

# Effekte von Mahd- und Weidennutzung auf die Vegetation von Trockenrasen im Parc Ela, Kanton Graubünden



## Bachelorarbeit FS / HS 21

Von:

**Corinne Gröli**

Bachelorstudiengang 2018

Vertiefung Naturmanagement

Umweltingenieurwesen

Abgabedatum: 13.01.2022

### Fachkorrektoren

Prof. Dr. Jürgen Dengler

Manuel Babbi

ZHAW Life Sciences und Facility Management

Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen

Forschungsgruppe Vegetationsökologie

Grüntal, 8820 Wädenswil

## **Danksagung**

Einen grossen Dank an Regina Lenz, Maya Weber und Regula Ott vom Parc Ela, die mich mit Informationen zum Park und bei der Organisation meines Aufenthalts während den Feldarbeiten unterstützt haben; an Regina Jöhl von oekoskop für die Unterstützung bei der Auswahl der zu untersuchenden Trockenrasen; an Martina Monigatti vom Amt für Natur und Umwelt des Kantons Graubünden für fachliche Auskünfte und finanzielle Unterstützung bei den Feldarbeiten.

Einen grossen Dank auch an Dr. Prof. Jürgen Dengler und Manuel Babbi für die fachliche Betreuung dieser Arbeit und die Hilfe bei der Pflanzenbestimmung.

## **Impressum**

### **Schlüsselwörter**

Biodiversität, *Brachypodium rupestre*, Mahd, Naturschutz, Parc Ela, Schweiz, Trockenrasen, verschachtelte Vegetationsaufnahme, Weiden, Wiesen

### **Key words**

Biodiversity, *Brachypodium rupestre*, dry grasslands, meadow, nature conservation, nested vegetation plots, Parc Ela, pasture, Switzerland

### **Zitiervorschlag**

Gröli, C. (2022). Effekte von Mahd- und Weidennutzung auf die Vegetation von Trockenrasen im Parc Ela, Kanton Graubünden. In *Bachelorarbeit ZHAW*, unveröffentlicht.

### **Titelbild**

Vegetationsaufnahme in einer mit Mahd bewirtschafteten Kalkhalbtrockenrasenfläche im Untersuchungsgebiet Spondas, Gemeinde Lantsch / Lenz, Kanton Graubünden (Foto: Corinne Gröli)

### **Autorin**

Corinne Gröli  
Friedensstrasse 118  
4600 Olten  
corinne.groeli@gmail.com

### **Institution**

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften  
Departement Life Sciences und Facility Management  
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen  
Grüentalstrasse 14  
8820 Wädenswil, Schweiz

---

## Abstract

Throughout Europe species-rich seminatural dry grasslands are threatened by an increasing loss of habitat extent and a decrease in habitat quality. Two main drivers for the ongoing loss of biodiversity in dry grasslands are land-use intensification and abandonment. Therefore, proper management methods such as extensive mowing and grazing are needed to preserve those seminatural habitats. Because such management is expensive and mostly not profitable it is important to use the limited resources for the most beneficial method. This study aims to gain a better understanding of the patterns caused in the vegetation when mowing or grazing is applied as a management method. The study was carried out in the Parc Ela, a Regional Nature Parc in the eastern Swiss Alps in the Canton of Grison. 32 vegetation plots (nested-plot series of 0.0001 to 10 m<sup>2</sup>) were recorded in meso-xeric grasslands of four different regions. In each region four plots were managed by mowing and four by grazing. Species richness, Shannon index, Shannon evenness and z-values were used to assess biodiversity. Seven ecological indicator values, the three CSR-strategy types and four functional traits as well as four abiotic and two structural parameters were analysed. Patterns for biodiversity and functional traits were not clear and hence a recommendation for either mowing or grazing could not be made. It is assumed that various interactions with soil parameters and other abiotic factors may play a role since soil pH and all ecological indicator values except for one showed significant regional differences. Differences regarding management methods were mainly found for functional traits and strategies. Surprisingly, many of them showed the opposite pattern from what was expected based on the results of other studies. A definite explanation for these controversial results could not be found. However, there is an assumption that at least parts of that pattern may be connected to a relative high abundance of the invasive tall grass species *Brachypodium rupestre*. Because this species is unpalatable for domestic herbivores, grazing, specifically in extensively managed pastures where there are enough other food sources, can promote the spread of *Brachypodium rupestre*. An increasing dominance of *Brachypodium rupestre* may alter the structure of a plant community and species composition, leading to a loss of biodiversity. Abundances of *Brachypodium rupestre* were significantly higher in pastures than in meadows. Since this stress tolerant competitor has functional traits that would predominantly be expected in meadows, it is assumed that this may have influenced the management related results for strategy types and functional traits. In view of conservation measures it is therefore recommended to keep the spread of *Brachypodium rupestre* under control which may best be done with a mixture of early grazing and late mowing.

---

# Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung .....	1
2	Methoden .....	3
2.1	Untersuchungsregion .....	3
2.2	Auswahl der Untersuchungsgebiete .....	5
2.3	Erhebungen im Feld .....	9
2.4	Vegetationsökologische Auswertungen .....	11
2.5	Statistische Auswertung .....	14
3	Ergebnisse .....	15
3.1	Flora der Untersuchungsflächen .....	15
3.2	Abiotische Standortbedingungen .....	17
3.3	Strukturparameter .....	19
3.4	Biodiversität .....	19
3.5	Ökologische Zeigerwerte .....	21
3.6	Funktionelle Merkmale .....	25
4	Diskussion .....	28
4.1	Flora der Untersuchungsflächen .....	28
4.2	Abiotische Standortbedingungen .....	29
4.3	Strukturparameter .....	30
4.4	Biodiversität .....	31
4.5	Ökologische Zeigerwerte .....	32
4.6	CSR-Strategien und funktionelle Merkmale .....	34
4.7	Schlussfolgerungen für den Naturschutz .....	37
5	Literaturverzeichnis .....	39
Anhang .....		45
Gedruckt .....		45
1.	Kopfdaten .....	45
2.	Artenliste unverändert .....	45
3.	Plagiatserklärung .....	45
Digital .....		45
Gesamt_Datensatz.xml .....		45
R-Skripte (.R) mit zugehörigen .csv-Dateien .....		45
VegeDaz_Abgabe (Tab.) .....		45

# 1 Einleitung

Trockenrasen gehören zu den artenreichsten Lebensräumen der Welt und halten bei Betrachtung kleiner Flächen die Weltrekorde der Artenvielfalt unter den Gefässpflanzen (Dengler 2012; Wilson *et al.* 2012; Dengler *et al.* 2020a). Besonders artenreich sind die europäischen Halbtrockenrasen, welche über alle Flächenskalen von 0.0001 – 100 m<sup>2</sup> die grösste Artenvielfalt aufweisen (Boch *et al.* 2020). Auf einer Flächengrösse von 10 m<sup>2</sup> wurden in Westeuropa ein Maximum von 76 sowie ein Mittelwert von 38.9 Gefässpflanzenarten registriert. In der Schweiz liegt das Maximum bei 68 und der Mittelwert bei 38.52 Arten (Dengler *et al.* 2018; Biurrun *et al.* 2019, 2021; Boch *et al.* 2020; “GrassPlot Diversity Explorer 2.10” 2021). Diese halbnatürlichen Graslandtypen finden sich typischerweise auf halbtrockenen, nährstoffarmen Standorten mit kalkhaltigen, wenig mächtigen Böden (Eggenberg *et al.* 2001). Im gemässigten Europa kommen sie zwischen Meeresspiegelhöhe und submontaner Lage vor (Dengler & Schaminée 2016) und sind als Teil des sekundären Grünlands Ergebnis einer über mehrere Jahrhunderte andauernden menschlichen Landnutzung (Eggenberg *et al.* 2001; Dengler *et al.* 2020a). Letzteres bedeutet, dass ihr Erhalt von einer regelmässigen Bewirtschaftung mittels Mahd oder Beweidung abhängt, damit die natürliche Sukzession zu Wald regelmässig unterbrochen wird (Poschod & WallisDeVries 2002; Boch *et al.* 2020). Dadurch werden die Störungen von mittlerer Häufigkeit und Intensität gewährleistet, welche notwendig sind, damit die Artenvielfalt und die interspezifische Konkurrenz ihr Maximum erreichen können (Connell 1978; Dupré & Diekmann 2001; Grime 2001).

Halbnatürliche Halbtrockenrasen haben einen hohen naturschützerischen Wert (WallisDeVries *et al.* 2002; Catorci *et al.* 2011). Ihre aussergewöhnliche floristische Diversität umfasst viele seltene Pflanzenarten und zieht andere Organsimengruppen wie Insekten, Reptilien und Vögel an, indem sie diesen Nahrung und Lebensraum bietet (WallisDeVries *et al.* 2002; Büchler *et al.* 2020; Dengler *et al.* 2020a). Gleichzeitig sind Halbtrockenrasen europaweit von einem erheblichen Flächenverlust betroffen (Catorci *et al.* 2011). Gemäss der Europäischen Roten Liste für Lebensräume werden sie als verletzlich ausgewiesen (Gefährdungsgrad VU; engl. Vulnerable), wobei ihr Flächenverlust in den letzten 50 Jahren auf rund 40 % geschätzt wird, dies mit anhaltend negativem Trend (Dengler & Schaminée 2016; Janssen *et al.* 2016). Nach einer Modellrechnung von (Lachat *et al.* 2010) ist für die Schweiz seit 1945 gar ein Rückgang von 95 % anzunehmen. Hauptgründe dafür sind die Intensivierung der Landwirtschaft mit der damit verbundenen Düngung und Bewässerung des Bodens sowie die Landnutzungsaufgabe von meist schlecht bewirtschaftbaren Flächen, wodurch die Sukzession zu Wald einsetzt (Dengler & Schaminée 2016; BAFU 2017; Boch *et al.* 2019a). Letzteres führt erst zu einem graduellen Rückgang der Habitatqualität und zuletzt ebenfalls zum Flächenverlust (Boch *et al.* 2019a, b). Zusätzlich wird die Qualität der Halbtrockenrasen durch atmosphärischen Stickstoff beeinträchtigt, welcher über die Luft transportiert auch in weit entfernte und empfindlich

reagierende Ökosysteme gelangt. Mit Werten von durchschnittlich 19 kg / ha belaufen sich diese Einträge heute auf ein Vielfaches des ursprünglich natürlichen atmosphärischen Stickstoffs mit 0.5 – 2 kg / ha (BAFU 2017). Stickstoffeinträge gelten als einer der Haupttreiber für die anhaltenden Veränderungen in der Biodiversität. Nährstoffarme, halbnatürliche Habitate wie Halbtrockenrasen gehören dadurch mit zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen (z.B. van den Berg *et al.*, 2011).

Auch in der Schweiz werden Trockenrasen daher gemäss der Roten Liste Lebensräume als verletzlich (VU) eingestuft (Delarze *et al.* 2016). Um dem voranschreitenden Verlust entgegenzuwirken, wurden sie im Jahre 2010 unter der Bezeichnung Trockenwiesen und -weiden (TWW) gesetzlich unter Schutz gestellt (Art. 18a des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz (NHG; SR 451) i.V.m. der Verordnung über den Schutz der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (TwwV; SR 451.37)). Bis heute (Stand 1. September 2021) wurden 3'987 Objekte in das Bundesinventar der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung aufgenommen, was einem Anteil von 0.7 % der Landesfläche entspricht (BAFU, 2021). Die alleinige Unterschutzstellung reicht jedoch nicht aus, um den weiteren Flächen- und Qualitätsverlust von Trockenrasen aufzuhalten. Wie bereits erwähnt, bedarf ihr Erhalt als meist halbnatürliche Lebensräume einer Bewirtschaftung (Dengler & Schaminée 2016; Boch *et al.* 2020, 2021). Diese erfolgt in der Regel in der Form der extensiven Beweidung, Mahd oder auch einer Kombination aus beidem (ANU 2014; Gilhaus *et al.* 2017; Boch *et al.* 2020).

Mahd- und Weidennutzung wirken sich unterschiedlich auf die Vegetation aus: Bei der Mahd werden alle Arten auf gleicher Höhe und im selben Zeitpunkt geschnitten werden. Im Falle von spät geschnittenen Wiesen haben alle Pflanzen dieselben Entwicklungschancen (Dupré & Diekmann 2001; Grime 2001; Catorci *et al.* 2011). Demgegenüber beginnt der Druck bei der Beweidung in der Regel bereits früher im Jahr und ist selektiv, indem Weidetiere gewisse Arten bevorzugen oder verschmähen (Catorci *et al.* 2014b, a). Ausserdem kommt mit der Trittbelastung und dem Wühlen der Weidetiere im Boden eine zusätzliche Form der Störung hinzu, die zu offenen Stellen in der ansonsten geschlossenen Grasnarbe führt (Wahlman & Milberg 2002; Gilhaus *et al.* 2017). Mahd- und Weidennutzung können das Ergebnis des Wettbewerbs zwischen den Pflanzenarten einer Gemeinschaft daher auf unterschiedliche Weise verändern und begünstigen die Ausprägung verschiedener Merkmale, die mit der Konkurrenzfähigkeit und dem Ressourcenerwerb zusammenhängen (Grime 2001; Catorci *et al.* 2011). Untersuchungen zur Frage, ob nun aber Mahd oder Beweidung die für die Artenvielfalt bessere Bewirtschaftungsform ist, ergaben bislang widersprüchliche Antworten mit besseren Ergebnissen für die Beweidung (Schläpfer *et al.* 1998; de Cauwer & Reheul 2009), für die Mahd (Wahlman & Milberg 2002; de Cauwer & Reheul 2009; Catorci *et al.* 2014b; Tälle *et al.* 2015) oder für beides (Kahmen *et al.* 2002; Jantunen 2003). Verschiedene Studien weisen ausserdem darauf hin, dass neben der aktuellen Bewirtschaftungsform auch die Bewirtschaftungsvergangenheit

eines Standortes, der vorhandene Artenpool, die Landschaftsstruktur sowie abiotische Standortbedingungen massgeblichen Einfluss auf die floristische Variabilität haben (Schläpfer *et al.* 1998; Barbaro *et al.* 2004; Gilhaus *et al.* 2017; Lehmail *et al.* 2020).

Der im Kanton Graubünden gelegene Parc Ela ist der grösste Regionale Naturpark der Schweiz. In ihm finden sich zahlreiche Trockenstandorte unterschiedlicher Ausprägung, welche zu den wichtigsten Kerngebieten der ökologischen Infrastruktur des Parcs gehören. 3.7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche bestehen aus solchen Trockenstandorten. 40 % der Pflanzenarten und über 50 % der Tierarten dieser Trockenstandorte gelten als gefährdet (Verein Parc Ela 2021a). Der Erhalt und die Sicherung der Qualität dieser Flächen ist somit von grossem naturschützerischem Interesse und wird im Rahmen des Pilotprojekts «Förderung der ökologischen Infrastruktur in Pärken von nationaler Bedeutung» als Teil der Strategie Biodiversität Schweiz durch den Bund finanziell unterstützt (BAFU 2012; Vögeli & Remund 2016). Da Aufwertungsmassnahmen und extensive Bewirtschaftungsmassnahmen aufwendig und kostspielig bzw. wenig ertragreich sind (oekoskop 2017; Sienkiewicz-Paderewska *et al.* 2021), sollten die limitierten Ressourcen möglichst effizient eingesetzt werden. Die Frage, welche Bewirtschaftungsform aus naturschützerischer Sicht am gewinnbringendsten ist, ist somit zentral (Tälle *et al.* 2015). Die vorliegende Arbeit geht dieser Frage nach, indem mittels 32 verschachtelter Vegetationsaufnahmen die Effekte der Mahd- und der Weidennutzung auf die Vegetation von vier ausgewählten Kalkhalbtrockenrasen des Parc Elas analysiert werden. Gebietsabhängige Standortfaktoren werden ebenfalls untersucht. Alle vier Untersuchungsgebiete sind Teil von laufenden oder abgeschlossenen Aufwertungsprogrammen und wurden als solche als besonders wertvoll qualifiziert (oekoskop 2017; Pro Natura 2018). Konkret werden folgende Fragen gestellt: 1) Haben Mahd- und Weidennutzung unterschiedliche Effekte auf die Biodiversität? 2) Haben die Bewirtschaftungsformen unterschiedlichen Einfluss auf die Struktur der Vegetation und die Zusammensetzung (ökologische Zeigerwerte, CSR-Strategien, funktionelle Merkmale) der Pflanzengemeinschaft? 3) Gibt es weitere Einflussgrössen wie abiotische Umwelt- und Standortfaktoren? 4) Welche Schlussfolgerungen ergeben sich aufgrund der unter 1), 2) und 3) gewonnenen Erkenntnisse für den Naturschutz?

## 2 Methoden

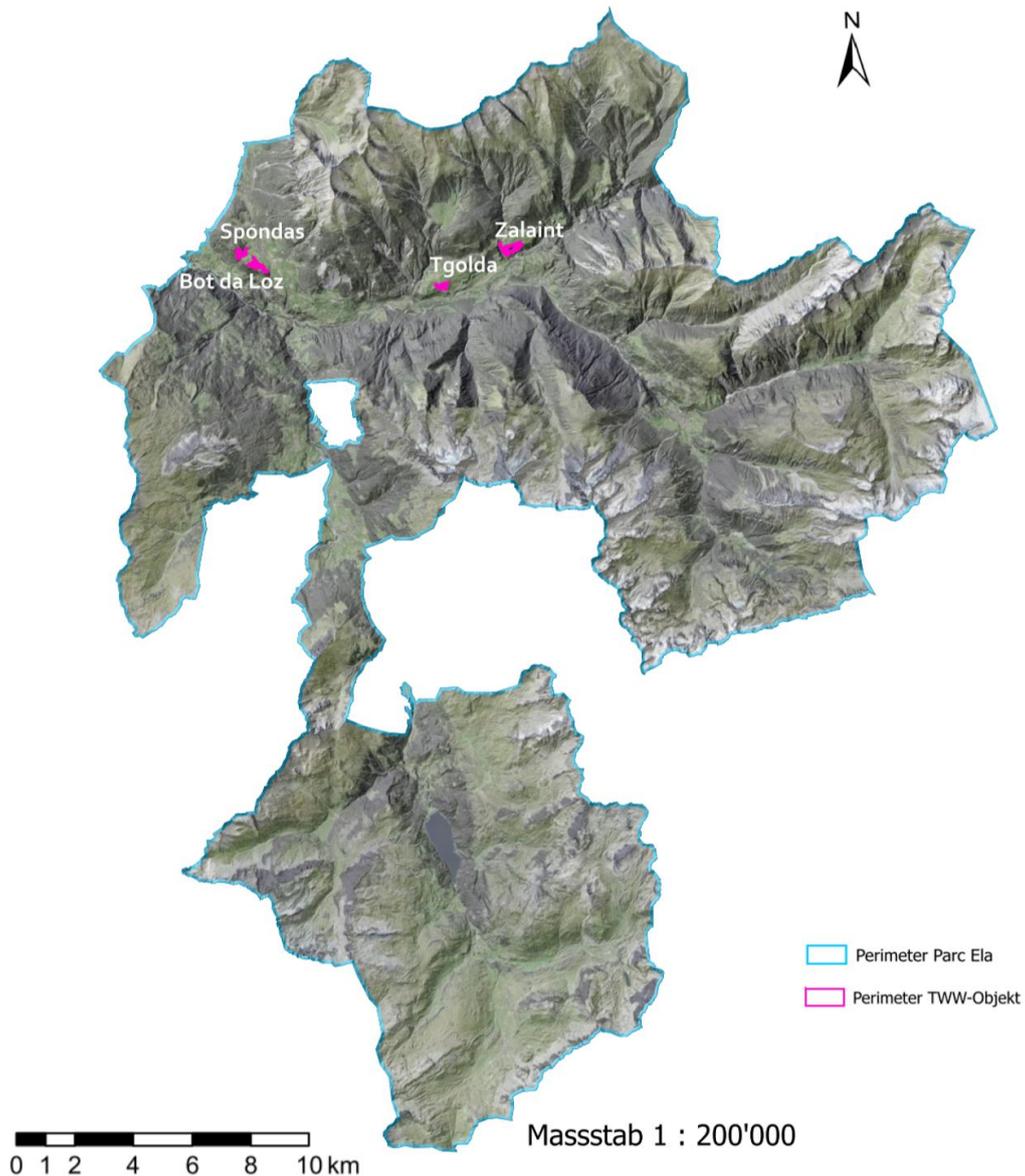
### 2.1 Untersuchungsregion

Untersuchungsregion war der Regionale Naturpark Parc Ela. Dieser erstreckt sich über sechs Gemeinden und ist mit einer Gesamtfläche von 548 km<sup>2</sup> der grösste Naturpark der Schweiz. 39 % seiner Fläche sind unbewirtschaftet, 31 % werden landwirtschaftlich genutzt, 28 % bestehen aus Wald und gerade mal 2 % aus Siedlungsfläche. Die überlagernde Landschaftsschutzfläche macht 60 % des Parkgebiets aus (Verein Parc Ela 2021b). Der Parc Ela befindet sich

innerhalb der biogeografischen Region Östliche Zentralalpen, welche sich insbesondere durch grosse Höhenunterschiede und klimatische Variabilität auszeichnet (Gonseth *et al.* 2001). Das kontinental geprägte Klima weist geringe Niederschläge und hohe tägliche und jahreszeitliche Temperaturschwankungen sowie eine hohe Strahlungsintensität auf (Frehner *et al.* 2005). Entsprechend findet sich vom tiefsten Punkt des Parks in der Schinschlucht (745 m.ü.M.) bis zum höchsten Punkt auf dem Piz Kesch (3'418 m.ü.M.) eine grosse Vielfalt an Landschaftsformen sowie Pflanzen- und Tierarten (Netzwerk Schweizer Pärke 2021). Die Geologie hat einen entscheidenden Einfluss auf die Landschaft des Parc Ela: Verschiedene Gesteinsschichten haben sich hier während der Alpenbildung aufgefaltet, übereinandergelegt und dabei abgeschert. Heute finden sich in den obersten Lagen zackige Formen granitischer Gesteinsschichten (Ostalpine Decke des afrikanischen Kontinents), die nach unten hin übergehen in die weicher geformten Kalke mit Dolomiten (penninische Decke des europäischen Kontinents) und zuletzt in den bröckligen, teilweise mit Flysch durchzogenem Bündnerschiefer (Mergel und Tone mit wenig Sandsteinen) (Meyer 2017; Verein Parc Ela 2021b). Diese geologischen und klimatischen Gegebenheiten bieten optimale Voraussetzung (Eggenberg *et al.* 2001) für die zahlreichen Trockenstandorte im Parc Ela, die von montanen Halbtrocken- und Volltrockenrasen bis hin zu steppenartigen Trockenstandorten reichen (Verein Parc Ela 2021a). Für die vorliegende Untersuchung wurden vier Kalkhalbtrockenrasen ausgewählt, welche im Rahmen laufender oder abgeschlossener Aufwertungsprojekte als besonders wertvoll qualifiziert worden waren (oekoskop 2017; Pro Natura 2018). Alle vier Objekte liegen im mittleren Albulatal auf hochmontaner Stufe (Frehner *et al.* 2005; Verein Parc Ela 2021a) (Tab. 1; Abb. 1).

