährstoffarme Bedingungen und gute Lichtverhältnisse sind besonders wichtig für das Aufkommen charakteristischer Flachmoorarten (Bergamini et al., 2009; Seer & Schrautzer, 2014; Bart & Yantes, 2021). Deshalb sollten in den Weiden insbesondere die Nährstoffverhältnisse und die Ausbreitung hochwüchsiger Arten wie *Filipendula ulmaria* und *Cirsium oleraceum* beobachtet werden. In Anbetracht der infolge der Klimaerwärmung zunehmenden Artenzahl aber gleichzeitig verschwindenden Habitatspezialisten in Flachmooren der Schweizer Voralpen (Moradi et al., 2012), ist das Monitoring der Artenzusammensetzung in den Flachmooren besonders wichtig.

Weitere Untersuchungen könnten zudem den Einfluss der Beweidung und Mahd auf die Vielfalt der Moose oder die Fauna in den Flachmooren des Naturparks Gantrisch analysieren. So ist eine vielfältige Bewirtschaftung von wesentlicher Bedeutung für eine vielfältige und vitale Mooschicht in Flachmooren (Záleská et al., 2021), andererseits kann die Beweidung sowohl einen positiven (Bergamini et al., 2001), als auch einen negativen (Spitale, 2021) Einfluss auf die Anzahl gefährdeter Moosarten haben. Auch die charakteristische Schmetterlingsfauna in Flachmooren ist stark beeinflusst von der Art der Bewirtschaftung (Cozzi et al., 2008; Weking et al., 2013; Schwarz & Fartmann, 2021).

## 5 Literaturverzeichnis

- Bär, R., Wiesli, T. X., Hammer, T., Ehrensperger, A., & Liechti, K. (2020). *Berner Pärke 2012–2021: Evaluation der Chartas der Regionalen Naturpärke Chasseral, Diemtigtal und Gantrisch. Synthesebericht*. Bern, Schweiz; Interdisziplinäres Zentrum für Nachhaltige Entwicklung und Umwelt (CDE), Universität Bern im Auftrag des Amtes für Gemeinden und Raumordnung des Kantons Bern.
- Bart, D. (2021). Vegetation changes associated with release from cattle grazing in a WI calcareous fen. *Wetlands Ecology and Management*, 29(1), 67–79. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09767-4>
- Bart, D., & Yantes, A. (2021). Predictors of Rare and Specialist Plant Occurrence in Midwestern Calcareous Fens. *Wetlands*, 41(6), 77. <https://doi.org/10.1007/s13157-021-01475-w>
- Bergamini, A., Peintinger, M., Schmid, B., & Urmi, E. (2001). Effects of management and altitude on bryophyte species diversity and composition in montane calcareous fens. *Flora*, 196(3), 180–193. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30040-3](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30040-3)
- Bergamini, A., Peintinger, M., Fakheran, S., Moradi, H., Schmid, B., & Joshi, J. (2009). Loss of habitat specialists despite conservation management in fen remnants 1995–2006. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 11(1), 65–79. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2008.10.001>
- Bergamini, A., Ginzler, C., Schmidt, B. R., Bedolla, A., Boch, S., Ecker, K., Graf, U., Küchler, H., Küchler, M., Dosch, O., & Holderegger, R. (2019). *Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011–2017 der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz*. Birmensdorf; Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL.
- Billeter, R., Peintinger, M., & Diemer, M. (2007). Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Botanica Helvetica*, 117(1), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s00035-007-0743-9>
- Biurrun, I., Pielech, R., Dembicz, I., Gillet, F., Kozub, Ł., Marcenò, C., Reitalu, T., Van Meerbeek, K., Guarino, R., Chytrý, M., Pakeman, R. J., Preislerová, Z., Axmanová, I., Burrascano, S., Bartha, S., Boch, S., Bruun, H. H., Conradi, T., De Frenne, P., ... Dengler, J. (2021). Benchmarking plant diversity of Palearctic grasslands and other open habitats. *Journal of Vegetation Science*, 32(4). <https://doi.org/10.1111/jvs.13050>
- Bonnard, L., Christian, H., Ryser, J., & Waldis, R. (2015). *Biotopinventare und Moorlandschaften im Portrait*. Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Bornand, C., Eggenberg, S., Gygax, A., Juillerat, P., Jutzi, M., Möhl, A., Rometsch, S., Sager, L., & Santiago, H. (2016). *Rote Liste Gefässpflanzen. Gefährdete Arten der Schweiz*. (Nr. 1621; Umwelt-Vollzug). Bern; Genf; Bundesamt für Umwelt (BAFU); Info Flora. [www.bafu.admin.ch/uv-1621-d](http://www.bafu.admin.ch/uv-1621-d)
- Bornand, C., Juillerat, P., Jutzi, M., Möhl, A., Nyffeler, R., & Santiago, H. (2018). *Flora Helvetica - Exkursionsführer* (S. Eggenberg & Info Flora, Hrsg.; 1. Auflage 2018). Bern; Haupt.
- Canella, M., Poloniato, G., Lasen, C., Orsenigo, S., Rossi, G., Müller, J. V., & Abeli, T. (2020). Benefits of conservation-driven mowing for the EU policy species *Gladiolus palustris* Gaudin in mountain fen meadows: a case-study in the European Alps. *Journal of Mountain Science*, 17(9), 2097–2107. <https://doi.org/10.1007/s11629-019-5781-4>
- Charmillot, K., Hedinger, C., Babbi, M., Widmer, S., & Dengler, J. (2021). Vegetation change in meso-xeric grasslands of the Swiss Jura Mts. over 40 years. *Tuexenia*, 40, 441–457. <https://doi.org/10.14471/2021.41.019>
- Chytrý, M., Tichý, L., Hennekens, S. M., Knollová, I., Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., Peterka, T., Marcenò, C., Landucci, F., Danihelka, J., Hájek, M., Dengler, J., Novák, P., Zúkal, D., Jiménez-Alfaro, B., Mucina, L., Abdulhak, S., Ačić, S., Agrillo, E., ... Schaminée, J. H. J. (2020). EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Applied Vegetation Science*, 23(4), 648–675. <https://doi.org/10.1111/avsc.12519>
- Coulson, S. J., Bullock, J. M., Stevenson, M. J., & Pywell, R. F. (2001). Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology*, 38(1), 204–216. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00585.x>
- Cozzi, G., Mueller, C. B., & Krauss, J. (2008). How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands? *Landscape Ecology*, 23(3), 269–283. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9178-3>
- Delarze, R., Gonseth, Y., Eggenberg, S., & Vust, M. (2015). *Lebensräume der Schweiz: Ökologie - Gefährdung - Kennarten* (3. Aufl.). Bern; hep Verlag.

