

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT LSFM



Einfluss von Langlaufloipen auf die Flachmoorvegetation im Engadin

Bachelorarbeit

Krieg Sven
Bachelorstudiengang 2018
Umweltingenieurwesen
13.01.2022
Naturmanagement

Fachkorrektorinnen:

Dr. Kirsten Edelkraut
ZHAW LSFM
IUNR Institut für Umwelt und Natürliche
Ressourcen
Forschungsgruppe Umweltplanung
Schloss, 8820 Wädenswil

Dr. Regula Billeter
ZHAW LSFM
IUNR Institut für Umwelt und Natürliche
Ressourcen
Forschungsgruppe Vegetationsökologie
Schloss, 8820 Wädenswil

Impressum

Zitiervorschlag

Krieg, S. (2022). Einfluss von Langlaufloipen auf die Flachmoorvegetation im Engadin.
Bachelorarbeit ZHAW, unveröffentlicht.

Name des Instituts

ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Life Sciences und Facility Management
IUNR Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen

Verfasser

Sven Krieg

Schlagwörter

Flachmoor
Langlaufloipe
Vegetation
Engadin
Bodenverdichtung

Abstract

The ecological quality of many protected fen areas is declining. The concentration of use by recreation and leisure activities and especially by winter tourism conflict with the protection of the fens. In this study, the impact of cross-country ski trails on fen vegetation was investigated. The aim was to find out whether diversity and species composition as well as soil compaction are changed by cross-country skiing use and whether cross-country skiing use of the fens is compatible with the protection goals of the Fens Ordinance.

For this purpose, a total of 22 vegetation surveys each were carried out on cross-country skiing and control areas on fen sites in the Upper Engadine. The vascular plants with their species richness as well as the soil compaction of the study areas were recorded. Plant diversity, indicator values, species composition and soil compaction were then examined for a significant difference between trail and control plots.

Both species number and diversity, species composition and soil compaction did not change significantly between trail and control plots. Plots with trail use tended to have higher moisture counts. Cross-country ski trail areas were more frequently classified as small sedge meadows and the common fen species *Carex nigra*, *Pedicularis palustris*, and *Equisetum palustre* were found more frequently on cross-country ski trail areas, but the difference found in moisture count and common species was not significant across all areas.

Cross-country ski trail use had little impact on vegetation in the fen areas studied. The conservation objectives according to the Fens Ordinance are judged to be met with respect to the influence of cross-country ski trails on vegetation.

Zusammenfassung

Die ökologische Qualität vieler geschützter Moorflächen nimmt ab. Die Nutzungskonzentration durch Erholung und Freizeitaktivitäten und besonders durch den Wintertourismus stehen in Konflikt mit dem Schutz der Moore. In dieser Arbeit wurde der Einfluss von Langlaufloipen auf die Flachmoorvegetation untersucht. Es sollte herausgefunden werden, ob sich die Diversität und Artenzusammensetzung sowie die Bodenverdichtung durch die Loipennutzung verändert und ob die Loipennutzung der Flachmoore mit den Schutzziele der Flachmoorverordnung vereinbar ist.

Dazu wurden im Oberengadin auf Flachmoorstandorten insgesamt je 22 Vegetationsaufnahmen auf Loipen- und Kontrollflächen durchgeführt. Es wurden die Gefässpflanzen mit ihrer Artmächtigkeit sowie die Bodenverdichtung der Untersuchungsflächen aufgenommen. Die Pflanzendiversität, die Zeigerwerte und Artenzusammensetzung sowie die Bodenverdichtung wurden daraufhin auf einen signifikanten Unterschied zwischen Loipen- und Kontrollflächen untersucht.

Sowohl die Artenzahl und Diversität, die Artenzusammensetzung wie auch die Bodenverdichtung veränderte sich zwischen Loipen- und Kontrollflächen nicht signifikant. Auf Flächen mit Loipennutzung war eine tendenziell höhere Feuchtezahl auszumachen. Loipenflächen wurden häufiger als Kleinseggenriede klassifiziert und die häufigen Arten des Flachmoors *Carex nigra*, *Pedicularis palustris* und *Equisetum palustre* wurden häufiger auf Loipenflächen gefunden, jedoch war der gefundene Unterschied bei Feuchtezahl und häufigen Arten über alle Flächen betrachtet nicht signifikant.

Die Nutzung durch Langlaufloipen hat in den untersuchten Flachmoorflächen nur geringe Auswirkungen auf die Vegetation. Die Schutzziele gemäss Flachmoorverordnung werden in Bezug auf den Einfluss der Langlaufloipen auf die Vegetation als eingehalten beurteilt.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	5
2 Methoden	8
2.1 Untersuchungsgebiet	8
2.1.1 Klima	8
2.1.2 Geologie	9
2.1.3 Landnutzung	9
2.1.4 Vegetation	10
2.2 Vegetationsökologische Datenerhebung	10
2.2.1 Untersuchungsstandorte	10
2.2.2 Vegetationsaufnahmen	12
2.2.3 Bodenverdichtung	12
2.3 Datenaufbereitung	13
2.4 Statistische Auswertung	14
2.4.1 Artenzahl, Diversität und Zeigerwerte auf und neben den Loipen	14
2.4.2 Arten und Artengruppen	14
2.4.3 Lebensräume	15
2.4.4 Bodenverdichtung	15
2.4.5 Nutzung	16
3 Ergebnisse	17
3.1 Artenzahl und Diversität auf und neben den Loipen	17
3.2 Artenzusammensetzung	18
3.2.1 Zeigerwerte	18
3.2.2 Arten	19
3.2.3 Artengruppen	20
3.3 Lebensräume	20
3.4 Bodenverdichtung	21
3.4.1 Bodenverdichtung mit und ohne Loipennutzung	21
3.4.2 Verdichtung und Pflanzenarten	22
3.4.3 Korrelation der Bodenverdichtung mit Zeigerwerten	23
3.5 Nutzung	23
4 Diskussion	24
4.1 Vergleichbare Studien	24
4.2 Bedeutung der Resultate	24
4.2.1 Artenzahl und Diversität	24
4.2.2 Zeigerwerte	25

4.2.3 Arten.....	25
4.2.4 Lebensräume	26
4.2.5 Bodenverdichtung	26
4.2.6 Nutzung.....	27
4.3 Methodik	27
4.3.1 Umfang der Vegetationsaufnahmen	27
4.3.2 Methodenwahl	28
4.3.3 Methodische Probleme und Einschränkungen	28
4.4 Implikation für die Praxis	29
4.5 Offene Fragen und Folgeuntersuchungen	29
5 Literaturverzeichnis	30

1 Einleitung

Moore sind Zentren der Artenvielfalt und bieten einen Lebensraum für viele gefährdete Arten (Broggi et al., 1998; Lanvers et al., 2012). Seit der Annahme der Rothenthurm-Initiative im Jahr 1987 stehen Moore in der Schweiz unter dem Schutz der Bundesverfassung (BAFU, 2019). Dennoch sinkt in vielen der geschützten Objekte von nationaler Bedeutung die ökologische Qualität (BAFU, 2019). Unter anderem stellt die Nutzungskonzentration ein Problem für den Moorschutz dar (Broggi et al., 1998). Feuchtgebiete sind attraktive Landschaftsteile für Erholung und Freizeitaktivitäten. Besonders der Wintertourismus steht im Konflikt mit dem Schutz der Moore, da sich die meisten der noch vorhandenen Flach- und Hochmoore in den Alpen und Voralpen befinden. Gemäss Artikel 5 der Verordnung vom 7. September 1994 über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Flachmoorverordnung) muss die touristische Nutzung eines Flachmoors mit dem Schutzziel übereinstimmen. Es wird definiert, dass der Betrieb und Unterhalt von Anlagen möglich ist, sofern das Moorbiotop nicht geschädigt wird. Diese Vorschriften bilden die Grundlage, nach der Entscheidungsträger über den Verlauf und den Betrieb von Wintersportpisten entscheiden. Zur Überprüfung der Einhaltung des Schutzziels sind wissenschaftliche Untersuchungen des Einflusses von Wintersportpisten auf die Flachmoore unerlässlich. Besonders über den Einfluss von Langlaufloipen auf die Vegetation von Flachmooren ist jedoch wenig bekannt (Lanvers et al., 2012), weshalb dieser Einfluss in dieser Arbeit untersucht werden soll.

Flachmoore kommen auf dauerhaft vernässten Böden vor (Delarze et al., 2015). Die Wassersättigung kann durch Grundwasser, Hangwasser sowie durch temporäre Überflutungen entstehen (BAFU, 2007). Durch diesen Eintrag von mineralhaltigem Wasser sind Flachmoore etwas nährstoffreicher als Hochmoore, welche durch Regenwasser gespiesen werden (BAFU, 2007; Kuchler et al., 2007). Aufgrund der hohen Wassersättigung sind die Böden von Mooren luft- und sauerstoffarm (BAFU, 2007). Dadurch können abgestorbene Pflanzenreste nur unvollständig abgebaut werden und es kommt zur Torfbildung. Flachmoore kamen ursprünglich an Flussufern und verlandeten Seen sowie an allen vernässten Standorten über der Waldgrenze vor. Heute sind viele Flachmoor Kulturbiotope. Es handelt sich dabei um gerodete, nicht vollständig entwässerte Flächen (BAFU, 2007). Die Vegetation von Flachmooren besteht zu einem grossen Teil aus ausdauernden, schmalblättrigen Sauergräsern (Delarze et al., 2015). In Flach- und Hochmooren kommen rund ein Viertel der bedrohten Gefässpflanzen der Schweiz vor (BAFU, 2007).

Die Flachmoore als Kulturbiotope werden unterschiedlich genutzt. Eine extensive landwirtschaftliche Nutzung, besonders die Schnittnutzung, ist für den Erhalt von Flachmooren förderlich (BAFU, 2007, 2019). Die Nutzung der Flachmoore wird mittels Vereinbarungen mit dem Bewirtschafter geregelt (BAFU, 2019). Neben der landwirtschaftlichen Nutzung werden Moorlandschaften vor allem touristisch genutzt (BAFU, 2007). Dabei gehört der alpine Skisport zu den häufigsten überlagerten Nutzungen. Tourismus und Naherholung haben einen grossen Einfluss auf die Natur und die Umwelt (Lanvers et al., 2012). Bei 47 von 54 geprüften Moorobjekten standen einzelne touristische Nutzungen im Widerspruch zu den Schutzzielen der Moore (BAFU, 2007).

Die Fläche von torfbildenden Flachmooren hat im Zeitraum von 1997/2001 bis 2002/2006 um 10-15 Prozent abgenommen (BAFU, 2007). Die Kleinseggenriede, welche zu den torfbildenden Flachmooren gehören, wurden trockener, nährstoffreicher, gebüschreicher und humusärmer und haben damit an Charakteristik eingebüsst. Der Flächenrückgang liegt in ihrer Entwicklung hin zu Nasswiesen (nichttorfbildende Flachmoore) und Nichtmooren begründet (BAFU, 2007).

Die Anlage und der Betrieb von Wintersportpisten haben Auswirkungen auf das Moorbiotop und beeinflussen den Pflanzenbestand eines Standortes (Wipf et al., 2005). Durch die mechanische Pistenpräparation wird der Boden verdichtet und der Wasserhaushalt gestört. Zudem kann es zu mechanischen Schäden an Vegetation und Boden kommen (Broggi et al., 1998). Bei der Pistenpräparation kommt es durch Schneeverdichtung und die Zufuhr von technischem Schnee zu einer Veränderung der Eigenschaften der Schneedecke (Rixen et al., 2003; Tilmann, 1996). Die Folgen dieser Veränderung können eine schlechtere Wärmeisolation (Keller et al., 2004; Rixen et al., 2003, 2004) und damit eine Beeinträchtigung der Bodenaktivität sein. Eine weitere Folge ist das spätere Ausapern der Vegetation und damit verbunden eine verkürzte Produktionszeit und verspätete Pflanzenentwicklung (Rixen et al., 2003). Es kann zu wiederholten Einfrier- und Auftauprozessen (Cernusca et al., 1990) und zur Vernässung kommen und damit verbunden zu Pflanzenschäden (Broggi et al., 1998). Zudem kann es unter der verdichteten Schneeschicht zu Sauerstoffmangel und damit zu Schimmel und Fäulnis kommen. Diese Effekte der Pistenpräparation haben einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung, die Diversität und die Produktivität der Vegetation (Mayer & Erschbamer, 2009; Wipf et al., 2005). Sie führen zu Schäden bei Pflanzen mit ungenügender Winterhärte und zu mechanischem Stress. Dies hat einen negativen Einfluss auf die Funktion und Stabilität des Ökosystems und führt zu Änderungen in den funktionalen Gruppen (Wipf et al., 2005).

Aus diesen Gründen ist eine Loipenführung über empfindliche Flachmoore, zu denen besonders Kleinseggenriede gehören, grundsätzlich zu unterlassen (Broggi et al., 1998). Ausnahmen für diese Regeln gelten für weniger empfindliche Flachmoorvegetation sowie in Situationen, in denen eine Verlegung aus topographischen Gründen nicht möglich ist. In diesen Fällen gilt es, verschiedene Präparationsauflagen einzuhalten. Die Schneemächtigkeit vor der ersten Präparierung sollte mindestens 40cm betragen. Auf Flächen mit weniger als 20cm zusammengepressten Schnees gilt ein Präparierungsstopp und bei einer Pressschneedecke von unter 10cm gilt ein Langlaufstopp bis zum nächsten Schneefall bzw. eine Beendigung der Saison im Frühling. Zudem ist bei der Präparation auf technischen Schnee zu verzichten und es sind Fahrzeuge mit geringem Auflagedruck zu verwenden (Broggi et al., 1998). Bestehende Loipen sollen aus trittempfindlichen Flachmooren entfernt werden. Spätestens bei einem Schädigungsnachweis ist eine Verlegung angezeigt (Broggi et al., 1998).

Über den Einfluss von Langlaufloipen auf die Flachmoorvegetation ist nur wenig bekannt. Quinger (2007) findet gemäss Lanvers et al. (2012) in einer unveröffentlichten Studie nur geringe floristische Unterschiede zwischen Loipen- und Kontrollflächen. Barth (1997) findet gemäss Lanvers et al. (2012) eine Nivellierung der Standortgradienten sowie eine Vernässung durch die Loipennutzung. Die Untersuchung von Lanvers et al. (2012) zeigt ein nivelliertes Mikrorelief bei Loipennutzung und

eine tendenziell höhere Anzahl an Charakterarten und nassetoleranten Arten auf Flächen mit Loipennutzung.

In dieser Arbeit sollen die Effekte der Loipennutzung auf die Flachmoorvegetation genauer untersucht werden und mit den Ergebnissen von bisherigen Untersuchungen verglichen werden. So soll den Entscheidungsträgern eine bessere wissenschaftliche Grundlage bereitgestellt werden, um zukünftige Entscheidungen über den Verlauf und Betrieb von Langlaufloipen in Flachmooren zu treffen. Dazu werden im Engadin jeweils 22 Vegetationsaufnahmen auf Flachmoorflächen mit Loipennutzung und auf Kontrollflächen getätigt. Anhand dieser Vegetationsaufnahmen wird überprüft, ob sich die Artenzusammensetzung sowie die Diversität der Vegetation aufgrund der Loipennutzung verändert. Zudem soll festgestellt werden, ob es durch die Loipenpräparation zu einer Bodenverdichtung kommt und welche Einflüsse eine mögliche Bodenverdichtung auf die Vegetation hat. Dazu ergeben sich die folgenden Fragestellungen:

- Verändert die Loipennutzung die Diversität und Artenzusammensetzung der Vegetation?
- Kommt es durch die Loipenpräparation zu einer Bodenverdichtung und welchen Einfluss hat eine mögliche Verdichtung auf die Vegetation?
- Ist die Loipennutzung von Flachmoorflächen im Engadin mit den Schutzziele vereinbar?

2 Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Flächen befinden sich im Kanton Graubünden im Oberengadin in den Gemeinden Bever, Sils und Bregaglia (Maloja) (Abbildung 1). Die Flächen befinden sich am Talboden auf einer Höhe von 1700 bis 1800 Metern über Meer. Die Untersuchungsflächen liegen auf und entlang der Engadiner Langlaufloipen in Flachmooren.