Tab. 1: Die vier Untersuchungsgebiete mit Objektnamen und -nummern gemäss Inventar der national geschützten Trockenwiesen und -weiden, ihren geographischen Details sowie mit Angaben zu Fläche und Geologie.

Untersuchungsgebiet	Objektname	Objektnummer	Gemeinde	Koordinaten	m.ü.M	Fläche (ha)	Geologie
Spondas	Munter	8924	Lantsch / Lenz	761830 / 172430	1325	4.89	Tomül-Decke Konglomerat und Brekzie, undifferenziert; detritischer Kalk; Tonstein
Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Lantsch / Lenz	762370 / 172040	1275	5.75	Tomül-Decke Konglomerat und Brekzie, undifferenziert; detritischer Kalk; Tonstein
Tgolda	Tgolda	8628	Albula / Alvra	768670 / 171270	1115	5.75	Silvretta-Decke Dolomit, Kalkstein, undifferenziert
Zalaint	Zalaint	8923	Schmitten	770980 / 172590	1160	12.29	Silvretta-Decke Sandstein, Dolomit, bioklastischer Kalk



© swisstopo © Planet, Earthstar Geographics

Abb. 1: Der Parc Ela mit den Perimetern der TWW-Objekte, in denen die vier untersuchten Gebiete Spondas, Bot da Loz, Tgolda und Zalaint liegen (Geodaten © swisstopo DV084370).

## 2.2 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Die Auswahl der zu untersuchenden Trockenrasen wurde vorab eingeschränkt auf TWW-Objekte, die Teil der erwähnten Aufwertungsprojekte waren. Dies hatte den Vorteil, dass Zusatzinformationen wie Qualität der Trockenrasen, Bewirtschaftungsverhältnissen und Angaben zu den aktuellen Bewirtschaftern vorlagen. Daneben war grundlegende Voraussetzung, dass das jeweilige Objekt beide Bewirtschaftungsformen aufwies, d.h. teilweise gemäht und teilweise beweidet wurde. Die pro Trockenrasen zu vergleichenden Nutzungspaare sollten ausserdem in ihrer Ausrichtung und Hangneigung ähnlich sein, um so Unterschiede bedingt durch

abiotische Umweltfaktoren möglichst auszuschliessen. Für die notwendige GIS-Analyse wurden Geodaten vom Bundesamt für Landestopografie (swisstopo 2021) sowie vom Amt für Landwirtschaft und Geoinformation des Kantons Graubünden (ALG GR 2021) bezogen oder per Web Feature Services (WFS) verbunden und mit dem Geoinformationssystem ArcGIS Pro 2.6.0 (Esri 2020) weiterverarbeitet (

Tab. 2). Alle Daten basierten auf dem Koordinatensystem CH1903+LV95, welches auch zur Bestimmung der Koordinaten der untersuchten Vegetationsaufnahme­flächen verwendet wurde.

Tab. 2: Liste der bezogenen Geodaten mit Angaben des Datentyps, des Datenherrns inklusive Quelle und einer inhaltlichen Beschreibung.

Datensatz	Datentyp	Beschreibung	Datenherr (Quelle)
World Imagery	Raster	Mittels Satellitenaufnahmen wird die Erdoberfläche gezeigt, wodurch Vegetation, Gewässer sowie Siedlungen, Infrastrukturanlagen u.ä. zu erkennen sind.	ESRI (ESRI 2021)
SwissALTI3D	Raster	Beim SwissALTI3D handelt es sich um ein sehr präzises Höhenmodell, mit welchem die Oberfläche der Schweiz ohne Bewuchs und Bebauung gezeigt wird.	Bundesamt für Landestopografie swisstopo (swisstopo 2021)
Schweizer Pärke	Vektor Typ Polygon	Der Layer beinhaltet die Flächen sämtlicher Schweizer Pärke von nationaler Bedeutung (Nationalpark, Regionale Naturpärke, Naturerlebnispärke)	Bundesamt für Landestopografie swisstopo (swisstopo 2021)
SwissALTI3D Höhenkurven	Vektor Typ Linien	Der Layer enthält die Höhenkurven des Geländes basierend auf dem digitalen Höhenmodell SwissALTI3D, welches die Oberfläche der Schweiz ohne Bewuchs und Bebauung zeigt.	Bundesamt für Landestopografie swisstopo (swisstopo 2021)
Per WFS verbunden			
Kanton Graubünden, Landwirtschaftliche Bewirtschaftung	Vektor Typ Polygon	Das Datenset beinhaltet verschiedene für den Vollzug der Direktzahlungsverordnung notwendigen Informationen zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. U.a. enthält es unter Nutzung einen Layer Landwirtschaftliche Nutzungsart, der die Landwirtschaftlichen Nutzflächen (LN) nach Nutzungsart ausweist.	Amt für Landwirtschaft und Geoinformation Kanton Graubünden (ALG GR 2021)
Amtliche Vermessung	Vektor Typ Polygon	Das Datenset beinhaltet grundeigen­­tumsbezogenen Informationen. U.a. enthält es unter Liegenschaften einen Layer Amtliche Vermessung, der Angaben zu den Grundstücken und ihren Nummern macht.	Amt für Landwirtschaft und Geoinformation Kanton Graubünden (ALG GR 2021)

Für eine statistisch relevante Stichprobe sollte die vegetationsökologische Erhebung mindestens 32 Aufnahme­flächen umfassen. Basierend auf der durchgeführten GIS-Analyse wurden die vier Untersuchungsgebiete in den erwähnten TWW-Objekten (Tab. 1) ausgewählt. In jedem dieser vier Untersuchungsgebiete waren acht Aufnahme­flächen (vier pro Nutzungskategorie) zu verteilen. Dies erfolgte mit der GIS-Funktion Create Random Points nach der Methode der

stratifizierten, zufälligen Platzierung mit gleicher Probenzahl pro Stratum (Wildi 1986). Da sich bei der Erstbesichtigung im Feld herausstellte, dass die Nutzungsformen teilweise nicht mit den Angaben in den Geodaten übereinstimmten bzw. die Nutzungsgrenzen an anderer Stelle verliefen, wurden die Polygone mit den Nutzungskategorien nachträglich manuell angepasst. Um den dadurch zu erwartenden Ungenauigkeiten zu begegnen, wurden die doppelte Anzahl Zufallspunkte verteilt und folgende Ausschlusskriterien festgelegt: a) Effektive Nutzung stimmte nicht mit der erfassten Nutzungskategorie überein; b) Die Stelle des Zufallspunktes wies Bewuchs mit Bäumen oder anderen grösseren Gehölzen auf. Stellte sich im Feld einer der Zufallspunkte als ungeeignet heraus, wurde dieser verworfen und der gemäss Object ID nächst höher nummerierte Zufallspunkt verwendet. Bei Bedarf wurde dieses Vorgehen so lange wiederholt, bis ein geeigneter Zufallspunkt gefunden worden war. Nachfolgend sind die 32 Vegetationsaufnahmen mit ihren Nutzungskategorien pro TWW-Objekt und Untersuchungsgebiet kartographisch dargestellt (Abb. 2 – Abb. 5). Die Flächenbezeichnungen (FlächenID) können mit weiteren Informationen wie Koordinaten und Höhe über Meer den Kopfdaten entnommen werden (Anhang 1).

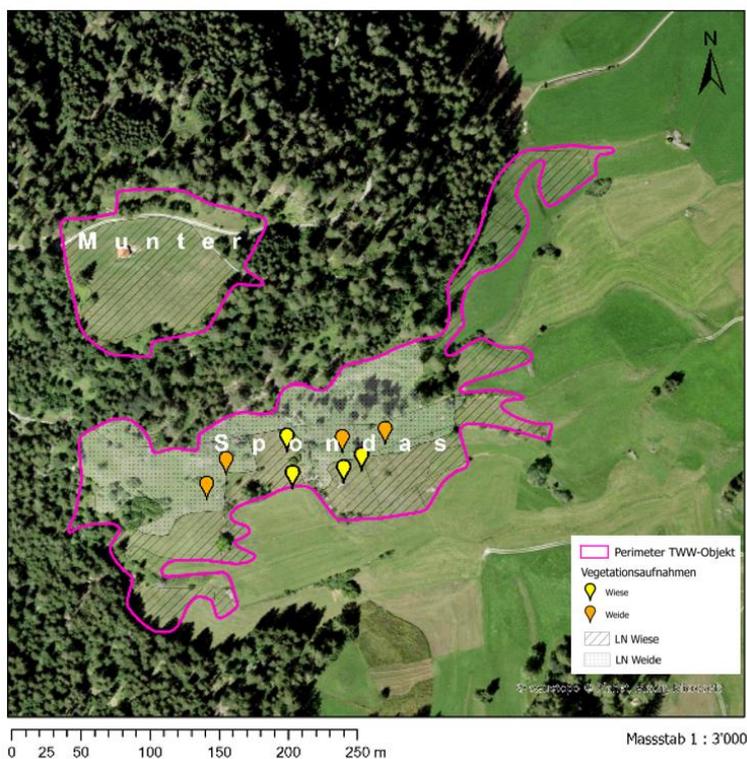


Abb. 2: Das TWW-Objekt Munter mit dem Untersuchungsgebiet Spondas und der als Wiese bzw. Weide ausgewiesenen landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN). Darin eingetragen sind die acht Vegetationsaufnahmen, je vier pro Wiese und Weide (Geodaten © swisstopo DV084370, ALG GR (2021)).

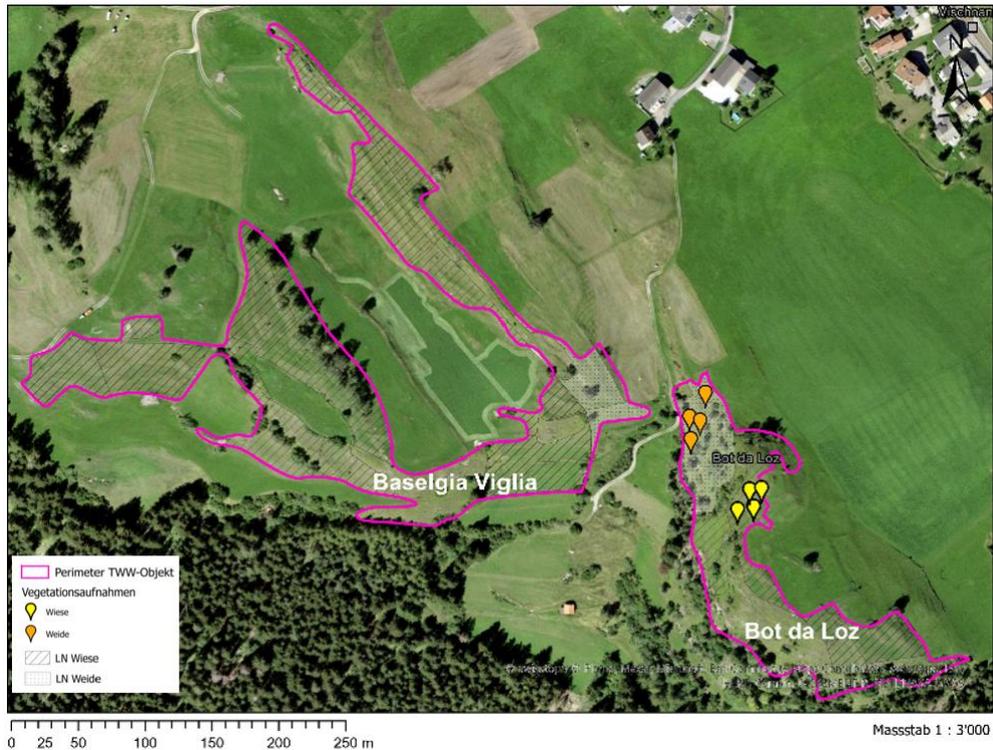


Abb. 3: Das TWW-Objekt Baselgia Viglia mit dem Untersuchungsgebiet Bot da Loz und der als Wiese bzw. Weide ausgewiesenen landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN). Darin eingetragen sind die acht Vegetationsaufnahmen, je vier pro Wiese und Weide (Geodaten © swisstopo DV084370, ALG GR (2021)).

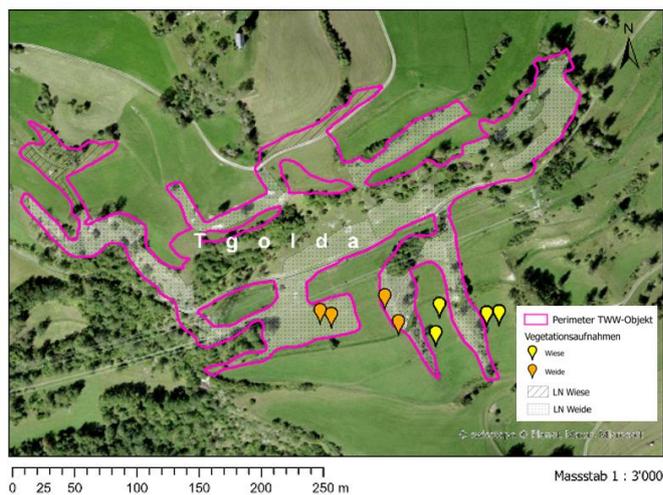


Abb. 4: Das TWW-Objekt und Untersuchungsgebiet Tgolda und der als Wiese bzw. Weide ausgewiesenen landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN). Darin eingetragen sind die acht Vegetationsaufnahmen, je vier pro Wiese und Weide (Geodaten © swisstopo DV084370, ALG GR (2021)).

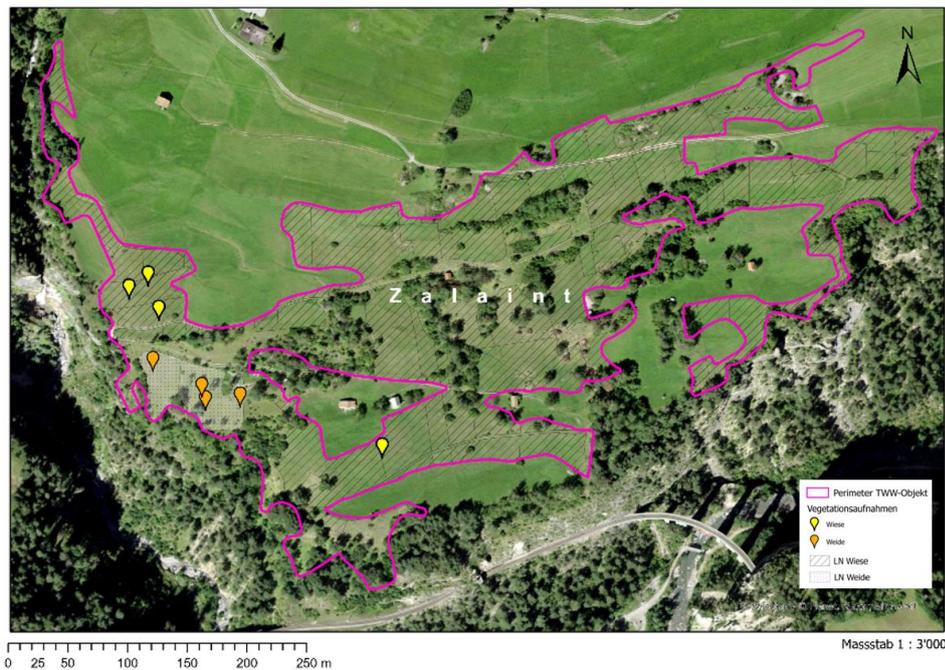


Abb. 5: Das TWW-Objekt und Untersuchungsgebiet Zalaint mit der als Wiese bzw. Weide ausgewiesenen landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN). Darin eingetragen sind die acht Vegetationsaufnahmen, je vier pro Wiese und Weide (Geodaten © swisstopo DV084370, ALG GR (2021)).

### 2.3 Erhebungen im Feld

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten vom 20. Juni bis 6. Juli 2021 und wurden nach der von der Eurasian Dry Grassland Group (EDGG) entwickelten, standardisierten Methode für Probenahmen zur Artenvielfalt im Grünland vorgenommen (nachfolgend EDGG-Methode) (Dengler *et al.* 2016, 2021). Diese erlaubt mittels quadratischer, verschachtelt angeordneter Aufnahme­flächen über sieben Flächenskalen von 0.0001 m<sup>2</sup> bis 100 m<sup>2</sup> nebst Aussagen zur Artenzahl ( $\alpha$ -Diversität) auch solche zum Verhältnis zwischen Artenzahl und Flächengrösse (Arten-Areal-Beziehung,  $\beta$ -Diversität). Für die vorliegende Untersuchung wurde die EDGG-Methode insofern angepasst, als dass von einer Aufnahme der grössten Fläche à 100 m<sup>2</sup> abgesehen wurde. Aufgrund dieser Abänderung wurde ebenfalls darauf verzichtet, die Untersuchungen der verschachtelten Aufnahme­flächen an zwei gegenüberliegenden Ecken (normalerweise Ecken Nordwest und Südost) durchzuführen. Stattdessen wurden nur einmal fünf verschachtelte Quadrate à 0.0001 m<sup>2</sup>, 0.001 m<sup>2</sup>, 0.01 m<sup>2</sup>, 0.1 m<sup>2</sup> und 1.0 m<sup>2</sup> in der südwestlichen Ecke der nach Südosten ausgelegten 10 m<sup>2</sup> Aufnahme­fläche untersucht.

In einem ersten Schritt wurden alle Gefässpflanzen aufgenommen und möglichst bis Artniveau bestimmt. Während für die verschachtelten kleinskaligen Flächen bis 1.0 m<sup>2</sup> nur Absenz und Präsenz notiert wurde, wurde für die grösste Aufnahme­fläche à 10 m<sup>2</sup> zusätzlich eine Schätzung des Deckungsgrades pro Art vorgenommen. Zur Erfassung der Daten im Feld wurde das von der EDGG entwickelte Feldformular «10 m<sup>2</sup>-Vegetationsaufnahme­flächen in offener Vegetation» verwendet. Gemäss diesem wurden auch eine Vielzahl von Umwelt- und

Strukturparametern aufgenommen, von denen sechs statistisch ausgewertet wurden (Tab. 3). Die Parameter Bodentiefe und Höhe der Vegetation wurden jeweils an fünf zufällig in der 10 m<sup>2</sup>-Aufnahmefläche verteilten Stellen gemessen, was eine nachfolgende Berechnung von Mittelwerten und Standardabweichungen erlaubte. Die Bodentiefe wurde dabei mit einem Bodenstichel ermittelt, der bis zum Auftreffen auf der darunterliegenden Gesteinsschicht eingedreht wurde. Als Tiefe galt die Distanz von der Spitze des Bodenstichels bis zur Stelle, wo dessen Stab aus dem Boden ragte. Die Höhe der Vegetation wurde gemessen, indem eine Plastikscheibe mit einem Bohrloch in der Mitte (22.5 cm Durchmesser, 117 g) über den Stab des umgekehrten Bodenstichels fallen gelassen wurde. Die Höhe ermittelte sich aus der Distanz zwischen der Stelle am Stab, wo die Plastikscheibe zu liegen gekommen war und dem Griffende des Bodenstichels. Zur Messung der maximalen Höhe der Strauch- und Krautschicht wurde ein Klappmeter verwendet. Die prozentualen Deckungsgrade wurden visuell geschätzt, wobei der Deckungsgrad der Baumschicht zusammen mit der maximalen Höhe der Baumschicht weggelassen wurden, da in den untersuchten Aufnahmeflächen keine Bäume vorkamen. Für die Messung des maximalen Mikroreliefs wurde ebenfalls der Bodenstichel verwendet, indem dieser über der zerklüftetsten Stelle der 10 m<sup>2</sup>-Aufnahmefläche platziert wurde und die im rechten Winkel dazu liegende, maximale Distanz bis zum Boden gemessen wurde. Zur späteren Messung der pH-Werte wurden an fünf zufälligen Stellen innerhalb der 10 m<sup>2</sup>-Aufnahmefläche gemischte Bodenproben aus den obersten 10 cm des Mineralbodens entnommen. Diese wurden während mehrerer Wochen luftgetrocknet, bevor der pH-Wert mit einer Multiparameter-Sonde in einer Suspension aus 25 ml destilliertem Wasser und 10 g gemischter Bodenprobe gemessen wurde. Für allfällige künftige Wiederholungsaufnahmen wurden die 10 m<sup>2</sup>-Aufnahmeflächen ausserdem jeweils in der Nordwest-Ecke mit in der Erde versenkten Magneten permanent markiert (Dengler *et al.* 2016, 2021). Weil zwei der 32 Vegetationsaufnahmen wiederholt wurden, jedoch keine zusätzlichen Magnete oder ein Magnetsuchgerät zur Verfügung standen, konnten die beiden Aufnahmeflächen ZWi4 und ZWe4 nicht mit Magneten markiert werden.

Die Aufnahmen der Gefässpflanzenarten folgten der Nomenklatur von (Juillerat *et al.* 2017). Darüber hinaus findet «*Festuca ovina* aggr. s.l.» Verwendung für die Zusammenfassung von *Festuca ovina* aggr. und *Festuca valesiaca* aggr. im Sinne von (Juillerat *et al.* 2017). Als Bestimmungshilfen wurden (Eggenberg & Möhl 2013) und (Hess *et al.* 2015) verwendet. Ebenfalls zur Hilfe gezogen wurden (Lauber *et al.* 2018) sowie (Baltisberger *et al.* 2013). Teilweise wurde auch auf die App PlantNet (Cirad-France 2021) zurückgegriffen. Arten, welche mit PlantNet bestimmt worden waren, wurden mit der erwähnten Literatur jeweils überprüft. Sofern möglich, wurden alle Arten auf Artniveau bestimmt. Wo Unsicherheiten auf Art- oder Gattungsniveau bestanden, wurde dies mit cf. (lat. confer, vergleiche) an entsprechender Stelle vermerkt.

Tab. 3: Erhobene Parameter gemäss Feldformular und Methode der EDGG (Dengler et al. 2016). Grau hervorgehoben sind die Parameter, welche statistisch ausgewertet wurden.