- Delarze, R., Eggenberg, S., Steiger, P., Bergamini, A., Fivaz, F., Gonseth, Y., Guntern, J., Hofer, G., Sager, L., & Stucki, P. (2016). *Rote Liste der Lebensräume der Schweiz* (Aktualisierte Kurzfassung zum technischen Bericht 2013). Bern; Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Dengler, J., Boch, S., Filibeck, G., Chiarucci, A., Dembicz, I., Guarino, R., Henneberg, B., Janišová, M., Marcenò, C., Naqinezhad, A., Polchaninova, N., Vassilev, K., & Biurrun, I. (2016). Assessing plant diversity and composition in grasslands across spatial scales: the standardised EDGG sampling methodology. *Bulletin of the Eurasian Dry Grassland Group*, 32, 13–30.
- Dengler, J., Widmer, S., Staubli, E., Babbi, M., Gehler, J., Hepenstrick, D., Bergamini, A., Billeter, R., Boch, S., Rohrer, S., & Dembicz, I. (2019). Dry grasslands of the central valleys of the Alps from a European perspective: the example of Ausserberg (Valais, Switzerland). *Hacquetia*, 18(2), 155–177. <https://doi.org/10.2478/hacq-2019-0008>
- Diemer, M., Oetiker, K., & Billeter, R. (2001). Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science*, 4(2), 237–246. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00492.x>
- Eggenberg, S., & Möhl, A. (2020). *Flora Vegetativa: Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand* (4. Aufl.). Bern; Haupt.
- Egloff, T., von Wyl, B., Stadler, F., Leupi, E., Bressoud, B., Charlier, P., von Sury, R., Wildermuth, H., Matthey, Y., Lugon, A., Grossvernier, Ph., Grünig, A., Gelpke, G., Bolliger, P., Liechti, S., Mullhauser, B., Clerc, C., Marti, K., & Keel, A. (2002). Nutzung, Pflege und Gestaltung. In BAFU (Hrsg.), *Handbuch Moorschutz in der Schweiz* (Bd. 2). Bern; Bundesamt für Umwelt.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulissen, D. (1992). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa* (2. Aufl.). Göttingen; Scripta Geobotanica 18.
- Essl, F., Dullinger, S., Moser, D., Rabitsch, W., & Kleinbauer, I. (2012). Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation*, 21(3), 655–669. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0206-x>
- Galvánek, D., Mútňanová, M., & Dítě, D. (2015). Restoration mowing of a calcareous fen — response of species to re-applied management measures. *Biologia*, 70(3), 349–355. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0034>
- Gnägi, C., & Labhart, T. P. (2017). *Geologie der Schweiz* (10. Auflage). Bern; Ott der Sachbuchverlag.
- Graf, U., Wildi, O., Kuchler, M., & Ecker, K. (2010). Five-year changes in Swiss mire vegetation. *Botanica Helvetica*, 120(1), 15–27. <https://doi.org/10.1007/s00035-010-0071-3>
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111(982), 1169–1194.
- Grime, J. P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties* (2nd ed). Chichester, West sussex ; New York, NY; Wiley.
- Güsewell, S., Pohl, M., Gander, A., & Strehler, C. (2007). Temporal changes in grazing intensity and herbage quality within a Swiss fen meadow. *Botanica Helvetica*, 117(1), 57–73. <https://doi.org/10.1007/s00035-007-0798-7>
- Hájek, M., Jiroušek, M., Navratilova, J., Horodyska, E., Peterka, T., Plesková, Z., Navrátil, J., Hájková, P., & Hájek, T. (2015). Changes in the moss layer in Czech fens indicate early succession triggered by nutrient enrichment. *Preslia*, 87(3), 279–301.
- Herrera-Pantoja, M., Hiscock, K. M., & Boar, R. R. (2012). The potential impact of climate change on groundwater-fed wetlands in eastern England. *Ecohydrology*, 5(4), 401–413. <https://doi.org/10.1002/eco.231>
- Hintermann & Weber & UNA. (2017). *Schlussbericht - Technischer Anhang Regionaler Naturpark Gantrisch* (Pilotprojekt Förderung der ökologischen Infrastruktur in Pärken). Bern; Hintermann & Weber AG, Atelier für Naturschutz und Umweltfragen.
- Horak, J., & Safarova, L. (2015). Effect of reintroduced manual mowing on biodiversity in abandoned fen meadows. *Biologia*, 70(1), 113–120. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0009>
- Info Flora. (2021). *FlorApp*. Das nationale Daten- und Informationszentrum der Schweizer Flora. <https://www.infoflora.ch/de/mitmachen/daten-melden/app/florapp.html>
- Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., Criado, M. G., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., & Calix, M. (2016). *European red list of habitats. Part 2, Terrestrial and freshwater habitats*. European Union. <http://edepot.wur.nl/404544>