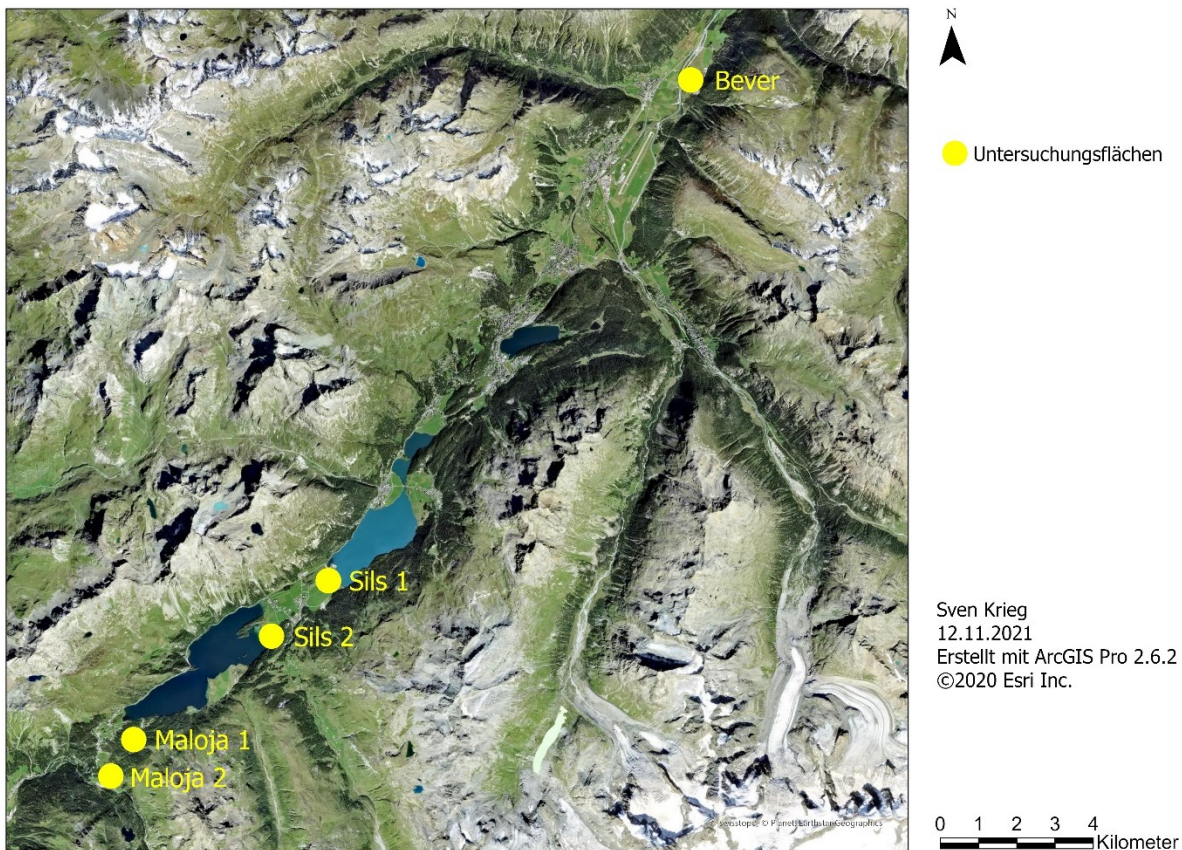


Abbildung 1: Die Untersuchungsflächen Bever, Sils 1, Sils 2, Maloja 1 und Maloja 2 im Oberengadin.

Die Standorte in Bever befinden sich auf dem Flachmoorstandort Surent Pascual an der Loipe zwischen Bever Isellas und La Punt Chamues-ch. Die Flächen in Sils liegen am Silvaplanasee an der Furtschellas Rundloipe auf der Fläche Suot l'Ova (Sils 1) und am Silsersee an der Marathonloipe Sils auf der Fläche Chalcheras (Sils 2). Die Flächen in Maloja befinden sich an der La Palza Rundloipe auf der Fläche Aira da la Palza (Maloja 1) und an der Maloja Rundloipe auf der Fläche Palü (Maloja 2).

2.1.1 Klima

Das Oberengadin weist hochmontanes bis subalpines Klima auf (Grisun, 2021), trotz seiner Lage in den Zentralalpen (Art Public Plaiv, 2003). Dies liegt daran, dass Luftmassen aus dem Bergell über den Malojapass ins Oberengadin gelangen. So entsteht der Malojawind, welcher vor allem nachmittags durch das Oberengadin weht (Blumer, 2013). Durch die ansonsten abgeschnittene Lage des Engadins ist das Klima typisch für ein zentralalpines Längstal kontinental geprägt (Art Public Plaiv, 2003; Blumer, 2013). Es herrschen starke tägliche und jahreszeitliche

Temperaturschwankungen, geringe Niederschläge und damit im Verhältnis zur Höhenlage eine Schneearmut (Art Public Plaiv, 2003) (Abbildung 2). Das Oberengadin gehört zu den winterkältesten Landstrichen der Alpen (Grisun, 2021) und verfügt über mehr als 300 Sonnentage im Jahr (Art Public Plaiv, 2003).

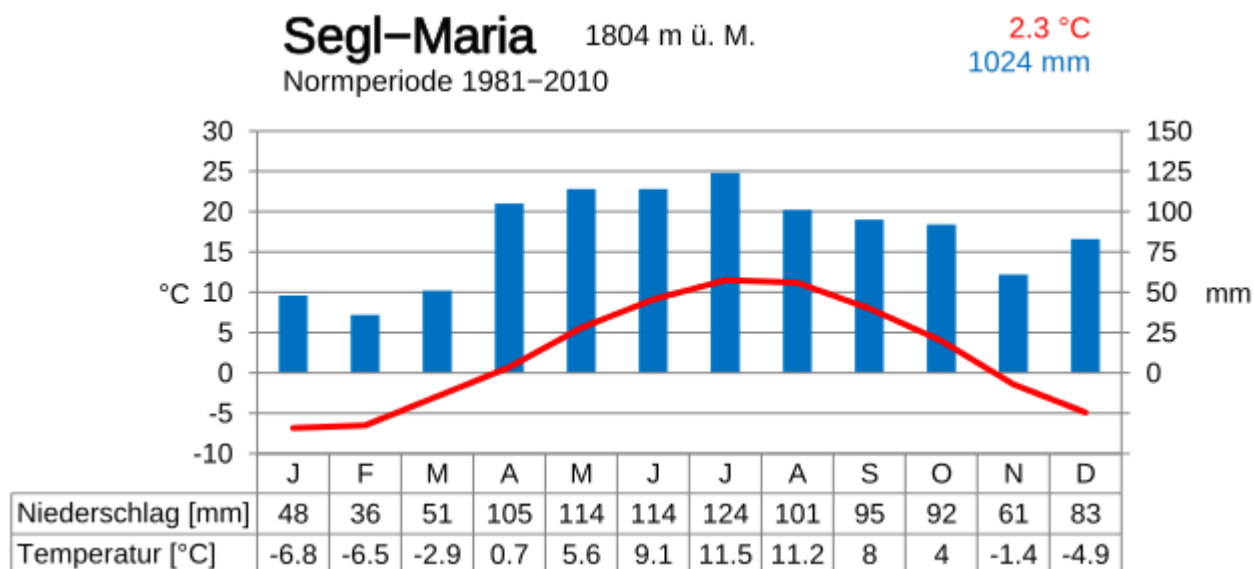


Abbildung 2: Klimadiagramm von Sils/Segl Maria über den Zeitraum von 1981 bis 2010 (Geographie der Schweiz, 2021). Die Durchschnittstemperatur in Sils beträgt 2.3 Grad Celsius und die mittlere Niederschlagsmenge im Jahr liegt bei 1024 mm.

2.1.2 Geologie

Das Oberengadin ist ein weich geformtes Trogtal (Art Public Plaiv, 2003) mit mässig steilen Bergflanken (Blumer, 2013). Gletscher formten durch glaziale Tiefenerosion eine Vielzahl von Seebecken. Das Seebecken von Samedan bis S-chanf wurde durch einen aufgrund von Gletscherablagerungen stark geschiebeführenden Fluss wieder aufgefüllt, wodurch eine offene Schwemmebene entstand (Keller, o. J.). Im oberen Teil des Oberengadins gelangte aufgrund kleinerer Gletscher weniger Geschiebe in die Felsbecken und der grösste Teil der Seen blieb bestehen. Durch geschiebeführende Flüsse entstanden verschiedene Deltas und die Ebene von Sils.

Die untersuchten Flächen in Bever befanden sich auf einem Alluvialboden. Die Flächen der beiden Standorte in Sils lagen auf einem Bachschuttkegel. Die Flächen in Maloja 1 lagen auf einer Sumpffläche auf Augengneis und die Flächen am Standort Maloja 2 auf einer Sumpffläche auf einer Moräne (Bundesamt für Landestopografie swisstopo, 2021).

2.1.3 Landnutzung

Die untersuchten Flächen in Bever werden als Weide genutzt und sind gemäss GeoGR AG (2021) ein Sömmerungsgebiet. Die untersuchten Flächen in Sils und am Standort Maloja 2 werden als Wiese genutzt und sind als landwirtschaftliche Nutzfläche klassifiziert (GeoGR AG, 2021). Der Standort Maloja 1 ist gemäss GeoGR AG (2021) ein Waldgebiet.

Im Winter verlaufen Langlaufloipen auf den Untersuchungsstandorten. Die Loipen, welche auf den Untersuchungsflächen verlaufen, werden zum grössten Teil mit Naturschnee und Pistenmaschinen präpariert (Gemeinde Bregaglia, persönliche Kommunikation, 04.10.2021). Die Langlaufloipen werden anfangs Dezember erstellt und werden bis anfangs April präpariert. Die Langlaufloipen in

Sils werden bei ungenügender Schneehöhe zusätzlich mit Kunstschnee präpariert. Dies kommt gemäss der Gemeindeverwaltung Sils alle vier bis fünf Jahre vor (Gemeinde Sils/Segl, persönliche Kommunikation, 30.09.2021).

2.1.4 Vegetation

Die untersuchten Flächen befanden sich auf Flachmooren von nationaler Bedeutung (Bundesamt für Landestopografie swisstopo, 2021; Verordnung vom 7. September 1994 über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung).

2.2 Vegetationsökologische Datenerhebung

2.2.1 Untersuchungsstandorte

Es wurden jeweils 22 Aufnahmeflächen auf Flächen mit bzw. ohne Loipennutzung untersucht (Abbildungen 3-7). Die Aufnahmeflächen ohne Loipennutzung wurden drei bis fünf Meter neben den Aufnahmeflächen mit Loipennutzung während den Untersuchungen festgelegt und wurden auf den Abbildungen 3-7 nicht aufgeführt. Am Standort Bever und Sils 1 wurden je vier Loipen- und Kontrollflächen untersucht, am Standort Sils 2 jeweils drei Flächen, am Standort Maloja 1 je sechs Loipen- und Kontrollflächen und am Standort Maloja 2 je fünf Flächen.

Geeignete Untersuchungsstandorte wurden in mapplus (Tydac AG, 2021) durch die Überlagerung der Layer «Flachmoore» und «Langlauf» (Langlaufloipen) definiert. Im Frühling wurden während einer Begehung der Langlaufloipen auf den Untersuchungsstandorten in regelmässigen Abständen GPS-Daten aufgenommen und somit mögliche Aufnahmeflächen definiert. Dazu wurde das Tablet «Happy Zürich» mit GNSS-System und die Software Happy RTK verwendet. Die aufgenommenen Daten wurden in ArcGIS Pro importiert. Die Aufnahmeflächen wurden für die Feldaufnahmen anhand ihrer Koordinaten lokalisiert. Dabei wurden nur die Aufnahmeflächen tatsächlich untersucht, bei denen ähnliche Bedingungen zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung gegeben waren. Kleine Fliessgewässer und starke Unterschiede in der Neigung der Flächen waren die Kriterien für einen Ausschluss von vordefinierten Aufnahmeflächen. Aufgrund von Schwierigkeiten bei der Lokalisierung des genauen Loipenverlaufs wurden auch Aufnahmeflächen ausgeschlossen, welche sich in Kurven der Langlaufloipen befanden.



Abbildung 3: Untersuchungsflächen am Standort in Bever auf dem Flachmoor Surent Pascul.



Abbildung 4: Untersuchungsflächen am Standort Sils 1 auf dem Flachmoor Suot l'Ova.

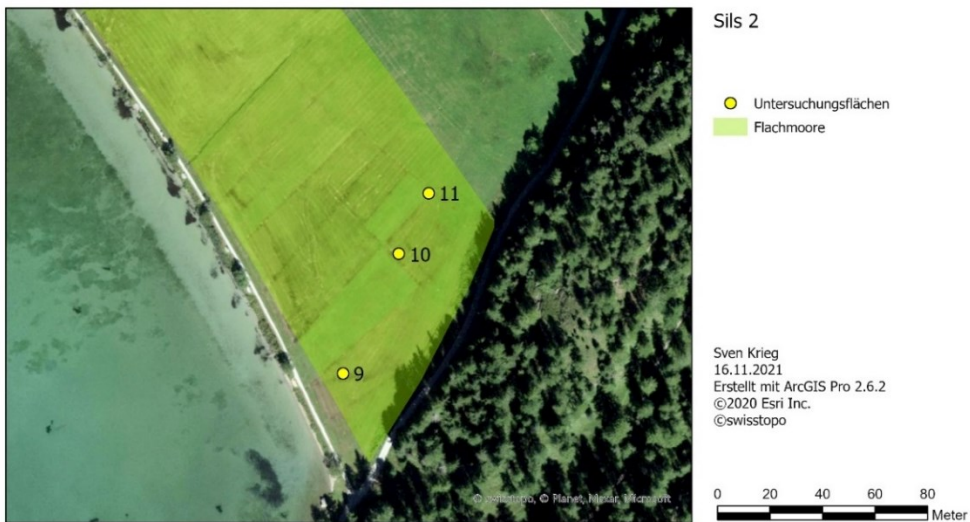


Abbildung 5: Untersuchungsflächen am Standort Sils 2 auf dem Flachmoor Chalcheras.



Abbildung 6: Untersuchungsflächen am Standort Maloja 1 auf dem Flachmoor Aira de la Palza.

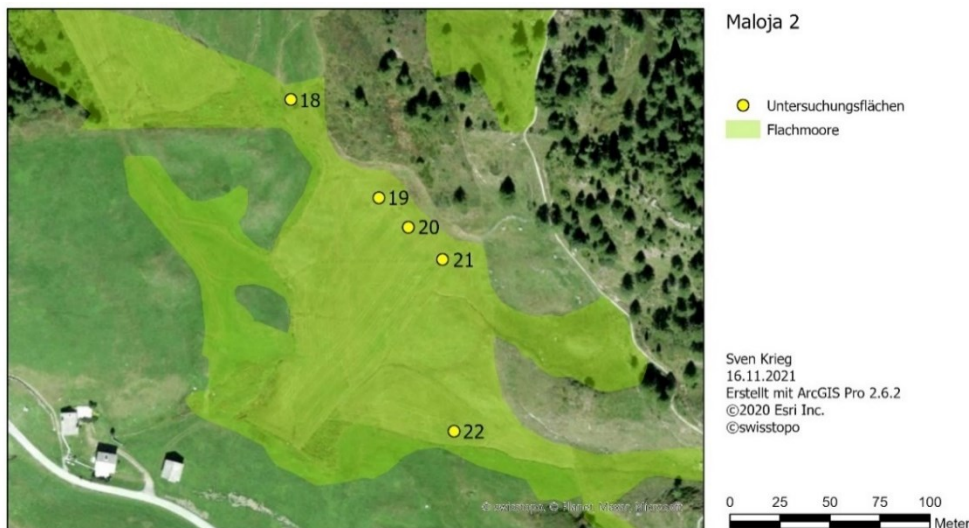


Abbildung 7: Untersuchungsflächen am Standort Maloja 2 auf dem Flachmoor Palü.