Parameter	Einheit	Erläuterung
Koordinaten	x, y	Schweizer Koordinatensystem CH1903+LV95 gemessen mit Garmin eTrex® 20x
Meereshöhe	m.ü.M.	gemessen mit Garmin eTrex® 20x
Ausrichtung	°	gemessen mit Kompass
Hangneigung	°	gemessen mit Winkelmesser – Mess App (ExaMobile S.A. 2016)
Maximales Mikrorelief	cm	Höhenunterschied an der zerklüftetsten Stelle innerhalb der 10 m <sup>2</sup> -Aufnahmefläche
Bodentiefe	cm	gemessen an fünf zufälligen Stellen innerhalb der 10 m <sup>2</sup> -Aufnahmefläche
Höhe der Vegetation	cm	gemessen an fünf zufälligen Stellen innerhalb der 10 m <sup>2</sup> -Aufnahmefläche
Totaler Deckungsgrad Vegetation	%	Gesamter Deckungsgrad für alle Vegetationsschichten
Deckungsgrad Strauchschicht	%	Definition Strauchschicht: > 0.5 und 5 m
Deckungsgrad Krautschicht	%	Definition Krautschicht: < 0.5
Deckungsgrad Mooschicht	%	
Maximale Höhe Strauchschicht	cm	Definition Strauchschicht: > 0.5 und 5 m
Maximale Höhe Krautschicht	cm	Definition Krautschicht: < 0.5
Deckungsgrad Streu	%	
Deckungsgrad Totholz	%	
Deckungsgrad Steine und Felsblöcke	%	Definition Steine und Blöcke: > 63 mm
Deckungsgrad Kies	%	Definition Kies: 2 - 63 mm
Deckungsgrad Feinerde	%	Definition Feinerde: < 2mm
pH-Wert Bodenprobe		gemischten Bodenprobe von fünf zufälligen Stellen innerhalb der 10 m <sup>2</sup> -Aufnahmefläche gemessen mit HI991300 Multiparameter pH/EC/TDS/°C - EC bis 3999 µS von Hanna Instruments

Summe aus geschätzten Deckungsgraden von Steinen und Blöcken, Kies sowie Feinerde = 100 %

## 2.4 Vegetationsökologische Auswertungen

Die Biodiversität wurde anhand der Artenzahl, des Shannon Indexes, der Shannon Evenness und der z-Werte untersucht. Die z-Werte als Ausdruck der Arten-Areal-Beziehung berechneten sich aus der logarithmierten linearen Regressionsgleichung  $\log S = \log c + z \cdot \log A$  (Dengler 2009). Um die Logarithmierung zu ermöglichen, wurde bei der Aufnahmefläche SWe3 die Artenzahl 0 der Flächengrösse 0.0001 m<sup>2</sup> durch 0.25 ersetzt (Dengler et al. 2020b). Gefährdete Arten wurden gemäss der nationalen Roten Liste Gefässpflanzen (Bornard et al. 2016) bestimmt. Verschiedene ökologische Zeigerwerte und die CRS-Strategien aus (Landolt et al. 2010) wurden als wurzelgewichtete Mittel mit dem Programm VEGEDAZ (Küchler 2014) berechnet. Für den Vergleich der Community Weighted Means (CWM) der drei standardmässigen funktionellen Merkmale nach (Westoby 1998) – spezifische Blattoberfläche, Kronenhöhe und Samenmasse – wurden die notwendigen Werte pro Art und funktionellem Merkmal aus der LEDA Traitbase (Kleyer et al. 2008) bezogen. Die CWM berechneten sich als relativer

Anteil  $p_i$  einer Art  $i$  am Gesamtdeckungsgrad der Pflanzengemeinschaft einer Aufnahme­fläche, multipliziert mit dem Wert  $x_i$  des funktionellen Merkmals dieser Art (Garnier *et al.* 2004):

$$CWM = \sum_{i=1}^n p_i x_i$$

Da sich die gesamte Untersuchung fast ausschliesslich auf Arten der Krautschicht (< 0.5 m) beschränkte, konnte für die statistische Auswertung auf eine Logarithmierung der CWM verzichtet werden. Die ebenfalls (Landolt *et al.* 2010) entnommenen Lebensformen mussten als nominale Variablen für die nachfolgende statistische Auswertung in numerische Form umgewandelt werden. Dazu wurde mit der Statistiksoftware R (R Core Team 2021) sowie dem Funktionspaket FD (Laliberté *et al.* 2014) und der darin enthaltenen Funktion `functcomp` der Anteil der jeweiligen Lebensform pro Aufnahme­fläche berechnet. Wo Kombinationen zweier Lebensformen vorkamen, wurden diese anteilmässig auf die entsprechenden einzelnen Lebensformen verteilt (Bsp. Lebensform g-h: 50 % des errechneten Anteils wurde der Lebensform g Geophyt und 50 % der Lebensform h Hemikryptophyt (langjährig) zugerechnet). Die Lebensformen Hemikryptophyt (langjährig) und Hemikryptophyt (wenigjährig) sowie die Lebensformen Nanophanerophyt und Phanerophyt wurden zusammengefasst als Lebensformen Hemikryptophyt und Phanerophyt. Die Zusatzinformationen .li (Liane) und .hp (Halbparasit) wurden vernachlässigt (Tab. 4).

Tab. 4: In die Untersuchung einbezogene Biodiversitätsparameter, ökologische Zeigerwerte, CSR-Strategietypen und funktionelle Merkmale (Kleyer *et al.* 2008; Landolt *et al.* 2010).

Kategorie	Parameter	Messweise der Variablen
Biodiversität	Artenzahl auf 10m <sup>2</sup> (α-Diversität)	Anzahl Arten pro Aufnahme­fläche à 10m <sup>2</sup>
	Shannon Index	$D_{Shannon} = H' = - \sum p_i \ln p_i$
	Shannon-Evenness	$E_{Shannon} = J = D_{Shannon} / \ln(S)$
	z-Wert (β-Diversität)	Variable z aus der Regressionsgleichung $\log S = \log c + z * \log A$
Ökologische Zeigerwerte	Feuchtezahl	Ordinalskala 1 - 5
	Wechselfeuchtezahl	
	Nährstoffzahl	
	Humuszahl	
	Durchlüftungszahl	
	Mahdverträglichkeit	
CRS-Strategien	Einfluss des Menschen	Ordinalskala 0 - 3
	Konkurrenzstrategie	
	Ruderalstrategie	
Funktionelle Merkmale	Stressstrategie	Community Weighted Means (CWM)
	Spezifische Blattoberfläche	
	Kronenhöhe	
	Samenmasse	
	Lebensform	$CWM = \sum_{i=1}^n p_i x_i$ <i>Krautiger Chamaephyt, holziger Chamaephyt, Geophyt, Hemikryptophyt (langjährig), Hemikryptophyt (wenigjährig), Therophyt, Phanerophyt, Nanophanerophyt</i>

Je nach verwendeter Methode waren bezüglich der taxonomischen Nomenklatur unterschiedliche Anpassungen notwendig. Eine vollständige Liste mit den unveränderten Artnamen findet sich in (Anhang 2).

Für die Bearbeitung in VEGEDAZ wurden Arten, die nur bis auf Gattungsniveau bestimmt werden konnten (*Centaurea* sp., *Rosa* sp.) sowie solche, bei denen die Bestimmung auf Gattungsniveau unsicher war (cf. *Gymnadenia conopsea*, cf. *Orchis*, cf. *Silene diocica*, cf. *Veronica prostrata*), entfernt. All diese Arten kamen nur wenige Male mit nur geringen Deckungsgraden vor. Ausserdem berücksichtigte dieses Vorgehen, dass Arten, die nur mit grosser Unsicherheit bestimmt werden konnten, nicht in statistische Tests einbezogen werden sollten. Arten, welche auf Gattungsniveau sicher, auf Artniveau aber nur unsicher bestimmt werden konnten (*Allium* cf. *carinatum*, *Carex* cf. *digitata*, *Ranunculus* cf. *tuberosus* aggr.), wurden unter Entfernung von cf. beibehalten, da bei einer Streichung aufgrund teilweise häufigen Vorkommens mit hoher Abundanz (insbesondere *Allium* cf. *carinatum*) ein erheblicher Informationsverlust entstanden wäre. Bei der einzigen Art mit cf. auf Artniveau, welche auch als sicher bestimmte Art vorkam (*Galium* (cf.) *lucidum*), wurden beide vereint und als Art ohne cf. aufgeführt. Das *Festuca ovina* aggr. s.l. wurde zur Verarbeitung in VEGEDAZ in *Festuca ovina* aggr.sensu Flora Indicativa umbenannt.

Weitere taxonomische Anpassungen waren notwendig, um die eigenen Daten mit denen aus der LEDA Traitbase in Übereinstimmung zu bringen. Ausgangslage bildete die in VEGEDAZ verwendete Artenliste, jedoch ohne Angaben zu den Autoren. Bei Arten, die keine taxonomische Übereinstimmung mit LEDA aufwiesen, wurde überprüft, ob diese in LEDA unter einem Synonym aufgeführt waren. War dies der Fall, wurden die unter dem Synonym aufgeführten Daten ohne Veränderung der Nomenklatur der eigenen Artenliste verwendet. Bei der Art *Brachypodium rupestre*, welche in 31 der 32 Aufnahmeflächen mit teilweise hohen Abundanzen vorkam, konnte bei der die unter einem Synonym aufgelisteten Werte verwendet werden. Für die Merkmale spezifische Blattoberfläche und Samengewicht musste indes auf die Daten der morphologisch ähnlichen Art *Brachypodium pinnatum* zurückgegriffen werden. Dasselbe Vorgehen fand bei *Pimpinella nigra* statt, wo aufgrund der hohen morphologischen Ähnlichkeit die Daten von *Pimpinella saxifraga* verwendet wurden. Da *Pimpinella saxifraga* in der eigenen Artenliste ebenfalls vorkam, wurden die beiden Arten unter *Pimpinella saxifraga* zusammengefasst. Wo auch keine unter Synonymen aufgeführten Daten gefunden werden konnten (*Festuca pulchella*: 1x, Deckungsgrad 0.5 %; *Globularia cordifolia*: 2x, Deckungsgrad total 0.65 %; *Potentilla pusilla*: 25x, Deckungsgrad total 47.8 %), wurden die Arten gelöscht. Wo nur für eines oder zwei der drei funktionellen Merkmale Daten gefunden wurden, wurden die vorhandenen Werte verwendet und die übrige(n) Kategorie(n) für die Berechnung ausgelassen. Bei Aggregaten wurden mit den Werten aller in LEDA gefundener Aggregatsarten der Mittelwert berechnet und unter der gemäss eigener Liste verwendeten Aggregatsbezeichnung

eingesetzt. Dies hatte zur Folge, dass sich die Mittelwerte der drei funktionellen Merkmale teilweise aus unterschiedlichen Aggregatsarten berechneten. Bei Arten, die in der eigenen Artenliste bis auf Niveau Subspezies bestimmt worden waren und in LEDA nur bis auf Artniveau gefunden werden konnten, wurden die Werte der entsprechenden Art ohne Subspezies verwendet. Falls die nur bis Artniveau bestimmte Art auch in der eigenen Artenliste vorkam, wurden Art und Unterart unter der Bezeichnung der Art zusammengeführt.

## 2.5 Statistische Auswertung

Alle Daten wurden in R statistisch ausgewertet (R Core Team 2021). Das Signifikanzniveau wurde standardmässig auf  $\alpha = 0.05$  festgelegt. Da sich die vier Untersuchungsgebiete in vielerlei Hinsicht erheblich unterschieden (Meereshöhe, Exposition, Geologie), wurden sie in den statistischen Modellen, wenn nötig, berücksichtigt. Dazu wurde für alle abhängigen Variablen (Tab. 3; Tab. 4) eine 2-faktorielle Varianzanalyse mit den Faktoren Nutzung (Wiese, Weide) und Gebiet (Spondas, Bot da Loz, Tgolda, Zalaint) sowie deren Interaktion durchgeführt. Dieses globale Modell wurde sukzessive vereinfacht, bis nur noch signifikante Faktoren übrigblieben. War das Ergebnis signifikant in Bezug auf Nutzung und Gebiet und / oder die Interaktion zwischen den beiden, wurde als Visualisierung ein Interaction Plot verwendet. Zeigte nur einer der beiden Einzelfaktoren ein signifikantes Verhalten, erfolgte die Darstellung mittels Boxplot. Abhängige Variablen, welche keine signifikanten Ergebnisse lieferten, wurden nur tabellarisch als nicht signifikant (n. s.) ausgewiesen. Ebenfalls tabellarisch vermerkt wurden die  $R^2$ -Werte als Mass für die Gesamtvarianz des Modells.

Mit QQ-Plots und Residuals vs Fitted values Plots wurden die Daten auf Normalverteilung der Residuen und Varianzhomogenität hin untersucht. War die Normalverteilung der Residuen nicht gegeben, wurde bei den aus Mittelwerten berechneten Variablen (ökologische Zeigerwerte, CSR-Strategien) gemäss dem Central Limit Theorem (CLT) angenommen, dass diese zwingend einer Normalverteilung folgen, weshalb das Modell nicht angepasst wurde (Quinn & Keough 2002). Bei den übrigen Variablen wurde überprüft, ob eine Verbesserung der Verteilung der Lagemasse mittels einer Log-Transformation (bei Variablen ohne Werte von 0) oder einer Quadratwurzel-Transformation (bei Variablen mit Werten von 0) erreicht werden konnte (Quinn & Keough 2002). War dem nicht der Fall, der p-Wert jedoch deutlich unter dem Signifikanzniveau von 0.05, wurde angenommen, dass das Resultat dennoch vertrauenswürdig sei. In zwei Fällen war keine Varianzhomogenität gegeben. Da dies die beiden bereits logarithmischen Parameter Shannon Evenness und pH-Wert betraf, wurde auf eine Transformation verzichtet. Wie bei der Normalverteilung der Residuen wurde die Vertrauenswürdigkeit des Ergebnisses abhängig vom p-Wert beurteilt. Die aus den Lebensformen Nanophanerophyt und Phanerophyt zusammengefasste Lebensform Phanerophyt hatte nur fünf Werte und konnte daher nicht statistisch ausgewertet werden. Sie wird bei den Ergebnissen deshalb nicht mehr

aufgeführt. Zuletzt wurde als Post-hoc-Verfahren entweder der Tukey-Test (bei zweifaktoriellen Modellen) oder ein paarweiser *t*-Test (bei nur noch einfaktoriellen Modellen) durchgeführt und untersucht.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Flora der Untersuchungsflächen

In den 32 10 m<sup>2</sup>-Aufnahmeflächen wurden total 128 Gefässpflanzenarten (inklusive unsicher bestimmter Arten) gefunden, wovon fünf den Gehölzen angehörten. Alle übrigen zählten zu den krautigen Pflanzen. Die mittlere Artenzahl lag bei 33.8 Arten pro Aufnahme­fläche, der Minimalwert bei 25 (SWe4) und der Maximalwert bei 51 Arten (SWi5). Durchschnittlich betrug der totale Deckungsgrad der Vegetation 83.4 % mit einem Minimalwert von 55 % (SWe4) und einem Maximalwert von 100 % (TWi1 – 4) (für FlächenIDs vgl. Anhang 1).

Nur eine der 128 gefundenen Gefässpflanzenarten galt gemäss der nationalen Roten Liste Gefässpflanzen (Bornard *et al.* 2016) als verletzlich (Gefährdungsgrad VU; engl. Vulnerable) und fünf als potenziell gefährdet (Gefährdungsgrad NT; engl. Near Threatened). Die übrigen 123 Arten waren nicht gefährdet (Gefährdungsgrad LC; engl. Least Concern). Wie sich an Frequenz (absolute Anzahl Aufnahmen, in welcher eine Art vorkommt) und Stetigkeit (Anteil der Aufnahmen, in welchen eine Art vorkommt) (Krüsi & Widmer 2021) erkennen lässt, kamen insbesondere die beiden potenziell gefährdeten Arten *Allium cf. carinatum* und *Medicago falcata* relativ häufig vor (Tab. 5).

Tab. 5: Gemäss nationaler Roter Liste Gefässpflanzen (Bornard *et al.* 2016) gefährdete oder potenziell gefährdete Arten, die in den 32 Vegetationsaufnahmen gefunden wurden, mit Angabe von Frequenz und Stetigkeit.

Art	Familie	Gefährdungsgrad	Frequenz	Stetigkeit
<i>Gentiana cruciata</i> L.	Gentianaceae	<b>VU</b>	1	0.031
<i>Allium cf. carinatum</i> L.	Amaryllidaceae	<b>NT</b>	21	0.656
<i>Carex tomentosa</i> L.	Cyperaceae	<b>NT</b>	4	0.125
<i>Medicago falcata</i> L.	Fabaceae	<b>NT</b>	13	0.406
<i>Pimpinella nigra</i> Mill.	Apiaceae	<b>NT</b>	3	0.094
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>carniolicus</i> (Borbás) P. A. Schmidt	Lamiaceae	<b>NT</b>	4	0.125

31 der 128 gefundenen Gefässpflanzenarten wurden ausschliesslich in gemähten und 16 ausschliesslich in beweideten Flächen gefunden. Damit waren 24.4 % der Arten nur in Wiesen, 12.5 % nur in Weiden und 63.3 % in beidem präsent (Tab. 6).

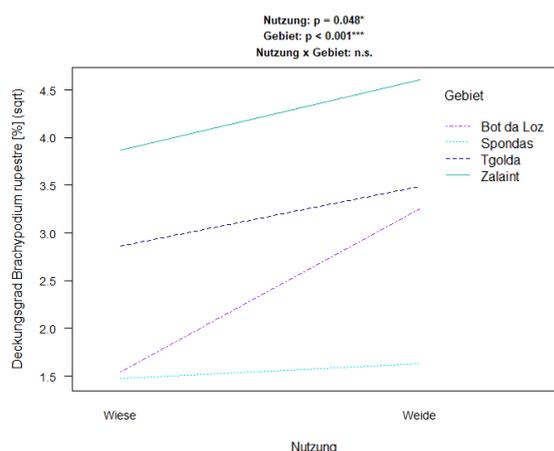
Tab. 6: Liste der Arten, die ausschliesslich in Wiesen (31 Arten) oder in Weiden (16 Arten) gefunden wurden.

Wiese	Weide
<i>Acinos alpinus</i> (L.) Moench	<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.
<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	<i>Betula pendula</i> Roth
<i>Arabis ciliata</i> Clairv.	<i>Campanula rotundifolia</i> L.
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. Presl & C. Presl	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.
<i>Campanula scheuchzeri</i> Vill.	<i>Festuca pulchella</i> Schrad.
<i>Carex alba</i> Scop.	<i>Galium boreale</i> L.
<i>Carex</i> cf. <i>digitata</i> L.	<i>Globularia cordifolia</i> L.
<i>Carex flacca</i> Schreb.	<i>Helianthemum nummularium</i> subsp. <i>obscurum</i> (Celak.) Holub
<i>Carex tomentosa</i> L.	<i>Molinia caerulea</i> aggr.
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	<i>Polygala alpestris</i> Rchb.
<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) L.	<i>Stachys recta</i> L.
<i>Gentiana cruciata</i> L.	<i>Thymus praecox</i> Opiz
<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilg.	<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>carniolicus</i> (Borbás) P. A. Schmidt
<i>Hypericum perforatum</i> L.	<i>Trifolium pratense</i> L.
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik.
<i>Knautia dipsacifolia</i> Kreutzer	
<i>Leontodon hispidus</i> L.	
<i>Phleum phleoides</i> (L.) H. Karst.	
<i>Pimpinella nigra</i> Mill.	
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb.	
<i>Polygala amarella</i> Crantz	
<i>Polygala chamaebuxus</i> L.	
<i>Potentilla recta</i> L.	
<i>Pseudolysimachion spicatum</i> (L.) Opiz	
<i>Rumex acetosella</i> L.	
<i>Scabiosa columbaria</i> L.	
<i>Sedum acre</i> L.	
<i>Sedum album</i> L.	
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	
<i>Thesium alpinum</i> L.	

Die zur Familie der *Poaceae* gehörenden Art *Brachypodium rupestre* kam in 31 der 32 Aufnahmeflächen vor und verzeichnete teilweise hohe Deckungsgrade bis zu 40 %. Neben hoch signifikanten gebietsspezifischen Unterschieden ( $p < 0.001$ ) zeigte der Deckungsgrad dieser Art auch signifikante Unterschiede in Bezug auf die Nutzungsformen ( $p = 0.048$ ). Da vermutet wurde, dass das hohe Vorkommen dieser Art Auswirkungen auf die Ergebnisse gewisser Parameter gehabt haben könnte, wurden ihre Deckungsgrade statistisch separat ausgewertet und mit einem detaillierten Überblick aller Mittelwerte aufgeführt (Tab. 7; Tab. 8; Abb. 6).

Tab. 7: Statistische Resultate der 2-faktoriellen Varianzanalyse des Deckungsgrads von *Brachypodium rupestre*.

Parameter	p-Werte			R <sup>2</sup>
	Nutzung	Standort	Nutzung x Gebiet	
Deckungsgrad <i>Brachypodium rupestre</i> [%] (sqrt)	<b>0.048*</b>	<b>&lt; 0.001***</b>	<b>n.s.</b>	0.563



Tab. 8: Mittelwerte der Deckungsgrade [%] von *Brachypodium rupestre* pro Nutzung und Gebiet.

	Wiese	Weide	Gebiet
Bot da Loz	2.9	11.5	7.2
Spondas	3.5	2.9	3.2
Tgolda	8.5	12.5	10.5
Zalaint	17.8	22.5	20.2
Nutzung	8.2	12.4	10.3

Abb. 6: Interactionplot mit den wurzeltransformierten Deckungsgraden von *Brachypodium rupestre* mit signifikanten Ergebnissen für Nutzung und Gebiet.

### 3.2 Abiotische Standortbedingungen

Zu den ausgewerteten abiotischen Standortbedingungen zählten die vier Umweltparameter maximales Mikorelief, pH-Wert Bodenproben, durchschnittliche Bodentiefe und Hangneigung (Tab. 9).

Tab. 9: Statistische Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse der vier untersuchten Umweltparameter maximales Mikorelief, pH-Wert, durchschnittliche Bodentiefe und Hangneigung.

Parameter	p-Werte			R <sup>2</sup>
	Nutzung	Gebiet	Nutzung x Gebiet	
Maximales Mikorelief [cm]	<b>0.006**</b>	n.s.	n.s.	0.224
pH-Wert Bodenproben	n.s.	<b>&lt; 0.001***</b>	n.s.	0.769
Durchschnittliche Bodentiefe [cm]	n.s.	<b>0.003**</b>	n.s.	0.387
Hangneigung [°]	n.s.	n.s.	n.s.	0.120

Das maximale Mikorelief zeigte als einziger Parameter sehr signifikante nutzungsspezifische Unterschiede ( $p = 0.006$ ). Der Mittelwert für Wiesen lag bei 5.22 cm, derjenige für Weiden bei 8.72 cm, wobei der Minimalwert von 1 cm zweimal in Wiesen (TWi2 und TWi4) und der Maximalwert von 15 cm einmal in einer Weide (SWe1) und einmal in einer Wiese (TWi1) gefunden wurde (Abb. 7).