- Joyce, C. B. (2014). Ecological consequences and restoration potential of abandoned wet grasslands. *Ecological Engineering*, 66, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.05.008>
- Juillerat, P., Bäumler, B., Bornand, C., Eggenberg, S., Gyax, A., Jutzi, M., Möhl, A., Nyffeler, R., Sager, L., & Santiago, H. (2017). *Checklist 2017 der Gefäßpflanzenflora der Schweiz*. Info Flora.
- Kapfer, A. (2010). Mittelalterlich-frühneuzeitliche Beweidung der Wiesen Mitteleuropas. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 42(6), 180–187.
- Karami, P., Bandak, I., Karaji, M. G., & Dragovich, D. (2021). Effects of seasonal grazing and annual mowing on floristic composition and plant diversity in the Saral rangeland, Kurdistan, Iran. *Global Ecology and Conservation*, 27, e01515. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01515>
- Klaus, G., Graf, U., Kuchler, M., Ecker, K., Feldmeyer-Christe, E., Könitzer, C., Känzig, U., Grosvernier, P., Berchten, F., Lugon, A., David, R., & Marti, F. (2007). *Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. Ergebnisse der Erfolgskontrolle Moorschutz* (Nr. 0730; Umwelt-Zustand). Bern; Bundesamt für Umwelt.
- Kleyer, M., Bekker, R. m., Knevel, I. c., Bakker, J. p., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschold, P., Van Groenendael, J. m., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G. m., Hermy, M., Adriaens, D., Bodeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., ... Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96(6), 1266–1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x>
- Kołos, A., & Banaszuk, P. (2021). How to remove expansive perennial species from sedge-dominated wetlands: results of a long-term experiment in lowland river valleys. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 32(4), 881–897. <https://doi.org/10.1007/s12210-021-01030-z>
- Kuchler, H., Grünig, A., Hangartner, R., & Kuchler, M. (2009). Vegetation change and effects of cattle grazing in the transition mire “Burgmoos”. *Botanica Helvetica*, 119(2), 95–104. <https://doi.org/10.1007/s00035-009-0061-5>
- Kuchler, M., Kuchler, H., Bergamini, A., Bedolla, A., Ecker, K., Feldmeyer-Christe, E., Graf, U., & Holderegger, R. (2018). *Moore der Schweiz: Zustand, Entwicklung, Regeneration*. Bern; Haupt.
- Kuchler, M. (2019). *Software VEGEDAZ. Programm für die Erfassung und Auswertung von Vegetationsdaten. Release 2019*. Birmensdorf; WSL. <https://www.wsl.ch/de/services-und-produkte/software-websites-und-apps/vegedaz.html>
- Kummlı, 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 <https://doi.org/10.14471/2021.41.018>
- Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Gregor, K., Scheidegger, C., Vittoz, P., & Walter, T. (2010). *Der Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900: Ist die Talsohle erreicht?* Bern; Haupt.
- Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmler, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F. H., Theurillat, J., Urmi, E., Vust, M., & Wohlgemuth, T. (2010). *Flora indicativa – Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen* (2. Aufl.). Bern; Haupt.
- Lauber, K., Wagner, G., Gyax, A., Eggenberg, S., Bornand, C., Juillerat, P., Jutzi, M., Möhl, A., Nyffeler, R., & Santiago, H. (2018). *Flora Helvetica: illustrierte Flora der Schweiz* (6., vollständig überarbeitete Auflage). Bern; Haupt.
- Leyer, I., & Wesche, K. (2007). *Multivariate Statistik in der Ökologie: eine Einführung* (Korrigierter Nachdruck 2008). Berlin Heidelberg; Springer.
- Marti, K., Müller, R., Leupi, E., Bressoud, B., Charlier, P., Egloff, Th. B., Giugni, G., Leuthold, B., Zimmerli, S., Feldmeyer-Christe, E., Grosvernier, P., Lugon, A., Matthey, Y., & Brogg, M. F. (2002). Fachliche Grundlagen. In BAFU (Hrsg.), *Handbuch Moorschutz in der Schweiz* (Bd. 1). Bern; Bundesamt für Umwelt.
- Menichino, N. M., Fenner, N., Pullin, A. S., Jones, P. S., Guest, J., & Jones, L. (2016). Contrasting response to mowing in two abandoned rich fen plant communities. *Ecological Engineering*, 86, 210–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.073>
- MeteoSchweiz. (2021). *Messwerte*. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie. <https://www.meteoschweiz.admin.ch/home/messwerte.html?param=messnetz-automatisch&chart=hour&station=PLF>
- Middleton, B., Holsten, B., & Diggelen, R. (2006). Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science*, 9, 279–284. [https://doi.org/10.1658/1402-2001\(2006\)9\[307:BMOFAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1402-2001(2006)9[307:BMOFAF]2.0.CO;2)