2.2.2 Vegetationsaufnahmen

Es wurden insgesamt 44 Flächen mit einer Grösse von je 4 m² (2×2m) aufgenommen. Müller-Dombois & Ellenberg (1974) und Dengler (2003) empfehlen für ähnliche Vegetationstypen als Mindestfläche eine Aufnahme­fläche von 10 Quadratmetern. Die Abweichung von dieser Empfehlung erfolgte aufgrund der teilweise geringen Breite der Langlaufloipe und dadurch, dass bereits eine kleine Fläche eine gute Repräsentation der Pflanzengesellschaft darstellte. Bei einer vergleichbaren Arbeit wurde ebenfalls eine Plotgrösse von 4 m² verwendet (Lanvers et al., 2012).

Für jede Fläche wurden die Gefässpflanzen sowie deren Artmächtigkeit aufgenommen. Für die Erfassung der Artmächtigkeit wurde die Skala von Braun-Blanquet (1964) verwendet. Die aufgenommenen Arten wurden mit den Bestimmungsschlüssel von Binz & Heitz (1991) und der Flora Incognita-App der Technischen Universität Ilmenau (Mäder et al., 2021) bestimmt.

2.2.3 Bodenverdichtung

Zusätzlich zu der Vegetation wurde an den Standorten Sils 1, Sils 2 und Maloja 1 die Bodenverdichtung aufgenommen. Die Bodenverdichtung an den Standorten Bever und Maloja 2 wurde aufgrund fehlenden Messgerätes bzw. schwieriger Zugänglichkeit nicht aufgenommen.

Die Bodenverdichtung wurde mit dem Penetrologger Standard-Set von Eijkelkamp gemessen. Mit dem Penetrologger wird der Eindringwiderstand (MPa) gemessen, welcher als Mass für die Bodenverdichtung gilt (Royal Eijkelkamp, 2021). Die Bodenverdichtung wurde für jede Aufnahme­fläche neun Mal gemessen. Die Messungen erfolgten nach dem Aufnahmeschema in Abbildung 8.

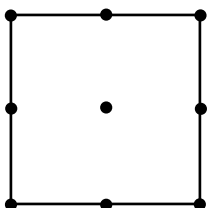


Abbildung 8: Messschema für die Bodenverdichtung in einer Aufnahme­fläche (eigene Abbildung).

2.3 Datenaufbereitung

Die Pflanzenarten und Artmächtigkeiten wurden in Microsoft Excel Version 2016 digitalisiert und als Kreuztabelle mit den Artmächtigkeiten der Pflanzenarten auf den verschiedenen Aufnahme­flächen formatiert (Anhang 4). Diese Kreuztabelle wurde in Vegedaz (Version Oktober 2019) importiert. Dort wurden Zeigerwerte nach Landolt et al. (2010) und Diversitätsindizes berechnet sowie die Aufnahme­flächen den Lebensraumtypen von Delarze et al. (2015) zugeordnet.

Folgende mittlere gewichteten Zeigerwerte nach Landolt et al. wurden berechnet (Tabelle 1):

Tabelle 1: Untersuchte Zeigerwerte nach Landolt et al. (2010).

Temperaturzahl	Humuszahl
Kontinentalitätszahl	Durchlüftungszahl
Lichtzahl	Konkurrenzzahl
Feuchtezahl	Ruderalzahl
Reaktionszahl	Stresszahl
Nährstoffzahl	

Als Diversitätsindizes wurden der Shannon-Index und die Shannon Equitability (Evenness) berechnet.

Die Zuordnung der Aufnahme­flächen zu Lebensraumtypen erfolgte nach dem Bottom-up-Ansatz (Krüsi, 2020). So erfolgte in Vegedaz eine Punktvergabe entsprechend der Dominanz von Arten mit einer Gewichtung gemäss Eggenberg (Krüsi, 2020) (Abbildung 9). Die drei Lebensräume mit den höchsten Punktzahlen wurden ausgegeben und als Grundlage für die Bestimmung des Lebensraumes verwendet.

Dominanz der Art im Lebensraum gemäss Delarze et. al (2015)	Dominanz der Art in der Vegetationsaufnahme	Gewichtung	
		Symbol	Punkte
oft dominierende Charakterart	dominierend (Deckung ≥ 5%)	●	6
	nicht dominierend (Deckung < 5%)	●	4
nicht dominierende Charakterart	dominierend oder nicht dominierend	●	4
oft dominierende Begleitart	dominierend (Deckung ≥ 5%)	○	2
	nicht dominierend (Deckung < 5%)	○	1
nicht dominierende Begleitart	dominierend oder nicht dominierend	○	1

Abbildung 9: Punktvergabe für Pflanzenarten aufgrund ihrer Dominanz in Vegetationsaufnahmen zur Bestimmung eines Lebensraumtyps (Krüsi, 2020). Die Gewichtung der Artmächtigkeit erfolgt nach einem Vorschlag von S. Eggenberg.

Die gemessenen Werte der Bodenverdichtung wurden in das Programm Penetroviewer V6.08 importiert. Aus dem Programm wurden für die Bodentiefen bis 80cm in 10cm-Schritten die Mittelwerte aller Messungen einer Aufnahme­flächen berechnet und in einer Tabelle in Microsoft Excel aufgeführt (Anhang 5). Die Mittelwerte wurden für jede dieser Bodentiefen berechnet, solange mindestens fünf Messungen in der jeweilige Bodentiefe verfügbar waren. Aus diesen Mittelwerten

bis in eine Tiefe von 40cm wurde zudem für jede Aufnahme­fläche eine Durchschnittsverdichtung berechnet. Die Tiefe wurde auf 40cm beschränkt, da in dieser Bodentiefe für alle Aufnahme­flächen Messungen vorhanden waren und somit alle Flächen in die Berechnung miteinbezogen wurden.

2.4 Statistische Auswertung

Für die statistischen Auswertungen wurden die Daten aus Vegedaz in Excel aufbereitet und in die Software R Studio Team (2016) importiert. Für alle statistischen Auswertungen wurde ein Signifikanzniveau von $\alpha = 0.05$ festgelegt. Resultate mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0.05$ sind signifikant (*), mit $p \leq 0.01$ hochsignifikant (**) und mit $p \leq 0.001$ höchst signifikant (***).

2.4.1 Artenzahl, Diversität und Zeigerwerte auf und neben den Loipen

Es wurde überprüft, ob sich die Artenzahl, die Diversität und die Zeigerwerte der Vegetation auf Flächen mit und ohne Loipennutzung signifikant unterscheiden. Dies wurde sowohl für alle Untersuchungsstandorte zusammengefasst wie auch für die jeweiligen Untersuchungsstandorte separat durchgeführt. Der Untersuchungsstandort Sils 2 wurde nicht separat untersucht, da die erhobene Datenmenge (jeweils drei Untersuchungsflächen Loipen- und Kontrollflächen) als zu gering eingestuft wurde. Für die statistische Auswertung wurden die Daten für den Shannon-Index, die Shannon-Evenness, die Artenzahl und die Zeigerwerte (Tabelle 8) in Microsoft Excel in Werte auf Flächen mit und ohne Loipennutzung aufgeteilt und jeweils nach Untersuchungsstandort geordnet. Die statistische Auswertung erfolgte in dem Programm R Studio Team (2016). Die Tests auf einen signifikanten Unterschied der Diversität und Zeigerwerte wurden mit dem *U*-Test (bei nicht normal verteilten Daten), dem Student *t*-Test (bei normal verteilten Daten mit Varianzhomogenität) und dem Welch *t*-Test (bei normal verteilten Daten ohne Varianzhomogenität) durchgeführt. Die Daten wurden mit dem Shapiro-Test auf Normalverteilung getestet und mit dem *F*-Test wurden die Varianzen geprüft (R-Code 1).

2.4.2 Arten und Artengruppen

Überprüft wurde, ob einzelne Arten signifikant häufiger auf Flächen mit oder ohne Loipennutzung vorkommen und ob sich das Vorkommen der Artengruppen «Sauergräser» und «Süssgräser» auf Flächen mit und ohne Loipennutzung unterschied. Für diese Untersuchungen wurden alle Untersuchungsstandorte zusammen betrachtet und die Untersuchungen wurden nicht für einzelne Standorte durchgeführt. Damit das Artenvorkommen statistisch verglichen werden konnte, wurde die Skala von Braun-Blanquet (1964), nach welcher die Aufnahmen durchgeführt wurden, angepasst und umgerechnet (Tabelle 2). Die Werte «r» und «+» der Skala von Braun-Blanquet konnten nur durch diese Umrechnung statistisch ausgewertet werden.

Tabelle 2: Skala von Braun-Blanquet (1964) und die umgerechnete Skala für die statistische Auswertung.

Artmächtigkeit	Skala nach Braun-Blanquet (1964)	Umgerechnete Skala
<1%, rar	r	1
<1%, wenige Individuen	+	2
1-5%	1	3
5-25%	2	4
25-50%	3	5
50-75%	4	6
>75%	5	7

Nach dieser umgerechneten Skala wurde die Artmächtigkeiten der einzelnen Arten in der Kreuztabelle für jeden Standort angepasst.

Es wurde für jede Art geprüft, ob sie signifikant häufiger auf Flächen mit oder ohne Loipennutzung vorkommt (R-Code 2). Dazu wurde aufgrund der ordinalen Daten der umgerechneten Skala der *U*-Test verwendet.

Zudem wurden für die Artengruppen «Süssgräser» und «Sauergräser» untersucht, ob sie signifikant häufiger auf Flächen mit oder ohne Loipennutzung vorkommen. Die Einteilung der aufgenommenen Arten in diese zwei Gruppen erfolgte nach Baltisberger et al. (2013). Die statistische Auswertung wurde mit dem *U*-Test durchgeführt (R-Code 3).

2.4.3 Lebensräume

Für die Vegetation auf Flächen mit oder ohne Loipennutzung wurde untersucht, ob sie als unterschiedlicher Lebensraum gemäss Delarze et al. (2015) eingestuft wird. Aus VegeDaz wurden die berechneten Punktzahlen für die Übereinstimmung aus Pflanzenvorkommen in der Vegetationsaufnahme und der Klassifikation nach Delarze in Microsoft Excel übernommen. Für jede Aufnahmefläche wurde ein Lebensraum bestimmt. Es wurde dabei der Lebensraum mit der höchsten Punktzahl ausgewählt. Bei gleicher Punktzahl von unterschiedlichen Lebensraumtypen wurde die Zuordnung der Aufnahmefläche zu einem Lebensraumtyp nach eigener Einschätzung aufgrund des Vorkommens und Absenz wichtiger Charakterarten und dem potenziellen Vorkommen des Lebensraumtyps im Oberengadin vorgenommen. Danach wurde mit dem Anteilstest untersucht, ob Flächen mit bzw. ohne Loipennutzung signifikant mehr als Lebensraumtyp «Flachmoor» eingestuft werden (R-Code 4).

2.4.4 Bodenverdichtung

Die Bodenverdichtung auf Flächen mit oder ohne Loipennutzung wurde auf einen signifikanten Unterschied untersucht. Mit den Daten der berechneten Durchschnittsverdichtung (Kapitel 2.3) wurde über alle Standorte zusammen betrachtet mit dem *U*-Test auf einen signifikanten Unterschied in der Bodenverdichtung getestet. Ebenfalls wurden die einzelnen Untersuchungsstandorte auf einen Unterschied in der Bodenverdichtung von Flächen mit und ohne Loipennutzung getestet. Dieser Test wurde mit den Messwerten der Tiefen bis 40cm aller Untersuchungsflächen des jeweiligen Standortes mit dem Students *t*-Test (bei Varianzhomogenität) oder dem Welch *t*-Test (bei

Varianzheterogenität) durchgeführt. Zudem wurde für alle Untersuchungsstandorte zusammengefasst die Verdichtung in den Bodenstufen 10cm, 20cm, 30cm, 40cm und 50cm zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung auf einen Unterschied getestet (R-Code 5).

Es wurde untersucht, ob und welche Pflanzenarten mit der Bodenverdichtung korrelieren. Dafür wurden die umgerechnete Artmächtigkeit (Tabelle 2) und die durchschnittliche Bodenverdichtung einer Untersuchungsfläche gegenübergestellt. Mit dem Spearman-Test wurde jede Pflanzenart auf eine signifikante Korrelation mit der Bodenverdichtung untersucht (R-Code 6). Der Spearman-Test wurde verwendet, da es sich bei der umgerechneten Artmächtigkeit um ordinale Daten handelt. Diese Untersuchung wurde jeweils für die Untersuchungsstandorte Sils 1 und Maloja 1 durchgeführt. Die Datengrundlage in Sils 2 wurde für diese Auswertung als ungenügend betrachtet.

Es wurde ebenfalls untersucht, ob und welche Zeigerwerte mit der Bodenverdichtung korrelieren. Dafür wurden die Zeigerwerte aller Untersuchungsflächen und die jeweilige gemessene Bodenverdichtung gegenübergestellt und mit dem Pearson-Test auf eine signifikante Korrelation geprüft (R-Code 7). Der Pearson-Test wurde hier aufgrund des metrischen Skalenniveaus der Zeigerwerte und der Bodenverdichtung verwendet.

2.4.5 Nutzung

Für die Vegetation der Untersuchungsstandorte wurden geprüft, ob sie von der Nutzung in grossem Masse beeinflusst wird. Dazu wurden Zeigerwerte des Untersuchungsstandortes Bever, welcher als Weide genutzt wird, mit den Zeigerwerten der Wiesenflächen (Sils und Maloja) verglichen. Für diese Untersuchung wurden die Zeigerwerte Humuszahl, Ruderalzahl, Reaktionszahl und Stresszahl verwendet. Für diese Zeigerwerte wurde vermutet, dass sie sich zwischen den beiden Nutzungsformen unterscheiden könnten. Der Test wurde mit einer ANOVA (bei Varianzhomogenität) und einem Oneway-Test (bei Varianzheterogenität) durchgeführt. Dazu wurde die Normalverteilung der Daten mit einem Shapiro-Test geprüft und die Varianzen mit einem Bartlett-Test. Die Daten des jeweiligen Zeigerwerts wurden als abhängige Variable definiert und die Orte als unabhängige Variable. Nachdem mit der ANOVA oder dem Oneway-Test ein signifikanter Unterschied bei einem Zeigerwert getestet wurde, wurde mit einem Pairwise t-Test getestet, welche Untersuchungsstandorte sich in dem jeweiligen Zeigerwert unterschieden. Das Signifikanzniveau wurde mit der Bonferroni-Korrektur angepasst, um eine Alpha-Fehler-Kumulierung zu verhindern (R-Code 8).

3 Ergebnisse

3.1 Artenzahl und Diversität auf und neben den Loipen

Die Anzahl von Gefässpflanzen auf den Untersuchungsflächen mit und ohne Loipennutzung unterschied sich über alle Flächen betrachtet nicht signifikant (Abbildung 10). Die mittlere Artenzahl der je 22 Aufnahmeflächen liegt bei den Loipenflächen bei 16.7 (Standardabweichung $SD = 5.8$) und auf Kontrollflächen bei 18.0 ($SD = 6.2$). Von den einzelnen Untersuchungsstandorten unterschied sich die Artenzahl auf Loipen- und Kontrollflächen nur beim Standort Maloja 2 signifikant ($p = 0.007$, Anhang 1). Auf Kontrollflächen befanden sich am Standort Maloja 2 im Mittel 5.6 Arten mehr als auf den Loipenflächen.