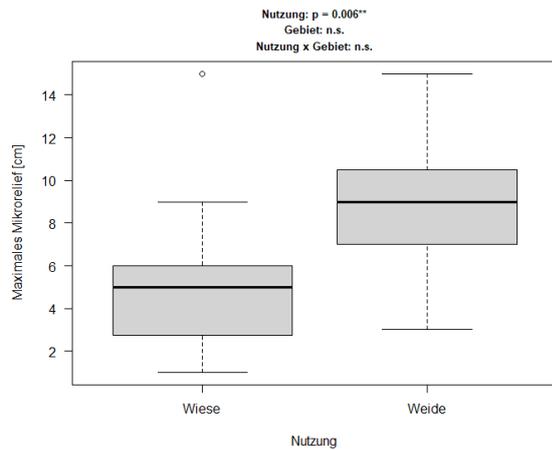


Abb. 7: Boxplots des Umweltparameters maximales Mikrorelief mit nutzungsspezifisch signifikanten Unterschieden.

Der pH-Wert zeigte hoch signifikante Unterschiede bezüglich der Untersuchungsgebiete ( $p < 0.001$ ). Mit 6.37 stammte der tiefste Wert aus einer Bodenprobe von Spondas (SWi4). Der höchste Wert betrug 8.31 und wurde in einer Bodenprobe von Tgolda (TWe4) gemessen. Wie die Boxplots zeigen (Abb. 8 links), gab es deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten Bot da Loz und Spondas einerseits sowie Tgolda und Zalaint andererseits (Mittelwerte: Bot da Loz 6.80; Spondas 6.68; Tgolda 7.87; Zalaint 7.68).

Auch die durchschnittliche Bodentiefe zeigte Unterschiede mit Bezug auf die Untersuchungsgebiete. Diese waren sehr signifikant ( $p = 0.003$ ), wobei Bot da Loz und Zalaint ähnliche und höhere Werte aufwiesen als Spondas und Tgolda (Abb. 8 rechts).

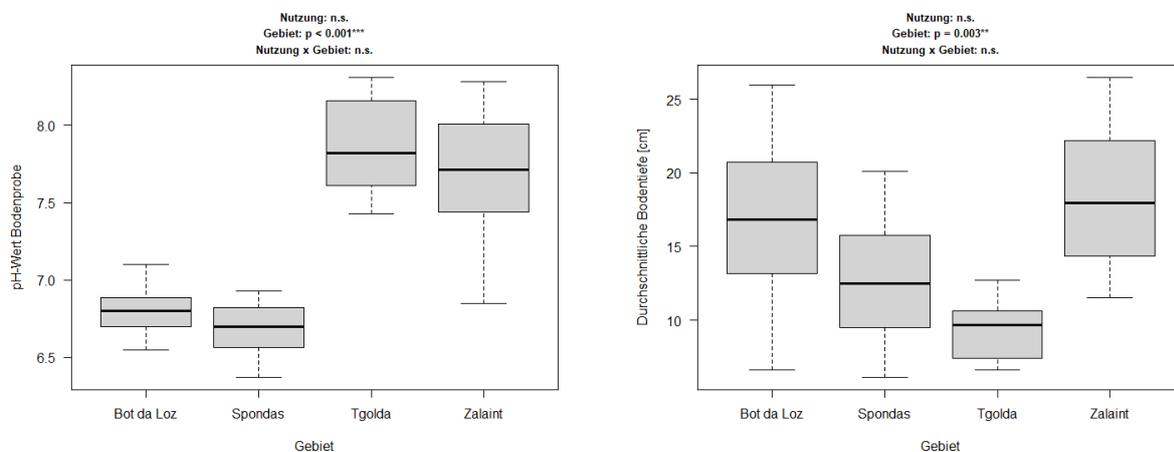


Abb. 8: Boxplots der Umweltparameter pH-Wert Bodenproben (links) und durchschnittliche Bodentiefe (rechts) mit signifikanten Ergebnissen bei den Gebieten.

### 3.3 Strukturparameter

Bei den Strukturparametern wurden der totale Deckungsgrad der Vegetation und die durchschnittliche Vegetationshöhe ausgewertet (Tab. 10).

Tab. 10: Statistische Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse der zwei untersuchten Strukturparameter totaler Deckungsgrad der Vegetation und durchschnittliche Vegetationshöhe.

Parameter	p-Werte			R <sup>2</sup>
	Nutzung	Gebiet	Nutzung x Gebiet	
Totaler Deckungsgrad Vegetation [%]	<b>&lt; 0.001***</b>	n.s.	<b>&lt; 0.001***</b>	0.670
Durchschnittliche Vegetationshöhe [cm]	<b>&lt; 0.001***</b>	<b>0.011*</b>	<b>0.001***</b>	0.747

Beide Parameter zeigten hoch signifikante Unterschiede bei den Nutzungsformen ( $p < 0.001$ ). Zudem verhielt sich in beiden Fällen die Wechselwirkung zwischen Nutzung und Untersuchungsgebiet hoch signifikant ( $p < 0.001$ ;  $p = 0.001$ ). Zalaint zeigte in beiden Fällen ein gegensätzliches Verhalten gegenüber den drei anderen Gebieten, indem es für Wiesen tiefere Werte aufwies als für Weiden. Während beim totalen Deckungsgrad der Vegetation der Standort als Einzelfaktor keine signifikanten Unterschiede zeigte, ergab dieser bei der durchschnittlichen Vegetationshöhe ebenfalls einen sehr signifikanten Wert ( $p = 0.011$ ) (Abb. 9).

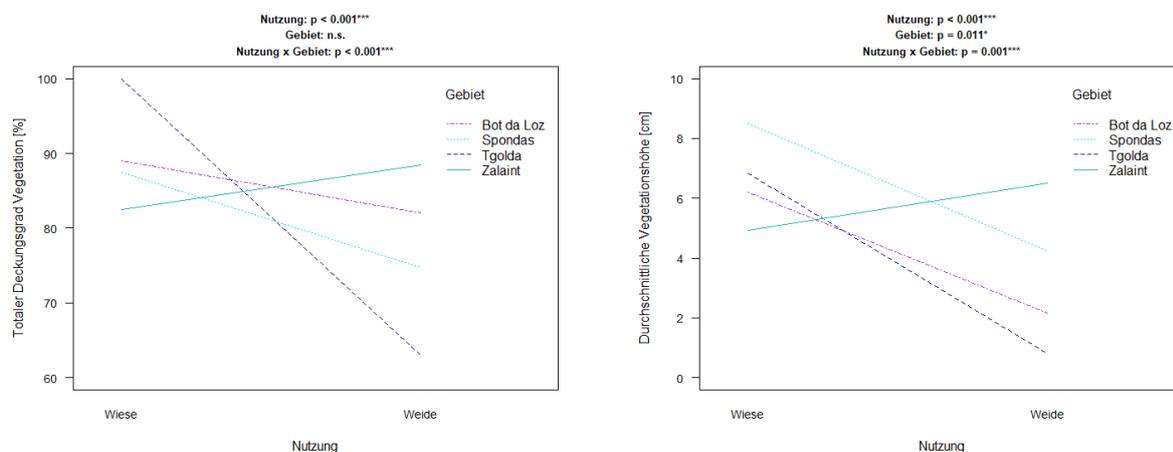


Abb. 9: Interactionplots der beiden Strukturparameter totaler Deckungsgrad Vegetation (links) und durchschnittliche Vegetationshöhe (rechts) mit signifikanten Ergebnissen für verschiedene Faktorstufen.

### 3.4 Biodiversität

Zur Beurteilung der Biodiversität wurden die Artenzahl, der Shannon Index, die Shannon Evenness mit Bezug auf die 10 m<sup>2</sup>-Aufnahmeflächen ausgewertet sowie die z-Werte mit zusätzlicher Berücksichtigung der fünf kleinskaligen, verschachtelten Aufnahmeflächen ( $\beta$ -Diversität). Alle vier Parameter wiesen signifikante Unterschiede bei den Untersuchungsgebieten auf ( $p = 0.036$ ;  $p = 0.012$ ;  $p = 0.032$ ;  $p = 0.037$ ). Die Artenzahl zeigte als einziger Parameter

auch sehr signifikante bzw. signifikante Unterschiede hinsichtlich der Nutzung sowie der Interaktion von Nutzung und Untersuchungsgebiet ( $p = 0.003$ ;  $p = 0.015$ ) (Tab. 11).

Tab. 11: Statistische Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse der vier untersuchten Biodiversitätsparameter Artenzahl, Shannon Index, Shannon Evenness und z-Werte.

Parameter	p-Werte			R <sup>2</sup>
	Nutzung	Gebiet	Nutzung x Gebiet	
Artenzahl 10 m <sup>2</sup>	<b>0.003**</b>	<b>0.036*</b>	<b>0.015*</b>	0.584
Shannon Index	n.s.	<b>0.012*</b>	n.s.	0.318
Shannon Evenness	n.s.	<b>0.032*</b>	n.s.	0.266
z-Werte	n.s.	<b>0.037*</b>	n.s.	0.258

Sowohl das Minimum von 25 Arten als auch das Maximum von 51 Arten wurden in Spondas gefunden, ersteres in einer beweideten, zweiteres in einer gemähten Aufnahme­fläche (SWe4; SWi5). Die Mittelwerte für Wiesen lagen bei Spondas, Tgolda und Bot da Loz mit 39.5, 38.8 und 37.5 in einem ähnlichen Bereich, während Zalaint mit 29.8 deutlich weniger Arten aufwies. Bei den Weiden lag Bot da Loz mit einem Mittelwert von 37.0 Arten nur wenig tiefer als für Wiesen mit 37.5 Arten. Demgegenüber zeigten Zalaint, Tgolda und Spondas mit 31.0, 29.25 und 28 Arten in beweideten Flächen deutlich tiefere Mittelwerte. Zalaint war das einzige Untersuchungsgebiet, das für Weiden mehr Arten aufwies als für Wiesen (Abb. 10).

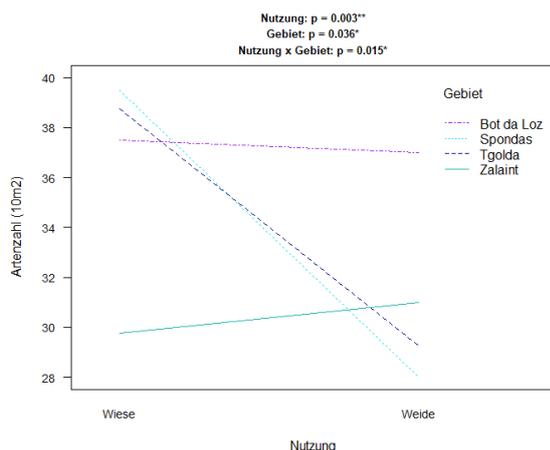


Abb. 10: Interaction Plot des Biodiversitätsparameters Artenzahl (10 m<sup>2</sup>) mit signifikanten Ergebnissen für Nutzung, Gebiet sowie Interaktion von Nutzung und Gebiet.

Die beiden Diversitätsindizes Shannon Index und Shannon Evenness zeigten gebiets­spezifisch signifikante Unterschiede ( $p = 0.012$ ;  $p = 0.032$ ) und dabei ähnliche Muster mit jeweils höheren Werten in Bot da Loz und Tgolda als in Zalaint und Spondas. In beiden Fällen wurde in Bot da Loz ein Ausreisser verzeichnet (Abb. 11).

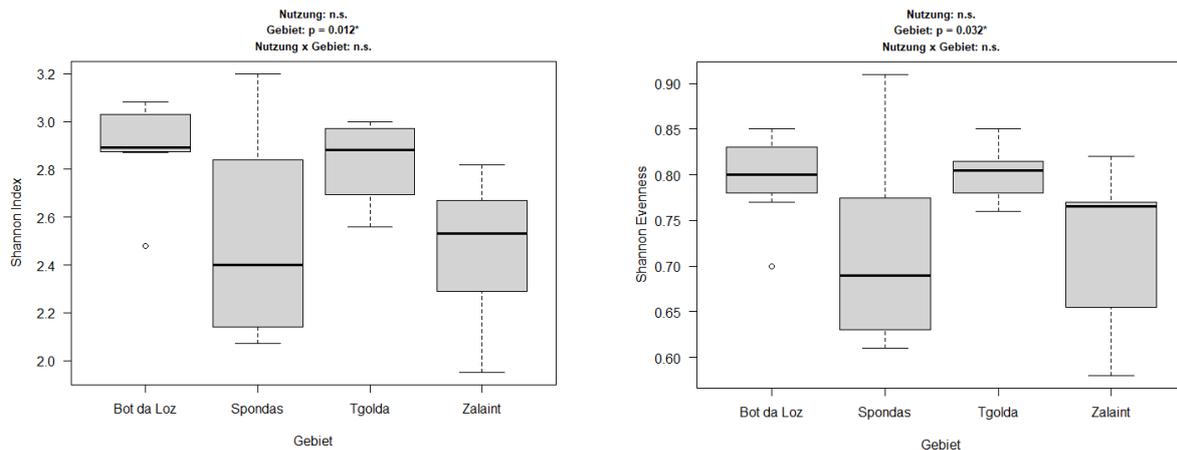


Abb. 11: Boxplots der beiden Biodiversitätsparameter Shannon Index (links) und Shannon Evenness (rechts) mit signifikanten Ergebnissen bei den Gebieten.

Auch die z-Werte zeigten nur gebietsspezifisch signifikante Unterschiede ( $p = 0.037$ ). Der höchste Wert fand sich in Spondas, wo gleichzeitig die grösste Streuung zu verzeichnen war. Zalaint wies einen Ausreisser auf (Abb. 12).

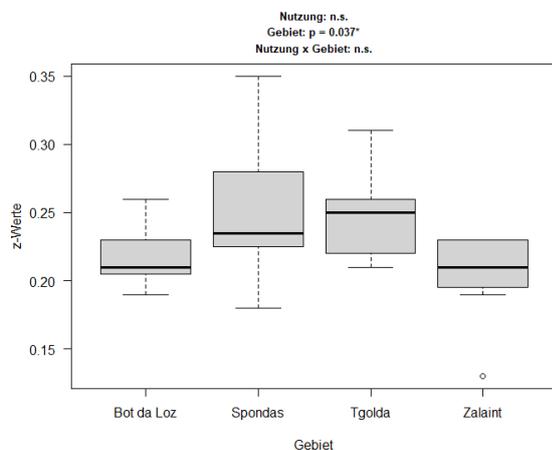


Abb. 12: Boxplots für den Biodiversitätsparameter z-Werte mit signifikanten Ergebnissen bei den Gebieten.

### 3.5 Ökologische Zeigerwerte

Bei den ökologischen Zeigerwerten wurden die fünf edaphischen Indikatoren Feuchtezahl, Wechselfeuchtezahl, Nährstoffzahl, Humuszahl und Durchlüftungszahl ausgewertet. Die Zeigerwerte Einfluss des Menschen auf den Standort und die Mahdverträglichkeit sowie die CRS-Strategien Konkurrenz-, Ruderal- und Stresstrategie wurden ebenfalls statistisch analysiert (Tab. 12).

Tab. 12: Statistische Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse der untersuchten ökologischen Zeigerwerte und CSR-Strategien.

Parameter	p-Werte			R <sup>2</sup>
	Nutzung	Gebiet	Nutzung x Gebiet	
Konkurrenzstrategie	< 0.001***	< 0.001***	n.s.	0.741
Ruderalstrategie	< 0.001***	0.003**	n.s.	0.649
Durchlüftungszahl	0.013*	< 0.001***	n.s.	0.76
Einfluss des Menschen	n.s.	< 0.001***	0.002**	0.755
Wechselfeuchtezahl	n.s.	< 0.001***	0.015*	0.707
Mahdverträglichkeit	n.s.	< 0.001***	0.036*	0.618
Nährstoffzahl	n.s.	< 0.001***	n.s.	0.513
Humuszahl	n.s.	0.040*	n.s.	0.254
Stressstrategie	n.s.	0.045*	n.s.	0.246
Feuchtezahl	n.s.	n.s.	n.s.	n/a

Mit Bezug auf die Nutzung zeigten die Konkurrenz- und der Ruderalstrategie hoch signifikante ( $p < 0.001$ ) und die Durchlüftungszahl signifikante ( $p = 0.013$ ) Unterschiede. Alle drei Parameter wiesen ausserdem hoch signifikante (Konkurrenzstrategie und Durchlüftungszahl:  $p < 0.001$ ) bzw. sehr signifikante (Ruderalstrategie:  $p = 0.003$ ) Unterschiede für die Untersuchungsgebiete auf.

Konkurrenz- und Ruderalstrategie verzeichneten dabei entgegengesetzte Trends, indem die Konkurrenzstrategie in Weiden mehr vertreten war als in Wiesen und die Ruderalstrategie demgegenüber in Wiesen präsenter als in Weiden war (Abb. 13).

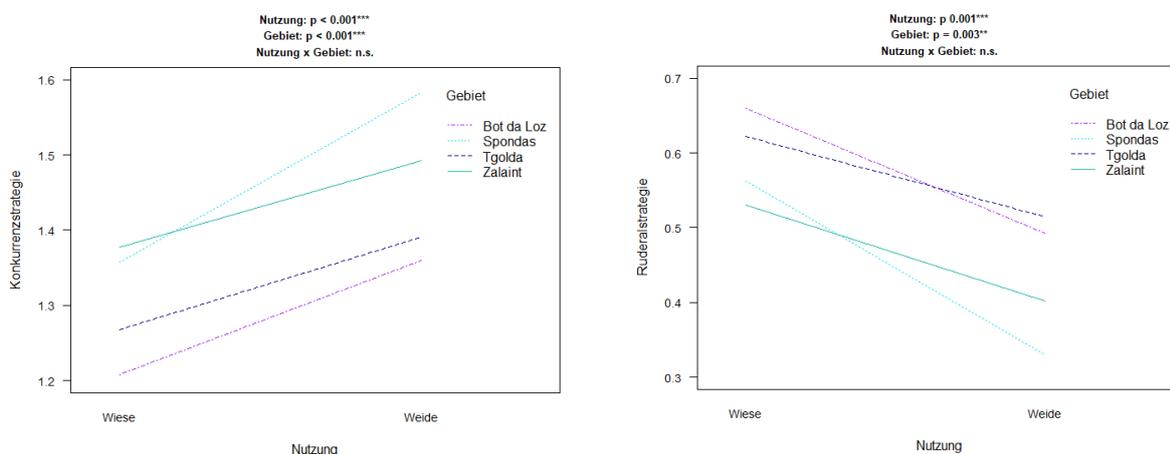


Abb. 13: Interaction Plots der beiden CSR-Strategien Konkurrenzstrategie (links) und Ruderalstrategie (rechts) mit signifikanten Ergebnissen für Nutzung und Gebiet.

Bei der Durchlüftungszahl lagen die Werte in Wiesen tendenziell tiefer als in Weiden. Die einzelnen Untersuchungsgebiete hoben sich mehrheitlich deutlich voneinander ab, mit den höchsten Werten in Spondas und den tiefsten Werten in Zalaint (Abb. 14).

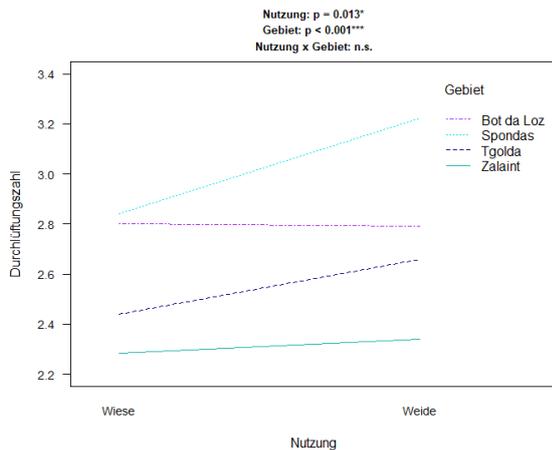


Abb. 14: Interaction Plot des ökologischen Zeigerwerts Durchlüftungszahl mit signifikanten Ergebnissen für Nutzung und Gebiet.

Bei den Parametern Einfluss des Menschen, Wechselfeuchtezahl und Mahdverträglichkeit waren jeweils die Interaktion von Nutzung und Untersuchungsgebiet sehr signifikant bzw. signifikant ( $p = 0.002$ ;  $p = 0.015$ ;  $p = 0.036$ ). Ausserdem zeigte auch der Standort als Einzelfaktor jeweils hoch signifikante Unterschiede ( $p < 0.001$ ), während die Nutzung demgegenüber keine Signifikanz aufwies. Die Muster der beiden Parameter waren ähnlich. In beiden Fällen liess sich die signifikante Interaktion auf das gegensätzliche Verhalten von Tgolda zurückführen (Abb. 15).

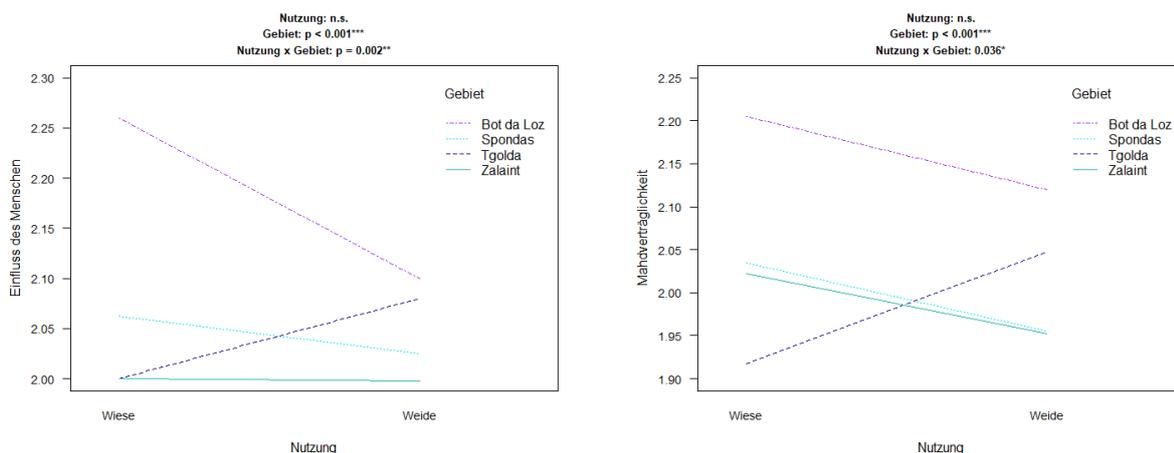


Abb. 15: Interaction Plots der beiden ökologischen Zeigerwerte Einfluss des Menschen auf den Standort (links) und Mahdverträglichkeit (rechts) mit signifikanten Ergebnissen für Gebiet sowie Interaktion von Nutzung und Gebiet.