- Mirski, P. (2021). Space use by semi-free-ranging cows on wetlands and its implication as a conservation management tool. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13533>
- Moinardeau, C., Mesléard, F., Ramone, H., & Dutoit, T. (2019). Short-Term Effects on Diversity and Biomass on Grasslands from Artificial Dykes under Grazing and Mowing Treatments. *Environmental Conservation*, 46(2), 132–139. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000346>
- Moradi, H., Fakheran, S., Peintinger, M., Bergamini, A., Schmid, B., & Joshi, J. (2012). Profiteers of environmental change in the Swiss Alps: increase of thermophilous and generalist plants in wetland ecosystems within the last 10 years. *Alpine Botany*, 122(1), 45–56. <https://doi.org/10.1007/s00035-012-0102-3>
- Naturpark Gantrisch. (2020). *Teil C: Managementplan* (Naturpark Gantrisch Vernehmlassung Charta 2022 – 2031). Schwarzenburg; Förderverein Region Gantrisch.
- Oberdorfer, E. (2001). *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete* (8., stark überarb. u. erg. Aufl). Stuttgart; Ulmer.
- Opdekamp, W., Beauchard, O., Backx, H., Franken, F., Cox, T. J. S., van Diggelen, R., & Meire, P. (2012). Effects of mowing cessation and hydrology on plant trait distribution in natural fen meadows. *Acta Oecologica*, 39, 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.01.011>
- Peintinger, M., & Bergamini, A. (2006). Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. *Plant Ecology*, 185(1), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9079-y>
- Priede, A. (Hrsg.). (2017). *Protected Habitat Management Guidelines for Latvia. Volume 4. Mires and springs*. Sigulda; Nature Conservation Agency.
- Putfarken, D., Dengler, J., Lehmann, S., & Härdtle, W. (2008). Site use of grazing cattle and sheep in a large-scale pasture landscape: A GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science*, 111(1–2), 54–67. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2007.05.012>
- Pykälä, J. (2004). Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology*, 175(2), 217–226. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-0015-y>
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna; R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>
- Rion, V., Gallandat, J.-D., Gobat, J.-M., & Vittoz, P. (2018). Recent changes in the plant composition of wetlands in the Jura Mountains. *Applied Vegetation Science*, 21(1), 121–131. <https://doi.org/10.1111/avsc.12338>
- Rosenthal, G., Schrautzer, J., & Eichberg, C. (2012). Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia*, 32, 167–205.
- Rowland, J. A., Bracey, C., Moore, J. L., Cook, C. N., Bragge, P., & Walsh, J. C. (2021). Effectiveness of conservation interventions globally for degraded peatlands in cool-climate regions. *Biological Conservation*, 263, 109327. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109327>
- Rūsiņa, S. (2017). Meadow and Pasture Plants. In S. Rūsiņa (Hrsg.), *Protected Habitat Management Guidelines for Latvia. Volume 3. Semi-natural Grasslands*. (S. 41–42). Sigulda; Nature Conservation Agency.
- Schaich, H., & Barthelmes, B. (2012). Management von Feuchtgrünland wiedervernässter Auen: Effekte von Beweidung und Mahd auf die Vegetationsentwicklung. *Tuexenia*, 32, 207–231.
- Schrautzer, J., & Jensen, K. (2004). Relationship between light availability and species richness during fen grassland succession. *Nordic Journal of Botany*, 24(3), 341–353. <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.2004.tb00849.x>
- Schrautzer, J., Bork, H.-R., Christ, L., El-Balti, N., Martens, T., Kempke, M., von Scheffer, C., & Unkel, I. (2019). Classification, ecological characterization and development of montane mires (Kleinwalsertal, Austria). *Phytocoenologia*, 49(3), 263–285. <https://doi.org/10.1127/phyto/2019/0307>
- Schwarz, C., & Fartmann, T. (2021). Conservation of a strongly declining butterfly species depends on traditionally managed grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 25(2), 255–271. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00288-2>
- Seer, F. K., & Schrautzer, J. (2014). Status, future prospects, and management recommendations for alkaline fens in an agricultural landscape: A comprehensive survey. *Journal for Nature Conservation*, 22(4), 358–368. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.003>

- Sienkiewicz-Paderewska, D., Paderewski, J., Suwara, I., & Kwasowski, W. (2020). Fen grassland vegetation under different land uses (Biebrza National Park, Poland). *Global Ecology and Conservation*, 23, e01188. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01188>
- Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Baumbach, H., Gockel, S., Hemp, A., Schöning, I., Wells, K., Buscot, F., Kalko, E. K. V., Linsenmair, K. E., Schulze, E.-D., Weisser, W. W., & Fischer, M. (2013). Interacting effects of fertilization, mowing and grazing on plant species diversity of 1500 grasslands in Germany differ between regions. *Basic and Applied Ecology*, 14(2), 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.12.003>
- Spitale, D. (2021). A warning call from mires of the Southern Alps (Italy): Impacts which are changing the bryophyte composition. *Journal for Nature Conservation*, 61, 125994. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125994>
- Stammel, B., Kiehl, K., & Pfadenhauer, J. (2003). Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science*, 6(2), 245–254. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00585.x>
- Stammel, B., & Kiehl, K. (2004). Do hoof prints actually serve as a regeneration niche for plant species in fens? *Phytocoenologia*, 34(2), 271–286. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2004/0034-0271>
- Steiner, G. M., Grünig, A., Grabher, M., Küttel, M., Mühlethaler, E., Hintermann, U., Wildermuth, H., Staub, R., Güsewell, S., Pauli, D., & Rüetschi, J. (2002). Entwicklung und Bedeutung der Moore und Moorlandschaften. In BAFU (Hrsg.), *Handbuch Moorschutz in der Schweiz* (Bd. 1). Bern; Bundesamt für Umwelt.
- Stroh, P. A., Mountford, J. O., & Hughes, F. M. R. (2012). The potential for endozoochorous dispersal of temperate fen plant species by free-roaming horses. *Applied Vegetation Science*, 15(3), 359–368. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01172.x>
- Sundberg, S. (2012). Quick Target Vegetation Recovery after Restorative Shrub Removal and Mowing in a Calcareous Fen. *Restoration Ecology*, 20(3), 331–338. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00782.x>
- Swindles, G. T., Morris, P. J., Mullan, D. J., Payne, R. J., Roland, T. P., Amesbury, M. J., Lamentowicz, M., Turner, T. E., Gallego-Sala, A., Sim, T., Barr, I. D., Blaauw, M., Blundell, A., Chambers, F. M., Charman, D. J., Feurdean, A., Galloway, J. M., Galka, M., Green, S. M., ... Warner, B. (2019). Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience*, 12(11), 922–928. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0462-z>
- Swiss Geoportal. (2021). *Kartenplattform der Schweizerischen Eidgenossenschaft*. [geo.admin.ch](https://map.geo.admin.ch). <https://map.geo.admin.ch>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Voss, K. (2001). Die Bedeutung extensiv beweideten Feucht- und Überschwemmungsgrünlandes in Schleswig-Holstein für den Naturschutz. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*, 61, 1–185.
- Weking, S., Hermann, G., & Fartmann, T. (2013). Effects of mire type, land use and climate on a strongly declining wetland butterfly. *Journal of Insect Conservation*, 17(6), 1081–1091. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9585-5>
- Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199(2), 213–227. <https://doi.org/10.1023/A:1004327224729>
- Záleská, T., Holá, E., Kučera, J., Grill, S., Šmilauer, P., & Štechová, T. (2021). Mowing and disturbance increase survival rates of three rare moss species of fen meadows. *Folia Geobotanica*, 56, 167–177. <https://doi.org/10.1007/s12224-021-09398-4>

## **Anhang**

Anhang A - Kopfdaten Vegetationsaufnahmen .....	I
Anhang B - Vegetationstabelle .....	II
Anhang C - Mittelwerte-Tabelle .....	IV
Anhang D - Vegetationsklassifikation .....	V
Anhang E – Standortfotos.....	VI