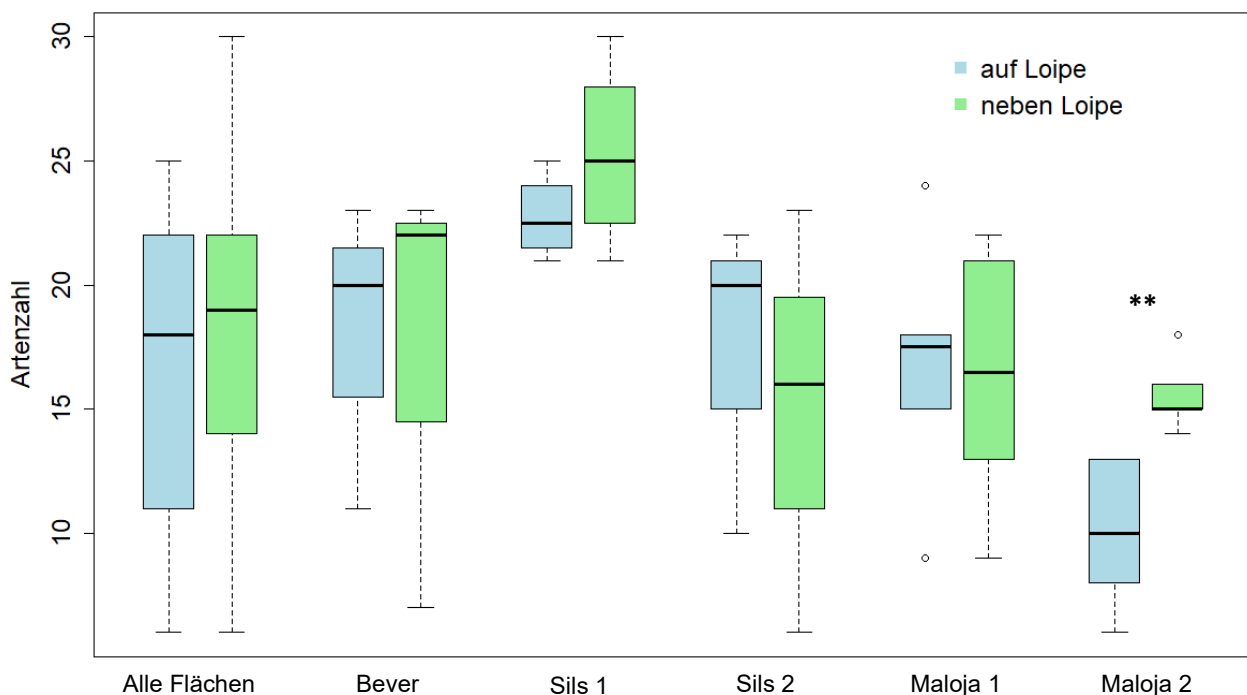


Abbildung 10: Artenzahl auf den Untersuchungsflächen (je 4 m²) auf und neben den Loipen (eigene Abbildung, erstellt mit R Studio (2016)). Die Abbildung zeigt für jeden Standort den Median der Artenzahl aller an einem Standort aufgenommener Flächen (schwarzer Balken). Der farbige Bereich umfasst den Bereich vom ersten bis zum dritten Quartil, in welchem die Artenzahl von 50 Prozent der aufgenommenen Flächen liegt. Der gestrichelte Bereich stellt die Flächen mit den niedrigsten und höchsten Artenzahlen dar. Ein signifikanter Unterschied zwischen der Artenzahl auf und neben den Loipen bestand nur auf den Untersuchungsflächen beim Standort Maloja 2 ($p = 0.007$). Die Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied wurde mit dem «Student t-Test» durchgeführt.

Alle aufgenommenen Flächen zusammen betrachtet veränderten sich die Diversitätsindizes «Shannon-Index» ($p = 0.569$) und «Shannon-Evenness» ($p = 0.589$) zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung nicht signifikant.

Am Standort Maloja 2 war der Shannon-Index auf den Flächen mit Loipennutzung signifikant tiefer als auf Flächen ohne Loipennutzung ($p = 0.030$, Abbildung 11). An den restlichen Standorten veränderte sich die Pflanzendiversität zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung nicht signifikant (Anhang 1).

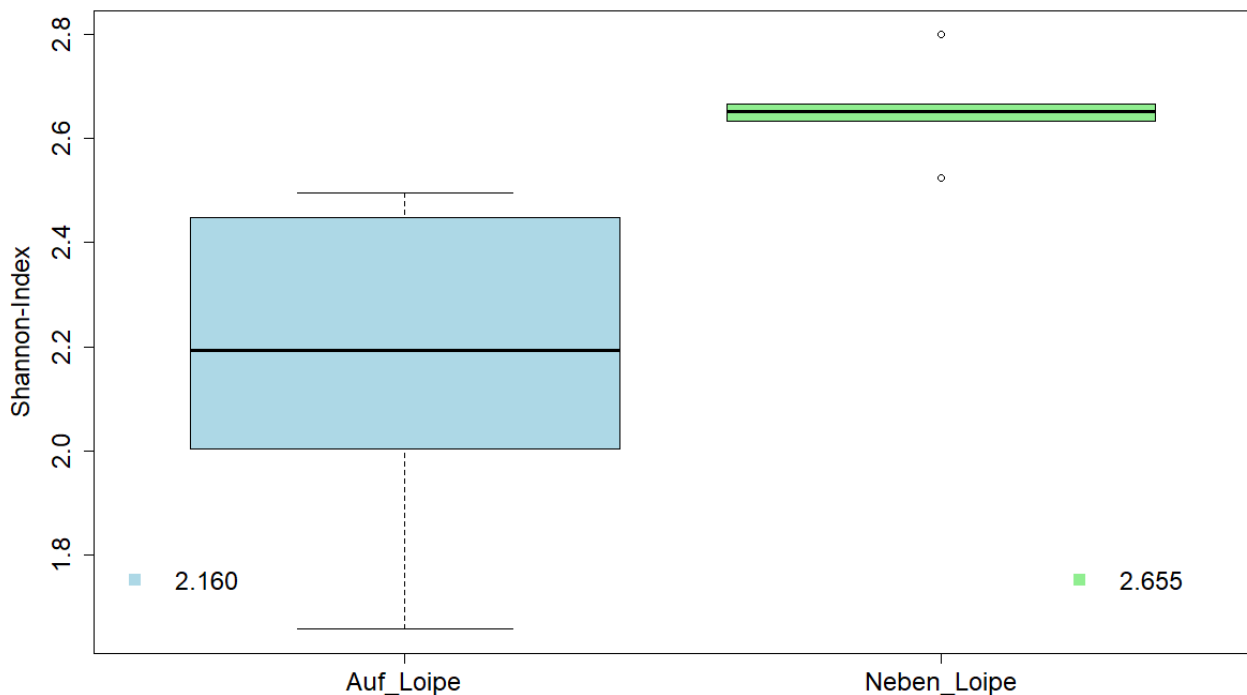


Abbildung 11: Signifikanter Unterschied des Shannon-Index zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung am Standort Maloja 2 (eigene Abbildung, erstellt mit R Studio (2016)). Auf Flächen mit Loipennutzung lag der Shannon-Index im Mittel bei 2.160 ($SD = 0.344$) und auf Flächen ohne Loipennutzung bei 2.655 ($SD = 0.098$). Der p -Wert betrug 0.030. Die Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied wurde mit dem U-Test durchgeführt.

3.2 Artenzusammensetzung

Die Artenzusammensetzung auf Loipen- und Kontrollflächen unterschied sich über alle Flächen betrachtet nicht signifikant. Dies lässt sich sowohl an den Zeigerwerten als auch am Artenvorkommen erkennen.

3.2.1 Zeigerwerte

Die untersuchten Zeigerwerte veränderten sich zwischen den Flächen mit und ohne Loipennutzung über alle Flächen betrachtet nicht signifikant (Anhang 2). Von den einzelnen Untersuchungsstandorten unterschied sich zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung nur der Zeigerwert «Feuchtezahl» beim Standort Maloja 2 signifikant ($p = 0.034$, Anhang 2). Bei dem Zeigerwert «Feuchtezahl» ist mit Ausnahme des Standortes Sils 2 ein höherer Wert bei Flächen mit Loipennutzung zu erkennen (Abbildung 12), was darauf schliessen lässt, dass die Loipenflächen tendenziell feuchter sind als die Kontrollflächen.

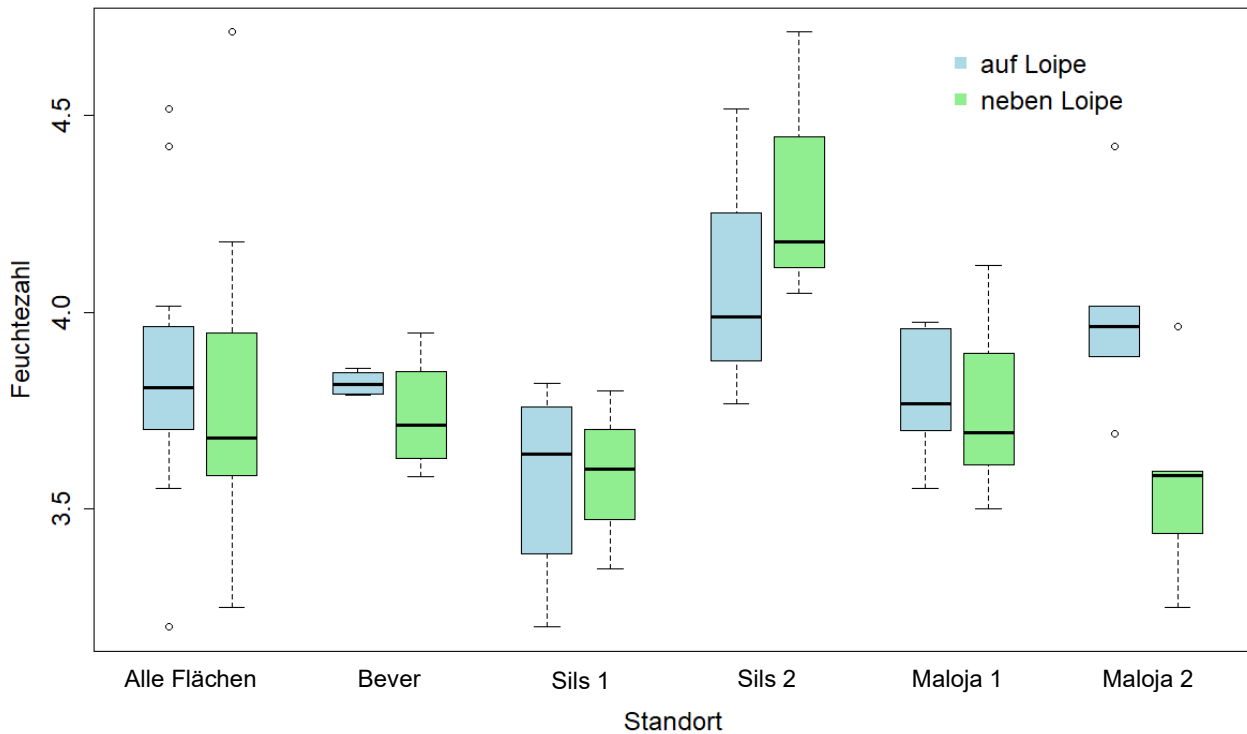


Abbildung 12: Zeigerwert «Feuchtezahl» auf Flächen mit und ohne Loipennutzung (eigene Abbildung, erstellt mit R Studio (2016)). Mit Ausnahme des Standortes Sils 2 ist die Feuchtezahl der Vegetation auf den Flächen mit Loipennutzung höher. Über alle Flächen betrachtet ist die Feuchtezahl auf Flächen mit Loipennutzung im Mittel um 0.09 höher ($p = 0.157$). Die Vegetation der je fünf untersuchten Flächen mit und ohne Loipennutzung des Standortes Maloja 2 unterschied sich signifikant in ihrer Feuchtezahl ($p = 0.034^*$). Die Feuchtezahl der Flächen mit Loipennutzung am Standort Maloja 2 beträgt im Mittel 4.0 ($SD = 0.27$) und bei Flächen ohne Loipennutzung 3.6 ($SD = 0.26$). Die Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied wurden mit dem «Student t-Test» und dem «Welch t-Test» durchgeführt.

3.2.2 Arten

Auf den untersuchten Flächen kam keine Pflanzenart signifikant häufiger auf den je 22 Loipen- und Kontrollflächen vor (Anhang 3).

Die in Flachmooren häufig vorkommenden Arten *Carex nigra*, *Pedicularis palustris* und *Equisetum palustris* kamen auf Flächen mit Loipennutzung öfter und mit höherer Artmächtigkeit vor (Tabelle 3), jedoch handelt es sich dabei um einen Trend und keine statistische Signifikanz. Die übrigen Charakterarten bzw. häufigen Arten des Flachmoors (nach Delarze) wurden für eine Trendermittlung nicht berücksichtigt, da sie auf weniger als 50 Prozent der untersuchten Flächen vorkamen, somit nur auf wenigen Flächen einen Deckungsgrad aufwiesen und deshalb aufgrund der geringen Datenmenge als nicht geeignet für eine Trendermittlung betrachtet wurden.

Tabelle 3: Median der Artmächtigkeiten der Arten *Carex nigra*, *Pedicularis palustris* und *Equisetum palustris*. Diese Arten sind häufige Arten im Flachmoor (nach Delarze) und wurden in über der Hälfte der untersuchten Flächen aufgenommen. Die Artmächtigkeit wurde nach dem Schema von Braun-Blanquet aufgenommen und für die statistische Auswertung verändert. Das veränderte Schema lautet 1: selten, 2: wenige Individuen, 3: 1-5%, 4: 5-25%, 5: 25-50%, 6: 50-75% und 7: >75%. Alle Arten kamen häufiger auf Flächen mit Loipennutzung vor, wobei kein statistisch signifikanter Unterschied im Vorkommen aufgezeigt werden konnte. Die Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied wurde mit dem «U-Test» durchgeführt.

Art	Artmächtigkeit auf Loipe	Artmächtigkeit neben Loipe	p -Wert
<i>Carex nigra</i>	4	3	0.105
<i>Pedicularis palustris</i>	2	0	0.117
<i>Equisetum palustre</i>	2	1	0.310

3.2.3 Artengruppen

Das Vorkommen und die Artmächtigkeit der Sauergräser und der Süssgräser unterschieden sich zwischen den Loipen- und Kontrollflächen nicht signifikant. Der p -Wert der Artmächtigkeit der Sauergräser liegt bei 0.502 und bei den Süssgräsern bei 0.592. Es wurden 16 Süssgrasarten und 14 Sauergrasarten aufgenommen und in ihrer Artmächtigkeit verglichen.

3.3 Lebensräume

Flächen mit Loipennutzung wurden im Vergleich zu Flächen ohne Loipennutzung deutlich öfter als Kleinseggenriede nach Delarze klassifiziert (Abbildung 13 und Abbildung 14). Der Unterschied in der Häufigkeit ist jedoch statistisch nicht signifikant ($p = 0.088$, Anteilstest).

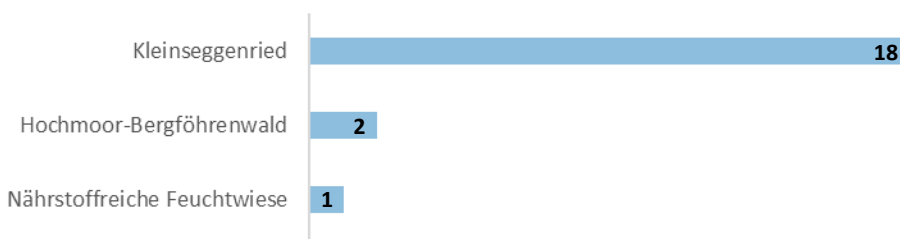


Abbildung 13: Lebensraumklassifikation der untersuchten Flächen mit Loipennutzung. Die Lebensraumklassifikation wurde in Vegedaz gemäss den Lebensraumtypen von Delarze vorgenommen. 18 Flächen mit Loipennutzung wurden als Kleinseggenriede klassifiziert, zwei Flächen als Hochmoor-Bergföhrenwald und eine Fläche als nährstoffreiche Feuchtwiese.

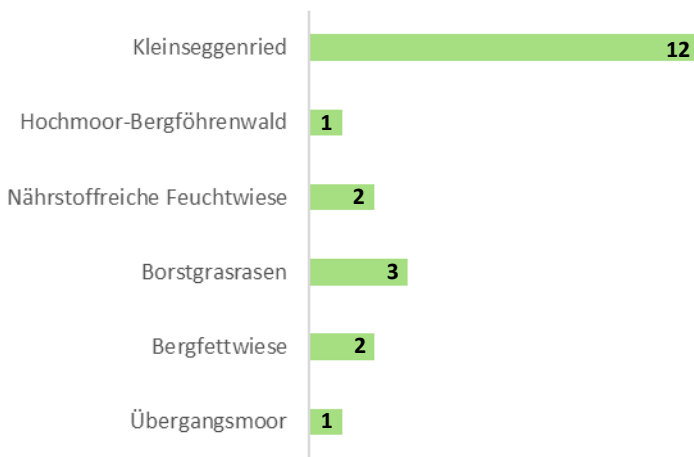


Abbildung 14: Lebensraumklassifikation der Flächen ohne Loipennutzung nach Delarze. Die Lebensraumklassifikation wurde in Vegedaz gemäss den Lebensraumtypen von Delarze vorgenommen. 12 Flächen ohne Loipennutzung wurden als Kleinseggenriede klassifiziert, eine Fläche als Hochmoor-Bergföhrenwald, zwei Flächen als nährstoffreiche Feuchtwiese, drei Flächen als Borstgrasrasen, zwei Flächen als Bergfettwiesen und eine Fläche als Übergangsmoor.