Bei der Wechselfeuchtezahl waren die gebietspezifischen Unterschiede hoch signifikant ( $p < 0.001$ ) und die Interaktion von Nutzung und Gebiet signifikant ( $p = 0.015$ ), während sich bezüglich der Nutzung keine signifikanten Unterschiede zeigten. Bot da Loz und Spondas verhielten sich entgegengesetzt, was die signifikante Interaktion bewirkte. Demgegenüber

zeigten Bot da Loz und Tgolda zwar gebietsabhängige aber kaum nutzungsspezifische Unterschiede (Abb. 16).

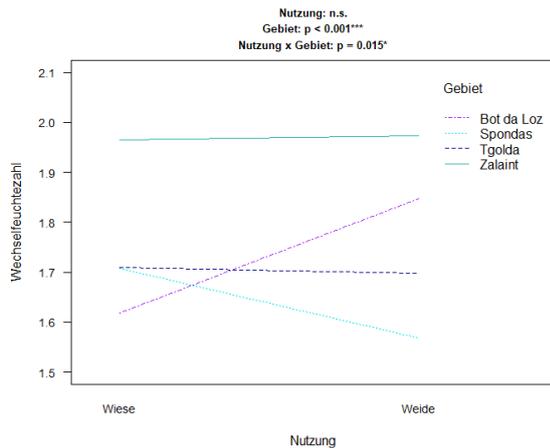


Abb. 16: Interaction Plot des ökologischen Zeigerwerts Wechselfeuchtezahl mit signifikanten Ergebnissen für Gebiet sowie Interaktion von Nutzung und Gebiet.

Ausschliesslich auf den Standort bezogene hoch signifikante bzw. signifikante Unterschiede zeigten die beiden edaphischen Zeigerwerte Nährstoffzahl und Humuszahl ( $p < 0.001$ ;  $p = 0.040$ ) (Abb. 17). Die Nährstoffzahl lag in Spondas mit einem Mittelwert von 2.11 deutlich tiefer als in den übrigen drei Gebieten (Mittelwerte: Bot da Loz 2.23; Tgolda 2.24; Zalaint 2.25). Sowohl für die Nährstoffzahl als auch die Humuszahl sind Ausreisser zu verzeichnen.

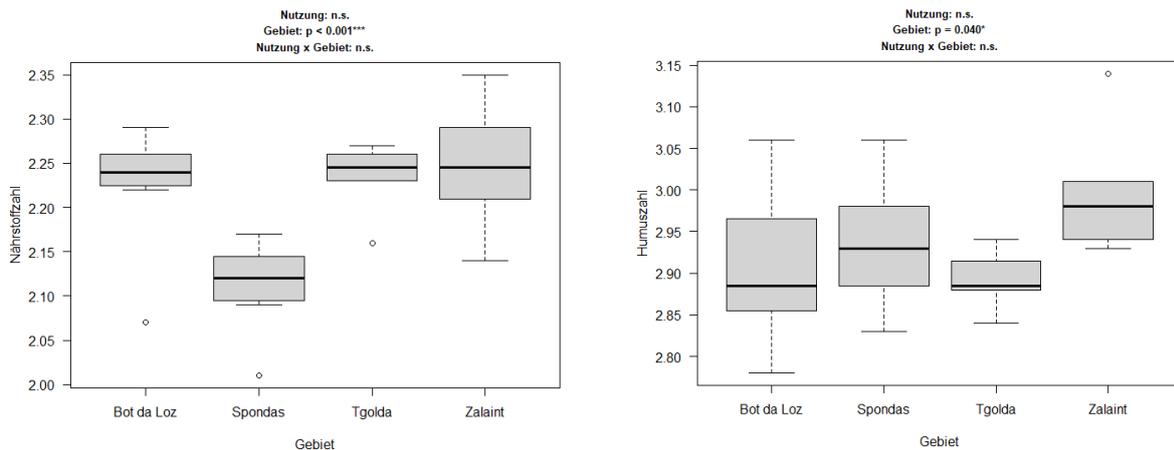


Abb. 17: Boxplots der ökologischen Zeigerwerte Nährstoffzahl (links) und Humuszahl (rechts) mit signifikanten Ergebnissen bei den Gebieten.

Auch die CSR-Strategie Stresstrategie zeigte nur gebietspezifische Unterschiede ( $p = 0.045$ ) (Abb. 18).

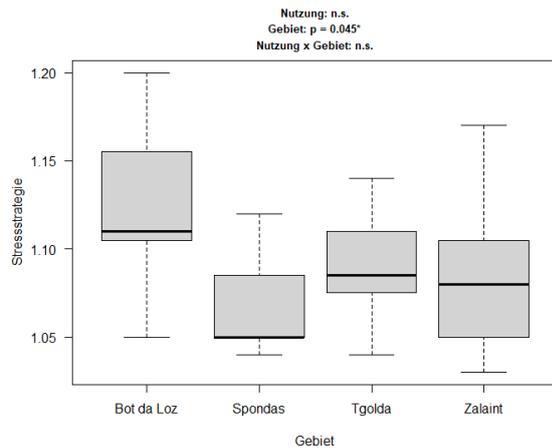


Abb. 18: Boxplots der CSR-Strategie Stressstrategie mit signifikanten Ergebnissen bei den Gebieten.

Als einziger ökologischer Zeigerwert war die Feuchtezahl auf allen Faktorstufen nicht signifikant (Tab. 12).

### 3.6 Funktionelle Merkmale

Bei den funktionellen Merkmalen wurden die Parameter spezifische Blattoberfläche, Kronenhöhe und die Samenmasse sowie die Lebensformen ausgewertet. Basierend auf den Ergebnissen der vegetationsökologischen Auswertung (vgl. 2.4) wurden die fünf Lebensformen Therophyt, Geophyt, krautiger Chamaephyt, holziger Chamaephyt und Hemikryptophyt statistisch analysiert (Tab. 13).

Tab. 13: Statistische Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse der drei funktionellen Merkmale spezifische Blattoberfläche, Kronenhöhe und Samenmasse sowie der Lebensformen.

Parameter	p-Werte			R <sup>2</sup>
	Nutzung	Gebiet	Nutzung x Gebiet	
Therophyt	<b>0.002**</b>	<b>0.008**</b>	<b>0.010**</b>	0.632
Kronenhöhe [m]	<b>0.007**</b>	<b>0.002**</b>	n.s.	0.523
Hemikryptophyt	<b>0.015*</b>	<b>0.003**</b>	n.s.	0.473
Geophyt (sqrt)	<b>0.016*</b>	<b>&lt; 0.001***</b>	n.s.	0.617
Samenmasse [mg]	<b>0.026*</b>	<b>&lt; 0.001***</b>	<b>0.020*</b>	0.66
Spezifische Blattoberfläche [m <sup>2</sup> /kg]	n.s.	<b>&lt; 0.001***</b>	<b>0.006**</b>	0.683
Krautiger Chamaephyt (sqrt)	n.s.	<b>0.008**</b>	n.s.	0.341
Holziger Chamaephyt	n.s.	n.s.	n.s.	n/a

Von den drei klassischen funktionellen Merkmalen zeigten die Kronenhöhe und die Samenmasse sehr signifikante bzw. signifikante Unterschiede in Bezug auf die Nutzung ( $p = 0.007$ ;  $p = 0.026$ ). Zusammen mit der spezifischen Blattoberfläche verhielten sich alle drei signifikant

betreffend die Untersuchungsgebiete, hoch signifikant im Falle von Samenmasse und spezifischer Blattoberfläche ( $p < 0.001$ ), sehr signifikant im Falle der Kronenhöhe ( $p = 0.002$ ). Bei der spezifischen Blattoberfläche und der Samenmasse war ausserdem die Wechselwirkung zwischen Nutzung und Untersuchungsgebiet sehr signifikant bzw. signifikant ( $p = 0.006$ ;  $p = 0.020$ ). Der Vergleich der Nutzungspaare ergab bei allen drei Parametern mehrheitlich tiefere Werte für Wiesen als für Weiden. Im Falle der Samenmasse und der spezifischen Blattoberfläche zeigte Tgolda jedoch ein gegensätzliches Verhalten, was bei diesen beiden Parametern zur Signifikanz der Wechselwirkung führte (Abb. 19).

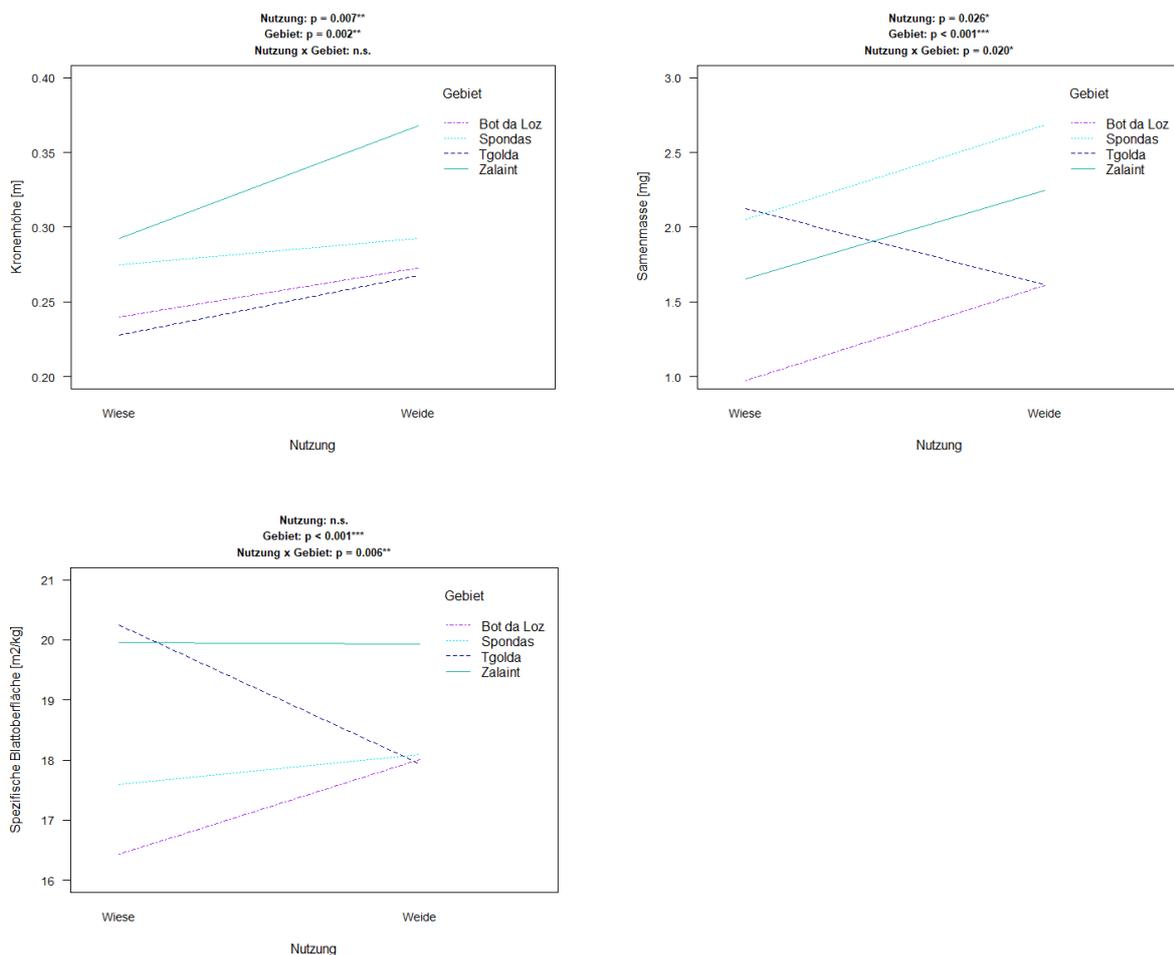


Abb. 19: Interaction Plots der drei funktionellen Merkmale Kronenhöhe (links oben), Samenmasse (rechts oben) und spezifische Blattoberfläche (links unten) mit signifikanten Ergebnissen auf verschiedenen Faktorstufen.

Bezüglich Nutzung zeigten die drei Lebensformen Therophyt, Hemikryptophyt und Geophyt sehr signifikante Unterschiede ( $p = 0.002$ ;  $p = 0.015$ ;  $p = 0.016$ ). Alle drei sowie auch die Lebensform krautiger Chamaephyt wiesen signifikante Unterschiede betreffend die Untersuchungsgebiete auf, hoch signifikant im Falle der Geophyten ( $p < 0.001$ ) und sehr signifikant im Falle der Hemikryptophyten ( $p = 0.003$ ) sowie Therophyten und krautigen Chamaephyten ( $p = 0.008$ ). Bei der Lebensform Therophyt war ausserdem die Interaktion von Nutzung und

Untersuchungsgebiet sehr signifikant ( $p = 0.010$ ), womit sie als einziger Parameter unter den funktionellen Merkmalen auf allen drei Faktorstufen Signifikanz aufwies (Abb. 20)

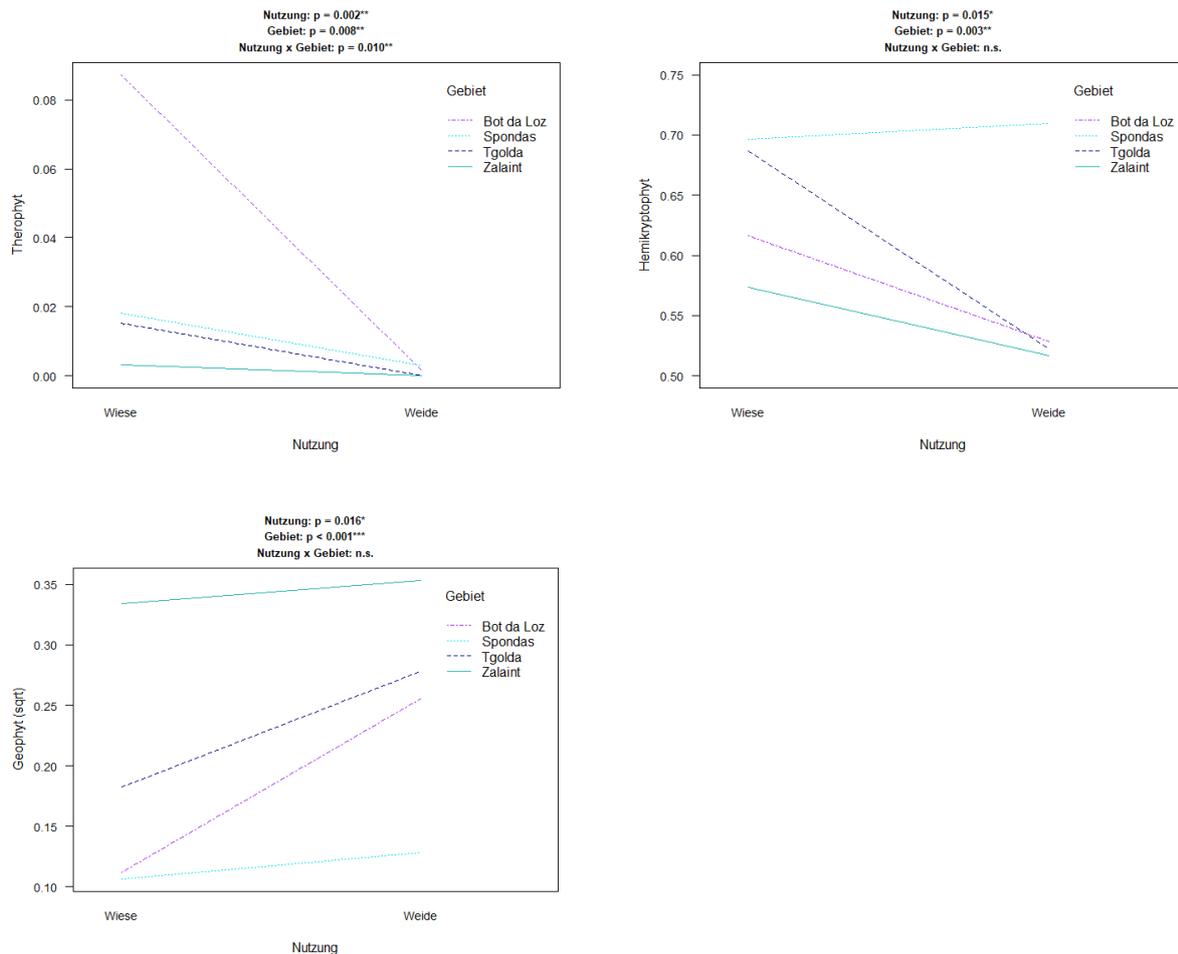


Abb. 20: Interaction Plots der drei Lebensformen Therophyt, Hemikryptophyt und Geophyt (sqrt) mit signifikanten Ergebnissen auf unterschiedlichen Faktorstufen.

Die Lebensform krautiger Chamaephyt zeigte als einziges funktionelles Merkmal nur gebiets-spezifische sehr signifikante Unterschiede ( $p = 0.008$ ). Auch nach Wurzeltransformation waren bei Bot da Loz und Tgolda noch Ausreisser zu verzeichnen (Abb. 21).

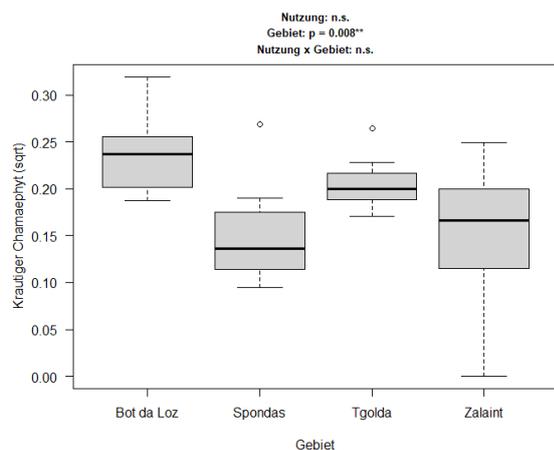


Abb. 21: Boxplots der Lebensform krautiger Chamaephyt mit signifikanten Ergebnissen bei den Gebieten.

Als einziges funktionelles Merkmal war die Lebensform holziger Chamaephyt auf allen Faktorstufen nicht signifikant (Tab. 13).

## 4 Diskussion

### 4.1 Flora der Untersuchungsflächen

Die durchschnittliche Artenzahl für Gefässpflanzen in Schweizer Kalkhalbtrockenrasen liegt für eine Flächengrösse von 10 m<sup>2</sup> bei 38.3 Arten, dies bei einem Maximum von 68 und einem Minimum von 10 Arten (Dengler *et al.* 2018; Biurrun *et al.* 2019, 2021; Boch *et al.* 2020; "GrassPlot Diversity Explorer 2.10" 2021). Vorliegend wurden zwischen 25 und 51 Arten pro 10 m<sup>2</sup>-Aufnahmefläche gefunden. Mit einem Gesamtmittelwert von 33.8 Arten bzw. mit Mittelwerten von 36.4 Arten für Wiesen und von 31.3 Arten für Weiden liegt diese Untersuchung somit unter dem Schweizer Durchschnitt.

Die Artenzahl ist allerdings nicht *per se* das geeignete Mass zur Beschreibung der Biodiversität eines Gebiets oder des naturschützerischen Werts einer Pflanzengemeinschaft. Diese widerspiegeln sich oft besser im proportionalen Anteil seltener und spezialisierter Arten einer Pflanzengemeinschaft (Boch *et al.* 2019a). Mit *Gentiana cruciata* und ohne Berücksichtigung der fünf potenziell gefährdeten Arten wurde vorliegend nur eine gemäss Roter Liste gefährdete Art gefunden. Diese tiefe Zahl deckt sich nicht mit den für Schweizer Trockenrasen allgemein bzw. für den Parc Ela spezifisch gemachte Angaben von 35 % bzw. 40 % (Boch *et al.* 2019a; Verein Parc Ela 2021a). Allerdings kann die Erfahrung der beobachtenden Person grossen Einfluss auf die Anzahl gefundener und richtig bestimmter Arten haben kann (Boch *et al.* 2019b). Für gefährdete und seltene Arten dürfte dies umso mehr zutreffen, da diese aufgrund des geringen Vorkommens eher übersehen oder nicht richtig bestimmt werden. Es ist daher möglich, dass

sich die begrenzte praktische Erfahrung der Autorin dieser Arbeit auf die Anzahl gefundener gefährdeter Arten ausgewirkt hat. Dies wiederum hat auch Einfluss auf die Artenzahl insgesamt.

Ein weiterer Grund könnten jedoch auch die mit bis zu 40 % (ZWe1) teilweise hohen Deckungsgrade von *Brachypodium rupestre* sein. Die Gattung *Brachypodium* ist eine der am weitest verbreiteten Gruppen von dominanten Gräsern in Europa (Catorci *et al.* 2014a). Ihr Wettbewerbserfolg hängt mit ihrer hohen Kronenhöhe, Bestockungsdichte und Verzweigungshäufigkeit sowie mit ihrer Fähigkeit zum klonalen Wachstum und der klonalen Vermehrungsstrategie zusammen (Tardella *et al.* 2018). *Brachypodium rupestre* ist ein mehrjähriges, 40 – 70 cm hohes Gras, dessen Blütezeitpunkt im späten Frühjahr / Frühsommer liegt. Es wächst auf lehmigen und kalkhaltigen Böden und kommt bis auf ca. 1'300 m.ü.M. vor (Tardella *et al.* 2020). Mit seinen zähen, behaarten Blättern, die reich an Kieselsäure sind, ist es für domestizierte Pflanzenfresser ungeniessbar und wird nur bei Überbesatz gefressen (Catorci *et al.* 2014a). Eine zunehmende Dominanz von *Brachypodium rupestre* kann die Struktur der Pflanzengemeinschaft und die Artenzusammensetzung verändern und zu einem Verlust an biologischer Vielfalt führen (Bonanomi *et al.* 2009; Catorci *et al.* 2011). Insbesondere Zalaint ist mit durchschnittlichen Deckungsgraden von 17.8 % in Wiesen und 22.5 % in Weiden (Gesamtdurchschnitt 20.2 %) von dieser Problematik betroffen und dabei gleichzeitig auch dasjenige Untersuchungsgebiet mit der geringsten Artenzahl.

Da die Deckungsgrade von *Brachypodium rupestre* in Weiden signifikant höher waren als in Wiesen (12.4 % vs. 8.2 %), könnte dies Einfluss auf die ausschliesslich in Wiesen oder Weiden gefundenen Arten gehabt haben. Von diesen gab es in gemähten Flächen fast doppelt so viele (31 Arten) wie in beweideten Flächen (16 Arten). Verglichen beispielsweise mit (Schläpfer *et al.* 1998), der 90 % der Arten unter beiden Bewirtschaftungsregimes fand, sind es vorliegenden mit 63.3 % deutlich weniger.