### Anhang A - Kopfdaten Vegetationsaufnahmen

Jeder Aufnahmefläche wurde eine individuelle dreistellige Nummer zugewiesen, mit folgender Bedeutung: 1. Ziffer: Standort-Nr., 2. Ziffer: Paar-Nr. innerhalb des Standortes, 3. Ziffer: Nutzungsart (1=Mahd, 2=Beweidung). s. = Standardabweichung

Plot ID	Standort	Nutzung	Datum	Aufnahme- fläche (m²)	Kanton	Gemeinde	Koordinaten (WGS 84)			Höhenlage (m ü. M.)	Ausrichtung (°) southing	Hang- nei- gung (°)	Max. Mikro-re- lief (cm)	Bodentiefe (cm)					Max. Veg. Höhe (cm)	Vegetationshöhe (cm)					Deckungsgrade (%)				pH					
							X	Y	+/- (m)					No. 1	No. 2	No. 3	No. 4	No. 5		Mittelw.	s.	No. 1	No. 2	No. 3	No. 4	No. 5	Mit- telw.	s.		Ge- sam- t	Kraut- schicht	Moos- schicht	Streu	
111	1	Mahd	12.06.2021	10	Bern	Guggisberg	7.35521	46.75043	3	1159	275	-0.087	18	7	12	52	57	44	32	39.4	18.0	95	15	20	21	15	22	18.6	3.4	85	83	10	1	6.7
112	1	Beweidung	12.06.2021	10	Bern	Guggisberg	7.35518	46.75040	3	1160	270	0.000	18	21	37	52	47	42	38	43.2	6.3	75	48	27	6	3	24	21.6	18.2	70	65	30	5	6.44
121	1	Mahd	13.06.2021	10	Bern	Guggisberg	7.35606	46.75057	3	1167	280	-0.174	10	5	58	71	42	64	82	63.4	14.9	90	18	23	19	17	15	18.4	3.0	95	92	10	3	6.47
122	1	Beweidung	13.06.2021	10	Bern	Guggisberg	7.35614	46.75050	3	1167	285	-0.259	17	15	61	62	60	59	65	61.4	2.3	81	26	48	18	19	25	27.2	12.2	90	75	45	10	6.88
131	1	Mahd	13.06.2021	10	Bern	Guggisberg	7.35569	46.75032	3	1165	310	-0.643	7	10	60	57	65	47	57	57.2	6.6	110	44	22	34	31	28	31.8	8.1	80	80	1	8	6.47
132	1	Beweidung	13.06.2021	10	Bern	Guggisberg	7.35576	46.75025	3	1167	310	-0.643	4	14	42	49	56	38	65	50	10.8	90	42	39	8	24	10	24.6	15.8	70	68	3	8	6.61
211	2	Mahd	11.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.37813	46.74972	3	1324	20	-0.940	9	2	48	68	82	46	61	61	14.9	90	12.5	17	14	13	15	14.3	1.8	99	95	30	5	6.2
212	2	Beweidung	11.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.37824	46.74972	3	1325	335	-0.906	15	23	67	51	62	59	56	59	6.0	67	17	11	12	18	10	13.6	3.6	87	65	50	8	6.59
221	2	Mahd	11.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.37790	46.75100	3	1300	330	-0.866	11	3	35	41	21	22	60	35.8	16.0	70	17	15	13	11	9	13	3.2	95	80	60	10	6.02
222	2	Beweidung	11.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.37799	46.75094	3	1303	335	-0.906	8	14	68	68	40	58	61	59	11.5	57	35	22	20	13	15	21	8.6	90	75	50	12	6.7
231	2	Mahd	12.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.37849	46.75183	3	1283	335	-0.906	3	3	13	50	44	13	34	30.8	17.2	75	22	18	17	11	11	15.8	4.8	95	90	10	5	6.46
232	2	Beweidung	12.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.37855	46.75177	3	1285	35	-0.819	13	15	44	51	50	66	46	51.4	8.6	55	11	9	27	12	11	14	7.3	85	65	55	15	6.57
311	3	Mahd	14.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.39729	46.75891	3	1170	0	-1.000	6	6	62	82	47	66	56	62.6	13.0	90	10	19	25	29	30	22.6	8.3	97	85	80	8	5.71
312	3	Beweidung	14.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.39738	46.75887	3	1171	20	-0.940	5	19	60	61	55	49	41	53.2	8.3	74	23	9	20	12	14	15.6	5.8	80	80	1	25	6.35
321	3	Mahd	14.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.39699	46.75876	3	1174	340	-0.940	3	2	66	67	63	58	59	62.6	4.0	73	14	19	15	18	13	15.8	2.6	99	85	70	10	6.1
322	3	Beweidung	14.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.39706	46.75869	3	1174	335	-0.906	0	13	77	76	67	51	72	68.6	10.6	120	20	33	28	39	22	28.4	7.8	85	80	20	35	6.4
