

Naturschutzfachliche floristische Erfassung und Bewertung des Gramai Hochlegers im Naturpark Karwendel



Abb. 1: Übersicht vom Hahnkampfl

Bachelorarbeit von Nicola Funcke

Matrikelnummer: 21213723

Studiengang Landschaftsnutzung und Naturschutz

1. Gutachterin: Prof. Dr. Inga Schleip (HNEE)
2. Gutachterin: Corinna Schulz (HNEE)

Inhaltsverzeichnis

I.	Abbildungsverzeichnis.....	4
II.	Tabellenverzeichnis.....	4
III.	Abkürzungsverzeichnis	5
1.	Zusammenfassung.....	6
2.	Einleitung und Zielstellung.....	7
2.	Floristische Biodiversität und Almwirtschaft in den Alpen.....	9
2.1.	Biodiversitätskrise und Ökosystemdienstleistungen	9
2.2.	Almwirtschaft und floristische Diversität	9
2.3.	Problembereiche.....	10
3.	Beschreibung des Untersuchungsgebietes	13
3.1.	Lage und Topographie	13
3.2.	Geologie / Geomorphologie	14
3.2.1.	Geologie	14
3.2.2.	Meso- und Mikrorelief.....	14
3.3.	Klima.....	15
3.3.1.	Makroklima.....	15
3.3.2.	Meso- und Mikroklima	16
3.4.	Naturräumliche Einordnung.....	16
3.5.	Vegetation.....	16
3.5.1.	Höhenstufen.....	16
3.5.2.	Potenzielle natürliche Vegetation	18
3.6.	Nutzung der Fläche.....	18
4.	Methodik	20
4.1.	Luftbildanalyse	20
4.1.1.	Methodenfindung: Möglichkeiten der Vegetationserfassung.....	20
4.1.2.	Extraktion der Erosionsrisikoflächen.....	24
4.2.	Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet	25
4.3.	Biotopkartierung.....	25
4.4.	Naturschutzfachliche Bewertung.....	26
5.	Ergebnisse	27
5.1.	Luftbildanalyse.....	27
5.2.	Vegetationsaufnahmen	27
5.3.	Biotopkartierung.....	35
6.	Diskussion.....	44
7.	Handlungsempfehlungen.....	49

8. Ausblick.....	53
9. Literaturverzeichnis	54
Danksagung	63
Eidesstattliche Erklärung	64

I. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersicht vom Hahnkampfl	1
Abb. 2: Lageübersicht.....	13
Abb. 3: Funktionsweise Focal Statistics; Quelle: Eigene Darstellung.....	22
Abb. 4: DOM-DGM (oben links), NDVI (oben rechts), manuelle Erfassung (unten links), unüberwachte Iso-Cluster-Klassifizierung (unten rechts); Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at.....	23
Abb. 5: Entwicklung der Gehölzdeckung; Quelle: Eigene Darstellung	27
Abb. 6: Biotoptypenkarte	35
Abb. 7: Erosion im UG.....	44

Vermerk: Abbildungen soweit nicht anders angegeben von der Autorin

II. Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Methodik Ableitung Erosionsrisikoflächen; Quelle: Eigene Darstellung	24
Tab. 2: Biotoptypen; Quelle: Eigene Darstellung.....	36

III. Abkürzungsverzeichnis

CBD	Convention on biological diversity
CIR-Orthofoto	Color-Infrarot-Orthofoto
DAK	Diagnostische Artenkombination
DGM	Digitales Geländemodell
DOM	Digitales Oberflächenmodell
FFH-Gebiet	Fauna-Flora-Habitat-Gebiet
FFH-LRT	FFH-Lebensraumtyp
FFH-RL	FFH-Richtlinie
KI	Künstliche Intelligenz
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NIR	Nahes Infrarot
pnV	Potenzielle natürliche Vegetation
RGVE	Raufutter verzehrende Großvieheinheit
RL	Rote Liste
SPA-Gebiet	Special Protection Area (Vogelschutzgebiet)
TNSchG	Tiroler Naturschutzgesetz
Tww	Trockenwiesen und -weiden
ü. NHN	über Normalhöhennull
UG	Untersuchungsgebiet

1. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit untersucht die floristische Biodiversität auf den Almweiden des Gramai Hochlegers im Naturpark Karwendel. Almweiden stellen aufgrund ihrer Nutzungsgeschichte und strukturellen Vielfalt bedeutende Hotspots der Artenvielfalt dar. Gleichzeitig sind sie durch Nutzungsänderungen, Verbuschung und Erosion zunehmend gefährdet.

Zur Beurteilung des Untersuchungsgebiets wurden verschiedene methodische Ansätze kombiniert: eine Luftbildanalyse mit Klassifizierung der Gehölzanteile, Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet sowie eine Biotopkartierung auf Basis des Tiroler Kartierschlüssels. Für die Vegetationsaufnahmen wurden floristische Hotspots und „Badspots“ möglichst repräsentativ für die Fläche gewählt. Badspots sind z.B. verbuschte Offenlandbiotope. Ergänzend erfolgte eine naturschutzfachliche Bewertung anhand der Roten Listen und der FFH-Lebensraumtypen.

Die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen und Biotopkartierung zeigen eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung. Das UG weist eine reiche Biotop- und Strukturvielfalt und einen hohen Anteil aus gefährdeten Biotopen und FFH-Lebensraumtypen auf. Die Vegetationsaufnahmen der Hot- und Badspots weisen keinen deutlichen Unterschied bezüglich der Artenanzahl auf, weshalb die Bezeichnung als Badspots kritisch zu betrachten ist. Zu Beginn der Verbuschung kann ein solcher Standort als Ökoton eine hohe Artenvielfalt aufweisen. Bei zunehmender Verbuschung sinkt diese jedoch deutlich.

In der Luftbildanalyse ist eine Zunahme der Gehölzdeckung zwischen 2001 und 2022 bei gleichzeitiger Abnahme offener Flächen zu erkennen. Um den Rückgang der wertvollen Offenlandbiotope zu verhindern, sind Schwendmaßnahmen zu empfehlen. Auch ein früher Auftrieb, eine angepasste Weideführung sowie das Austeichen bzw. die Mahd von Weideunkräutern können die Fläche zusätzlich positiv beeinflussen.

2. Einleitung und Zielstellung

Ob „Hotspot der Biodiversität“ (TASSER ET AL. 2013, S. 168) oder „Hochburg der Artenvielfalt“ (EBD, S. 157.) - die Beschreibungen für die Alpen sind vielfältig. Mehr als 30.000 Tierarten und 13.000 Pflanzenarten zeichnen das Ökosystem Alpen aus (ALPCONV.ORG O.J.).