## 4.2 Abiotische Standortbedingungen

Mit dem gewählten Sampling Design konnten abiotische Einflussfaktoren zwischen den pro Untersuchungsgebiet verglichenen Nutzungspaaren – soweit vorliegend getestet – erfolgreich ausgeschlossen werden. Von den drei untersuchten Umweltparametern (maximales Mikrorelief, durchschnittliche Bodentiefe, pH-Wert Bodenproben) ergibt nur das maximale Mikrorelief signifikante nutzungsspezifische Unterschiede. Gleichzeitig ist dies der einzige abiotische Parameter, der keine gebietsspezifischen Unterschiede aufweist. Die höheren Werte für Weiden dürften direkte Folge der physikalischen Einwirkung bei der Beweidung durch die Tritte und das Wühlen der Weidetiere sein (Gilhaus *et al.* 2017). Es ist daher unwahrscheinlich, dass die nutzungsspezifischen Unterschiede beim maximalen Mikrorelief auf abiotische Faktoren zurückzuführen sind. Ohne den Einfluss von abiotische Faktoren ist somit anzunehmen, dass

sich die Pflanzengemeinschaften in beiden Fällen gleich entwickeln konnten und bei Unterschieden die Art der Bewirtschaftung der hauptsächliche Einflussfaktor ist (Catorci *et al.* 2011).

Allerdings sind auch gebietsspezifische Unterschiede zu verzeichnen. Beim pH-Wert fallen die Unterschiede zwischen Bot da Loz und Spondas einerseits (Mittelwerte von 6.8 und 6.7) sowie Tgolda und Zalaint (Mittelwerte von 7.9 und 7.7) andererseits auf. Verschiedene Studien belegen, dass der pH-Wert des Bodens für die Artenvielfalt einer Pflanzengemeinschaften eine wichtige Rolle spielt. Für Europa gelten dabei pH-Werte von 5 bis 6 als optimale Voraussetzung für eine hohe Artenzahl (Grime 2001; Schuster & Diekmann 2003; Vonlanthen *et al.* 2006). Die vorliegend gemessenen pH-Werte sind damit alle eher hoch. Ab  $\text{pH} > 7$  können dabei Phosphor und Eisen zur limitierenden Ressource werden, da sie aufgrund verminderter Löslichkeit nicht mehr pflanzenverfügbar sind (Palpurina *et al.* 2017).

Auch die Bodentiefe kann grossen Einfluss auf die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft haben. Tiefgründige Böden können mehr Wasser und Nährstoffe speichern und bieten dem Wurzelwerk bessere mechanische Stütze als flachgründige Böden (Rajakaruna & Boyd 2008). Die Böden von Trockenrasen sind typischerweise wenig mächtig und wasserdurchlässig (Eggenberg *et al.* 2001). In der vorliegenden Untersuchung hatte Zalaint die tiefgründigsten (Mittelwert von 18.38 cm) und Tgolda die flachgründigsten Böden (Mittelwert 9.33 cm). Der Gesamtmittelwert liegt bei 14.29 cm und damit etwas unter demjenigen von 15.80 cm, der beispielsweise in einer Studie über Kalkhalbtrockenrasen im Jura gemessen wurde (Charmillot *et al.* 2021).

### 4.3 Strukturparameter

Die tieferen Werte für Weiden beim totalen Deckungsgrad der Vegetation lassen sich wie die höheren Werte beim maximalen Mikrorelief mit der physikalischen Einwirkung bei der Beweidung erklären. Diese führt zu Lücken in der ansonsten geschlossenen Grasnarbe (Wahlman & Milberg 2002; Gilhaus *et al.* 2017). Demgegenüber ergeben sich bei der durchschnittlichen Vegetationshöhe die mehrheitlich höheren Werte für gemähte Flächen aus dem späten Schnitzeitpunkt der hier untersuchten Wiesen. Dies bewirkte, dass im Moment der Vegetationsaufnahme das Wachstum der Vegetation noch nicht unterbrochen worden war. Hingegen werden auch extensiv bewirtschaftete Weiden normalerweise bereits früher im Jahr und meist mehr als einmal pro Vegetationsperiode beweidet (Catorci *et al.* 2014a; agridea 2018). Bis auf Zalaint waren die Weideflächen daher vor den Aufnahmen in allen Untersuchungsgebieten bereits beweidet worden. Während den Feldaufnahmen wurde festgestellt, dass die Weide in Zalaint sehr extensiv bewirtschaftet scheint, was sich auch mit den Anmerkungen im Bericht von (oekoskop 2017) deckt. Weil dadurch im Moment der Aufnahmen noch keine Beweidung stattgefunden hatte, weist Zalaint als einziges der vier Untersuchungsgebiete für Weiden eine

höhere durchschnittliche Vegetationshöhe auf als für Wiesen, was die signifikante Interaktion von Nutzung und Untersuchungsgebiet erklärt.

#### 4.4 Biodiversität

Die Artenzahl zeigt als einziger der vier getesteten Biodiversitätsparameter nutzungsspezifische Unterschiede mit gleichzeitig signifikanter Interaktion von Nutzung und Untersuchungsgebiet. Auffallend sind die grossen Unterschiede zwischen den gemähten und beweideten Flächen in Spondas und Tgolda. Diese sind in Bot da Loz und Zalaint deutlich geringer, dafür sind hier die grössten gebietsspezifischen Unterschiede zu verzeichnen. Es ist nicht klar, woraus sich dieses Muster ergibt. Beispielsweise wurden sowohl das absolute Maximum und Minimum (SWi5 und SWe4) als auch die maximalen und minimalen Mittelwerte pro Nutzung und Gebiet jeweils in Spondas gefunden. Damit ist die in Spondas untersuchte Wiese die artenreichste und die dortige Weide gleichzeitig die artenärmste der vier Untersuchungsgebiete. Bekannte, die Artenzahl beeinflussende Faktoren wie Nährstoffgehalt und pH-Wert (Grime 2001; Vonlanthen *et al.* 2006; Boch *et al.* 2019a; Büchler *et al.* 2020) verhalten sich vorliegend nur gebietsspezifisch signifikant und können somit die grossen nutzungsspezifischen Unterschiede nicht erklären. Eine Rolle könnte möglicherweise die Beweidungsintensität spielen. Dieser Faktor wurde in die vorliegende Untersuchung nicht miteinbezogen, weshalb keine sicheren Aussagen möglich sind. Verschiedene Studien haben jedoch gezeigt, dass eine erhöhte Beweidungsintensität mit einem Rückgang der Artenvielfalt einhergeht (Dupré & Diekmann 2001; Gilhaus *et al.* 2017).

Im Gegensatz zur Artenzahl zeigen Shannon Index, Shannon Evenness und z-Werte nur gebietsspezifische signifikante Unterschiede. Die Mittelwerte dieser Parameter, die neben der Artenzahl auch die Deckungsgrade der einzelnen Arten mitberücksichtigen, liegen im mittleren Bereich vergleichbarer Studien zu europäischen Trockenrasen (Dengler 2005; Dengler & Boch 2008; Büchler *et al.* 2020; Charmillot *et al.* 2021; Sienkiewicz-Paderewska *et al.* 2021). Gemäss den beiden Indizes ist die Diversität in Bot da Loz und Tgolda etwas höher ( $H' = 2.89$  und  $2.83$ ;  $J = 0.80$ ) als in Spondas und Zalaint ( $H' = 2.50$  und  $2.47$ ;  $J = 0.71$  und  $0.72$ ). Während die tieferen Werte bei Zalaint mit dem hier besonders hohen Vorkommen von *Brachypodium rupestre* zusammenhängen könnten (mittlerer Deckungsgrad 20.2 %), könnte dies in Spondas auf das hohe Vorkommen von *Laserpitium siler* (mittlerer Deckungsgrad 24.6 %) zurückzuführen sein. Anders sieht das Ergebnis jedoch aus, wenn auch die Arten-Areal-Beziehung mitberücksichtigt wird. Mit einem mittleren z-Wert von 0.25 ist unter Berücksichtigung der kleinen Skalen die Artenvielfalt in Spondas am höchsten und hebt sich damit signifikant vom tiefsten Wert für Zalaint mit nur 0.20 ab. Unter sonst gleichen Bedingungen steigen die z-Werte bei abnehmender Gesamtdeckung, grösserer Unterschiede in der Artenzusammensetzung benachbarter Flächen und zunehmender Durchschnittsgrösse der Pflanzenindividuen (Dembicz

*et al.* 2021). Der Vergleich des totalen Deckungsgrades der Vegetation, der Artentenzahl und der durchschnittlichen Vegetationshöhe zeigt, dass solche höhere z-Werte begünstigenden Verhältnisse in Spondas erfüllt waren, währenddem in Zalaint weniger optimale Gegebenheiten herrschten.

#### 4.5 Ökologische Zeigerwerte

Die ökologischen Zeigerwerte beschreiben die realisierte Nische einer Pflanzenart auf einer Ordinalskala. Durch die Mittelung der Werte sämtlicher an einem Ort gefundener Taxa können so Informationen über die Umweltbedingungen eines Standortes gewonnen werden (Boch *et al.* 2019b).

Bei den fünf edaphischen Zeigerwerten Feuchte-, Wechselfeuchte-, Nährstoff-, Humus- und Durchlüftungszahl finden sich einzig bei der Durchlüftungszahl signifikante nutzungsspezifische Unterschiede. Mit höheren Werten für Weiden als Wiesen verfügen die beweideten Flächen über eine bessere Sauerstoffversorgung als die gemähten (Landolt *et al.* 2010). Wie schon beim maximalen Mikrorelief und dem totalen Deckungsgrad der Vegetation kann dies mit grosser Wahrscheinlichkeit auf die physikalischen Einwirkungen der Beweidung zurückgeführt werden. Diese bewirken, dass die ansonsten geschlossene Bodendecke aufgewühlt und gelockert wird (Wahlman & Milberg 2002; Gilhaus *et al.* 2017), wodurch der Boden mit zusätzlichem Sauerstoff versorgt wird. Soweit bei der Mahd Maschinen zum Einsatz kommen (konkrete Details sind für die vier untersuchten Gebiete nicht bekannt), könnte dies in gemähten Flächen ausserdem einen Verdichtungseffekt haben (Loeffel 2021) und damit die Sauerstoffversorgung im Vergleich zu Weiden zusätzlich vermindern.

Die Wechselfeuchtezahl ist der einzige edaphische Zeigerwert mit einer signifikanten Interaktion zwischen Nutzung und Untersuchungsgebiet. Während Zalaint und Tgolda gebietspezifisch zwar unterschiedlich hohe, nutzungsbezogen aber jeweils die praktisch gleichen Werte aufweisen, verzeichnen Bot da Loz und Spondas gegenläufige Trends. Die Hintergründe für das Verhalten von Spondas konnten nicht eruiert werden, da es eher unwahrscheinlich scheint, dass sich diese tatsächlich mit den unterschiedlichen Nutzungen zusammenhängen. In Bot da Loz allerdings könnten die höheren Werte für Weiden als für Wiesen jedoch auf unterschiedliche topographische Verhältnisse zurückzuführen sein. Die Wechselfeuchte ist charakterisiert durch das Mass der wechselnden Feuchtigkeit des Bodens im Laufe des Jahres (Landolt *et al.* 2010). Der Hang in Bot da Loz ist nach Westen gerichtet, wobei die im Bereich der Weide untersuchten Flächen eine deutlich höhere Hangneigung aufweisen als diejenigen im Bereich der Wiese (mittlere Hangneigung Weide 30.25° vs. Wiese 21.75°). Ausserdem befinden sich zwei der vier beweideten Aufnahmeflächen am Fuss des Hangs, während die gemähten Aufnahmeflächen allesamt im oberen, dort weniger steilen Teil des Hangs liegen. Dies hat sowohl Einfluss auf den Abfluss des Wassers als auch auf die Sonneneinstrahlung. Die

Unterschiede im Verlauf des Jahres dürften am Fusse der beweideten Fläche besonders gross sein. Dort kann einerseits das Wasser weniger schnell abfliessen und andererseits beginnt die Sonne morgens grundsätzlich und jahreszeitenabhängig später zu scheinen als im oberen, weniger steilen Teil der gemähten Fläche. Möglicherweise bewirkt dies daher eine höhere Wechselfeuchte in der beweideten Fläche von Bot da Loz.

Grössere Unterschiede als bei den Nutzungsformen zeigen sich jedoch in Bezug auf die vier Untersuchungsgebiete, welche mit Ausnahme der vollständig nicht signifikanten Feuchtezahl für alle edaphischen Zeigerwerte signifikant sind. Spondas fällt dabei mit einer gegenüber den anderen Gebieten deutlich tieferen Nährstoffzahl sowie der tiefsten Wechselfeuchte- und der höchsten Durchlüftungszahl auf. Demgegenüber hat Zalaint die deutlich höchste Wechselfeuchte- und tiefste Durchlüftungszahl bei gleichzeitig höchster Nährstoff- und Humuszahl. Zusammen mit dem ebenfalls hohen pH-Wert ist es denkbar, dass dies die Ursachen dafür sind, weshalb Zalaint dasjenige Gebiet ist, das einerseits die tiefste mittlere Artenzahl (30.38) und andererseits den höchsten Deckungsgrad an *Brachypodium rupestre* (durchschnittlich 20.13 %) aufweist. Voraussetzung für die Artenvielfalt in Trockenrasen sind magere und trockene Standortbedingungen (Eggenberg *et al.* 2001). Bei zunehmend produktiven Verhältnissen wird mehr Pflanzenbiomasse produziert und kompetitive Arten wie *Brachypodium rupestre* verdrängen weniger konkurrenzfähige Arten, was zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen kann (Fraser *et al.* 2015; Tardella *et al.* 2017; Boch *et al.* 2021).

Die Mahdverträglichkeit gibt Auskunft darüber, ob eine Art während der Vegetationsperiode grössere Beschädigungen erträgt oder sich nur halten kann, wenn die Mahd nicht jährlich oder erst im Herbst erfolgt (Landolt *et al.* 2010). Die Mahdverträglichkeit hängt somit vom Regenerationsvermögen und der Wachstumsgeschwindigkeit einer Art ab, aber auch davon, ob die Pflanze vor dem Schnitt genügend Assimilate mittels Photosynthese speichern konnte (Briemle *et al.* 2002). Arten, die eine geringe Mahdverträglichkeit aufweisen, sind meist auch empfindlich auf eine frühe und intensive Beweidung (Landolt *et al.* 2010). Bei einer extensiven Bewirtschaftung ist somit zu erwarten, dass sowohl in den spät geschnittenen Wiesen als auch in den wenig intensiv beweideten Weiden eine geringe Mahdverträglichkeit herrscht. Dies wird mit den durchschnittlichen Werten von 2.05 für Wiesen und 2.02 für Weiden bestätigt und erklärt, weshalb in der vorliegenden Untersuchung keine signifikanten Unterschiede zwischen den Nutzungsformen gefunden wurden. Dennoch ist im Rahmen der signifikanten Wechselwirkung von Nutzung und Untersuchungsgebiet darauf hinzuweisen, dass pro Gebiet betrachtet die Werte in Wiesen mit Ausnahme von Tgolda höher ausfallen als in Weiden. Dies erstaunt, denn den Zeitpunkt und die Häufigkeit der Beschädigung während der Vegetation als Mass nehmend (Landolt *et al.* 2010), müsste dies angesichts des späten Schnittzeitpunkts der Wiesen und der demgegenüber schon früher einsetzenden und über längere Zeit andauernden Beweidung zum gegenteiligen Effekt führen. Möglich wäre eine Interaktion mit weiteren

Standortfaktoren, denn die Mahdverträglichkeit einer Art kann von weiteren Konkurrenzbedingungen, wie beispielsweise dem Nährstoffpotenzial im Boden, abhängen (Briemle *et al.* 2002).

Ein ähnliches Muster wie bei der Mahdverträglichkeit mit signifikanter Interaktion aufgrund von Tgolda und signifikanten Unterschieden bei den Gebieten zeigt sich beim Zeigerwert Einfluss des Menschen auf den Standort. Dieser kennzeichnet, wie eine Art mit anthropogenen Einwirkungen auf die Wuchsbedingungen umgeht und gibt dies wieder anhand von fünf Urbanitätsstufen, die von naturnah / streng urbanophob (Wert 1) bis naturfremd / streng urbanophil (Wert 5) reichen (Landolt *et al.* 2010). Werden Mahd und Beweidung als anthropogener Einfluss mit Auswirkung auf die Wuchsbedingungen interpretiert und berücksichtigt, dass auch hier Wechselwirkungen mit gebietsspezifischen Standortfaktoren möglich sind (Landolt *et al.* 2010), ist es denkbar, dass die ähnlichen Muster von Mahdverträglichkeit und Einfluss des Menschen auf den Standort auf die gleichen Mechanismen zurückzuführen sind. Mit Mittelwerten von minimal 2.00 in Zalaint und maximal 2.18 in Bot da Loz können alle vier Untersuchungsgebiete als mässig naturnah / mässig urbanophob (Wert 2) eingestuft werden und zeichnen sich damit durch Arten aus, die vorwiegend in naturnaher oder extensiv bewirtschafteter Vegetation vorkommen (Landolt *et al.* 2010). Diese Werte sind für extensiv bewirtschaftete Kalkhalbtrockenrasen der hochmontanen Stufe sicherlich zutreffend und heben sich beispielsweise deutlich ab vom Wert 3.0, der in urbanen Grünflächen der Stadt Zürich gefundenen wurde (Kumli *et al.* 2021).

#### 4.6 CSR-Strategien und funktionelle Merkmale

Die stresstoleranten Konkurrenzstrategen sind sowohl für beide Nutzungsformen als auch in allen vier Untersuchungsgebieten die vorherrschende Gruppe. Damit ist die Konkurrenzstrategie gefolgt von der Stresstrategie am ausgeprägtesten. Die Ausprägung der Ruderalstrategie ist demgegenüber am schwächsten (Tab. 14: Detaillierte Werte für die unterschiedlich starken Ausprägungen der drei Strategietypen pro Nutzung und pro Untersuchungsgebiet sowie auf die gesamte Untersuchung bezogen.). Stresstolerante Konkurrenzstrategen sind typisch für Vegetationstypen, welche sich durch eine mittlere Produktivität und geringe Störungsintensität auszeichnen (Grime 2001), wozu auch die europäische Kalkhalbtrockenrasen zählen (Dupré & Diekmann 2001).

Tab. 14: Detaillierte Werte für die unterschiedlich starken Ausprägungen der drei Strategietypen pro Nutzung und pro Untersuchungsgebiet sowie auf die gesamte Untersuchung bezogen.

	C	S	R
Wiese	1.33	1.08	0.58
Weide	1.46	1.09	0.44
Bot da Loz	1.28	1.12	0.58
Spondas	1.47	1.07	0.45
Tgolda	1.33	1.09	0.57
Zalaint	1.44	1.08	0.47
Gesamt	1.38	1.09	0.51

Zwischen Wiesen und Weiden finden sich allerdings hoch signifikante Unterschiede, indem in gemähten Flächen die Ruderalstrategie stärker vertreten ist, während in beweideten Flächen die Konkurrenzstrategie ausgeprägter ist, dies bei jeweils nicht signifikant unterschiedlichen Werten für die Stresstrategie. Von der Annahme ausgehend die Störungsfrequenz sei in Weiden höher als in Wiesen, weil im Gegensatz zum einmalig späten Schnitt der Wiesen die Beweidung früher beginnt und über längere Zeit andauert (Catorci *et al.* 2014a; agridea 2018), entspricht die vorgefundene Verteilung der Ruderal- und Konkurrenzstrategen nicht dem zu erwartenden Muster. Auch gemäss den Ergebnissen anderer Studien (Kumli *et al.* 2021; Rysiak *et al.* 2021), wäre anzunehmen, die Eigenschaft sich gut an häufigere Störungen anpassen zu können (Ruderalstrategen, Pionierarten), sei in Weiden ausgeprägter als in Wiesen. Arten, die auf eine schnelle Monopolisierung von Ressourcen sowie Langlebigkeit bei mittleren Umweltbedingungen ausgerichtet sind (Konkurrenzstrategen), wären demgegenüber eher in Wiesen zu vermuten als in Weiden (Grime 2001; Klotz & Kühn 2002). Weshalb die beiden Strategietypen zwischen den Nutzungsformen derart verteilt sind, ist nicht klar, obschon die nutzungsspezifischen Unterschiede hoch signifikant sind und sich für alle vier Untersuchungsgebiete gleich präsentieren.

Ein ähnlich gegensätzliches Muster zeigt sich auch bei den funktionellen Merkmalen. Gemäss den Ergebnissen verschiedener Studien fördert die Beweidung niederwüchsige Arten mit geringer Samenmasse. Der Grund dafür liegt in der höheren Störungsfrequenz beweideter Flächen und der Reaktion kleinsamiger Arten auf Störungen mit einer höheren Samenproduktion. Mahd demgegenüber begünstigt hochwüchsige und grosssamige Arten (z.B. Kahmen *et al.* 2002; Catorci *et al.* 2011, 2014). Auch die Lebensformen sind angepasst an die Häufigkeit und Intensität von Störungen. Die kurzlebigen Therophyten, die den Winter meist als Samen im Boden überdauern, sind weniger störungsanfällig als Geophyten, Chamaephyten und Hemikryptophyten, die den Winter mit Knospen über oder unter der Erdoberfläche überdauern (McIntyre *et al.* 1995; Landolt *et al.* 2010). Entsprechend finden sich in Wiesen normalerweise vermehrt Geophyten und in Weiden demgegenüber häufiger Therophyten (McIntyre *et al.* 1995; Rysiak *et al.* 2021). Die Interpretation der Hemikryptophyten ist indes schwierig, da es sich um

eine äusserst heterogene Gruppe handelt (Dupré & Diekmann 2001). Sie umfasst zusammen mit den Therophyten u.a. Rosettenpflanzen (Landolt *et al.* 2010). Diese finden sich üblicherweise häufiger in Weiden (Schläpfer *et al.* 1998; Kahmen *et al.* 2002; Catorci *et al.* 2011), da basale Blätter bei Pflanzenfrass eine vorteilhafte Strategie darstellen (Dupré & Diekmann 2001). Dass die hier untersuchten Wiesen eine geringere Kronenhöhe und Samenmasse (mit Ausnahme von Tgolda) sowie einen höheren Anteil von Therophyten und Hemikryptophyten (Ausnahme Spondas) bei geringerem Anteil von Geophyten aufweisen als die Weiden des jeweils korrespondierenden Untersuchungsgebietes, erstaunt angesichts der obigen Ausführungen. Eine abschliessende Erklärung für dieses Muster konnte nicht gefunden werden. Es besteht jedoch die Vermutung, dass zumindest ein Teil dieses Effekts mit dem gebiets- und nutzungsspezifisch unterschiedlich hohen Vorkommen von *Brachypodium rupestre* zusammenhängt. Da domestizierte Weidetiere dieses Gras vermeiden, kann eine extensive Beweidung mit genügend anderen Nahrungsquellen die Ausbreitung dieser Art fördern (Tardella *et al.* 2018, 2020). Eine zunehmende Dominanz von *Brachypodium rupestre* kann überdies, wie bereits erwähnt (vgl. 4.1), die Struktur der Pflanzengemeinschaft und die Artenzusammensetzung verändern und zu einem Verlust der biologischen Vielfalt führen (Bonanomi *et al.* 2009; Catorci *et al.* 2011). *Brachypodium rupestre* ist dabei ein CCS-Stratege (Landolt *et al.* 2010), was in der Ordinalskala von 0 – 3 für Konkurrenzstrategie den Wert 2 und für Stresstrategie den Wert 1 ergibt. Der mittlere Deckungsgrad von *Brachypodium rupestre* liegt vorliegend für beweidete Flächen bei 12.34 % und ist damit signifikant höher als derjenige für gemähte Flächen mit 8.70 %. Dies könnte bei Weiden die Werte für Konkurrenzstrategie auf Kosten der Ruderalstrategie erhöht haben und damit die Verteilung der Strategietypen unter den Nutzungsformen beeinflusst haben. Mit einer durchschnittlichen Kronenhöhe von 0.50 m und einer Samenmasse von 2.73 mg (Kleyer *et al.* 2008) gehört *Brachypodium rupestre* zu den hohen Grasarten (Tardella *et al.* 2018, 2020) und unter den gefundenen krautigen Pflanzen zu einer der höchstwachsenden mit relativ hoher Samenmasse (Kleyer *et al.* 2008), was somit auch hier einen Einfluss auf die nutzungsbezogenen Werte gehabt haben könnte. Bei den Lebensformen weist *Brachypodium rupestre* gemäss (Landolt *et al.* 2010) sowohl Eigenschaften von Geophyten als auch von Hemikryptophyten (langjährig) auf. Im Rahmen der vegetationsökologischen Auswertung war daher eine anteilmässige Aufteilung vorgenommen worden, weshalb ein allfälliger durch *Brachypodium rupestre* bewirkter Effekt bei den beiden Lebensformen nur halb so stark sein könnte. Eine verursachte Zunahme von Geophyten in Weiden wäre immerhin möglich, kann aber wohl kaum erklären, dass der Effekt so deutlich ist. Bei der bereits heterogenen Lebensform der Hemikryptophyten ist die Interpretation zusätzlich erschwert, da diese bei der vegetationsökologischen Auswertung aus den beiden Untergruppen Hemikryptophyten (wenigjährig) und Hemikryptophyten (langjährig) gebildet wurden. Es lässt

sich daher nicht beurteilen, wie *Brachypodium rupestre* das Verhalten von ausschliesslich Hemikryptophyten (langjährig) beeinflusst haben könnte.