331	3	Mahd	14.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.39669	46.75868	3	1173	340	-0.940	2	11	37	79	68	45	66	59	17.4	80	18	15	15	11	27	17.2	6.0	85	75	65	15	6.86
332	3	Beweidung	14.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.39673	46.75860	3	1173	345	-0.966	12	18	67	62	28	71	57	57	17.0	78	22	30	24	27	25	25.6	3.0	90	80	55	15	6.93
411	4	Mahd	15.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.42294	46.75659	3	1139	70	-0.342	3	5	82	66	39	19	17	44.6	28.7	73	13	14	15	15	9	13.2	2.5	95	75	80	15	5.31
412	4	Beweidung	15.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.42306	46.75660	3	1138	110	0.342	14	28	70	82	44	82	71	69.8	15.5	80	27	43	49	27	28	34.8	10.4	85	75	45	8	5.54
421	4	Mahd	15.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.42291	46.75634	3	1145	350	-0.985	17	2	45	44	42	49	39	43.8	3.7	50	11	9	7	11	10	9.6	1.7	95	80	70	5	6.7
422	4	Beweidung	15.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.42307	46.75633	3	1145	350	-0.985	19	16	39	40	41	50	17	37.4	12.2	95	4	11	13	19	6	10.6	5.9	85	75	50	8	5.54
431	4	Mahd	16.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.42291	46.75612	3	1149	340	-0.940	7	9	82	82	82	82	82	82	0.0	58	10	10	11	18	12	12.2	3.3	85	70	80	55	6.83
432	4	Beweidung	16.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.42306	46.75605	3	1153	340	-0.940	7	20	58	75	82	50	65	66	12.8	78	12	25	14	14	18	16.6	5.2	93	80	60	20	6.9
511	5	Mahd	17.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.43596	46.74990	3	1232	30	-0.866	2	13	20	19	16	17	62	26.8	19.7	75	6	13	19	27	25	18	8.7	95	85	60	5	6.6
512	5	Beweidung	17.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.43583	46.74982	3	1235	20	-0.940	18	14	49	27	44	80	62	52.4	19.9	80	59	27	21	18	21	29.2	17.0	95	87	50	10	6.75
521	5	Mahd	17.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.43604	46.74980	3	1234	35	-0.819	9	9	80	82	72	60	71	73	8.7	92	11	8	10	18	12	11.8	3.8	85	65	75	10	6.63
522	5	Beweidung	17.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.43598	46.74975	3	1236	35	-0.819	11	17	44	62	59	50	41	51.2	9.1	105	17	24	29	23	24	23.4	4.3	95	85	65	15	6.87
531	5	Mahd	17.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.43664	46.74938	3	1239	30	-0.866	10	7	58	59	42	48	69	55.2	10.5	75	17	19	25	30	25	23.2	5.2	95	90	40	10	5.61
532	5	Beweidung	17.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.43653	46.74930	3	1243	30	-0.866	25	27	69	82	64	59	52	65.2	11.3	75	33	20	35	26	53	33.4	12.5	90	85	65	8	6.75
611	6	Mahd	18.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.44215	46.74993	3	1236	300	-0.500	10	12	82	82	82	80	82	81.6	0.9	66	21	23	27	30	31	26.4	4.3	85	80	60	45	6.72
612	6	Beweidung	18.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.44187	46.75015	3	1234	315	-0.707	2	9	82	82	54	41	40	59.8	21.0	60	33	13	18	11	12	17.4	9.1	82	75	40	30	6.12
621	6	Mahd	18.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.44237	46.75009	3	1238	310	-0.643	11	15	80	52	82	82	75	74.2	12.7	63	20	21	27	14	9	18.2	6.9	80	68	70	50	7.24
622	6	Beweidung	18.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.44218	46.75026	3	1235	310	-0.643	6	10	30	31	21	38	66	37.2	17.2	78	49	19	48	14	19	29.8	17.2	96	85	65	20	6.46
631	6	Mahd	18.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.44289	46.75058	3	1243	275	-0.087	6	15	69	30	59	82	48	57.6	19.9	65	15	19	18	18	4	14.8	6.2	80	70	65	50	4.73
632	6	Beweidung	18.06.2021	10	Bern	Rüschegg	7.44265	46.75067	3	1240	280	-0.174	9	8	46	36	47	50	32	42.2	7.8	105	47	43	21	49	19	35.8	14.6	90	85	40	15	6.71