3.4 Bodenverdichtung

Die Bodenverdichtung unterschied sich über alle Flächen betrachtet nicht zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung (Anhang 5). Verschiedene Pflanzenarten korrelierten signifikant mit der Bodenverdichtung.

3.4.1 Bodenverdichtung mit und ohne Loipennutzung

Die mittlere Verdichtung der obersten 40cm des Bodens unterschied sich über alle untersuchten Flächen betrachtet nicht zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung ($p = 0.853$, *U-Test*). Am Standort Sils 2 war die Verdichtung auf Flächen mit Loipennutzung signifikant grösser ($p = 0.002^{**}$ Tabelle 4).

Tabelle 4: Mittlere Bodenverdichtung der obersten 40cm des Bodens auf Flächen mit und ohne Loipennutzung. Am Standort Sils 2 ist die Bodenverdichtung auf Flächen mit Loipennutzung hochsignifikant höher als auf Flächen ohne Loipennutzung. Die Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied wurde mit dem «U-Test», dem «Student t-Test» und dem «Welch t-Test» durchgeführt.

Standort	Bodenverdichtung mit Loipennutzung (MPa)	Bodenverdichtung ohne Loipennutzung (MPa)	p -Wert
Alle Flächen	1.85 (SD = 0.68)	1.77 (SD = 0.92)	0.853
Sils 1	2.38 (SD = 0.56)	2.50 (SD = 1.34)	0.748
Sils 2	2.05 (SD = 0.62)	1.09 (SD = 0.27)	0.002**
Maloja 1	1.15 (SD = 0.35)	1.38 (SD = 0.37)	0.086

Die Bodenverdichtung in den Bodentiefen 10cm, 20cm, 30cm, 40cm und 50cm unterschied sich nicht signifikant zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung (Tabelle 5).

Tabelle 5: Mittlere Bodenverdichtung nach Bodentiefe auf Flächen mit und ohne Loipennutzung. Die Bodenverdichtung verändert sich in den untersuchten Bodentiefen nicht signifikant zwischen Flächen mit und ohne Loipennutzung. Die Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied wurde mit dem «Student t-Test» und dem «U-Test» durchgeführt.

Bodentiefe	Bodenverdichtung mit Loipennutzung (MPa)	Bodenverdichtung ohne Loipennutzung (MPa)	p-Wert
10cm	1.41 (SD = 0.66)	1.09 (SD = 0.50)	0.232
20cm	1.96 (SD = 0.95)	1.87 (SD = 1.18)	0.739
30cm	1.90 (SD = 0.65)	2.03 (SD = 1.11)	0.968
40cm	1.99 (SD = 0.64)	2.08 (SD = 1.15)	0.720
50cm	2.10 (SD = 0.96)	1.89 (SD = 0.63)	0.616

3.4.2 Verdichtung und Pflanzenarten

Die Artmächtigkeit von *Anthoxanthum odoratum*, *Equisetum palustre*, *Festuca rubra*, *Homogyne alpina* und *Phleum alpinum* korrelierten am Standort Sils 1 stark negativ und signifikant mit der Bodenverdichtung (Tabelle 6). Das Deckung dieser Pflanzen nahm an Standorten mit zunehmender Bodenverdichtung ab. Die Pflanzenarten *Vaccinium myrtillus* und *Vaccinium uliginosum* korrelierten stark positiv und signifikant mit der Bodenverdichtung. Das Vorkommen dieser Pflanzen nahm an Standorten mit zunehmender Bodenverdichtung zu. Am Standort Maloja 1 korrelierte *Luzula campestris* stark positiv und signifikant mit der Bodenverdichtung. *Luzula campestris* nahm an Standorten mit zunehmender Bodenverdichtung zu.

Tabelle 6: Signifikante Korrelationen zwischen dem Pflanzenvorkommen und der Bodenverdichtung der Standorte Sils 1 und Maloja 1. Aufgeführt werden alle Pflanzenarten, welche an mindestens einem Standort signifikant mit der Bodenverdichtung korrelieren. Die Untersuchung auf eine Korrelation wurde mit dem «Spearman-Test» durchgeführt. Statistisch signifikante Korrelationen wurden mit «*» für signifikante, «**» für hochsignifikante und «***» für höchst signifikante Korrelationen gekennzeichnet.

Art	Sils 1			Maloja 1		
	Korrelation	R ²	p-Wert	Korrelation	R ²	p-Wert
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	-0.85	0.72	0.008**	0.26	0.07	0.526
<i>Equisetum palustre</i>	-0.78	0.61	0.024*	-0.65	0.42	0.081
<i>Festuca rubra</i>	-0.71	0.50	0.048*	0.09	0.01	0.833
<i>Homogyne alpina</i>	-0.80	0.64	0.017*	NA	NA	NA
<i>Phleum alpinum</i>	-0.76	0.58	0.027*	0.59	0.35	0.126
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0.78	0.61	0.024*	NA	NA	NA
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0.72	0.52	0.042*	NA	NA	NA
<i>Luzula campestris</i>	0.23	0.05	0.592	0.79	0.62	0.020*

3.4.3 Korrelation der Bodenverdichtung mit Zeigerwerten

Verschiedene Zeigerwerte (Anhang 2) korrelieren signifikant mit der Bodenverdichtung (Tabelle 7).

Tabelle 7: Korrelationen von Zeigerwerten mit der zunehmenden Bodenverdichtung. Aufgeführt werden signifikante Korrelationen und Korrelationen, welche nahe an der Signifikanz liegen und zumindest über eine schwache Korrelation (>0.40) verfügen. Der Test auf eine Korrelation wurde mit dem «Pearson-Test» durchgeführt. Statistisch signifikante Korrelationen wurden mit «» für signifikante, «**» für hochsignifikante und «***» für höchst signifikante Korrelationen gekennzeichnet.*

Zeigerwert	Korrelation	R ²	p-Wert
Feuchtezahl	-0.42	0.18	0.062
Durchlüftungszahl	0.65	0.42	0.002**
Humuszahl	-0.74	0.55	<0.001***
Nährstoffzahl	0.42	0.18	0.044*
Reaktionszahl	0.47	0.22	0.036*
Ruderalzahl	0.77	0.59	<0.001***
Stresszahl	-0.49	0.24	0.028*
Shannon-Index	0.48	0.23	0.030*
Artenzahl	0.49	0.24	0.030*

3.5 Nutzung

Die untersuchten Flächen in Bever wurden als Weide genutzt, die untersuchten Flächen der anderen Standorte als Mahdwiesen. Die untersuchten Weideflächen unterschieden sich von den Wiesenflächen in Maloja 1 in Humus- und Reaktionszahl und von Maloja 2 in allen untersuchten Zeigerwerten Humuszahl, Reaktionszahl, Ruderalzahl und Stresszahl (Tabelle 8). Von den untersuchten Wiesenflächen in Sils unterschieden sich die Weideflächen in Bever jedoch nicht signifikant.

Tabelle 8: Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied der Zeigerwerte zwischen den Weideflächen in Bever und den Wiesenflächen in Sils und Maloja. Die Zeigerwerte der Flächen in Maloja unterschieden sich bis auf die Ruderalzahl und die Stresszahl in Maloja 1 signifikant von den Flächen in Bever, die Zeigerwerte der Flächen in Sils unterschieden sich jedoch nicht signifikant von den Weideflächen in Bever. Die Untersuchung auf einen signifikanten Unterschied wurde mit einer ANOVA oder einem Oneway-Test durchgeführt und mit einem Post-hoc-Test auf die einzelnen Standorte präzisiert. Das Signifikanzniveau wurde mit der Bonferroni-Korrektur angepasst und liegt für diese Auswertung bei $\alpha = 0.016$. Statistisch signifikante Unterschiede wurden mit «» gekennzeichnet. Aufgrund des angepassten Signifikanzniveaus wurde auf eine Einstufung in signifikante, hoch signifikante und höchst signifikante Unterschiede verzichtet.*

Zeigerwerte	Sils 1	Maloja 1	Maloja 2
Humuszahl	0.129	0.003*	>0.001*
Reaktionszahl	0.217	>0.001*	>0.001*
Ruderalzahl	0.991	0.038	0.004*
Stresszahl	1.000	0.018	0.011*

4 Diskussion

In der Diskussion werden die Effekte der Loipennutzung auf Artenzahl, Diversität und Artenzusammensetzung der Flachmoorvegetation sowie der Loipenpräparierung auf die Bodenverdichtung diskutiert und mit den Ergebnissen von bisherigen Studien verglichen. Zudem wird der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Flachmoore eingeordnet und die Bedeutung der Resultate für die Vereinbarkeit der Loipennutzung mit den Schutzziele der Flachmoorverordnung diskutiert.

4.1 Vergleichbare Studien

Wie in dieser Arbeit haben auch Lanvers et al. (2012) die Auswirkungen von Langlaufloipen auf die Moorvegetation untersucht. Sie haben im Landkreis Garmisch-Partenkirchen in verschiedenen Moorlebensräumen Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Unter anderem wurden auch Aufnahmen in Kalkflachmooren durchgeführt. Die Ergebnisse von Lanvers et al. (2012) sind besonders gut mit dieser Arbeit vergleichbar, da mit vier Quadratmetern dieselbe Plotgrösse verwendet wurde. Zudem wurde die Vegetationsaufnahme ebenfalls mit der Methode von Braun-Blanquet (1964) durchgeführt und in der Auswertung wurden die Zeigerwerte nach Ellenberg für Loipen- und Kontrollflächen verglichen.

Knaus (2011) untersuchte in Sörenberg die Auswirkung der Beschneidung von Skipisten auf Moorflächen, insbesondere auf Kleinseggenriede. Es wurde jedoch auch der Einfluss der Skipisten auf die Vegetation untersucht.

Ein allgemeiner Vergleich wird zudem mit den Resultaten von Wipf et al. (2005) und Mayer & Erschbamer (2009) durchgeführt. Die von Wipf et al. (2005) und Mayer & Erschbamer (2009) untersuchten Lebensräume können jedoch in ihrer Vegetation und Eigenschaften stark von den Flachmoorstandorten in dieser Arbeit abweichen. Wipf et al. (2005) haben in 12 Schweizer Skiresorten die Effekte der Skipistenpräparierung auf die alpine Vegetation untersucht. Mayer & Erschbamer (2009) haben im Nordtirol 118 Vegetationsaufnahmen auf Skipisten in verschiedenen Höhenstufen durchgeführt und auf Unterschiede in Artenzahl, Deckung, Wuchshöhe und Bodentiefe im Pistenzentrum, am Pistenrand und neben der Piste untersucht.

4.2 Bedeutung der Resultate

4.2.1 Artenzahl und Diversität

Die Artenzahl und die Diversität auf Loipen- und Kontrollflächen unterscheiden sich nur am Standort Maloja 2 signifikant voneinander. Ein klarer Einfluss der Loipennutzung auf die Artenzahl und Diversität lässt sich nicht aufzeigen, da die Artenzahl und Diversität auf Flächen mit Loipennutzung an manchen Standorten zunimmt und an anderen Standorten abnimmt. Die signifikante Zunahme der Artenzahl auf Kontrollflächen in Maloja 2 ist gerade vor diesem Hintergrund kritisch zu betrachten. Zwei Kontrollflächen am Standort Maloja 2 wurden als Bergfettwiese klassifiziert, welche über eine vielfältige Artenzusammensetzung verfügt und bei mesophilen bis feuchten Bedingungen vorkommt (Delarze et al., 2015). Durch die zusätzliche Feuchtigkeit aufgrund der Loipennutzung könnten Arten der Bergfettwiese auf Loipenflächen verschwunden und vermehrt Arten des Flachmoors aufgekommen sein. Da Flachmoore als artenärmer als andere Feuchtgebiete gelten (Delarze et al., 2015), ist ein signifikanter Unterschied der Artenzahl erklärbar. Da ein solcher Effekt

jedoch an keinem anderen Standorte beobachtet wird, wird die Ursache für die Zunahme der Artenzahl auf den Kontrollflächen und die Veränderung in den Bedingungen und der Lebensraumklassifizierung eher in Unterschieden der lokalen Verhältnissen unabhängig von der Loipenführung vermutet. Lanvers et al. (2012) finden ebenfalls keinen signifikanten Unterschied in der Artenzahl auf Flachmoorflächen auf und neben der Loipe. Mayer & Erschbamer (2009) hingegen finden eine geringere Artenzahl auf der Skipiste als auf Kontrollflächen neben der Piste. Dies wird jedoch auf eine starke Störung durch Planierung und Beschneigung zurückgeführt, weshalb bei den selten beschneiten und nicht planierten Flächen im Engadin auch kein vergleichbarer Effekt vorliegt und die Artenzahl neben der Loipe nicht abnimmt.

4.2.2 Zeigerwerte

Ein signifikanter Unterschied der Zeigerwerte auf Flächen mit und ohne Loipennutzung findet sich einzig beim Zeigerwert «Feuchtezahl» am Standort Maloja 2. Es lässt sich die Tendenz erkennen, dass die Feuchtezahl auf Flächen mit Loipennutzung höher ist und dementsprechend der Loipenbetrieb auf Flachmooren zu einer leichten Bodenvernässung führt. Lanvers et al. (2012) finden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede der Zeigerwerte von Loipen- und Kontrollflächen. Eine tendenziell höhere Feuchtezahl auf präparierten Flächen wie in dieser Arbeit wird sowohl von Knaus (2011) wie auch von Wipf et al. (2005) gefunden. Knaus (2011) führt die höhere Feuchtezahl auf eine Bodenverdichtung durch Pistenfahrzeuge zurück, wogegen Wipf et al. (2005) den Grund bei der Beschneigung sehen, welche auf den von ihnen untersuchten Flächen durchgeführt wird.

Der starke Anstieg der Feuchtezahl auf den Untersuchungsflächen des Standortes Maloja 2 könnte daran liegen, dass der Loipenbetrieb auf die dortigen Verhältnisse und Vegetation einen stärkeren Einfluss hat als an den anderen Standorten. Dafür spricht, dass die Pflanzengesellschaft auf zwei Kontrollflächen als Bergfettwiese klassifiziert wurde, welche auf trockeneren Standorten vorkommen als Kleinseggenriede (Delarze et al., 2015) und vermutet wird, dass der Einfluss der zusätzlichen Feuchtigkeit auf trockenen Standorten stärker ist. Es wird jedoch als wahrscheinlicher eingeschätzt, dass unabhängig von der Loipenführung existierende Unterschiede in den Verhältnissen und der Vegetation der Loipenflächen und den Kontrollflächen zu einem verstärkten Unterschied des Zeigerwertes «Feuchtezahl» geführt haben.

Sowohl Knaus (2011) wie auch Wipf et al. (2005) finden zudem eine höhere Lichtzahl auf präparierten Flächen, was sie auf eine geringere Verbuschung der Untersuchungsflächen aufgrund der Pistenpräparation zurückführen. Dieser Effekt kommt auf den Flächen im Engadin wohl deshalb nicht vor, da die Verbuschung auf den untersuchten Standorten durch die Nutzung als Weide oder Wiese bereits stark kontrolliert wird.