Die spezifische Blattoberfläche steht im Zusammenhang mit der Fähigkeit einer Pflanze, Nährstoffe aufzunehmen. Zunehmende CWM sind daher ein Indikator für Nährstoffeinträge (Ordoñez *et al.* 2009). Diese Muster lässt sich nicht für alle Untersuchungsgebiete klar erkennen, weshalb vermutet wird, dass weitere (Umwelt)parameter eine Rolle spielen (Tardella *et al.* 2017). Es korreliert aber jedenfalls mit den hohen Werten in Zalaint. Dieses Untersuchungsgebiet weist die höchste Nährstoff-, Feuchte-, Wechselfeuchte- und Humuszahl bzw. die höchste Bodentiefe und damit die produktivsten Bedingungen der vier untersuchten Gebiete aufweist (Boch *et al.* 2019a, 2021), was zu einer hohen spezifischen Blattoberfläche führen kann.

#### 4.7 Schlussfolgerungen für den Naturschutz

Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind nicht eindeutig und eine Empfehlung für entweder Mahd- oder Weidennutzung kann daher nicht abgegeben werden. Mit dem relativ kleinen Datensatz von nur 32 Aufnahmeflächen und den vermuteten Interaktionen zwischen Nutzungsformen und unterschiedlichen regionalen Einflüssen wie sie auch von (Gilhaus *et al.* 2017) gefunden wurden, sind bei den Biodiversitätsparametern keine eindeutigen Muster zu erkennen. Die edaphischen Zeigerwerte scheinen grösstenteils nicht nutzungs-, sondern gebietsabhängig zu sein. Demgegenüber zeigen die CSR-Strategien und die funktionellen Merkmale zwar klare nutzungsbezogene Unterschiede, allerdings verhalten sie sich entgegengesetzt von dem, was gemäss anderen Studien zu erwarten wäre (McIntyre *et al.* 1995; Dupré & Diekmann 2001; Grime 2001; Kahmen *et al.* 2002; Catorci *et al.* 2011, 2014b, a). Inwiefern *Brachypodium rupestre* tatsächlich für dieses Muster und damit für eine nicht unerhebliche Veränderung in der Struktur und Artenzusammensetzung der Pflanzengemeinschaft verantwortlich ist (Bonanomi *et al.* 2009; Catorci *et al.* 2011), müsste zusammen mit möglichen Interaktionen von Standortfaktoren (Schläpfer *et al.* 1998; Barbaro *et al.* 2004; Gilhaus *et al.* 2017; Lehmail *et al.* 2020) genauer untersucht werden. Dabei sollte auch die Beweidungsintensität und die Art der Weidetiere mitberücksichtigt werden, da beides ebenfalls Einfluss auf die Zusammensetzung der Vegetation haben kann (Dupré & Diekmann 2001; Gilhaus *et al.* 2017). Es wäre möglich, dass dort die oder Teile der Antwort auf die Frage liegen, weshalb Mahdverträglichkeit, CSR-Strategien und funktionelle Merkmale allesamt auf eine höhere Störungsfrequenz in gemähten denn in beweideten Flächen hindeuten, obschon die untersuchten Wiesen alle nur einmal spät im Jahr geschnitten werden. Die Ausbreitung von *Brachypodium rupestre* sollte jedoch in jedem Fall im Auge behalten werden. Diese einerseits einen Rückgang der Lebensraumqualität der bereits heute in Europa und in der Schweiz als verletzlich geltenden halbnatürlichen Trockenrasen (Delarze *et al.* 2016; Dengler & Schaminée 2016; Janssen *et al.* 2016).

Andererseits führt ihre Ausbreitung zu einer drastischen Verringerung des Nährwerts von Weiden, was sich sowohl auf die Weidetierhaltung als auch auf die Lebensraumeignung wilder Pflanzenfresser negativ auswirkt (Catorci *et al.* 2014a; Tardella *et al.* 2018). Am effektivsten dürfte dabei eine Mischform aus extensiver Beweidung und später Mahd sein. Während die extensive Beweidung allein zur Etablierung von *Brachypodium rupestre* führt, weil Weidetiere diese Art verschmähen (Catorci *et al.* 2014a), fördert eine ausschliessliche späte Mahd deren Ausbreitung, indem diese Form der Bewirtschaftung vorteilhaft ist für hochwachsende Arten mit dominanten Strategien, zu denen auch *Brachypodium rupestre* gehört (Catorci *et al.* 2011). Die Kombination beider Bewirtschaftungsformen würde beiden Effekten entgegenwirken. Dabei sollte insbesondere im Hinblick auf den Schutz seltener und gefährdeter Arten aber auch die Bewirtschaftungsgeschichte eines Trockenrasens in die Überlegungen zur Bewirtschaftungsform miteinbezogen werden (Schläpfer *et al.* 1998; Jantunen 2003; Barbaro *et al.* 2004; Tälle *et al.* 2015). Gefährdete, ev. ausschliesslich in Wiesen oder Weiden vorkommende Arten sollten, wenn immer vermeidbar, nicht aufgrund eines Wechsels Bewirtschaftungsform zusätzlich unter Druck geraten.

## 5 Literaturverzeichnis

- agridea (Hrsg.) (2018). *Biodiversitätsförderung in der Schweizer Landwirtschaft*. <http://www.bff-sp.ch/de/biodiversitaetsfoerderflaechen/> (abgerufen am 11.01.2022).
- ALG GR (Hrsg.) (2021). *GeoGR*. <https://www.geogr.ch/de> (abgerufen am 11.01.2022).
- ANU (2014). *Merkblatt Bewirtschaftungsregeln*. Amt für Natur und Umwelt Kanton Graubünden, Chur: 2 S.
- BAFU (Hrsg.) (2010). *Verstärkter Schutz für Trockenwiesen und -weiden*. <https://www.admin.ch/gov/de/start/dokumentation/medienmitteilungen.msg-id-31035.html> (abgerufen am 11.01.2022).
- BAFU (Hrsg.) (2012). *Strategie Biodiversität Schweiz*. Umwelt-Diverses Nr. 1060. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern: 89 S.
- BAFU (Hrsg.) (2017). *Biodiversität in der Schweiz: Zustand und Entwicklung. Ergebnisse des Überwachungssystems im Bereich Biodiversität, Stand 2016*. Umwelt-Zustand Nr. 1630. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern: 60 S.
- BAFU (Hrsg.) (2021). *Trockenwiesen und -weiden: Objektbeschreibungen*. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-biodiversitaet/biodiversitaet-fachinformationen/massnahmen-zur-erhaltung-und-foerderung-der-biodiversitaet/oekologische-infrastruktur/biotope-von-nationaler-bedeutung/trockenwiesen-und--weiden--objektbeschreibungen.html> (abgerufen am 11.01.2022).
- Baltisberger, M., Nyffeler, R. & Widmer, A. (2013). *Systematische Botanik. Einheimische Farn- und Samenpflanzen*. 4. Aufl. Zürich: vdf Hochschulverlag. 378 S.
- Barbaro, L., Dutoit, T., Anthelme, F. & Corcket, E. (2004). Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *J. Environ. Manage.* 72: 261–275.
- van den Berg, L.J.L., Vergeer, P., Rich, T.C.G. ... Ashmore, M.R. (2011). Direct and indirect effects of nitrogen deposition on species composition change in calcareous grasslands. *Glob. Change Biol.* 17: 1871–1883.
- Biurrun, I., Burrascano, S., Dembicz, I. ... Dengler, J. (2019). GrassPlot v. 2.00 – first update on the database of multi-scale plant diversity in Palaeartic grasslands, 44: 26–47.
- Biurrun, I., Pielech, R., Dembicz, I., ... Dengler J. (2021). Benchmarking plant diversity of Palaeartic grasslands and other open habitats. *J. Veg. Sci.* 32: e13050.
- Boch, S., Bedolla, A., Ecker, K.T. ... Bergamini A. (2019a). Threatened and specialist species suffer from increased wood cover and productivity in Swiss steppes. *Flora* 258: Artikel 151444.
- Boch, S., Bedolla, A., Ecker, K.T. ... Bergamini A. (2019b). Mean indicator values suggest decreasing habitat quality in Swiss dry grasslands and are robust to relocation error. *Tuxenia* 39: 315–334.
- Boch, S., Biurrun, I. & Rodwell, J. (2020). Grasslands of Western Europe. In: Goldstein, M.I. DellaSala, D.A. (Hrsg.): *Encycl. World's Biomes*. Vol. 3: Forests – trees of life. Grasslands and shrublands – sea of plants: 678–688. Elsevier, Amsterdam.

- Boch, S., Kurtogullari, Y., Allan, E. ... Humbert J. (2021). Effects of fertilization and irrigation on vascular plant species richness, functional composition and yield in mountain grasslands. *J. Environ. Manage.* 279: Artikel 111629.
- Bonanomi, G., Caporaso, S. & Allegrezza, M. (2009). Effects of nitrogen enrichment, plant litter removal and cutting on a species-rich Mediterranean calcareous grassland. *Plant Biosyst. - Int. J. Deal. Asp. Plant Biol.* 143: 443–455.
- Bornard, C., Gygax, A., Juillerat, P. ... Eggenberg S. (2016). *Rote Liste Gefässpflanzen. Gefährdete Arten der Schweiz.* Umwelt-Vollzug Nr. 1612. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern & Info Flora, Genf: 178 S.
- Briemle, G., Nitsche, S. & Nitsche, L. (2002). Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. *Schriftenreihe Für Veg.* 38: 203–225.
- Büchler, M.-O., Billeter, R. & Dengler, J. (2020). Optimal site conditions for dry grasslands of high conservation value in the canton of Zurich, Switzerland. *Tuxenia* 40: 527–546.
- Catorci, A., Antolini, E., Tardella, F.M. & Scocco, P. (2014a). Assessment of interaction between sheep and poorly palatable grass: a key tool for grassland management and restoration. *J. Plant Interact.* 9: 112–121.
- Catorci, A., Cesaretti, S., Malatesta, L. & Tardella, F.M. (2014b). Effects of grazing vs mowing on the functional diversity of sub-Mediterranean productive grasslands. *Appl. Veg. Sci.* 17: 658–669.
- Catorci, A., Ottaviani, G., Ballelli, S. & Cesaretti, S. (2011). Functional differentiation of central Apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. *Pol. J. Ecol.* 59: 115–128.
- de Cauwer, B. & Reheul, D. (2009). Impact of land use on vegetation composition, diversity and potentially invasive, nitrophilous clonal species in a wetland region in Flanders. *Agron. Sustain. Dev.* 29: 277–285.
- 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. *Tuxenia* 41: 441–457.
- Cirad-France. (2021). *PlantNet*. Version 3.5.2. Paris.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs: High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science* 199: 1302–1310.
- Delarze, R., Eggenberg, S., Steiger, P. ... Stucki P. (2016). *Rote Liste Lebensräume. Gefährdete Lebensräume der Schweiz 2016.* Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern: 33 S.
- Dembicz, I., Dengler, J., Gillet, F. ... Biurrun, I. (2021). Fine-grain beta diversity in Palaearctic open vegetation: variability within and between biomes and vegetation types. *Veg. Classif. Surv.* 2: 293–304.
- Dengler, J. (2005). Zwischen Estland und Portugal – Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. *Tuxenia* 25: 387–405.
- Dengler, J. (2009). Which function describes the species–area relationship best? A review and empirical evaluation. *J. Biogeogr.* 36: 728–744.
- Dengler, J. (2012). Europäische Trockenrasen schlagen tropische Regenwälder. *Biol. Unserer Zeit* 42: 148–149.

- Dengler, J., Biurrun, I. & Dembicz, I. (2021). Standardised EDGG methodology for sampling grassland diversity: second amendment. *Palaearct. Grassl. J. Eurasian Dry Grassl. Group* 49: 22–26.
- Dengler, J., Biurrun, I., Dembicz, I. & Török, P. (2020a). Grasslands of the Palaearctic Biogeographic Realm: Introduction and Synthesis. In: Goldstein, M.I. DellaSala, D.A. (Hrsg.): *Encycl. Worlds Biomes*, Vol. 3: Forests – trees of life. Grasslands and shrublands – sea of plants: 617–637. Elsevier, Amsterdam.
- Dengler, J. & Boch, S. (2008). Sampling-Design Effects on Properties of Species-Area Relationships – A Case Study from Estonian Dry Grassland Communities. *Folia Geobot.* 43: 289–304.
- Dengler, J., Boch, S., Gilibeck, G., Chiarucci, A., Dembicz, I., Guarino, R., *et al.* (2016). Assessing plant diversity and composition in grasslands across spatial scales: the standardised EDGG sampling methodology. *Bull. Eurasian Dry Grassl. Group* 32: 13–30.
- Dengler, J., Matthews, T.J., Steinbauer, M.J. ... Biurrun I. (2020b). Species–area relationships in continuous vegetation: Evidence from Palaearctic grasslands. *J. Biogeogr.* 47: 72–86.
- Dengler, J. & Schaminée, J.H.J. (2016). European Red List of Habitats - Grasslands Habitat Group. E1.2a: Semi-dry perennial calcareous grassland. *Eur. Environment Agency*, Copenhagen: 10 S.
- Dengler, J., Wagner, V., Dembicz, I. ... Campos J.A. (2018). GrassPlot – a database of multi-scale plant diversity in Palaearctic grasslands. *Phytocoenological* 48: 331–347.
- Dupré, C. & Diekmann, M. (2001). Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography* 24: 275–286.
- Eggenberg, S., Dalang, T., Dipner, M. & Mayer, C. (2001). *Kartierung und Bewertung der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Technischer Bericht*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 325. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern: 252 S.
- Eggenberg, S. & Möhl, A. (2013). *Flora Vegetativa. Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand*. 3. Aufl. Haupt, Bern: 768 S.
- Esri (2020). *ArcGIS Pro: 2.6.0*. California, USA.
- Esri (2021). World Hillshade.
- ExaMobile S.A. (2016). *Winkelmesser - Mess*. Version 1.2. Bielsko-Biala.
- Fraser, L.H., Pither, J., Jentsch, A. ... Zupo, T. (2015). Worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness. *Science*, 349: 302–305.
- Frehner, M., Brächt Wasser, I.I.T. & Schwitter, R. (2005). *Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion (NaiS)*. Vollzug Umwelt Nr. 7005. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern: 564 S.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G. ... Toussaint, J.-P. (2004). Plant Functional Markers Capture Ecosystem Properties During Secondary Succession. *Ecology* 85: 2630–2637.
- Gilhaus, K., Boch, S., Fischer, M. ... Klaus, V.H. (2017). Grassland management in Germany: effects on plant diversity and vegetation composition. *Tuxenia* 37: 379–397.

- Gonseth, Y., Wohlgemuth, T., Sansonnens, B. & Buttler, A. (2001). *Die biogeographischen Regionen der Schweiz*. Umwelt-Materialien Nr. 137. Natur und Landschaft. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern: 49 S.
- GrassPlot Diversity Explorer 2.10. (2021). <https://edgg.org/databases/GrasslandDiversityExplorer> (abgerufen am 11.01.2022).
- Grime, J.P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2. Aufl. Wiley, Chichester: 417 S.
- Hess, H.E., Landolt, E., Hirzel, R. & Baltisberger, M. (2015). *Bestimmungsschlüssel zur Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete*. 7. Aufl. Springer, Basel: 711 S.
- Janssen, J. a. M., Rodwell, J.S., Garcia Criado, M. ... Valachovič, M. (2016). *European red list of habitats - Part 2. Terrestrial and freshwater habitats*. Publications Office of the European Union, Luxemburg: 44 S.
- Jantunen, J. (2003). Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. *Ann. Bot. Fenn.* 40: 255–263.
- Juillerat, P., Bäumler, B., Bornard, C., Gygax ... Eggenberg, S. (2017). *Flora Helvetica. Check-list 2017 der Gefässpflanzenflora der Schweiz*. Info Flora, Genf: 382 S.
- Kahmen, S., Poschlod, P. & Schreiber, K.-F. (2002). Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biol. Conserv.* 104: 319–328.
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C. ... Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *J. Ecol.* 96: 1266–1274.
- Klotz, S. & Kühn, I. (2002). Ökologische Strategietypen. *Schriftenreihe Für Veg.* 38: 197–201.
- Krüsi, B.O. & Widmer, S. (2021). *Anleitung VEGEDAZ. Elektronisches Erfassen von Vegetationsaufnahmen und erste einfache Auswertungen wie z.B. Berechnen von Gesamtartenzahlen, mittleren Zeigerwerten und Ähnlichkeiten*. Version FS 2021. ZHAW, Wädenswil: 29 S.
- Küchler, M. (2014). *VEGEDAZ. Programm für die Erfassung und Auswertung von Vegetationsdaten*. Version 2019. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- Kumli, J., Widmer, S., Wilhelm, M., Dengler, J. & Billeter, R. (2021). Vegetation changes in urban grasslands over 25 years in the city of Zurich, Switzerland. *Tuxenia* 41: 423–440.
- Lachat, T., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P. & Walter, T. (2010). *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht?* Bristol Schriftenreihe. Haupt, Bern: 435 S.
- Laliberté, E., Legendre, P. & Shipley, B. (2014). *Measuring functional diversity (D) from multiple traits, and other tools for functional ecology*. Version 1.0-12.
- Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A. ... Wohlgemuth, T. (2010). *Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. 1. Aufl. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien: 378 S.
- Lauber, K., Wagner, G. & Gygax, A. (2018). *Flora Helvetica. Illustrierte Flora der Schweiz*. 6. Aufl. Haupt, Bern: 1686 S.
- Lehmair, T.A., Pagel, E., Poschlod, P. & Reisch, C. (2020). Surrounding landscape structures, rather than habitat age, drive genetic variation of typical calcareous grassland plant species. *Landsc. Ecol.* 35: 2881–2893.

- Loeffel, K. (2021). *Grünland/Erhalt und Aufwertung durch optimierte Bewirtschaftung – Biodivers.* [https://www.biodivers.ch/de/index.php/Gr%C3%BCnland/Erhalt\\_und\\_Aufwertung\\_durch\\_optimierte\\_Bewirtschaftung#Erhalt\\_und\\_Aufwertung\\_durch\\_optimale\\_Mahdnutzung](https://www.biodivers.ch/de/index.php/Gr%C3%BCnland/Erhalt_und_Aufwertung_durch_optimierte_Bewirtschaftung#Erhalt_und_Aufwertung_durch_optimale_Mahdnutzung) (abgerufen am 11.01.2022).
- McIntyre, S., Lavorel, S. & Tremont, R.M. (1995). Plant Life-History Attributes: Their Relationship to Disturbance Response in Herbaceous Vegetation. *J. Ecol.* 83: 31–44.
- Meyer, J. (2017). *Gesteine der Schweiz. Der Feldführer.* 1. Aufl. Haupt, Bern: 444 S.
- Netzwerk Schweizer Pärke (Hrsg.) (2021). *Parc Ela – Schweizer Pärke.* [https://www.parks.swiss/de/die\\_schweizer\\_paerke/parkportraits/parc\\_ela.php](https://www.parks.swiss/de/die_schweizer_paerke/parkportraits/parc_ela.php) (abgerufen am 11.01.2022).
- oekoskop (Hrsg.) (2017). *Brachliegende Tww in Bündner Pärken.* Basel: 19 S.
- Ordoñez, J.C., Van Bodegom, P.M., Witte, J.-P.M., Wright, I.J., Reich, P.B. & Aerts, R. (2009). A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 18: 137–149.
- Palpurina, S., Wagner, V., von Wehrden, H. ... Chytrý, M. (2017). The relationship between plant species richness and soil pH vanishes with increasing aridity across Eurasian dry grasslands. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 26: 425–434.
- Poschlod, P. & WallisDeVries, M.F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biol. Conserv.* 104: 361–376.
- Pro Natura (Hrsg.) (2018). *Einsatzbericht Pro Biotop. Lantsch, Bot da Loz & Spondas.* Basel: 13 S.
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists.* Cambridge University Press, Cambridge: 537 S.
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rajakaruna, N. & Boyd, R.S. (2008). Edaphic Factor. In: Jørgensen, S.E. & Fath, B.D. (Hrsg.): *Encyclopedia of Ecology.* 1201–1207. Elsevier, Amsterdam.
- Rysiak, A., Chabuz, W., Sawicka-Zugaj, W., Jan Zdulski, Grzywaczewski, G. & Kulik, M. (2021). Comparative impacts of grazing and mowing on the floristics of grasslands in the buffer zone of Polesie National Park, eastern Poland. *Glob. Ecol. Conserv.* 27: e01612.
- Schläpfer, M., Zoller, F.L. & Körner, C. (1998). Influences of mowing and grazing on plant species composition in calcareous grassland. *Bot. Helvetica* 108: 57–67.
- Schuster, B. & Diekmann, M. (2003). Changes in species density along the soil pH gradient — evidence from German plant communities. *Folia Geobot.* 38: 367–379.
- Sienkiewicz-Paderewska, D., Paderewski, J., Klarzýnska, A., Wolánski, P. & Rogut, K. (2021). Floristic diversity versus utilization value of selected semi-natural Central-European grassland communities: A study from Poland. *Ecol. Indic.* 132: Artikel 108316.
- swisstopo (2021). *Geoportal des Bundes.* <https://map.geo.admin.ch> (abgerufen am 11.01.2022).