**Anhang B - Vegetationstabelle**

Deckungsgrade der Arten aller 36 Aufnahmefflächen in %. Die Artfrequenz wurde mit einem Binomialtest getestet. M = Mahd, B = Beweidung

Plot ID	Artfrequenz			111	121	131	211	221	231	311	321	331	411	421	431	511	521	531	611	621	631	112	122	132	212	222	232	312	322	332	412	422	432	512	522	532	612	622	632	
	% M	% B	p-Wert	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Artenzahl				22	27	22	35	31	36	35	39	28	21	29	29	38	33	41	36	26	19	28	31	22	32	27	36	26	25	28	18	32	27	32	40	36	30	40	35	
Acer pseudoplatanus L.	6	0	1												0.05																									
Achillea millefolium L.	6	0	1																0.05																					
Aconitum napellus L.	0	6	1																																					
Ajuga reptans L.	72	67	1					1	2	8	0.6	8	3	1		1	3	5	10	8	2					1	2			0.7	15	2	1	5	1	5	1	8	3	
Alchemilla coriacea aggr.	0	6	1																																					
Alchemilla vulgaris aggr.	61	39	0.219	2	0.1		2	0.3	2	0.5	0.5			1		1	0.3	1					1		0.3	10	5	0.3								0.8		0.3		
Alopecurus pratensis L.	17	22	1	1		15	3																		0.1	10	5	0.3				0.3	25							
Anthoxanthum odoratum L.	100	89	0.500	15	8	20	10	15	1.5	10	1	0.5	6	10	0.1	8	8	8	2	3	2	8	8	6	8	3	5	3	0.8	0.2	0.8	5			7	0.2	1	15	15	
Bartsia alpina L.	6	0	1																0.01																					
Bellis perennis L.	6	6	1				0.5															0.2																		
Briza media L.	50	50	1		0.1					1	1	4		1	0.3	4	18				4		0.8				0.001		1	0.3					3	0.4	4	1	8	
Bromus hordeaceus L. subsp. hordeaceus	11	0	0.500			3	0.3																													3	0.4	4	1	8
Caltha palustris L.	94	100	1	5	15	8	30	15	0.5	12	10	7	5	10	10	6		10	8	2	0.5	7	15	12	7	8	2	20	50	25	5	3	25	5	6	30	0.1	0.8	10	
Campanula rotundifolia L.	6	0	1																0.01																					
Cardamine pratensis aggr.	11	11	1	0.5			0.1															0.2			0.01															
Carex appropinquata Schumach.	6	0	1						0.3																															
Carex canescens L.	6	0	1				5																																	
Carex davalliana Sm.	56	39	0.375						0.5			30	12		2	20	0.2	18	4	2	0.8				5					2					2	10	5	5	18	
Carex distans L.	0	6	1																																0.5					
Carex echinata Murray	17	17	1								3		40					2													0.8	1						15		
Carex flacca Schreb.	28	44	0.508		15										0.2	0.8			1	3						0.1	5	10	5					3	1	0.1		4	8	
Carex flava L.	6	22	0.250						4																		0.5										40	8	8	
Carex hirta L.	17	17	1	1	2	8																0.8	0.5	2																
Carex leporina L.	6	22	0.375		0.2																	0.5						0.3			1	0.05								
Carex nigra (L.) Reichard	94	89	1	5	40		0.2	3	2	8	15	20	20	20	15	4	4	7	7	3	3	8	5		10	1	2	3	8	15	2	4	8	8	4	10		3	10	
Carex pallescens L.	17	17	1						3								0.2	2										2										10	1	
Carex panicea L.	89	83	1	10	60	8		10	3	10	10	15	0.3	15	12	3	1	0.8	0.8	0.5		15	8		0.5	2	1	8	8	2			1	0.1	4	0.3	25	25	15	
Carex rostrata Stokes	11	0	0.500												0.05	12																								
Carex sylvatica Huds.	6	6	1						5																		2													
Carum carvi L.	6	0	1						15																															
Centaurea jacea L. subsp. jacea	11	6	1																15	0.2																		0.1		
Cerastium fontanum subsp. vulgare (Hartm.) Greuter & Burdet	17	11	1	0.5		0.5	0.1															0.5		0.5																
Chaerophyllum hirsutum L.	56	67	0.688				1.5	0.2	5		15	15			20			12	5	20	0.2		5		35	35	12		30	50		15	15	30	25	15			5	
Cirsium oleraceum (L.) Scop.	11	44	0.031						25										8							7	15	40	30	35					0.5	15	0.5			
Cirsium palustre (L.) Scop.	17	22	1																0.05	0.1	0.2	0.05														1	0.8	0.8		
Crepis paludosa (L.) Moench	78	83	1		0.3		1.5	3	0.4	1	10	3		8	12	10	0.5	4	25		2		3		0.5	0.5	0.8	1	0.5	0.8		0.3	1	5	2	4	0.8	2	2	
Crocus albiflorus Kit.	11	0	0.500												0.3				0.2																					
Cynosurus cristatus L.	44	33	0.754	10	3		10	2	12	2	1	0.5										3	3	2							2							0.5	2	
Dactylis glomerata L.	6	6	1															0.1																						
Dactylorhiza incarnata (L.) Soó subsp. incarnata	0	6	1																												0.001									
Dactylorhiza maculata (L.) Soó	6	0	1													0.01																								
Dactylorhiza majalis (Rchb.) P. F. Hunt & Summerh.	61	56	1				0.5	1	0.5		0.01			0.01	0.01	0.1	0.05	0.5	0.01	0.01						0.2		0.05		0.001			0	0.05	0.1	0.2	0.2	0.1	0.4	
Epilobium nutans F. W. Schmidt	6	11	1							0.01																											0.05			
Equisetum arvense L.	6	11	1																		0.05													1			0.5			
Equisetum fluviatile L.	11	11	1													25	4																			8	0.4			
Equisetum palustre L.	100	100	1	3	6	0.5	0.2	0.5	0.2	0.2	0.1	0.8	1	0.2	0.5	15	8	0.5	0.2	0.2	0.1	0.5	2	6	1	0.5	0.1	0.05	0.5	1	0.3	0.05	3	8	0.8	0.8	0.5	0.3	0.05	
Equisetum sylvaticum L.	6	0	1																																					
Eriophorum angustifolium Honck.	33	39	1								0.6	35				1		0.5	0.3						1					0.2				0.8	0.8	2	3	0.5		
Eriophorum latifolium Hoppe	17	0	0.250										8		8			0.8																						
Eriophorum vaginatum L.	6	0	1																		25																			
Festuca pratensis Huds.	28	28	1		5	5	0.1	0.2	0.5													8	3	1	1		3													
Festuca rubra aggr.	72	67	1	20	5			15		8	1		30	0.3	0.3		5	4	5	15	15				1	2		8			2	30	8	2	10	1	3	3	20	
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.	22	72	0.004																																					



## Anhang C - Mittelwerte-Tabelle

Mittelwerte, Standardabweichung, Minimum und Maximum für die Umweltparameter, ökologischen Zeigerwerte, Pflanzenstrategien und funktionellen Eigenschaften aller Aufnahmeflächen unterteilt in die zwei Nutzungsformen. Alle  $p$ -Werte stammen aus gepaarten  $t$ -Tests.  $s$  = Standardabweichung.