Die almwirtschaftliche Nutzung hat dabei einen wichtigen Beitrag in der Entstehung wertvoller und besonders artenreicher Lebensräume wie Berg-Mähwiesen oder subalpiner Kalkrasen geleistet. Die Vielfalt der Gefäßpflanzen ist stark von den klimatischen Gegebenheiten abhängig. Normalerweise würde diese mit zunehmender Höhe und damit verkürzter Vegetationsperiode abnehmen. Durch Nutzungsintensivierung und Zersiedelung hat die anthropogene Nutzung einen Rückgang der Artenvielfalt bedingt. In den subalpinen und alpinen Höhenstufen dagegen ist diese durch die landwirtschaftliche Nutzung gestiegen. So kommen auf Alm-/Alpflächen bis zu 950 unterschiedliche Arten vor. (TASSER ET AL. 2013). Die hohe Artenvielfalt auf Almweiden entsteht u.a. durch die enge Verzahnung zu anderen Lebensräumen, die durch das Mikorelief bedingt ist. Ergänzt wird dies durch Strukturen wie Felsen, Lesesteinhaufen und Baum- und Strauchgruppen (NATURPARK KARWENDEL & LANDRATSAMT BAD TÖLZ 2024).

Neben der hohen floristischen Artenvielfalt erbringt die Almwirtschaft weitere wertvolle ökologische Dienstleistungen. Bei richtigem Weidemanagement entsteht ein wertvolles Mosaik aus Krummholz- und Offenlandbereichen, welches z.B. Lebensraum für Raufußhühner bietet. Auch die Insektenfauna wird gefördert (TASSER ET AL. 2013).

Doch die zahlreichen Ökosystemdienstleistungen und die Artenvielfalt der Almweiden sind aufgrund vielfältiger Faktoren bedroht. In den 1960er Jahren wurde die Landwirtschaft zunehmend mechanisiert, spezialisiert und rationalisiert. Mit den Produkten aus internationalem Handel und von synthetisch gedüngten Flächen konnte die Almwirtschaft nicht mehr konkurrieren, was einen Rückgang und Wandel der Almwirtschaft bedingte. Lokale Rassen wurden durch leistungsstärkere ausgetauscht und statt Milchkühen wurde Jung- und Galtvieh aufgetrieben, da das Melken auf den Almen wirtschaftlich nicht mehr konkurrenzfähig war. Durch den Rückgang des Almpersonals und der verfügbaren Zeit wurde auf die Weidepflege sowie die Beweidung von Ungunstlagen verzichtet. Dies führte zunehmend zu einer Verbrachung und Verbuschung der wertvollen Biotope (TASSER ET AL. 2013). Der Klimawandel, der in den Höhenlagen schneller voranschreitet als im globalen Durchschnitt, verstärkt diese Prozesse. Dadurch wird die Wiederbewaldung beschleunigt und die Artenvielfalt geht zurück (GUGGENBERGER ET AL. 2022). Außerdem verschiebt sich die Vegetationsperiode zunehmend nach vorne, was ggf. einer Anpassung des Weidemanagements bedarf (NATURPARK KARWENDEL & LANDRATSAMT BAD TÖLZ 2024).

Diese Problematik ist auch für den Naturpark Karwendel relevant. Nicht nur der Naturschutz hat hier eine lange Geschichte vorzuweisen, die Almwirtschaft hat im Gebiet jahrhundertlange Tradition. Erste Nachweise zur Almwirtschaft sind auf das 12. Jahrhundert zu datieren. Fast ein Siebtel der Fläche des größten Naturparks Österreichs ist von almwirtschaftlicher Nutzung

geprägt (NATURPARK KARWENDEL 2022). Von besonderer naturschutzfachlicher Relevanz sind die Kalkmagerrasen, die unterhalb der alpinen Stufe durch die Almwirtschaft entstanden sind (NATURPARK KARWENDEL & LANDRATSAMT BAD TÖLZ 2024). Doch auch im Karwendel hat das Spannungsfeld zwischen Intensivierung und Aufgabe bzw. Verbrachung durch zu niedrige Besatzdichten nicht Halt gemacht (NATURPARK KARWENDEL 2022).

Der Naturpark Karwendel hat sich deshalb zum Ziel gesetzt, den Naturschutz in die Almwirtschaft zu integrieren und „Artenvielfalt und Landschaftsbild auf den Almen [zu] erhalten und [zu] fördern“ (SONNTAG & HAIDEGGER 2023, S. 18). Um dieses Ziel zu erreichen, soll eine Almvegetationskartierung etabliert werden, um den Status Quo auf den Almen festzuhalten (EBD.). Hierbei leistet die vorliegende Arbeit einen wichtigen Beitrag für die Evaluation floristischen Zustands am Gramai Hochleger.

Unter Berücksichtigung der Relevanz der Almwirtschaft für die Biodiversität in den Alpen und der bestehenden Veränderungen durch den Klimawandel untersucht die Arbeit mithilfe von Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet sowie einer Biotopkartierung nach dem Tiroler Kartierschlüssel den aktuellen Zustand der floristischen Diversität. Anhand einer Luftbildanalyse mit der Software ArcGis Pro wird die Entwicklung der Gehölzdeckung seit 2001 untersucht. Die Roten Listen sowie FFH-Lebensraumtypen betrachtend erfolgt eine naturschutzfachliche Bewertung. Abschließend werden Maßnahmenempfehlungen formuliert, um den aktuellen Zustand zu verbessern.

Die Arbeit behandelt folgende konkrete Fragestellungen:

- Wie ist der aktuelle Zustand der Vegetation im Gebiet des Gramai Hochlegers naturschutzfachlich zu bewerten?
- Wie hat sich die Gehölzdeckung innerhalb der letzten 20 Jahre entwickelt und wie ist diese in Hinblick auf die floristische Diversität und das Erosionsrisiko zu bewerten?
- Durch welche Handlungsempfehlungen kann der aktuelle Zustand verbessert werden

2. Floristische Biodiversität und Almwirtschaft in den Alpen

Dieses Kapitel soll den Zusammenhang zwischen floristischem Artenreichtum und Almwirtschaft in den Alpen beleuchten und zeigt auf, warum der Erhalt dieser Biodiversität aus anthropogener Sicht von zentraler Bedeutung ist. Zuletzt werden zwei Prozesse erläutert, die die Artenvielfalt auf Almen gefährden können.

2.1. Biodiversitätskrise und Ökosystemdienstleistungen

Österreich zählt aufgrund seiner geografischen und klimatischen Standortbedingungen mit insgesamt 68.000 Arten zu den artenreichsten Ländern Mitteleuropas. Über 700 Arten sind endemisch und kommen nahezu ausschließlich in Österreich vor. Diese sind v.a. in höheren Lagen zu finden. Die Phytodiversität ist auf 11.400 Arten zu beziffern (PAAR ET AL. 2023).

Doch die Biodiversität in Österreich ist gefährdet. Allein von den 3.462 Farn- und Blütenpflanzen Österreichs werden 37 % in der Roten Liste geführt (SCHRATT-EHRENDORFER ET AL. 2022). Von den 488 Biotopen sind mehr als die Hälfte gefährdet bis ausgestorben. Unter der Tierwelt sind die Reptilien und Amphibien besonders bedroht (PAAR ET AL. 2023).