- Tälle, M., Fogelfors, H., Westerberg, L. & Milberg, P. (2015). The conservation benefit of mowing vs grazing for management of species-rich grasslands: a multi-site, multi-year field experiment. *Nord. J. Bot.* 33: 761–768.
- Tardella, F.M., Bricca, A., Goia, I.G. & Catorci, A. (2020). How mowing restores montane Mediterranean grasslands following cessation of traditional livestock grazing. *Agric. Ecosyst. Environ.* 295: Artikel 106880.
- Tardella, F.M., Bricca, A., Piermarteri, K., Postiglione, N. & Catorci, A. (2017). Context-dependent variation of SLA and plant height of a dominant, invasive tall grass (*Brachypodium genuense*) in sub-Mediterranean grasslands. *Flora* 229: 116–123.
- Tardella, F.M., Malatesta, L., Goia, I.G. & Catorci, A. (2018). Effects of long-term mowing on coenological composition and recovery routes of a *Brachypodium rupestre*-invaded community: insight into the restoration of sub-Mediterranean productive grasslands. *Rendiconti Lincei Sci. Fis. E Nat.* 29: 329–341.
- Verein Parc Ela (Hrsg.) (2021a). *Managementplan 2022-2031 des Regionalen Naturparks Parc Ela. Teil C des Gesuchs um Erneuerung des Parklabels*. Tiefencastel: 133 S.
- Verein Parc Ela (Hrsg.) (2021b). *Parc Ela – Naturpark Schweiz*. <https://www.parc-ela.ch/de/naturpark> (abgerufen am 11.01.2022).
- Vögeli, M. & Remund, S. (2016). Pilotprojekt Förderung der ökologischen Infrastruktur in Parks von nationaler Bedeutung. *N Inside* 16: 14–16.
- Vonlanthen, C.M., Kammer, P.M., Eugster, W. & Veit, H. (2006). Alpine vascular plant species richness: the importance of daily maximum temperature and pH. *Plant Ecol.* 184: 13–25.
- Wahlman, H. & Milberg, P. (2002). Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Ann. Bot. Fenn.* 39: 159–166.
- WallisDeVries, M.F., Poschlod, P. & Willems, J.H. (2002). Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biol. Conserv.* 104: 265–273.
- Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil* 199: 213–227.
- Wildi, O. (1986). *Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden*. Veröffentlichungen des geobotanischen Instituts der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel, 90: 1–226.
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J. & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *J. Veg. Sci.* 23: 796–802.

## Anhang

### Gedruckt

1. Kopfdaten
2. Artenliste unverändert
3. Plagiatserklärung

### Digital

Gesamt\_Datensatz.xsl

R-Skripte (.R) mit zugehörigen .csv-Dateien

Vegedaz\_Abgabe (Tab.)

## Anhang 1: Kopfdaten

Lauf Nr.	FlächenID	Datum	Protokoll	Gemeinde	Gebiet	TWW-Objekt	Objekt Nr.	Nutzung	Koordinaten	Meereshöhe (m.ü.M.)	Magnet versenkt	Ausrichtung [°]
1	SWi1	20.06.2021	corinne, jürgen	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Wiese	761832 / 172368	1299	ja	157.0
2	SWi3	23.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Wiese	761791 / 172391	1314	ja	162.0
3	SWi4	06.07.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Wiese	761795 / 172364	1297	ja	168.0
4	SWi5	06.07.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Wiese	761845 / 172377	1302	ja	120.0
5	SWe1	20.06.2021	corinne, jürgen	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Weide	761862 / 172396	1308	ja	150.0
6	SWe2	24.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Weide	761747 / 172374	1311	ja	167.0
7	SWe3	24.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Weide	761831 / 172390	1311	ja	158.0
8	SWe4	06.07.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Spondas	Munter	8924	Weide	761733 / 172356	1303	ja	152.0
9	BWi2	26.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Wiese	762546 / 171925	1290	ja	208.0
10	BWi3	26.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Wiese	762558 / 171927	1295	ja	220.0
11	BWi4	03.07.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Wiese	762555 / 171940	1297	ja	215.0
12	BWi5	05.07.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Wiese	762564 / 171941	1299	ja	195.0
13	BWe1	27.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Weide	762510 / 171995	1278	ja	222.5
14	BWe2	27.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Weide	762518 / 171992	1282	ja	210.0
15	BWe3	28.06.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Weide	762511 / 171978	1275	ja	223.0
16	BWe4	03.07.2021	corinne	Lantsch / Lenz	Bot da Loz	Baselgia Viglia	8929	Weide	762522 / 172013	1286	ja	170.0
17	TWi1	04.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Wiese	768783 / 171232	1085	ja	153.0
18	TWi2	04.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Wiese	768793 / 171233	1084	ja	175.0
19	TWi3	04.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Wiese	768745 / 171239	1094	ja	178.0
20	TWi4	05.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Wiese	768742 / 171216	1084	ja	150.0
21	TWe1	02.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Weide	768649 / 171234	1111	ja	155.0
22	TWe2	02.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Weide	768658 / 171231	1109	ja	150.0
23	TWe3	02.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Weide	768701 / 171246	1107	ja	162.0
24	TWe4	02.07.2021	corinne	Alvaneu Bad	Tgolda	Tgolda	8628	Weide	768712 / 171225	1095	ja	142.0
25	ZWi1	01.07.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Wiese	770892 / 172473	1111	ja	155.0
26	ZWi2	01.07.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Wiese	770705 / 172589	1164	ja	160.0
27	ZWi3	01.07.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Wiese	770696 / 172618	1178	ja	165.0
28	ZWi4	06.07.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Wiese	770680 / 172607	1174	nein	185.0
29	ZWe1	29.06.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Weide	770700 / 172546	1145	ja	178.0
30	ZWe2	30.06.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Weide	770744 / 172513	1130	ja	142.0
31	ZWe3	30.06.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Weide	770741 / 172524	1135	ja	142.0
32	ZWe4	30.06.2021	corinne	Schmitten	Zalaint	Zalaint	8923	Weide	770773 / 172516	1131	nein	143.0

## Anhang 1: Kopfdaten

Lauf Nr.	FlächenID	Hangneigung (°)	Maximales Mikrorelief (cm)	Bodentiefe (cm)					Vegetationshöhe (cm)					Deckungsgrad (%)			
				No. 1	No. 2	No. 3	No. 4	No. 5	Mittelwert	No. 1	No. 2	No. 3	No. 4	No. 5	Mittelwert	Vegetation total	Strauchschicht
1	SWi1	21.0	3.5	7.0	14.5	11.5	15.5	22.5	14.20	7.0	18.0	17.0	4.0	5.0	10.20	85.0	
2	SWi3	23.0	6.0	12.0	21.5	13.0	18.0	36.0	20.10	5.0	10.5	3.5	10.5	20.0	9.90	85.0	
3	SWi4	31.0	6.0	14.0	15.0	8.5	8.0	12.0	11.50	12.0	4.0	5.0	3.5	7.5	6.40	85.0	
4	SWi5	17.0	4.5	17.0	18.5	15.0	8.0	5.0	12.70	8.5	7.5	6.0	5.5	10.0	7.50	95.0	
5	SWe1	22.0	15.0	21.0	22.0	20.0	5.5	18.0	17.30	4.5	4.5	7.0	1.5	5.0	4.50	78.0	1.0
6	SWe2	28.0	9.0	0.5	8.0	14.5	0.0	14.5	7.50	4.5	13.0	10.0	7.0	2.5	7.40	78.0	
7	SWe3	25.0	8.0	21.0	20.5	3.0	10.0	7.0	12.30	2.5	6.0	3.0	0.5	1.0	2.60	88.0	
8	SWe4	40.0	11.5	7.0	10.0	2.5	4.5	6.5	6.10	1.0	7.0	0.5	1.5	2.5	2.50	55.0	
9	BWi2	18.0	6.0	23.0	32.0	13.5	20.0	23.0	22.30	7.5	14.0	5.5	5.0	5.5	7.50	98.0	
10	BWi3	20.00	9.0	7.0	32.0	16.0	16.0	8.0	18.00	6.5	3.5	5.5	3.0	5.0	4.70	85.0	
11	BWi4	29.0	5.0	3.5	12.0	11.0	17.0	35.0	15.70	0.5	6.0	6.0	5.5	2.0	4.00	75.0	
12	BWi5	20.0	2.5	4.5	6.0	7.5	8.0	7.0	6.60	18.5	13.0	4.5	3.0	4.0	8.60	98.0	
13	BWe1	36.0	13.0	37.0	20.0	18.0	34.0	21.0	26.00	3.0	1.5	0.5	1.0	2.0	1.60	71.0	
14	BWe2	24.0	11.0	21.0	11.0	15.0	21.0	8.5	15.30	10.0	5.0	0.5	2.0	1.0	3.70	90.0	
15	BWe3	37.0	9.0	7.0	9.0	13.5	11.5	14.0	11.00	1.0	2.0	1.0	0.5	1.5	1.20	82.0	
16	BWe4	24.0	9.0	27.0	11.0	21.0	24.0	13.0	19.20	2.0	0.5	1.5	3.0	3.5	2.10	85.0	
17	TWi1	23.0	15.0	15.0	9.5	9.5	16.0	13.5	12.70	5.0	7.0	3.5	10.0	3.5	5.80	100.0	
18	TWi2	20.0	1.0	12.0	12.0	7.0	7.0	10.0	9.60	13.0	6.0	8.0	8.0	8.5	8.70	100.0	
19	TWi3	26.0	2.0	11.5	10.0	11.0	15.0	5.5	10.60	5.0	8.0	7.0	6.5	7.0	6.70	100.0	
20	TWi4	23.0	1.0	15.5	7.5	11.5	5.5	8.5	9.70	6.0	9.5	5.5	5.5	4.5	6.20	100.0	2.0
21	TWe1	28.0	4.0	10.5	14.0	9.0	11.0	8.5	10.60	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.60	65.0	
22	TWe2	22.0	4.0	10.0	6.0	4.0	9.0	5.0	6.80	0.5	0.5	0.5	1.0	1.5	0.80	60.0	
23	TWe3	30.0	7.0	10.0	8.0	8.0	7.0	7.0	8.00	1.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.80	57.0	
24	TWe4	23.0	3.0	7.5	0.0	9.0	10.0	6.5	6.60	0.5	1.5	1.5	0.5	1.0	1.00	70.0	
25	ZWi1	28.0	5.0	13.5	22.0	23.0	18.0	14.5	18.20	2.5	5.0	4.0	4.0	1.0	3.30	80.0	
26	ZWi2	27.0	6.0	30.0	29.0	26.0	23.0	24.5	26.50	6.5	4.5	3.5	9.5	4.0	5.60	90.0	
27	ZWi3	27.0	3.0	22.0	19.0	23.5	29.0	17.5	22.20	6.5	3.5	4.0	5.0	5.0	4.80	90.0	
28	ZWi4	28.0	8.0	17.5	14.5	18.0	20.0	15.0	17.00	7.0	6.0	7.0	4.0	6.0	6.00	70.0	
29	ZWe1	26.0	10.0	8.0	16.0	5.0	16.5	12.0	11.50	5.5	10.0	4.0	7.0	8.5	7.00	87.0	
30	ZWe2	19.0	9.0	24.5	16.0	28.0	10.0	10.0	17.70	12.0	5.0	6.0	12.0	6.0	8.20	95.0	1.0
31	ZWe3	24.0	7.0	20.0	22.0	23.0	20.0	26.0	22.20	4.0	10.0	4.0	6.0	9.0	6.60	87.0	
32	ZWe4	33.0	10.0	7.0	10.0	20.0	11.0	10.5	11.70	7.5	3.5	3.5	4.5	2.0	4.20	85.0	

## Anhang 1: Kopfdaten

Lauf Nr.	FlächenID			Maximale Höhe Strauchschicht (cm)	Maximale Höhe Krautschicht (cm)	Deckungsgrad (%)					pH-Wert Bodenprobe	
		Krautschicht	Moosschicht			Streu	Totholz	Steine und Felsen	Kies	Feinerde		
1	SWi1	85.0			96.0	25.0					100.0	6.69
2	SWi3	85.0			81.0	30.0			1.0		99.0	6.89
3	SWi4	85.0			100.0	18.0					100.0	6.37
4	SWi5	95.0			83.0	5.0					100.0	6.46
5	SWe1	65.0	12.0	100.0	30.0	10.0	2.0	4.9	0.1	95.0	6.93	
6	SWe2	70.0	8.0		66.0	35.0	6.0	15.0	3.0	82.0	6.67	
7	SWe3	80.0	8.0		68.0	10.0	1.5	5.0		95.0	6.71	
8	SWe4	52.0	3.0		57.0	5.0	1.0	15.0	5.0	80.0	6.75	
9	BWi2	98.0			100.0	15.0				100.0	6.72	
10	BWi3	82.0	3.0		100.0	20.0		4.0		96.0	6.55	
11	BWi4	74.0	1.0		62.0	18.0			1.0	99.0	6.80	
12	BWi5	98.0			110.0	5.0				100.0	7.10	
13	BWe1	70.0	1.0		63.0	6.0	1.0	2.0	1.0	97.0	6.68	
14	BWe2	88.0	2.0		72.0	10.0	2.0	3.0	0.5	96.5	6.80	
15	BWe3	80.0	2.0		60.0	8.0		4.0	1.0	95.0	6.93	
16	BWe4	85.0			60.0	4.0	1.0		2.0	98.0	6.84	
17	TWi1	99.0	1.0		80.0	4.0				100.0	7.61	
18	TWi2	99.0	1.0		110.0	2.0				100.0	7.43	
19	TWi3	99.0	1.0		120.0	2.0			1.0	99.0	7.61	
20	TWi4	97.0	1.0	115.0	50.0	3.0			1.0	99.0	7.72	
21	TWe1	60.0	5.0		20.0	20.0		1.0	0.5	98.5	7.92	
22	TWe2	55.0	5.0		20.0	8.0		1.0	0.5	98.5	8.07	
23	TWe3	56.0	1.0		16.0	5.0			1.0	99.0	8.25	
24	TWe4	69.0	1.0		18.0	25.0				100.0	8.31	
25	ZWi1	80.0			90.0	30.0		0.1		99.9	7.48	
26	ZWi2	90.0			80.0	8.0				100.0	7.74	
27	ZWi3	89.0	1.0		70.0	12.0				100.0	7.68	
28	ZWi4	70.0			100.0	40.0				100.0	7.88	
29	ZWe1	87.0			95.0	30.0	1.0			100.0	6.85	
30	ZWe2	93.0	1.0	120.0	80.0	10.0				100.0	7.40	
31	ZWe3	86.0	1.0		85.0	15.0	1.0			100.0	8.28	
32	ZWe4	83.0	2.0		80.0	23.0	1.0			100.0	8.14	

## Anhang 2 Artenliste unverändert

- 1 *Achillea millefolium* aggr.
- 2 *Acinos alpinus* (L.) Moench
- 3 *Acinos arvensis* (Lam.) Dandy
- 4 *Agrostis capillaris* L.
- 5 *Alchemilla hybrida* (L.) L.
- 6 *Allium* cf. *carinatum*
- 7 *Anthericum liliago* L.
- 8 *Anthericum ramosum* L.
- 9 *Anthyllis vulneraria* L.
- 10 *Arabis ciliata* Clairv.
- 11 *Arenaria serpyllifolia* L.
- 12 *Arrhenatherum elatius* (L.) J. Presl & C. Presl
- 13 *Asperula cynanchica* L.
- 14 *Astragalus glycyphyllos* L.
- 15 *Betula pendula* Roth
- 16 *Brachypodium rupestre* (Host) Roem. & Schult.
- 17 *Briza media* L.
- 18 *Bromus erectus* Huds.
- 19 *Bupthalmum salicifolium* L.
- 20 *Campanula glomerata* L.
- 21 *Campanula rotundifolia* L.
- 22 *Campanula scheuchzeri* Vill.
- 23 *Carex alba* Scop.
- 24 *Carex caryophyllea* Latourr.
- 25 *Carex* cf. *digitata* L.
- 26 *Carex flacca* Schreb.
- 27 *Carex montana* L.
- 28 *Carex tomentosa* L.
- 29 *Carlina acaulis* subsp. *caulescens* (Lam.) Schübl. & G. Martens
- 30 *Centaurea* /cf.
- 31 *Centaurea scabiosa* L.
- 32 *Cirsium acaule* Scop.
- 33 *Convolvulus arvensis* L.
- 34 *Crataegus laevigata* (Poir.) DC.
- 35 *Cuscuta epithimum* (L.) L.
- 36 *Dactylis glomerata* L.
- 37 *Dianthus sylvestris* Wulfen
- 38 *Euphorbia cyparissias* L.
- 39 *Festuca ovina* aggr. sensu lato *Flora Indicativa*
- 40 *Festuca pulchella* Schrad.
- 41 *Galium boreale* L.
- 42 *Galium* cf. *lucidum*
- 43 *Galium lucidum* All.
- 44 *Galium pumilum* Murray
- 45 *Galium verum* L. subsp. *verum*
- 46 *Gentiana cruciata* L.
- 47 *Geranium pusillum* L.
- 48 *Geranium sanguineum* L.

- 49 *Globularia bisnagarica* L.  
50 *Globularia cordifolia* L.  
51 *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br.  
52 *Gymnadenia conopsea* / cf.  
53 *Helianthemum nummularium* (L.) Mill.  
54 *Helianthemum nummularium* subsp. *obscurum* (Celak.) Holub  
55 *Helictotrichon pratense* (L.) Besser  
56 *Helictotrichon pubescens* (Huds.) Pilg.  
57 *Hieracium pilosella* L.  
58 *Hippocrepis comosa* L.  
59 *Hypericum perforatum* L.  
60 *Knautia arvensis* (L.) Coult.  
61 *Knautia dipsacifolia* Kreutzer  
62 *Koeleria pyramidata* (Lam.) P. Beauv.  
63 *Laserpitium latifolium* L.  
64 *Laserpitium siler* L.  
65 *Leontodon hispidus* L.  
66 *Leontodon hispidus* L. subsp. *hispidus*  
67 *Leontodon hispidus* subsp. *danubialis* (Jacq.) Simonk.  
68 *Leucanthemum vulgare* Lam.  
69 *Linum catharticum* L.  
70 *Lotus corniculatus* L.  
71 *Luzula campestris* (L.) DC.  
72 *Medicago falcata* L.  
73 *Molinia caerulea* aggr.  
74 *Onobrychis montana* DC.  
75 *Ononis repens* L.  
76 *Orchis spec.* /cf.  
77 *Phleum phleoides* (L.) H. Karst.  
78 *Phyteuma orbiculare* L.  
79 *Pimpinella nigra* Mill.  
80 *Pimpinella saxifraga* L.  
81 *Plantago lanceolata* L.  
82 *Plantago media* L.  
83 *Platanthera chlorantha* (Custer) Rchb.  
84 *Poa angustifolia* L.  
85 *Polygala alpestris* Rchb.  
86 *Polygala amarella* Crantz  
87 *Polygala chamaebuxus* L.  
88 *Polygala vulgaris* L.  
89 *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce  
90 *Populus tremula* L.  
91 *Potentilla pusilla* Host  
92 *Potentilla recta* L.  
93 *Primula veris* L.  
94 *Prunella grandiflora* (L.) Scholler  
95 *Prunus spinosa* L.  
96 *Pseudolysimachion spicatum* (L.) Opiz  
97 *Ranunculus bulbosus* L.  
98 *Ranunculus cf. tuberosus* aggr.

- 99 *Rhinanthus glacialis* Personnat  
100 *Rosa spec.*  
101 *Rumex acetosella* L.  
102 *Salvia pratensis* L.  
103 *Sanguisorba minor* Scop.  
104 *Scabiosa columbaria* L.  
105 *Scabiosa lucida* Vill.  
106 *Sedum acre* L.  
107 *Sedum album* L.  
108 *Sedum sexangulare* L.  
109 *Seseli libanotis* (L.) W. D. J. Koch  
110 *Silene dioica* (L.) Clairv. /cf.  
111 *Silene nutans* L.  
112 *Silene vulgaris* (Moench) Garcke  
113 *Stachys recta* L.  
114 *Taraxacum officinale* aggr.  
115 *Teucrium chamaedrys* L.  
116 *Teucrium montanum* L.  
117 *Thesium alpinum* L.  
118 *Thymus praecox* Opiz  
119 *Thymus praecox* subsp. *polytrichus* (Borbás) Jalas  
120 *Thymus pulegioides* L.  
121 *Thymus pulegioides* subsp. *carniolicus* (Borbás) P. A. Schmidt  
122 *Trifolium medium* L.  
123 *Trifolium montanum* L.  
124 *Trifolium pratense* L.  
125 *Veronica prostrata* L. /cf.  
126 *Veronica teucrium* L.  
127 *Vincetoxicum hirundinaria* Medik.  
128 *Viola hirta* L.

## Erklärung betreffend das selbständige Verfassen einer Bachelorarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management

Mit der Abgabe dieser Bachelorarbeit versichert der/die Studierende, dass er/sie die Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst hat.

Der/die unterzeichnende Studierende erklärt, dass alle verwendeten Quellen (auch Internetseiten) im Text oder Anhang korrekt ausgewiesen sind, d.h. dass die Bachelorarbeit keine Plagiate enthält, also keine Teile, die teilweise oder vollständig aus einem fremden Text oder einer fremden Arbeit unter Vorgabe der eigenen Urheberschaft bzw. ohne Quellenangabe übernommen worden sind.

Bei Verfehlungen aller Art treten Paragraph 39 und Paragraph 40 der Rahmenprüfungsordnung für die Bachelor- und Masterstudiengänge an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften vom 29. Januar 2008 sowie die Bestimmungen der Disziplinarmassnahmen der Hochschulordnung in Kraft.

Ort, Datum:

Olten, 13.01.2022

.....

Unterschrift:



.....

Das Original dieses Formulars ist bei der ZHAW-Version aller abgegebenen Bachelorarbeiten im Anhang mit Original-Unterschriften und -Datum (keine Kopie) einzufügen.