	Einheit	Beweidung				Mahd				$p$ -Wert
		Mittel	s	Min	Max	Mittel	s	Min	Max	
<b>Umweltparameter</b>										
Höhenlage	m ü. M.	1210.2	57.0	1138.4	1325.3	1209.3	56.7	1138.8	1324.3	0.107
Southing	-	-0.7	0.4	-1.0	0.3	-0.7	0.3	-1.0	-0.1	0.546
Hangneigung	°	11.3	6.7	0.0	25.0	8.0	4.7	2.0	18.0	0.063
Max. Mikrorelief	cm	16.7	5.6	8.0	28.0	7.6	4.4	2.0	15.0	<b>&lt;0.001</b>
Mittlere Bodentiefe	cm	54.7	10.1	37.2	69.8	56.1	16.4	26.8	82.0	0.729
Bodentiefe $s$	cm	11.6	5.0	2.3	21.0	12.6	7.5	0.0	28.8	0.651
pH	-	6.5	0.4	5.5	6.9	6.3	0.6	4.7	7.2	0.222
<b>Strukturparameter</b>										
Max. Vegetationshöhe	cm	80.7	17.1	55.0	120.0	77.2	14.9	50.0	110.0	0.522
Mittlere Vegetationshöhe	cm	23.5	7.7	10.6	35.8	17.5	5.6	9.6	31.8	<b>0.011</b>
Vegetationshöhe $s$	cm	9.9	5.0	3.1	18.2	4.6	2.3	1.7	8.7	<b>&lt;0.001</b>
Gesamtdeckungsgrad	%	86.6	7.5	70.0	96.0	90.3	6.9	80.0	99.0	0.126
Krautschicht	%	76.9	7.4	65.0	87.0	80.4	8.6	65.0	95.0	0.298
Mooschicht	%	43.8	19.3	1.0	65.0	52.0	27.6	1.0	80.0	0.270
Streu	%	14.8	8.3	5.0	35.0	17.2	18.5	1.0	55.0	0.549
<b>Biodiversitätsindices</b>										
Artenzahl	-	30.3	5.9	18.0	40.0	30.4	6.7	19.0	41.0	0.951
Shannon Diversität	-	2.5	0.3	2.0	2.9	2.6	0.2	2.1	2.9	0.613
Shannon Evenness	-	0.7	0.1	0.6	0.8	0.8	0.1	0.7	0.9	0.435
<b>Ökologische Zeigerwerte</b>										
Temperaturzahl	1-5	3.0	0.1	2.9	3.3	3.0	0.1	2.8	3.3	0.279
Kontinentalitätszahl	1-5	2.9	0.1	2.7	3.0	2.9	0.1	2.8	3.0	0.089
Lichtzahl	1-5	3.3	0.1	3.1	3.4	3.5	0.1	3.3	3.7	<b>&lt;0.001</b>
Feuchtezahl	1-5	3.7	0.1	3.5	3.9	3.7	0.2	3.3	4.1	0.085
Reaktionszahl	1-5	3.0	0.1	2.7	3.2	2.9	0.2	2.4	3.3	0.175
Nährstoffzahl	1-5	3.2	0.2	2.7	3.4	2.9	0.2	2.5	3.4	<b>&lt;0.001</b>
Humuszahl	1-5	4.0	0.2	3.7	4.3	4.1	0.3	3.5	4.7	0.479
Durchlüftungszahl	1-5	1.3	0.2	1.0	1.5	1.4	0.2	1.1	1.9	<b>0.025</b>
Mahdverträglichkeit	1-5	2.9	0.2	2.6	3.2	2.8	0.2	2.4	3.2	0.528
<b>CSR-Pflanzenstrategien</b>										
Konkurrenzzahl	0-3	1.4	0.1	1.2	1.7	1.2	0.1	0.9	1.5	<b>0.001</b>
Stresszahl	0-3	1.1	0.1	0.9	1.3	1.2	0.1	0.9	1.4	0.093
Ruderalzahl	0-3	0.5	0.2	0.2	0.8	0.6	0.2	0.2	1.0	<b>0.013</b>
<b>Funktionelle Merkmale (kategorial und ordinal)</b>										
Samenüberdauerung	1-5	3.2	0.3	2.9	3.7	3.2	0.2	2.8	3.6	0.263
Geophyten	%	8.4	4.6	1.7	17.1	14.5	12.1	1.1	44.5	<b>0.023</b>
Hemikryptophyten	%	79.5	7.6	67.3	91.7	67.1	17.1	26.3	91.3	<b>0.012</b>
Zoochorie	%	57.9	12.4	31.5	76.7	58.8	13.4	30.0	77.9	0.815
<b>Funktionelle Merkmale (metrisch)</b>										
SLA (log10)	mm <sup>2</sup> /mg	1.3	0.1	1.2	1.4	1.3	0.1	1.3	1.4	0.373
Samenmasse (log10)	mg	-0.1	0.3	-0.8	0.3	0.0	0.1	-0.2	0.2	0.149
Pflanzenhöhe (log10)	m	-0.5	0.1	-0.7	-0.3	-0.6	0.1	-0.8	-0.4	<b>0.007</b>

## Anhang D - Vegetationsklassifikation

Vegetationsklassifikation nach Delarze et al. (2015) mittels Vegedaz. Aufgeführt sind die drei wahrscheinlichsten Lebensraumtypen für jede Aufnahme, % = Grad der Übereinstimmung, Code = Lebensraumcode nach Delarze et al. (2015).

Plot Nr.	1. Rang			2. Rang			3. Rang		
	Code	Name	%	Code	Name	%	Code	Name	%
A111	2.3.2.	<i>Calthion</i>	37	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	31
A112	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A121	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A122	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	31
A131	2.3.2.	<i>Calthion</i>	37	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	31
A132	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	31
A211	2.3.2.	<i>Calthion</i>	41	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	28
A212	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A221	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	31
A222	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30
A231	2.3.2.	<i>Calthion</i>	37	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	33	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30
A232	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A311	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A312	2.3.2.	<i>Calthion</i>	40	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	29
A321	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A322	2.3.2.	<i>Calthion</i>	40	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A331	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30
A332	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A411	2.3.2.	<i>Calthion</i>	37	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	31
A412	2.3.2.	<i>Calthion</i>	40	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A421	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A422	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	31
A431	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A432	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	29
A511	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A512	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A521	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30
A522	2.3.2.	<i>Calthion</i>	37	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	33	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30
A531	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	33	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	28
A532	2.3.2.	<i>Calthion</i>	39	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	29
A611	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A612	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.1.	<i>Arrhenatherion</i>	30
A621	2.3.2.	<i>Calthion</i>	37	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	33	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30
A622	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30
A631	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	32	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	31
A632	2.3.2.	<i>Calthion</i>	38	4.5.2.	<i>Polygono-Trisetion</i>	31	4.5.4.	<i>Poion alpinae</i>	30

## Anhang E – Standortfotos



Standort 1: Links Mahd, Rechts Beweidung. Foto: P. Reutimann



Standort 2: Links Mahd, Rechts Beweidung. Foto: P. Reutimann



Standort 3: Links Beweidung, Rechts Mahd. Foto: P. Reutimann



Standort 4: Links Beweidung, Rechts Mahd. Foto: P. Reutimann



Standort 5: Links Mahd, Rechts Beweidung. Foto: P. Reutimann



Standort 6: Links Beweidung, Rechts Mahd. Fotos: P. Reutimann