Auch auf europäischer und globaler Ebene ist die Situation alarmierend. Während das Bewusstsein über die Effekte des Klimawandels in der breiten Gesellschaft angekommen ist, sind die Folgen der Biodiversitätskrise weniger bekannt. Dabei werden ihre Effekte vergleichbar starke Auswirkungen haben wie die des Klimawandels und anderer globaler Krisen (CARDINALE ET AL. 2012).

Nach Artikel 2 der „Convention on biological diversity“ (CBD) ist unter Biodiversität die Vielfalt innerhalb von Arten, zwischen Arten sowie die Vielfalt von Ökosystemen zu verstehen. In Definitionen wie der von CARDINALE ET AL. (2012) werden genetische Vielfalt sowie die Vielfalt an funktionellen Merkmalen ergänzt.

Die Gesellschaft profitiert von einer vielfältigen Biodiversität durch die zahlreichen Ökosystemdienstleistungen. Dazu zählen beispielsweise Versorgungsleistungen wie die Produktion erneuerbarer Energien oder Regulierungsleistungen wie die Regulierung des Klimas oder von Krankheiten. Eine hohe floristische Artenvielfalt verbessert bspw. den Futterertrag im Grasland, bindet mehr Kohlenstoff durch erhöhte Biomasseproduktion und ist resilienter gegenüber invasiven Arten und Krankheiten (CARDINALE ET AL. 2012).

Die Landwirtschaft zählt mit Prozessen wie Nutzungsaufgabe, -intensivierung, dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln oder Überdüngung zu den Hauptgefährdungsfaktoren - global wie auch in Österreich (PAAR ET AL. 2023). Sie ist damit ein wichtiger Hebel zum Erhalt der Artenvielfalt und Biodiversität.

2.2. Almwirtschaft und floristische Diversität

Die Almwirtschaft trägt dagegen zu einem hohen Grad an floristischer Biodiversität bei. Durch die überwiegend extensive Bewirtschaftung befinden sich die Almweiden in einem naturnahen

Zustand. Die Grundvoraussetzungen für die hohe Vielfalt liefert die Heterogenität an Fest- und Lockergesteinen, Bodentypen, Geländeformen und nicht zuletzt der Höhenamplitude (BOHNER 2010).

Die Beweidung führt durch die Faktoren Verbiss, Ausscheidungen und Tritt zusätzlich zu einer kleinräumigen Heterogenität (RINGLER 2009). Trittbedingte, offene Bodenstellen werden von Therophyten, Geilstellen von Nährstoffzeigern besiedelt. Allgemein profitieren lichtbedürftige, niedrigwüchsige Arten durch das Kurzhalten der Vegetation. Auf Dauerbeobachtungsflächen im Nationalpark Gesäuse wurde auf regelmäßig und extensiv beweideten Almflächen teilweise eine höhere Phytodiversität festgestellt als auf Lawinenbahnen, welche als Vergleichsflächen für die potenziell natürliche Vegetation dienen (BOHNER 2010).

Während in Tallagen die meist intensive Beweidung mitverantwortlich für den Rückgang der Vielfalt an Gefäßpflanzen ist, hat die landwirtschaftliche Nutzung in den Höhenlagen zu einem Anstieg der mittleren Artenzahl im Vergleich zur potenziell natürlichen Vegetation beigetragen (TASSER ET AL. 2013).

2.3. Problembereiche

Verbuschung:

Durch zahlreiche Faktoren wie bspw. die Extensivierung der Ungunstlagen und den Rückgang des Almpersonals und die verlängerte Vegetationsperiode ist eine zunehmende Verbuschung der Almflächen zu beobachten. Dies hat neben wirtschaftlichen und soziokulturellen Auswirkungen auch einen Verlust spezialisierter Tier- und Pflanzenarten zur Folge (KOCH ET AL. 2013). Wann und wodurch die Verbuschung zu einem Problem für die floristische Diversität wird, soll im Folgenden erläutert werden.

Das Aufkommen von Sträuchern verändert durch Beschattung die mikroklimatischen Standortbedingungen, wodurch die lichtbedürftigen Offenlandarten zurückgedrängt werden. Doch dies ist nicht pauschal zu diskreditieren. Denn die Gehölze bieten Schutz für beweidungsintolerante Arten und sind Lebensraum für nährstoff- und schattenliebende Arten. Bis zu einem gewissen Grad kann die Verbuschung die Artenvielfalt erhöhen, da Arten beider Lebensräume koexistieren. Ein solches Mosaik beherbergt spezialisierte Arten, was Untersuchungen des Forschungsprogramms AlpFUTUR aus der Schweiz ergeben haben. So kamen 40 % der identifizierten Arten in beiden Biotopen und jeweils 8 % ausschließlich im Offenland bzw. in den vollkommen verbuschten Flächen vor. 17 % der Arten kamen ausschließlich im Mosaik vor (KOCH ET AL. 2013).

Bezüglich des Flächenanteils der Verbuschung, welcher die Artenvielfalt begünstigt, gibt es unterschiedliche Empfehlungen. Bei Trockenwiesen und -weiden (Tww) in der Schweiz wird in höheren Lagen ein Verbuschungsgrad von 10–20 % empfohlen. Zu den Tww zählen Formationen der Magerrasen trockener Standorte, Formationen der Gebirgsrasen sowie artenreiche Bestände mit Trockenheitszeigern der Fett- und Feuchtwiesen (DIPNER ET AL. 2010). Die Aufnahmen des

Forschungsprojekts AlpFUTUR haben die höchste Artenvielfalt bei 50 % Verbuschung festgestellt (KOCH ET AL. 2013).

Erosion:

Massenverlagerungen und Abtrag sind in den Alpen natürliche Prozesse. Die Almwirtschaft kann diese Prozesse sowohl positiv als auch negativ beeinflussen. Durch das Verschieben der Waldgrenze intensivierte die Almwirtschaft den Stoffaustrag an den Hängen und die Akkumulation an ebenen Standorten (RINGLER 2009). Doch die Bergbauern und -bäuerinnen konnten die Erosion durch angepasste Bewirtschaftungspraktiken aufhalten (FLÖCK ET AL. 2013). Durch almpflegerische Tätigkeiten wie die Entfernung von Steinen, Baumstümpfen o.ä. aus Lawinen- und Gleitschneebahnen und die Sanierung von Bodenwunden sorgten sie für eine Reduktion dieses Risikos (BLECHSCHMIDT 1990). Die Intensivierung von Gunststandorten und Extensivierung von Ungunststandorten seit Mitte des 20. Jahrhunderts hat diese Prozesse wieder verstärkt und in den Fokus gerückt. Auch in Hinblick auf den Klimawandel steigt die Relevanz der Problematik (FLÖCK ET AL. 2013).