4.2.3 Arten

Obwohl keine Pflanzenart signifikant häufiger auf Flächen mit und ohne Loipennutzung vorkommt, sind die Arten *Carex nigra*, *Pedicularis palustris* und *Equisetum palustre* eher auf Flächen mit Loipennutzung zu finden. Als Grund dafür wird die leicht erhöhte Feuchtigkeit auf Loipenflächen vermutet. Alle drei Arten sind Feuchtigkeitszeiger (Feuchtezahl 4+w+), welche auf Böden mit wechselnder Feuchtigkeit vorkommen (InfoFlora, 2021). *Carex nigra* kommt auf wassergesättigten Böden vor (Visser et al., 2000) und erträgt temporär nasse Standorte (Rausch, 2021). *Equisetum palustre* ist eine Zeigerpflanze für staunasse Böden (Bayerisches Landesamt für Landwirtschaft,

o. J.) und erträgt ebenfalls temporär nasse Standorte (Rausch, 2021). *Pedicularis palustris* bevorzugt nasse Standorte und toleriert Sauerstoffmangel (Rausch, 2021). Zudem ist diese Pflanze ein Ökosystemingenieur, welche durch parasitäres Verhalten an grossen Seggen Lücken in Flachmoorvegetation erschafft und somit verschiedene Arten fördert (Decler et al., 2013).

Auch Lanvers et al. (2012) findet keinen signifikanten Unterschied in der Artenzusammensetzung von Loipen- und Kontrollflächen. Lanvers et al. (2012) finden ebenfalls die Tendenz, dass Charakterarten der Kleinseggenriede und nassetolerante Arten vermehrt auf Loipenflächen vorkommen. Lanvers et al. (2012) findet zudem die Tendenz zu weniger Frischezeigern auf den Loipenflächen. In beiden Arbeiten wird *Equisetum palustre* als Profiteurart der Loipennutzung festgestellt. Lanvers et al. (2012) führt als profitierende Charakterarten des Flachmoors zudem *Carex davalliana*, *Eriophorum latifolium*, *Pinguicula vulgaris* und *Primula farinosa* auf. Zudem profitieren in der Untersuchung von Lanvers et al. (2012) die nassetoleranten Arten *Drosera rotundifolia* und *Rhynchospora alba*.

Generell wird die Artenzusammensetzung gemäss Steinbauer et al. (2018) deutlich stärker von Umweltvariablen wie der Höhenlage beeinflusst und nur zu einem geringen Anteil durch die Loipennutzung.

4.2.4 Lebensräume

Die Vegetation der Untersuchungsflächen mit Loipennutzung ist häufiger als Flachmoor bzw. Kleinseggenried klassifiziert als Flächen ohne Loipennutzung. Dafür kommen auf Flächen ohne Loipennutzung vermehrt trockenere Lebensräume wie Borstgrasrasen und Bergfettwiesen vor. Bei der Untersuchung von Lanvers et al. (2012) verändert sich die pflanzensoziologische Zugehörigkeit zwischen Loipen- und Kontrollflächen jedoch kaum.

Als Grund für die klare Tendenz in dieser Arbeit wird die zusätzliche Feuchtigkeit auf Loipenflächen angenommen, aufgrund derer die Arten aus Kapitel 4.2.3 (*Carex nigra*, *Pedicularis palustris* und *Equisetum palustre*) eher auf Loipenflächen vorkommen. Durch ihre Häufigkeit und ihre Bedeutung für den Lebensraum Kleinseggenried haben sie einen grossen Einfluss auf die Klassifizierung der Lebensräume, weshalb die Loipenflächen eher als Kleinseggenriede klassifiziert werden.

4.2.5 Bodenverdichtung

Eine Verdichtung des Bodens insgesamt durch Loipenpräparierung konnte nicht nachgewiesen werden. Die Verdichtung ist am Standort Sils 2 auf Loipenflächen signifikant höher, jedoch ist bei den Standorten Sils 1 und Maloja 1 ein umgekehrter Trend zu beobachten. Diverse Zeigerwerte korrelieren signifikant mit der Bodenverdichtung. In diesem Effekt wird jedoch nicht der direkte Einfluss der Bodenverdichtung auf die Vegetation und Zeigerwerte gesehen, sondern eher ein Einfluss der Bodenfeuchtigkeit auf die Messung der Bodenverdichtung. Es wird vermutet, dass auf feuchteren Böden generell eine geringere Bodenverdichtung gemessen wird als auf trockenen Böden. Die negative, beinahe signifikante Korrelation zwischen der Feuchtezahl und der Bodenverdichtung ist ein weiteres Indiz für diese Theorie. Die Untersuchungen von Dexter et al. (2007), Kenney et al. (2002) und Matile et al. (2020) bestätigen, dass trockene Böden einen erhöhten Eindringwiderstand aufweisen als feuchtere Böden und deshalb ein Vergleich der Messung des Eindringwiderstandes nur bei vergleichbarer Bodenfeuchte sinnvoll ist.

Auch würde ein Einfluss der Bodenfeuchtigkeit auf die Messung der Bodenverdichtung die signifikante Zunahme der Durchlüftungszahl auf verdichteteren Böden erklären. Dass die Durchlüftungszahl bei zunehmender Bodenverdichtung zunimmt und damit der Boden besser durchlüftet ist, ist entgegen den wissenschaftlichen Erkenntnissen (Håkansson & Medvedev, 1995; Horton et al., 1994).

Sollte diese Theorie zutreffen, könnte damit auch erklärt werden, warum trotz Loipenpräparation auf Flächen mit Loipennutzung keine höhere Bodenverdichtung gemessen wurde. Diese Flächen sind gemäss der höheren Feuchtezahl feuchter als Flächen ohne Loipennutzung (4.2.2) und deshalb würde die Messung der Bodenverdichtung einen im Vergleich zu der tatsächlichen Verdichtung zu tiefen Wert ergeben.

Flachmoore neigen jedoch gemäss Lanvers et al. (2012), im Vergleich mit anderen Moorarten, generell weniger zur Verdichtung bei mechanischer Kompression. Dies aufgrund des geringeren Anteils an Grobporen.

Verschiedene Arten korrelieren an jeweils einem Standort signifikant mit der Bodenverdichtung. Diese Korrelation wird jedoch bei keiner Art an beiden untersuchten Standorten gefunden, weshalb die Resultate kritisch betrachtet werden müssen. Einzig bei *Equisetum palustre* kommt an beiden Standorten eine schwache, negative Korrelation mit der zunehmenden Bodenverdichtung vor, jedoch ist diese nur an einem der beiden Standorte signifikant. *Equisetum palustre* ist eine Zeigerpflanze für staunasse Böden (Bayerisches Landesamt für Landwirtschaft, o. J.), weshalb ein erhöhtes Vorkommen auf weniger verdichteten Böden nicht zu erwarten wäre. *Equisetum palustre* kommt eher auf den Loipenflächen, welche in der Tendenz feuchter sind als die Kontrollflächen, vor. Die Korrelation mit der Bodenverdichtung ist deshalb wieder dadurch zu erklären, dass auf den feuchten Standorten mit dem Penetrologger eine geringere Bodenverdichtung gemessen wird als auf trockeneren Standorten (Dexter et al., 2007; Kenney et al., 2002; Matile et al., 2020). Somit ist der Grund für die negative Korrelation von *Equisetum palustre* mit der zunehmenden Bodenverdichtung wohl hauptsächlich das erhöhte Vorkommen auf feuchten Standorten.

4.2.6 Nutzung

Die Nutzung der Flachmoore überwiegt andere Einflussfaktoren auf die Zeigerwerte und damit auf die Vegetation nicht. Dies ist daran zu erkennen, dass die Zeigerwerte, welche gegebenenfalls von der Nutzung beeinflusst werden, sich zwischen Weideflächen und Wiesenflächen teilweise kaum und teilweise signifikant voneinander unterscheiden. Da diese Auswertung jedoch anhand nur eines Standortes mit Weidenutzung durchgeführt wurde, ist dieses Resultat mit Vorsicht zu betrachten und gewisse Einflüsse der Weidenutzung auf die Vegetation sind auch klar belegt (BAFU, 2007; Middleton et al., 2006; Wenger et al., 1995). Dazu gehören Trittschäden als Folge von übermässiger Beweidung (BAFU, 2007; Middleton et al., 2006) und eine Veränderung der Artenzusammensetzung (Wenger et al., 1995).

4.3 Methodik

4.3.1 Umfang der Vegetationsaufnahmen

Es werden auf Loipen- und Kontrollflächen insgesamt 44 Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Lanvers et al. (2012) führen in ihrer Untersuchung der Auswirkung von Langlaufloipen auf Moore 78 Vegetationsaufnahmen durch, jedoch befinden sich nur 18 dieser Flächen auf Flachmooren. Knaus

(2011) führt Vegetationsaufnahmen zur Bestimmung des kleinräumigen Einflusses von Skipisten auf die Moorvegetation auf 26 Dauerflächen durch, bezeichnet die Aussagekraft der Resultate aufgrund der geringen Datenmenge als stark eingeschränkt. Die Datenmenge in dieser Arbeit wird im Vergleich mit den anderen Untersuchungen als genügend gross eingestuft, hat jedoch immer noch einen eher geringen Umfang. Es wird vermutet, dass aus diesem Grund der Einfluss der Langlaufloipe auf die Flachmoorvegetation in Bezug auf die Feuchtezahl, das Vorkommen von häufigen Arten und der Einstufung in einen Lebensraumtyp nur in Tendenzen und nicht in signifikanten Unterschieden zwischen Loipen- und Kontrollflächen ersichtlich wird.

4.3.2 Methodenwahl

Die Zeigerwerte nach Landolt et al. (2010) werden in dieser Arbeit verwendet, da anhand von ihnen mögliche Auswirkungen der Loipennutzung auf die Bodenvariablen und die Vegetation ersichtlich werden und diese Auswirkungen aufgrund der Quantifizierung statistisch auswertbar sind. Es werden alle Zeigerwerte verwendet, welche in der Software Vegedaz verfügbar sind. Dies, da möglichst viele potenzielle und auch nicht zu erwartende Einflüsse der Langlaufloipe untersucht werden sollen.

Der Vergleich des Artvorkommens auf Loipen- und Kontrollflächen wird anhand der Deckung der Arten und nicht anhand des Vorkommens auf einer Fläche durchgeführt, da die Vegetation der Loipen- und Kontrollflächen gemäss eigener Beobachtung bei der Aufnahme sehr ähnlich ist und in vielen Fällen auf beiden Flächen dieselben Arten vorkommen. Die Verwendung der Deckung ermöglicht es, auch geringere Unterschiede in der Häufigkeit einer Art auf Loipen- und Kontrollflächen zu untersuchen.

Die Messung der Bodenverdichtung wird zusätzlich zu den Vegetationsaufnahmen durchgeführt, da eine Bodenverdichtung durch die Loipenpräparation vermutet wurde. Eine solche Verdichtung könnte zu Vernässung führen (Knaus, 2011; Lanvers et al., 2012) und damit die Artenzusammensetzung verändern (Lanvers et al., 2012). Neben einer Verdichtung des Bodens insgesamt werden die Loipen- und Kontrollflächen auch auf eine Bodenverdichtung in unterschiedlichen Bodenschichten untersucht. Dies, damit Ursachen und Ausmass der Bodenverdichtung besser abgeschätzt werden können. Eine Beweidung führt gemäss Bohner et al. (2018) zu einer Bodenverdichtung der obersten 5-15 cm, wogegen ein häufiges Befahren mit Maschinen zu einer Verdichtung bis in eine Bodentiefe von mindestens 25 cm führt.

4.3.3 Methodische Probleme und Einschränkungen

Die Aufnahmeflächen befinden sich alle im Oberengadin und sind räumlich sehr lokal in wenigen Flachmooren angeordnet. Die Aussagen aus den Vegetationsaufnahmen sind deshalb auf einen kleinen Raum beschränkt. An anderen Standorten in der Schweiz könnten abweichende Einflüsse und Einflüsse anderer Intensität der Langlaufloipen auf die Flachmoorvegetation festgestellt werden. Der erhobene Datensatz zu der Bodenverdichtung ist auf drei Standorte beschränkt, weshalb die Ergebnisse aus den statistischen Auswertungen mit Vorsicht betrachtet werden müssen. Noch mehr, da aufgrund der Daten vermutet wird, dass die Bodenfeuchtigkeit die durchgeführten Messungen der Bodenverdichtung beeinflusst hat und bei feuchteren Böden eine im Vergleich mit trockeneren Böden zu tiefe Bodenverdichtung gemessen wurde. Dexter et al. (2007), Kenney et al. (2002) und Matile et al. (2020) bestätigen in ihren Untersuchungen, dass der Eindringwiderstand bei

trockenen Bedingungen höher ist als bei feuchten Bedingungen. Der Einfluss der Bodenfeuchtigkeit hat somit möglicherweise die Resultate aus der Auswertung der Bodenverdichtung beeinflusst.

Die Untersuchung auf einen Einfluss der Weide- bzw. Wiesennutzung der Flachmoore wird auf Basis von vier Aufnahmen auf einer Weide an nur einem Standort durchgeführt. Die Datenlage zu dieser Auswertung ist gering und die Ergebnisse deshalb mit Vorsicht zu betrachten.

4.4 Implikation für die Praxis

Die Nutzung durch Langlaufloipen hat in den untersuchten Flächen im Engadin nur geringe Auswirkungen auf die Vegetation. Zu erwähnen ist die leicht erhöhte Feuchtezahl auf Flächen mit Loipennutzung. Eine erhöhte Feuchtezahl gilt als positiv und erwünschte Entwicklung bei Flachmooren (BAFU, 2007; Wipf et al., 2005). Es wird vermutet, dass die tendenziell höhere Feuchtigkeit auf Loipenflächen der Grund dafür ist, dass gewisse Arten des Flachmoors vermehrt auf Loipenflächen vorkommen und diese Flächen häufiger als Kleinseggenriede klassifiziert werden. Da der geringe Einfluss der Loipennutzung auf die Vegetation als positiv eingestuft wird, werden die Schutzziele gemäss Verordnung vom 7. September 1994 über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Flachmoorverordnung) in Bezug auf die Vegetation als eingehalten beurteilt. Die Objekte werde ungeschmälert erhalten und die standortheimischen Pflanzen werden erhalten und gefördert.

4.5 Offene Fragen und Folgeuntersuchungen

Die Loipennutzung auf Flachmooren scheint besonders bei bereits nassen Bedingungen nur einen geringen Einfluss auf die Vegetation zu haben. Es wird erwartet, dass ein Einfluss der Loipennutzung auf wertvollen Trockenflächen wie TWW-Objekten einen weitaus gravierenderen Effekt haben könnten. Wipf et al. (2005) haben bereits allgemeine Auswirkungen von Wintersportpisten auf verschiedene alpine Lebensräume aufgeführt, jedoch wird nicht auf die Auswirkung auf spezifische Lebensräume und seltenen Arten eingegangen.

Gemäss Wipf et al. (2005) und Rixen et al. (2008) befinden sich auf Flächen mit Pistennutzung weniger Frühblüher. Dieser Effekt konnte in dieser Arbeit aufgrund des Aufnahmezeitpunktes nicht erhoben werden. Durch eine Vegetationsaufnahme im Frühling nach der Schneeschmelze könnten spezifisch die Frühblüher erhoben werden und so die Auswirkungen der späteren Ausaperung, verursacht durch die Loipenpräparation, erhoben werden.

Die Auswirkungen der Langlaufloipe auf die Vegetation im Engadin sind als gering und tendenziell positiv zu beurteilen. Eine abschliessende Beurteilung des Einflusses von Langlaufloipen auf Flachmoorlebensräume beinhaltet jedoch auch mögliche Auswirkungen auf die Fauna dieser Lebensräume.