Auf diesen neu geschaffenen und über Jahrzehnte bis Jahrhunderte bewirtschafteten Standorten wird heute oft die Aufrechterhaltung der Beweidung als essenzieller Faktor für den Schutz vor flachgründigem Abtrag – auch ‚Blaiken‘ bezeichnet – genannt. Laut RINGLER (2009) reicht diese Empfehlung nicht aus, denn oft werden Steilhänge vom Vieh gemieden, weshalb eine Steilhangmahd zum Erosionsschutz erforderlich wäre, die aber schwer umsetzbar sei. „Nicht, die Almwirtschaft per se‘ sondern ‚Almwirtschaft in einer bestimmten Form‘ entscheidet über Progression oder Regression bestimmter Abtragsformen“ (RINGLER 2009, S. 803).

Dennoch gibt es natürliche Faktoren, die Erosionsgefahr bedingen. AMMER ET AL. (1986) identifizieren Hangneigung, Exposition und Seehöhe als wichtigste Einflussgrößen. BLECHSCHMIDT (1990) nennt für die Blaikenerosion als wichtigste natürliche Parameter Relief, Vegetation/Naturraum, Boden/Gestein und Niederschläge. Blaikenerosion ist eine flachgründige Erosionsform, bei der eine geschlossene Vegetationsdecke abgetragen wird. Auslöser hierfür sind häufig Schneekriechen und Schneeschurf (EBD.).

Hinsichtlich der **Hangneigung** ist ab einer Geländeneigung von 25° eine allgemeine Zunahme der Erosionsgefahr zu beobachten. Bei > 30° sind beweidete gegenüber aufgelassenen, nicht mehr beweideten, Flächen im Vorteil, da auf letzteren die Blaikenerosion durch Vergrasung wahrscheinlicher wird (AMMER ET AL. 1986; FLÖCK ET AL. 2013). Allerdings ist bei einer heterogenen geologischen Beschaffenheit dieser Zusammenhang weniger eindeutig (FLÖCK ET AL. 2013). BLECHSCHMIDT (1990) stellte bei ihren Untersuchungen im Karwendel die größte Verbreitung der Blaikenbildung bei einer Hangneigung zwischen 30° und 39° fest. Dies korreliert mit praxisorientierten Empfehlungen von SUTTER (2007), der zur Vermeidung großflächiger Erosionsschäden die Grenze für Weidegang mit Milchkühen auf max. 40 % (entspricht 21,8°) und den Weidegang mit Rindern auf 60 % (entspricht 31°) setzt. Auch AIGNER & EGGER (2015) raten

davon ab, bei Hangneigungen von 58-62 % (entspricht 30-31°) großflächige Almrevitalisierungsmaßnahmen durchzuführen.

Hänge mit einer Nord-, Nordost- und Südost**exposition** weisen durch ihre leeseitige Lage zur Hauptwindrichtung größere Schneemengen vor und sind dadurch erosionsgefährdeter (AMMER ET AL. 1986; BLECHSCHMIDT 1990). Zusätzlich verringert die erhöhte Strahlungsintensität die Stabilität der Schneedecke (BLECHSCHMIDT 1990).

Ab 1.500-1.600 m **Seehöhe** steigt auf beweideten Flächen die Erosionsgefahr, die bei aufgelassenen Almen schon bei 1200 m beginnt (AMMER ET AL. 1986). Im Karwendel liegt der Schwerpunkt der Verbreitung der Blaikenbildung zwischen 1.600 und 1.700 m ü. NHN, da sie unterhalb davon durch die Bewaldung verhindert wird (BLECHSCHMIDT 1990). So befinden sich potenzielle Blaikengebiete oberhalb der Waldgrenze oder in Gebieten unterhalb der Waldgrenze, die zur almwirtschaftlichen Nutzung gerodet wurden (EBD.).

Hinsichtlich des Faktors **Boden/Gestein** besteht die größte Gefahr bzgl. der Blaikenerosion auf Böden mit hohem Anteil an Ton und Mergel. Diese sind meist tiefgründig und neigen rasch zur Verschlammung der Grobporen. Die wasserstauende Fähigkeit dieser Böden hat gleichzeitig auch erst die Entstehung der Almen ermöglicht. Flachgründige Böden auf Muschel-, Wettersteinkalk und Dolomit sind weniger relevant für die Blaikenerosion. Sandig-grusig verwitternde Schichten (z.B. Reichenhaller Schichten) sind v.a. bei starker Hangneigung erosionsgefährdet (EBD.).

Wie RINGLER (2009) Ergebnisse von BLECHSCHMIDT (1989) zur Verbreitung der Almen je Gesteinszone im Ostkarwendel zusammengetragen hat, sind die tonig-mergeligen Jura-, Kössener-, Reichenhaller- und Raibler Schichten relevante Almstandorte. Obwohl sie nur 16,75 % des Gebiets ausmachen, fallen 60 % aller Erosions- und Blaikengebiete auf diese Gesteinsschichten (RINGLER 2009).

Neben den Haupteinflussgrößen spielen Schneebeschaffenheit, Hanglänge, Mikrorelief, Bodenrauhigkeit und Kleinstrukturen wie Gehölze oder Viehgangeln eine wichtige Rolle in Bezug auf das Erosionsgeschehen. So können diese im oberen Hangdrittel den Boden stabilisieren, wohingegen sie am Unterhang durch Narbenversatz einen Schneeschrufansatzpunkt darstellen (AMMER ET AL. 1986). Viehgangeln entstehen v.a. bei feuchter Witterung auf lehmigen Hängen ab 15° Neigung insbesondere infolge einer Intensivierung der Beweidung (VEIT 2002). Die Böden werden durch intensiven Tritt so verdichtet, dass die Aufnahmekapazität gesenkt wird (BLECHSCHMIDT 1990). Einzelne Schollen des Oberbodens werden locker getreten und bilden Ansatzpunkte für Erosion und Schneeschruf (VEIT 2002).

Insbesondere Hänge mit einer Neigung von über 30° und einer Exposition nach Norden, Nordosten oder Südosten gelten als erosionsgefährdet. Diese Faktoren müssen bei der Flächenauswahl der Pflegemaßnahmen besondere Berücksichtigung finden.

3. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

3.1. Lage und Topographie

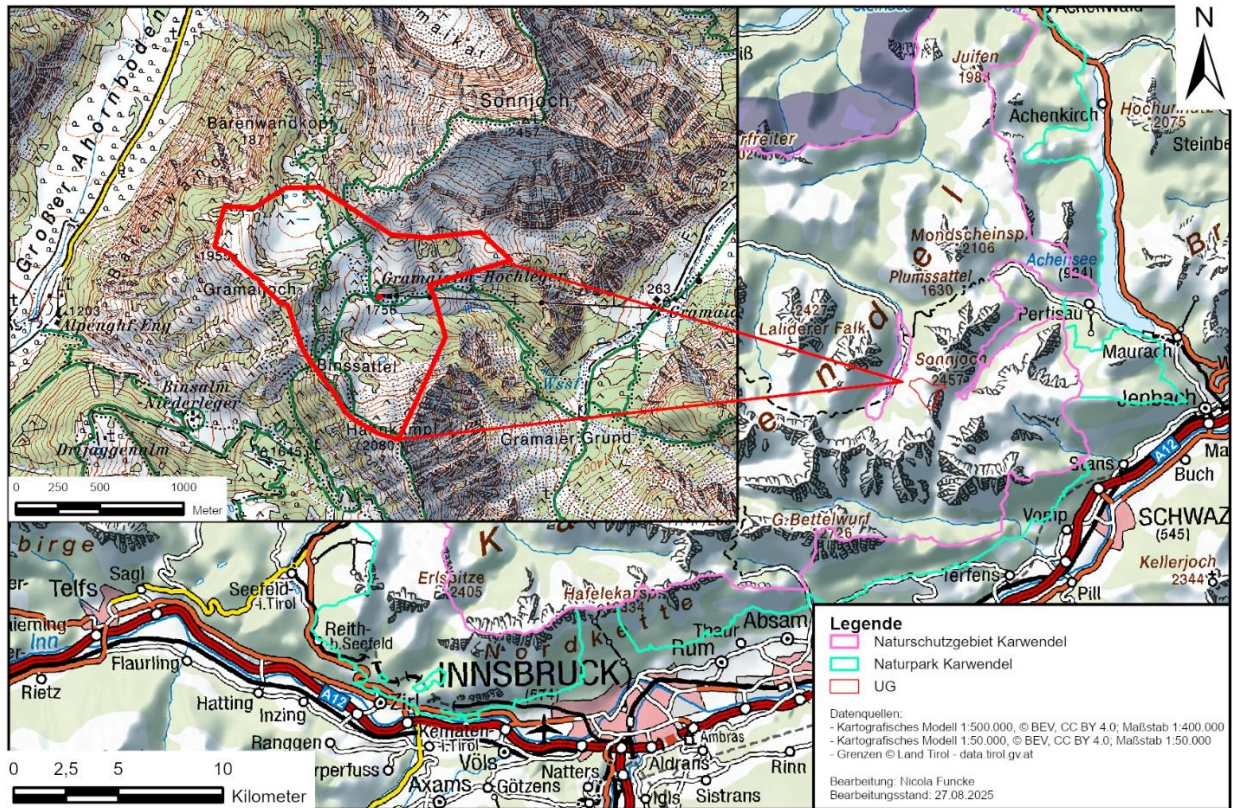


Abb. 2: Lageübersicht

Der Gramai Hochleger ist eine bewirtschaftete Alm der Gemeinde Eben am Achensee im Bezirk Schwaz des Landes Tirol im Naturpark Karwendel. Das Untersuchungsgebiet (UG) stellt das Flurstück 1013 dar und ist knapp 125 ha groß. Das Gebiet liegt vollständig innerhalb des Naturschutzgebiets, FFH- und SPA-Gebiets Karwendel.

Der Gramai Hochleger befindet sich auf 1.756 m ü. NHN zwischen dem Großen Ahornboden im Westen und dem Falzthurntal im Osten. Hier befindet sich auch der Gramai Niederleger, die Gramaialm.

Der südlichste Punkt der Fläche ist das Hahnkamp, der mit 2.080 m ü. NHN höchste Punkt des UG. Die westliche Grenze verläuft von hier auf dem Kamm über den Binssattel und das Gramaijoch nach Nordwesten und schließt das Standjoch und den Gramaier Kessel mit der nördlichen Grenze ein. Ab hier verläuft die Grenze nicht mehr auf markanten Grenzen nördlich des Gasthauses entlang Richtung Osten. Im östlichen Abschnitt befindet sich der steilste Bereich.

Zentral in der Fläche entspringt der Falzthurnbach, welcher nach Osten in das Falzthurntal abfließt und anschließend in den Achensee entwässert. Am Schnittpunkt von Falzthurnbach und der östlichen Grundstücksgrenze befindet sich mit etwa 1.680 m der tiefste Punkt des Gebiets.

3.2. Geologie / Geomorphologie

3.2.1. Geologie

Die Geologie liefert neben der Höhenlage eine entscheidende Grundlage für die Ertragsfähigkeit alpiner Weideflächen (RINGLER 2009). Deshalb soll im Folgenden auf die geologischen Standortbedingungen des UGs eingegangen werden.

Die Kalkhochalpen, denen das Karwendel zuzuordnen ist, sind aus mesozoischen Kalken und Dolomiten, überwiegend Trias- und Juragesteinen, aufgebaut. Auf ungeschichtetem Wettersteinkalk und gebanktem Dachsteinkalk bilden sich typische Hochflächen mit unterirdischer Entwässerung und einem ausgeprägten Karstformenschatz. Wasserundurchlässige Gesteine an der Basis der Gebirgsstöcke stellen bedeutende Quellhorizonte dar (FINK 1993).

Das UG befindet sich in der Karwendelschuppenzone, einer tektonischen Einheit, in der die geologischen Bedingungen aufgrund eines komplizierten, schuppenartigen Aufbaus kleinräumig variieren (HEIßEL 1978).

So liegen im UG verschiedene Kalk- und Dolomitgesteine und Mergeln vor. Ein großer Teil ist durch Hangschutt und Lokalmoränen quartär überprägt. Die Basis des Almbodens im nordwestlichen Bereich wird von quartärem Hangschutt und Talalluvion (Schluff, Sand, Kies) gebildet. Auch die Weideflächen im nahen Umfeld des Hochlegers liegen auf quartärem Hangschutt und Lokalmoränen. Die Hänge westlich und südlich des Almbodens besteht aus Reichenhaller Kalk, einem dunklen, feinschichtigen Kalk mit Mergellagen. Im Norden schließt Wettersteinkalk, ein gebankter bis massiger Kalkstein, an. Zwischen dem südöstlichen Rand des Almbodens und dem Gramai Hochleger zieht sich in nördliche Richtung eine Rauhwacke-Dolomitmikrokonglomerat. Zwischen diesem Gestein und dem Hochleger befindet sich ein schmales karbonatisches Band. Zwischen Hochleger und Hahnkampl zieht sich ein schmales Band von ungegliederter Kössen-Formation, welche aus dunklem Mergel bis Kalkmergel besteht, bis es erneut in quartäre Strukturen übergeht. Der Grat des Hahnkampl ist aus Hauptdolomit gebaut (GEOSPHERE AUSTRIA O.J.).

Eine kleinräumige Geodiversität bedingt meist eine hohe Variabilität in Relief, Pflanzengesellschaften und Weidewert (RINGLER 2009).

3.2.2. Meso- und Mikrorelief

Relief und Exposition sind, wie in Kap. 2.3 beschrieben, relevante Parameter für die Erosionsgefahr. Das Gelände des UGs steigt nach Norden in Richtung Sonnjoch nach Süden in Richtung Hahnkampl steil an. Das UG weist eine Höhendifferenz von 400 m auf. Durch die große Reliefenergie haben 54,4 ha der Fläche (ca. 43,5 %) eine Hangneigung von über 30°. Durch Viehtreppen und buckelartige Strukturen ist das Mikrorelief des UGs teils deutlich ausgeprägt.