5 Literaturverzeichnis

- Art Public Plaiv. (2003). *Das Oberengadin*. Abgerufen von https://artpublicplaiv.org/pdf/Region_La_Plaiv.pdf
- BAFU, Bundesamt für Umwelt (2007). *Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz*. Abgerufen von <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-biodiversitaet/biodiversitaet--publikationen/publikationen-biodiversitaet/zustand-und-entwicklung-der-moore-in-der-schweiz.html>
- BAFU, Bundesamt für Umwelt (2019). *Moore*. Abgerufen von <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/moore.html>
- Baltisberger, M., Nyffeler, R., & Widmer, A. W. (2013). *Systematische Botanik* (4. Aufl.). Zürich: Vdf Hochschulverlag.
- Barth, H. (1997). Auswirkungen des Skilanglaufes auf die Vegetation in Feuchtgebieten. *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz*, 143, 20.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. (o. J.). *Sumpf-Schachtelhalm*. Abgerufen am 10. Dezember 2021 von https://www.lfl.bayern.de/ips/unkraut/u_steckbriefe/053986/index.php
- Binz, A., & Heitz, C. (1991). *Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz* (19. Aufl.). Basel/Berlin: Schwabe Verlag.
- Blumer, F. (2013). *Das Klima im Engadin—Die Wetterwoche—SRF*. Schweizer Radio und Fernsehen (SRF). Abgerufen von <https://www.srf.ch/audio/die-wetterwoche/das-klima-im-engadin?id=10294463>
- Bohner, A., Gehmacher, P., Bodner, G., & Strauss, P. (2018). Bodenverdichtung im Dauergrünland und ihre Auswirkung auf die Grünlandvegetation. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, 68, 113-129.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie* (3. Aufl.). Wien/New York: Springer-Verlag.
- Broggi, M. F., Willi, G., & Staub, R. (1998). Skipisten, Loipen, Beschneiungsanlagen

und Moorschutz. In *Handbuch Moorschutz in der Schweiz* (Bd. 2). Bundesamt für Umwelt BAFU.

Bundesamt für Landestopografie swisstopo. (2021). *Map.geo.admin*. Abgerufen von <https://map.geo.admin.ch>

Cernusca, A., Angerer, H., Newesely, C., & Tappeiner, U. (1990). Ökologische Auswirkungen von Kunstschnee -eine Kausalanalyse der Belastungsfaktoren. *Verhandlung der Gesellschaft für Ökologie*, 19(2), 746–757.

Decler, K., Bonte, D., & Van Diggelen, R. (2013). The hemiparasite *Pedicularis palustris*: 'Ecosystem engineer' for fen-meadow restoration. *Journal for Nature Conservation*, 21(2), 65–71.

Delarze, R., Gonseth, Y., Eggenberg, S., & Vust, M. (2015). *Lebensräume der Schweiz* (3. Aufl.). Bern: Ott Verlag.

Dengler, J. (2003). Entwicklung und Bewertung neuer Ansätze in der Pflanzensoziologie unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsklassifikation. In *Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen* (Bd. 14). Nümbrecht: Martina Galunder-Verlag.

Dexter, A. R., Czyż, E. A., & Gałę, O. P. (2007). A method for prediction of soil penetration resistance. *Soil and Tillage Research*, 93(2), 412-419.

GeoGR AG. (2021). *GeoGR*. Abgerufen von <https://www.geogr.ch/>

Geographie der Schweiz. (2021). *Wikipedia*. Abgerufen von https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Geographie_der_Schweiz&oldid=216021279

Grisun. (2021). *Geographie*. Abgerufen von <https://www.grisun.ch/region/engadin/geographie>

Håkansson, I., & Medvedev, V. W. (1995). Protection of soils from mechanical overloading by establishing limits for stresses caused by heavy vehicles. *Soil and Tillage Research*, 35(1), 85–97.

Horton, R., Ankeny, M. D., & Allmaras, R. R. (1994). Effects of compaction on soil hydraulic properties. *Developments in agricultural engineering*, 11, 141–165.

InfoFlora. (2021). info flora. Abgerufen von <https://www.infoflora.ch/de/>

- Keller, F. (o. J.). *Die Entstehung der Oberengadiner Seen*. Abgerufen 9. Dezember 2021 von https://www.academia-engiadina.ch/fileadmin/user_upload/HFT/ZAG/pdf/Entstehung-OE-Seen-16.pdf
- Keller, T., Pielmeier, C., Rixen, C., Gadiant, F., Gustafsson, D., & Stähli, M. (2004). Impact of artificial snow and ski-slope grooming on snowpack properties and soil thermal regime in a sub-alpine ski area. *Annals of Glaciology*, 38, 314–318.
- Kenney, E. A., Hall, J. W., & Wang, C. (2002). Temporal trends in soil properties at a soil quality benchmark site in the Lower Fraser Valley, British Columbia. *Canadian journal of soil science*, 82(4), 499-509.
- Knaus, F. (2011). *Der Einfluss von künstlicher Beschneigung auf geschützte Moorflächen in Sörenberg, Luzern*. ETH Zürich, unveröffentlicht.
- Krüsi, B. O. (2020). Anleitung Vegedaz. In *Unterrichtsunterlagen ZHAW*, unveröffentlicht.
- Küchler, M., Bedolla, A., Ecker, K., Feldmeyer-Christe, E. Graf, U. Küchler, H. (2007).
Veränderung der Vegetation in den Schwyzer Mooren. In H. Küchler & M. Küchler (Red.), *Schwyzer Moore im Wandel* (Heft 15). Schweizerische Naturforschende Gesellschaft.
- Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmli, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F., Theurillat, J.-P., Urmi, E., Vust, M., & Wohlgemuth, T. (2010). *Flora indicativa: Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. Bern: Haupt Verlag.
- Lanvers, J., Sieg, B., & Fartmann, T. (2012). Auswirkungen von Langlaufloipen auf Moorvegetation. *Tuxenia*, 32, 87–103.
- Mäder, P., Boho, D., Rzanny, M., Seeland, M., Wittich, H. C., Deggelmann, A., & Wäldchen, J. (2021). The flora incognita app—interactive plant species identification. *Methods in Ecology and Evolution*.
- Matile, L., Haab, R., & Krebs, R. (2020). Monitoring des Abbaus und der hydrologischen Verhältnisse des drainierten Niedermoors. In C. Heitz *Abseits der grossen Seen. Archäologie und Erhaltung der neolithischen Unesco-Welterbestätte Seedorf, Lobsigensee*. Archäologischer Dienst des Kantons Bern.

- Mayer, R., & Erschbamer, B. (2009). The vegetation of ski pistes compared to the adjacent vegetation in the inner Oetz Valley (Central Alps, North Tyrol). *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich*, 146, 139–157.
- Middleton, B. A., Holsten, B., & van Diggelen, R. (2006). Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science*, 9(2), 307–316.
- Müller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley & Sons.
- Quinger, B. (2007). Vergleichende vegetationskundliche Untersuchungen der Loipentrassen im Ettaler Weidmoos mit eng benachbarten sonst standörtlich gleichartigen, durch den Skilanglaufbetrieb unbeeinflussten Flächen. Unveröffentlichtes Manuskript.
- Rausch, R. (2021). *Ökologie-Seite*. Abgerufen von <https://botanik-seite.de/index.php?id=49>
- R Studio Team. (2016). *R Studio: Integrated Development for R*. R Studio Inc. Abgerufen von <https://www.rstudio.com/>
- Rixen, C., Freppaz, M., Stoeckli, V., Huovinen, C., Huovinen, K., & Wipf, S. (2008). Altered snow density and chemistry change soil nitrogen mineralization and plant growth. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 40(3), 568–575.
- Rixen, C., Haeberli, W., & Stoeckli, V. (2004). Ground temperatures under ski pistes with artificial and natural snow. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 36(4), 419–427.
- Rixen, C., Stoeckli, V., & Ammann, W. (2003). Does artificial snow production affect soil and vegetation of ski pistes? A review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 5(4), 219–230.
- Royal Eijkelkamp. (2021). *Gebrauchsanweisung Penetrologger*. Abgerufen von <https://de.eijkelkamp.com/produkte/feldmessger-te/penetrologger-set-a.html>
- Steinbauer, M. J., Kreyling, J., Stöhr, C., & Audorff, V. (2018). Positive sport–biosphere interactions? — Cross-country skiing delays spring phenology of meadow vegetation. *Basic and Applied Ecology*, 27, 30–40.
- Tilman, D. (1996). Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350–363.
- Tydac AG. (2021). *MAP+ 2020*. mapplus. Abgerufen von <https://www.mapplus.ch>

Verordnung vom 7. September 1994 über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Flachmoorverordnung). (1. Oktober 1994). SR 451.33 (Stand 1. Juli 2021).

Visser, E. J. W., Bögemann, G. M., Steeg, H. M. V. D., Pierik, R., & Blom, C. W. P. M. (2000). Flooding tolerance of *Carex* species in relation to field distribution and aerenchyma formation. *The New Phytologist*, 148(1), 93–103.

Wenger, D., Righetti, A., & Hegg, U. (1995). Einfluss der Beweidung auf Feuchtgebiete, dargestellt anhand von Beispielen aus dem Kanton Bern. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern*, 52, 75–95.

Wipf, S., Rixen, C., Fischer, M., Schmid, B., & Stoeckli, V. (2005). Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 306–316.

Anhang

Anhang 1: Tabelle der mittleren Artenzahlen und Diversität der Untersuchungsstandorten auf Loipen- und Kontrollflächen.	1
Anhang 2: Tabelle der mittleren Zeigerwerte	1
Anhang 3: Pflanzenvorkommen auf Flächen mit und ohne Loipennutzung	3
Anhang 4: Kreuztabelle der Artmächtigkeiten	6
Anhang 5: Bodenverdichtung der verschiedenen Untersuchungsflächen- und standorte.....	10

Anhang 1: Tabelle der mittleren Artenzahlen und Diversität der Untersuchungsstandorten auf Loipen- und Kontrollflächenflächen

		Alle Flächen	Bever	Sils 1	Sils 2	Maloja 1	Maloja 2
Artenzahl	Auf	16.7	18.5	22.8	17.3	16.8	10.0
	Neben	18.0	18.5	25.3	15.0	16.3	15.6
	p	0.486	0.769	0.291	N.A	0.869	0.007**
Shannon-Index	Auf	2.64	2.74	3.02	2.70	2.68	2.16
	Neben	2.72	2.70	3.11	2.45	2.65	2.66
	p	0.569	0.686	0.306	N.A	0.881	0.030*
Shannon-Evenness	Auf	0.96	0.95	0.97	0.96	0.96	0.95
	Neben	0.96	0.96	0.97	0.95	0.97	0.97
	p	0.589	0.681	0.748	N.A	0.810	0.169

Anhang 2: Tabelle der mittleren Zeigerwerte

		Alle Flächen	Bever	Sils 1	Maloja 1	Maloja 2
Temperaturzahl	Auf	2.77	2.74	2.74	2.76	2.80
	Neben	2.79	2.74	2.80	2.77	2.84
	p	0.409	0.894	0.499	0.907	0.646
Kontinentalitätszahl	Auf	2.87	2.95	2.93	2.84	2.82
	Neben	2.88	2.93	2.89	2.83	2.89
	p	0.951	0.769	0.498	0.856	0.300
Lichtzahl	Auf	3.76	3.82	3.72	3.73	3.76
	Neben	3.74	3.76	3.68	3.74	3.73
	p	0.742	0.147	0.497	0.957	0.706
Feuchtezahl	Auf	3.84	3.82	3.57	3.79	4.00
	Neben	3.75	3.74	3.59	3.75	3.57

	p	0.157	0.372	0.939	0.760	0.034*
Reaktionszahl	Auf	2.55	2.86	2.72	2.39	2.36
	Neben	2.54	2.92	2.73	2.31	2.42
	p	0.897	0.686	0.927	0.581	0.548
Nährstoffzahl	Auf	2.42	2.40	2.67	2.09	2.57
	Neben	2.42	2.59	2.72	2.00	2.62
	p	0.996	0.407	0.766	0.313	0.829
Humuszahl	Auf	4.47	4.07	4.15	4.85	4.43
	Neben	4.47	3.93	4.25	4.84	4.41
	P	0.975	0.642	0.277	0.922	0.834
Durchlüftungszahl	Auf	1.30	1.30	1.49	1.14	1.38
	Neben	1.28	1.36	1.40	1.12	1.41
	p	0.916	0.189	0.435	0.753	0.656
Konkurrenzzahl	Auf	1.12	1.14	1.15	1.12	1.02
	Neben	1.12	1.13	1.19	1.07	1.09
	p	0.354	0.551	0.773	0.064	0.531
Ruderalzahl	Auf	0.46	0.57	0.64	0.38	0.35
	Neben	0.52	0.70	0.64	0.39	0.54
	p	0.370	0.211	0.996	0.883	0.146
Stresszahl	Auf	1.41	1.29	1.21	1.50	1.62
	Neben	1.36	1.16	1.18	1.54	1.37
	p	0.460	0.262	0.463	0.634	0.223

Anhang 3: Pflanzenvorkommen auf Flächen mit und ohne Loipennutzung

Art	Artmächtigkeit		
	Auf Loipe	Neben Loipe	<i>p</i>
<i>Agrostis canina</i>	1.05	1.41	0.456
<i>Agrostis capillaris</i>	0.36	0.27	0.698
<i>Agrostis gigantea</i>	0.23	0	0.340
<i>Alchemilla hybrida</i>	1.32	1.05	0.556
<i>Alopecurus pratensis</i>	0.14	0.05	0.555
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0.86	1.32	0.461
<i>Arnica montana</i>	0.18	0.45	0.565
<i>Avenella flexuosa</i>	0	0.14	0.162
<i>Bartisa alpina</i>	0.36	0.23	0.420
<i>Blysmus compressus</i>	0.73	0.77	0.768
<i>Briza media</i>	0.64	0.68	0.824
<i>Calluna vulgaris</i>	0.36	0.27	0.953
<i>Caltha palustris</i>	0.27	0.55	0.605
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	0.14	0.162
<i>Cardamine flexuosa</i>	0.14	0.09	1.000
<i>Carex canescens</i>	0.82	1.00	0.727
<i>Carex capillaris</i>	0.18	0.27	0.733
<i>Carex echinata</i>	0	0.41	0.162
<i>Carex flacca</i>	0	0.09	0.340
<i>Carex flava</i>	0.14	0.14	0.701
<i>Carex nigra</i>	4.0	3.32	0.105
<i>Carex panicea</i>	0.95	0.82	0.495
<i>Carex pauciflora</i>	0.18	0.14	0.670
<i>Carex rostrata</i>	0.59	0.45	0.501
<i>Carum carvi</i>	0.36	0.27	0.953
<i>Cirsium helenoides</i>	0	0.09	0.340
<i>Crepis biennis</i>	0	0.09	0.340
<i>Dactylorhiza majalis</i>	0.55	0.73	0.540
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0	0.18	0.340
<i>Drosera rotundifolia</i>	0	0.05	0.340
<i>Equisetum palustre</i>	1.95	1.36	0.310
<i>Erigeron alpinus</i>	0.09	0.09	1.000
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0.55	0.23	0.422

<i>Euphrasia alpina</i>	0	0.05	0.340
<i>Festuca rubra</i>	1.45	1.59	0.769
<i>Galium palustre</i>	0.86	0.77	0.884
<i>Gentiana acaulis</i>	0	0.14	0.340
<i>Gentiana verna</i>	0.09	0	0.340
<i>Geum rivale</i>	0	0.18	0.340
<i>Hieracium pilosella</i>	0.45	0.23	0.619
<i>Homogyne alpina</i>	0.68	0.50	0.834
<i>Juncus filiformis</i>	0.36	0.77	0.559
<i>Juncus jaquinii</i>	0.73	0.55	0.689
<i>Lathyrus pratensis</i>	0.23	0.23	0.686
<i>Leontodon hispidus</i>	0.82	0.64	0.878
<i>Lotus corniculatus</i>	0.14	0	0.162
<i>Luzula campestris</i>	1.36	2.05	0.140
<i>Melampyrum pratense</i>	0.14	0.27	0.573
<i>Menyanthes trifoliata</i>	0	0.09	0.340
<i>Molinia caerulea</i>	1.14	1.45	0.705
<i>Myosotis scorpioides</i>	0.64	0.68	1.000
<i>Nardus stricta</i>	0.91	1.18	0.437
<i>Parnassia palustris</i>	0.09	0.09	1.000
<i>Pedicularis palustris</i>	1.77	1.00	0.117
<i>Phleum alpinum</i>	0.64	0.82	0.676
<i>Phleum pratense</i>	0.73	0.32	0.402
<i>Plantago alpina</i>	0	0.09	0.340
<i>Plantago coronopus</i>	0.09	0	0.340
<i>Plantago lanceolata</i>	0.09	0	0.340
<i>Plantago major</i>	0.09	0	0.340
<i>Poa alpina</i>	0.23	0	0.340
<i>Poa trivialis</i>	1.00	1.18	0.686
<i>Polygonum bistorta</i>	0.91	1.00	0.642
<i>Polygonum viviparum</i>	0.95	1.00	1.000
<i>Potentilla aurea</i>	0	0.14	0.340
<i>Potentilla erecta</i>	2.05	2.27	0.875
<i>Potentilla palustris</i>	0.18	0.45	0.323
<i>Prunella vulgaris</i>	0.14	0.41	0.217
<i>Pseudorchis albida</i>	0.14	0.32	0.376

<i>Rhinanthus minor</i>	0.41	0.95	0.226
<i>Rhynchospora alba</i>	0.05	0.14	0.555
<i>Rumex alpestris</i>	0.14	0.14	1.000
<i>Rumex alpina</i>	0	0.18	0.340
<i>Salix repens</i>	0.09	0.14	0.981
<i>Sanguisorba officinalis</i>	1.55	1.41	0.750
<i>Silene flos-cuculi</i>	0.05	0.27	0.290
<i>Solidago virgaurea</i>	0	0.05	0.340
<i>Stellaria palustris</i>	0	0.05	0.340
<i>Taraxacum palustre</i>	0	0.18	0.162
<i>Trichophorum cespitosum</i>	0.77	0.86	0.949
<i>Trifolium badium</i>	0.36	0.32	0.901
<i>Trifolium pratense</i>	0.23	0.45	0.253
<i>Trifolium repens</i>	1.86	1.45	0.484
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0.23	0.18	0.686
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0.41	0.73	0.432
<i>Vicia cracca</i>	0.50	0.45	0.642

Anhang 4: Kreuztabelle der Artmächtigkeiten

Ort	1a Bever	1b Bever	2a Bever	2b Bever	3a Bever	3b Bever	4a Bever	4b Bever	5a Sils1	5b Sils1	6a Sils1	6b Sils1	7a Sils1	7b Sils1	8a Sils1	8b Sils1	9a Sils2	9b Sils2	10a Sils2	10b Sils2	11a Sils2	11b Sils2	
Agrostis canina	2	1	1		+	1	+	1		1	+	1		2	1	2			+	+	1	2	
Agrostis capillaris																							
Agrostis gigantea																							
Alchemilla hybrida				r	r	1	r	+	3	2	2	3	+	2	2	2			2		2		
Alopecurus pratensis											r					+	r						
Anthoxanthum odoratum													2	3					r	2	1		
Arnica montana																							
Avenella flexuosa																							
Bartsia alpina																							
Blysmus compressus	5	4	2	1	3	3		1															
Briza media	r	r	1	2	1	1	r	r	1	+	+	r	r	+									
Calluna vulgaris																							
Caltha palustris				2			r	r								r			+	1		+	
Campanula rotundifolia														r									
Cardamine flexuosa															1	+							
Carex canescens																+	2				3	4	
Carex capillaris			+	+	r					2													
Carex echinata																							
Carex flacca														+									
Carex flava			r				r	+						r									
Carex nigra	1		2	3	3	+	3	3	2	2	3	2	+	+	4	3	2	3	2	+	2	+	
Carex panicea	r		3	1	r	r	2	2	r	2	1	1											
Carex pauciflora							r			r													
Carex rostrata											+							3	3				
Carum carvi												r										1	
Cirsium helenioides												+											
Crepis biennis																							
Dactylorhiza majalis									r	r				r									
Deschampsia cespitosa																							
Drosera rotundifolia																							
Equisetum palustre			1	1	2		+	1	2	r	1	1		+			1		2	+		+	
Erigeron alpinus																							
Eriophorum angustifolium			r														r	r	2	+	+		
Euphrasia									+	+													
Euphrasia alpina																							
Festuca rubra			2	+	+	+		+	+	+	r	r	1	+	+				r	2	+		
Galium palustre			1	+	1	1	r	1	+	+	1	+	r	+	1	r			r	r	+	r	
Gentiana acaulis																							
Gentiana verna																							
Geum rivale												2											
Hieracium pilosella			+	r	2	r			+	1			+										
Homogyne alpina																							
Juncus filiformis												1				r							2
Juncus jacquinii	2	1	2	2	+	+	1	1	1														
Lathyrus pratensis									r	r	2	1									r		
Leontodon hispidus													1	+	+	1			+	r	1	r	
Lotus corniculatus			+																				

Luzula campestris						+	r	r	1	2	+	r	3	3	1	2	r		1	1	1	+	
Melampyrum pratense																							
Menyanthes trifoliata																		+					
Molinia caerulea																							
Myosotis																							
Myosotis scorpioides						+			+	r	+	+	r	+	+	+	+		1	+	+	2	
Nardus stricta									1	2			r	3	2	1	1						
Parnassia palustris																							
Pedicularis palustris			1	1	1		+	1	1			1					2	1	1	2	2	1	
Phleum alpinum					r	2							+	r	+	1	+		r	+	+	1	
Phleum pratense																							
Plantago alpina																							
Plantago coronopus																							
Plantago lanceolata								+															
Plantago major	+																						
Poa alpina																							
Poa trivialis	1	2		+		1	+	+	+	1	2	1	1	1	1	1			+		1	1	
Polygonum bistorta										2	2	2							2	2	4	+	
Polygonum viviparum	r		r	3	+	2	+	+	3	1	+	+	4	1	+	1							
Potentilla																							
Potentilla aurea																							
Potentilla erecta			2	3	2	1	1	1	r	1	1	+	2	2	+	1				+	+		
Potentilla palustris																	2	1			4		r
Prunella vulgaris			+	1	r	+		+		r				r									
Pseudorchis albida																							
Ranunculus	+	r	1	+	1	2	+	+	+	+	+	r	+	+	1				2	2	3	1	
Ranunculus acris																							
Ranunculus repens																	1						
Rhinanthus minor										1			+	+					+	2	1		
Rhynchospora alba																							
Rumex alpestris																							
Rumex alpinus												2											
Salix repens			r	r			r	+															
Sanguisorba officinalis									r	2	2	3	1		2	2				r	1		
Silene flos-cuculi			r	r		1		+															
Solidago virgaurea																							
Stellaria palustris						r																	
Taraxacum palustre								r		1													
Trichophorum cespitosum																							
Trifolium badium									+	r	+		r	r	+	r			r	+			
Trifolium pratense			1	1		r			+	r						+							
Trifolium repens	1	2			1	1	1	2	3	2	2		1	1	1	2			1	1	2		
Vaccinium myrtillus																							
Vaccinium uliginosum																							
Vicia cracca			+	r	r				+	+	+	+		+	+	1			r			r	

	12a	12b	13a	13b	14a	14b	15a	15b	16a	16b	17a	17b	18a	18b	19a	19b	20a	20b	21a	21b	22a	22b	
Ort	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja1	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2	Maloja2
Agrostis canina							+	+															
Agrostis capillaris									1				+		+	+		+	r	+			
Agrostis gigantea																						3	

Alchemilla hybrida									2													
Alopecurus pratensis																						
Anthoxanthum odoratum					+		1	+	1	+	1	+				2		1		3		+
Arnica montana					+			1		1	+	2										
Avenella flexuosa														+		r						
Bartsia alpina	1	+	r	1					1		r											
Blysmus compressus																						
Briza media										r												
Calluna vulgaris	+				2	2				r	+	r										
Caltha palustris																				+	+	
Campanula rotundifolia								+														
Cardamine flexuosa																						
Carex canescens													3	2	1	3	4					
Carex capillaris							r															
Carex echinata												2						3				
Carex flacca																						
Carex flava									r													
Carex nigra	+	1	1	1	2	2	2	+	2	2	3	3	1	1	2	2	3	1	4	1	+	1
Carex panicea	1	1					r				+											
Carex pauciflora					+	+					r											
Carex rostrata					r		r	1		r	+	r			+							
Carum carvi															+	1			1	+		
Cirsium helenioides																						
Crepis biennis															+							
Dactylorhiza majalis	+	1	+	r	+	1		+	+	+	1	1										
Deschampsia cespitosa																						2
Drosera rotundifolia																						
Equisetum palustre	+	1	1	1	1	1	2	2	4	1	+			r								
Erigeron alpinus							+	+														
Eriophorum angustifolium	2	+																				
Euphrasia																						1
Euphrasia alpina																r						
Festuca rubra					r		2	1	1	2	1	+				r		2		+	2	2
Galium palustre																						
Gentiana acaulis												1										
Gentiana verna																						
Geum rivale																						
Hieracium pilosella																						
Homogyne alpina	1					+	2	1	2	1	2	1										
Juncus filiformis							r			2				1	1	1					1	
Juncus jacquinii																						
Lathyrus pratensis																						
Leontodon hispidus					1	+			1	+	+	r										+
Lotus corniculatus											r											
Luzula campestris				+	1	1		2	1	+	+	+		+		+		+	r	+		+
Melampyrum pratense					1					1		1										
Menyanthes trifoliata																						
Molinia caerulea	3	3	5	4	3	3	1	2		3	2	2		1	r							
Myosotis																				r		
Myosotis scorpioides																						
Nardus stricta			+		1	+	+	2		r		+						r			+	2
Parnassia palustris	+	+																				

Pedicularis palustris									+				1	2	1	+	+		2				
Phleum alpinum							r		+					3	r								
Phleum pratense													3		2	2	r	r	1		1		+
Plantago alpina								+															
Plantago coronopus											+												
Plantago lanceolata																							
Plantago major																							
Poa alpina																							3
Poa trivialis																							
Polygonum bistorta													+	+				+	2	2			
Polygonum viviparum																							
Potentilla																						1	1
Potentilla aurea																							1
Potentilla erecta	1	1	1	1	2	1	2	3	2	2	2	1				+	+						
Potentilla palustris																							
Prunella vulgaris																							
Pseudorchis albida	+	+	r	+				+		r													
Ranunculus							r	1	+		+											1	+
Ranunculus acris														1		1		2		3			
Ranunculus repens																							
Rhinanthus minor														1	r	2		+		+	r	r	
Rhynchospora alba										r	r	+											
Rumex alpestris																						1	1
Rumex alpinus																							
Salix repens																							
Sanguisorba officinalis	+								1		1		+	+	+	1		2	2	2	1	2	
Silene flos-cuculi																							
Solidago virgaurea								r															
Stellaria palustris																							
Taraxacum palustre																							
Trichophorum cespitosum	2	3	+	1	2	2	2	2			1	1											
Trifolium badium																		r		r			
Trifolium pratense																1							
Trifolium repens									2					+			1	1	1	+			
Vaccinium myrtillus					2	r		r			r	+											
Vaccinium uliginosum	+	+			1	2		r		2	2	3											
Vicia cracca																							

Anhang 5: Bodenverdichtung der verschiedenen Untersuchungsflächen- und standorte

Ort	Plot	Lage auf/neben Piste	Tiefe	Widerstand (Mpa)	Durchschnitt Plot (0-40cm)	Vegetationsplot
Sils1	1	Auf	10	1.58	2.365	5a
Sils1	1	Auf	20	2.51		
Sils1	1	Auf	30	2.64		
Sils1	1	Auf	40	2.73		
Sils1	1	Auf	50	3.59		
Sils1	2	Neben	10	1.22	2.9725	5b
Sils1	2	Neben	20	3.4		
Sils1	2	Neben	30	3.51		
Sils1	2	Neben	40	3.76		
Sils1	3	Auf	10	1.37	1.99	6a
Sils1	3	Auf	20	2.12		
Sils1	3	Auf	30	2.13		
Sils1	3	Auf	40	2.34		
Sils1	3	Auf	50	2.15		
Sils1	3	Auf	60	1.57		
Sils1	4	Neben	10	0.49	0.85	6b
Sils1	4	Neben	20	0.76		
Sils1	4	Neben	30	0.93		
Sils1	4	Neben	40	1.22		
Sils1	4	Neben	50	1.34		
Sils1	4	Neben	60	1.99		
Sils1	4	Neben	70	2.43		
Sils1	5	Auf	10	2.55	2.6725	7a
Sils1	5	Auf	20	3.61		
Sils1	5	Auf	30	2.26		
Sils1	5	Auf	40	2.27		
Sils1	6	Neben	10	1.83	2.7675	7b
Sils1	6	Neben	20	4.01		
Sils1	6	Neben	30	3.22		

Sils1	6	Neben	40	2.01		
Sils1	6	Neben	50	3.17		
Sils1	7	Auf	10	1.64	2.49	8a
Sils1	7	Auf	20	2.53		
Sils1	7	Auf	30	3.04		
Sils1	7	Auf	40	2.75		
Sils1	8	Neben	10	1.99	3.4	8b
Sils1	8	Neben	20	3.04		
Sils1	8	Neben	30	3.98		
Sils1	8	Neben	40	4.59		
Sils2	1	Auf	10	1.33	1.72	11a
Sils2	1	Auf	20	1.82		
Sils2	1	Auf	30	1.55		
Sils2	1	Auf	40	2.18		
Sils2	1	Auf	50	3.05		
Sils2	1	Auf	60	3.21		
Sils2	1	Auf	70	2.89		
Sils2	2	Neben	10	0.74	1.0525	11b
Sils2	2	Neben	20	0.81		
Sils2	2	Neben	30	1.12		
Sils2	2	Neben	40	1.54		
Sils2	2	Neben	50	2.06		
Sils2	2	Neben	60	2.62		
Sils2	2	Neben	70	2.34		
Sils2	3	Auf	10	2.41	2.715	10a
Sils2	3	Auf	20	3.02		
Sils2	4	Neben	10	0.97	1.12	10b
Sils2	4	Neben	20	0.98		
Sils2	4	Neben	30	1.16		
Sils2	4	Neben	40	1.37		
Sils2	4	Neben	50	1.57		

Sils2	4	Neben	60	1.89		
Sils2	4	Neben	70	2.61		
Maloja1	1	Auf	10	0.72	1.2975	14a
Maloja1	1	Auf	20	1.04		
Maloja1	1	Auf	30	1.47		
Maloja1	1	Auf	40	1.96		
Maloja1	1	Auf	50	2.15		
Maloja1	1	Auf	60	1.93		
Maloja1	1	Auf	70	1.87		
Maloja1	2	Neben	10	0.66	1.3325	14b
Maloja1	2	Neben	20	1.05		
Maloja1	2	Neben	30	1.6		
Maloja1	2	Neben	40	2.02		
Maloja1	2	Neben	50	2.38		
Maloja1	2	Neben	60	2.04		
Maloja1	2	Neben	70	1.8		
Maloja1	3	Auf	10	0.79	1.1	15a
Maloja1	3	Auf	20	1.1		
Maloja1	3	Auf	30	1.52		
Maloja1	3	Auf	40	0.99		
Maloja1	3	Auf	50	0.92		
Maloja1	3	Auf	60	1.22		
Maloja1	3	Auf	70	1.43		
Maloja1	4	Neben	10	0.94	1.29	15b
Maloja1	4	Neben	20	1.53		
Maloja1	4	Neben	30	1.36		
Maloja1	4	Neben	40	1.33		
Maloja1	4	Neben	50	1.62		
Maloja1	4	Neben	60	1.41		
Maloja1	4	Neben	70	1.84		
Maloja1	5	Auf	10	1.06	1.0425	16a

Maloja1	5	Auf	20	0.92		
Maloja1	5	Auf	30	1.01		
Maloja1	5	Auf	40	1.18		
Maloja1	5	Auf	50	1.24		
Maloja1	5	Auf	60	1.2		
Maloja1	5	Auf	70	1.33		
Maloja1	6	Neben	10	0.73	1.28	16b
Maloja1	6	Neben	20	1.45		
Maloja1	6	Neben	30	1.54		
Maloja1	6	Neben	40	1.4		
Maloja1	6	Neben	50	1.41		
Maloja1	6	Neben	60	1.94		
Maloja1	6	Neben	70	1.62		
Maloja1	7	Auf	10	0.67	1.1525	17a
Maloja1	7	Auf	20	0.96		
Maloja1	7	Auf	30	1.51		
Maloja1	7	Auf	40	1.47		
Maloja1	7	Auf	50	1.58		
Maloja1	7	Auf	60	1.63		
Maloja1	7	Auf	70	1.79		
Maloja1	8	Neben	10	1.31	1.5975	17b
Maloja1	8	Neben	20	1.66		
Maloja1	8	Neben	30	1.85		
Maloja1	8	Neben	40	1.57		
Maloja1	8	Neben	50	1.53		
Maloja1	8	Neben	60	1.66		
Maloja1	8	Neben	70	1.61		