3.3. Klima

3.3.1. Makroklima

Das Klima der Alpen lässt sich durch den sogenannten „vierfachen Formenwandel“ (VEIT 2002, S. 35) beschreiben. Die Alpen stehen zwischen gemäßigttem mitteleuropäischen Klima im Norden und dem mediterranen Klima im Süden (planetarischer Formenwandel) sowie dem feucht-ozeanischen im Westen und dem trocken-kontinentalen Klima im Osten (west-östlicher Formenwandel). Die Alpen stellen eine Barriere für die bodennahen Luftschichten dar und zwingen die feuchten Luftmassen zum Aufsteigen und Abregnen, weshalb das Wetter am Alpenrand feuchter und kühler ist als in den Zentralalpen (peripher-zentraler Formenwandel). Nicht zuletzt spielt der hypsometrische Formenwandel, also die Abweichung von Temperatur und Niederschlag entlang des Höhengradienten, eine Rolle (EBD.).

Die Nordalpen werden überwiegend von atlantischen Luftmassen aus dem Westen geprägt. Gelegentlich können diese von trockenen, kontinentalen Luftmassen aus dem Osten überlagert werden (ADLER ET AL. 2015).

Aufgrund der Randlage der nördlichen Kalkalpen zählt dieses Gebiet zu den niederschlagsreichsten Regionen der Alpen (EBD.). Da auf der windabgewandten Seite die Luftmassen absinken, sich erwärmen und es dadurch zur Wolkenauflösung und zu nachlassenden Niederschlägen führt, werden die Nordalpen auch als „Wetterscheide“ (FINK 1993) bezeichnet.

Da die klimatischen Bedingungen höhenbedingt stark variieren und es kaum Wetterstationen in Höhenlagen gibt, wurde zur Beschreibung des Klimas im UG keine Wetterstation ausgewertet, sondern die Karten auf www.alpenklima.eu ausgewertet¹.

Die Temperaturen liegen im Jahresmittel bei 2 °C bis 4 °C, im Winter bei -4 °C bis -6 °C, im Frühling und Herbst bei 2 °C bis 4 °C und im Sommer bei 8 °C bis 10 °C. Die Anzahl an Frosttagen beträgt 183,1 bis 243 Tage. Dies entspricht der Dauer der Schneedecke, die im Mittel von Mitte/Ende September bis Mitte/Ende Juni andauert. Daraus ergibt sich eine kurze Vegetationsperiode von etwa 62-91 Tagen, an denen Temperaturen über 5 °C erreicht werden. Die jährliche Niederschlagssumme liegt bei ca. 1501-1750 mm (ZAMG o.J.). Dies stimmt mit den konkreten Angaben nach BLECHSCHMIDT (1989) überein, die für den Gramai Hochleger Jahresniederschläge von 1.800 mm nennt (FF). Die niederschlagsreichsten Monate sind Juni, Juli und August mit jeweils 201-250 mm (ZAMG o.J.).

Der Temperaturanstieg seit der kleinen Eiszeit liegt mit etwa 2 °C in den Alpen deutlich über dem globalen Mittel von 0,7 °C. Dieser Trend wird sich auch zukünftig fortsetzen. Für die Niederschläge ist kein deutlicher Trend festzustellen (VEIT 2002). Für Admont im Norden der Obersteiermark wurde ein Anstieg von 2,1 °C zwischen den Perioden 1993-1996 und 2016-2019 festgestellt.

¹ Hinweis: Zoompotenzial der Karten nicht ausreichend. Ungenauigkeiten daher möglich

Dadurch setzt der Vegetationsbeginn zwei Wochen früher ein. Bis 2071-2100 kann sich der Vegetationsbeginn um weitere fünf Wochen verschieben (GUGGENBERGER ET AL. 2022).

3.3.2. Meso- und Mikroklima

Die Topografie des Hochgebirges prägt die mesoklimatischen Bedingungen. Doch auch umgekehrt wirkt das Klima auf die Ausgestaltung der Landschaft zurück. Morphologie, Neigung und Exposition der Hänge wirken sich entscheidend auf die Strahlungsverhältnisse aus. Nachts sinken abkühlende Luftmassen von den Hängen ab und bilden in Tälern und Senken, wie auch den ebenen Almflächen des Hochlegers, Kaltluftseen. Dagegen verursachen thermische Aufwinde an südexponierten Hängen in den Sommermonaten Quellwolken (ADLER ET AL. 2015).

Durch die kesselartige Lage des Hochlegers sind die Hänge unterschiedlichen Himmelsrichtungen exponiert. Der Großteil des Gebiets ist nordwest- bis ostexponiert und genießt daher im Tagesverlauf wenig Sonneneinstrahlung. Das nordöstliche Drittel des UGs ist vorwiegend südwest- bis südostexponiert und kann sich daher stärker erwärmen. In den Senken des Mikroreliefs kann sich der Schnee länger halten, wodurch ein kleinräumiges Vegetationsmosaik entsteht.

3.4. Naturräumliche Einordnung

Die natürlichen Standortvoraussetzungen zusammenfassend ist das Karwendel nach der „geologisch-morphologisch klimatischen Landschaftsgliederung“ von RINGLER (2009) unter den Sedimentgesteinsregionen dem nördlichen Teil der Karbonat-Hochalpen zuzuordnen. Die Landschaftsgliederung baut auf Geologie, Relief und Klima auf und ist „besonders an agrarökologischen, naturschutzfachlichen und biogeografischen Zwecken ausgerichtet“ (RINGLER 2009, S. 621). Die Nördlichen Kalkhochalpen werden durch ausgedehnte Hochtäler, hohe Steilwände und generell eine hohe Dynamik charakterisiert. Allgemein ist daher in den nördlichen Kalkhochalpen das almwirtschaftliche Potenzial als gering einzuschätzen, welches aber alpenrandparallel sowie nach Gesteinsart variiert (EBD.).

3.5. Vegetation

3.5.1. Höhenstufen

Entsprechend dem hypsometrischen Formenwandel (Kap. 3.3.1) ist die Vegetation in Höhenstufen gegliedert. Die einzelnen Stufen sind gemeinhin durch optisch erkennbare Grenzen differenziert. So trennt die Waldgrenze die montane und subalpine Höhenstufe, die Baumgrenze die subalpine und alpine Höhenstufe. Dann folgt die Rasengrenze, welche die alpine und die subnivale Höhenstufe abgrenzt, sowie die Schneegrenze die subnivale und nivale Höhenstufe teilt. Die Grenzen sind jedoch nicht scharf, sondern von Ökotonen geprägt. Die charakteristische Flora sowie die Angaben zur Meereshöhe divergieren räumlich sehr stark. So liegen die Grenzen in den Zentralalpen aufgrund der stärkeren Kontinentalität um bis zu 500 m höher als in den Randalpen. Zusätzlich liegen sie in den Südalpen höher als in den Nordalpen (VEIT 2002).

Im Folgenden sollen die subalpine und die alpine Höhenstufe näher beschrieben werden, da diese das Untersuchungsgebiet charakterisieren.

Die **subalpine Stufe** reicht je nach Region von 1.500-1.800 m bis zu 1.700-2.400 m ü. NHN. Aufgrund der niedrigeren Temperaturen kann sich hier kein geschlossener Wald mehr ausbilden. Die subalpine Stufe beinhaltet daher einen lückigen Baumbestand und einen Krummholzbestand (VEIT 2002). Letzterer bildet vor allem in den Kalkhochalpen einen eigenen Gürtel (NIKL FELD. 1993). In den nördlichen Alpen besteht dieser vor allem aus Fichtenwäldern und Legföhrengebüsch – auch Latschenkiefer oder kurz Latsche genannt (VEIT 2002). Im Unterwuchs der Latschen treten Zwergsträucher der Familie *Ericaceae* hinzu (NIKL FELD. 1993). Die subalpine Stufe ist meist durch die vorherrschende Almwirtschaft anthropogen beeinflusst. Der heute ausgeprägte Krummholzgürtel sowie die Zwergstrauchheiden sind Zeugnis der historischen Rodungen. Die mächtigen Rohhumusauflagen unter den Latschen, Grünerlen und Alpenrosen verhindern die Naturverjüngung des Waldes und konnten sich dadurch erst in dem Ausmaß ausbreiten (VEIT 2002).

In der **alpinen Höhenstufe** ist der anthropogene Einfluss zwar vorhanden, aber nicht mehr landschaftsprägend (NIKL FELD. 1993). Sie wird zwischen der Baum- und Rasengrenze eingeordnet und hat ihre Obergrenze am Alpenrand bei 2.400-2.500 m und in den Zentralalpen bei 2.700-3.000 m ü. NHN mit starken relief- und substratbedingten Abweichungen (VEIT 2002). „Mit zunehmender Höhe wird die Artenzusammensetzung der Vegetation im Hochgebirge immer mehr substratabhängig“ (NIKL FELD 1993). An der unteren Grenze gedeihen noch Zwergstrauchheiden, die auf basischen Standorten von *Rhododendron hirsutum* und *Erica carnea* dominiert wird. Durch die Bildung saurer Humusauflagen durch die Streu der Zwergsträucher können auch Säurezeiger wie *Vaccinium*-Arten hinzukommen (EBD.). An der oberen Grenze geht der Zwergstrauchgürtel anschließend in die alpinen Rasengesellschaften über. Auf Kalkstandorten sind die häufigsten drei Gesellschaften der Ordnung ‚Sesleritalia‘. Auf feuchten, meist nordexponierten Hängen oder Hängen unter Felswänden bildet sich meist ein Rostseggenrasen (*Caricetum ferrugineae*) aus. Neben der namensgebenden, ausläuferbildenden Rost-Segge (*Carex ferruginea*) ist diese Gesellschaft v.a. von großblättrigen Arten geprägt. Die Blaugras-Horstseggenhalde (*Seslerio-Caricetum sempervirentis*) wächst dagegen auf trockeneren, sonnenexponierten Standorten. Zwischen den Horsten von *Sesleria caerulea* und *Carex sempervirens* wachsen eher kleinblättrige Arten und das Arteninventar ist floristisch verzahnt mit bspw. dem der basiphilen Zwergstrauchheiden. Die dritte Gesellschaft ist der Polsterseggenrasen (*Caricetum firmae*) an windausgesetzten Standorten. Die hier existierenden Arten haben sich durch Polster- und Teppichwuchs an die extremen Bedingungen angepasst (ebd.). Infolge eines ausgeprägten Mikroreliefs schwankt die Dauer der Schneebedeckung kleinräumig stark, was zu einem Wechselspiel aus Rasengesellschaften und Schneetälchen-Gesellschaften führt. Da der Boden und das Gestein z.B. durch Frostwechsel stark in Bewegung sind, haben die Pflanzen verschiedene Anpassungsstrategien entwickelt (VEIT 2002).

In den Kalkalpen sind die Höhenstufen nicht so akzentuiert, wie auf Silikatstandorten. Hier ist meist ein Mosaik aus (oberalpinen) Rasen, (subalpinem) Krummholz und (unteralpinen) Zwergsträuchern ausgebildet (NIKL FELD 1993).

3.5.2. Potenzielle natürliche Vegetation

Die potenzielle natürliche Vegetation (pnV), die Vegetation, die sich ohne den menschlichen Einfluss ausgebildet hätte, lässt sich für das Untersuchungsgebiet in zwei Einheiten beschreiben.

Den größten Flächenanteil würde die ‚subalpine Strauchstufe auf Kalk‘ ausmachen. Die subalpine Stufe (ab 1.500 – 1.600 m ü. NHN) der Kalkalpen zeichnet sich „durch schroffe Oberflächenformen mit meist ausgedehnten steilen Felswänden und mächtigen Schutthalden“ (WAGNER 1985, S. 27) aus. Daher sind meist nur flachgründige Böden vorhanden, welche nur von wenigen Gehölzen besiedelt werden können. Die Latsche (*Pinus mugo*) vermag diese Extremstandorte zu besiedeln. In flachgründigen, felsigen Bereichen treten alpine Pionierpflanzen wie *Dryas octopetala* oder *Primula clusiana*, sowie Arten der alpinen Polsterseggen-Gesellschaften hinzu. Auf zunehmend tiefgründigeren und wasserzügigeren Standorten werden diese vermehrt von Bewimperter Alpenrose, Hochstauden und Grünerle sowie Begleitarten abgelöst (WAGNER 1985).

Die subalpinen Strauchgesellschaften gehen in der alpinen Stufe allmählich in Rasengesellschaften über. Diese sind schwach ausgeprägt und werden regelmäßig von Fels- und Schuttgesellschaften ersetzt. Zu den alpinen Rasengesellschaften auf Kalk gehören das Seslerio-Caricetum sempervirentis auf trockeneren Standorten, das Caricetum ferrugineae an wasserzügigen Hangfüßen und das Caricetum firmae auf Felsen oder sehr flachgründigen Böden. Das Elynetum ist für das Untersuchungsgebiet auszuschließen, da es vorwiegend an windexponierten Graten auf Kalkschiefer vorkommt (EBD.).

3.6. Nutzung der Fläche

Der Gramai Hochleger ist, wie der Niederleger Gramai Alm Alpengenuss & Natur Spa, seit 1999 im Besitz der Familie Rieser. Seitdem wird der Hochleger von verschiedenen Pächter*innen über längere Zeiträume bewirtschaftet (RIESER 2024). Schon in der Alpenvereinskarte (AV-Karte) Karwendel des deutschen und österreichischen Alpenvereins aus dem Jahr 1898 ist der Gramai Hochleger kartografisch festgehalten (ROTHPLETZ ET AL. 1898), was auf eine lange Nutzungsgeschichte schließen lässt. Der romanische Name Grameis zeugt auf eine Nutzung durch Rätoromanen in vordeutscher Zeit (RINGLER 2009). Im Großen Ahornboden wurde mittels Pollenanalyse eine erste weidewirtschaftliche Nutzung auf das 12. Jahrhundert datiert (HEIDENWOLF & OEGGL 2017).

Die Bewirtschaftung erfolgt mit Galtvieh² der Rasse Fleckvieh als Staffelmirtschaft. Bei einer Staffelmirtschaft wird durch einen Wechsel zwischen den Höhenstufen die verzögerte Vegetationsentwicklung in höheren Lagen ausgenutzt. Ist die Vegetation auf der höheren Staffel

² Unter Galtvieh werden Jungrinder sowie nicht laktierende Kühe zusammengefasst.

optimal ausgeprägt, wird aufgetrieben und in der tiefer gelegenen Staffei findet eine Weideruhe statt, d.h. die Weide wird nicht bestoßen und kann nachwachsen. Auf jeder Staffei befindet sich die vollständige Infrastruktur einer Alm (KERSCHBAUMER 2015). Bevor die Jungrinder auf den Hochleger getrieben werden, weiden sie bei den Milchkühen am Niederleger. Der Auftrieb findet jedes Jahr um den 20.06. statt, kann aber nach Ausbildung der Vegetation und Witterung verschoben werden. Der Abtrieb erfolgt zwischen 10.-15.09. Bis die Rinder Ende September in den Stall getrieben werden, bleiben sie am Niederleger (RIESER 2024). Während der drei Monate werden die Rinder auf dem Hochleger auf vier Großkoppeln umhergetrieben. Ein Hirte kümmert sich in dieser Zeit um die Rinder und betreibt mit Mahd von Alpen-Ampfer-Beständen Weidepflege. In Zusammenarbeit mit dem Naturpark Karwendel wurden im Jahr 2024 Latschenbestände geschwendet.

4. Methodik

4.1. Luftbildanalyse

Ziel der Luftbildanalyse ist, die Verbuschung im Laufe der letzten zwei Jahrzehnte zu untersuchen. Mithilfe der Luftbildanalyse sollen drei Klassen generiert werden: „offen“, „halboffen“ und „geschlossen“.

4.1.1. Methodenfindung: Möglichkeiten der Vegetationserfassung

Hierfür werden drei verschiedene Methoden der Rasteranalyse - die unüberwachte Iso-Cluster-Klassifizierung (Spatial Analyst), der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) und die Berechnung der Höhenunterschiede zwischen Digitalem Oberflächenmodell (DOM) und Digitalem Geländemodell (DGM) - sowie die manuelle Erfassung über Polygone in der GIS-Software ArcGis Pro getestet.

In den Methoden der Rasteranalyse werden in einem ersten Schritt zwei Klassen – „Gehölz“ und „Nicht-Gehölz“ gebildet. Dieser Schritt ist bei jeder Methode unterschiedlich. In einem zweiten Schritt werden diese Klassen in drei Klassen – „offen“, „halboffen“ und „geschlossen“ aufgeteilt. Dieser Schritt ist identisch und wird im Abschnitt *Reklassifizierung* erläutert.

Vorbereitung der Daten

Die benötigten Daten hat das Land Tirol als TIFF-Dateien bereitgestellt. Es werden die Color-Infrarot-Orthofotos (CIR-Orthofoto) aus den Jahren 2001, 2013 und 2022, sowie das DGM und das DOM aus den Jahren 2007 und 2020 herangezogen.

Um die Methoden durchführen zu können, werden zuerst die einzelnen TIFF-Kacheln in QGIS zusammengeführt.

DOM – DGM

Für diese Methode werden DOM und DGM in die Karte geladen und im Werkzeug „Raster berechnen (Spatial Analyst Tools)“ die Funktion „DOM – DGM“ eingegeben und ausgeführt. Durch diese Funktion erhält man die Höhe der Vegetation.

Im Anschluss wird für das Ausgabe-Raster eine klassifizierte Symbolisierung von sieben Klassen gewählt:

- Klasse 1: ≤ 0 m
- Klasse 2: $> 0 - 0,2$ m
- Klasse 3: $> 0,2 - 0,8$ m
- Klasse 4: $> 0,8 - 1,5$ m
- Klasse 5: $> 1,5 - 2,5$ m
- Klasse 6: $> 2,5 - 5$ m
- Klasse 7: > 5 m

Für die ersten zwei Klassen werden Felsen und Weidefläche erwartet. Klasse 3 und 4 sollen überwiegend die Verbuschung repräsentieren, Klasse 5 und 6 größere Latschengebüsche und Bäume. Die Klasse 7 dient der Ausgrenzung des Almgebäudes.

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

Durch die Anwendung des NDVI wird das hohe Reflexionsverhalten der Vegetation im sichtbaren Rot und Nahen Infrarot (NIR) ausgenutzt. Der NDVI liefert Hinweise über den Zustand der Vegetation.

Hierfür wird folgende Formel in den Rasterrechner eingegeben:

$$NDVI = \frac{NIR - Rot}{NIR + Rot}$$

Hierbei wird NIR durch Band 1 und Rot durch Band 2 repräsentiert. Der NDVI kann potenzielle Werte zwischen -1 und +1 erreichen. Grünes Laub erreicht dabei Werte im hohen positiven Bereich; Schnee, Wolken oder Wasserflächen haben Werte im negativen Bereich (LILLESAND ET AL. 2008).

Manuelle Erfassung

Bei der manuellen Erfassung wird die Buschvegetation so detailliert wie möglich als Polygone digitalisiert. Nach Überführung der Polygone in ein Raster können die Schritte der Reklassifizierung entsprechend fortgesetzt werden.

Unüberwachte Iso-Cluster-Klassifizierung

Zuerst werden die Farb-Bänder der CIR-Orthofotos einzeln in die Karte geladen.

Im Werkzeug „unüberwachte Iso-Cluster-Klassifizierung (Spatial Analyst Tools)“ werden als Eingabe-Raster-Bänder die Farb-Bänder und das UG als „Maske“ ausgewählt sowie die gewünschte Klassengröße festgelegt. Nach der Ausführung ordnet der Analyst jedes Pixel einer Klasse zu, welche einer Vegetationsart entspricht. Es wurden verschiedene Klassenanzahlen zwischen zwei und 20 getestet und das Ergebnis stichprobenartig mit dem Luftbild verglichen.

Reklassifizierung

Um den ersten Schritt zu vollenden und die gewählten Klassen auf die zwei Klassen „Gehölz“ und „Nicht-Gehölz“ zu reduzieren, werden ihnen über das Geoverarbeitungswerkzeug „Reklassifizieren (Spatial Analyst Tools)“ neue Werte zugewiesen (z.B. 1 und 2 -> 1; 3, 4 und 5 -> 2).

Im zweiten Schritt sollen die zwei Klassen „Gehölz“ und „Nicht-Gehölz“ zu den drei Klassen „offen“, „halboffen“ und „geschlossen“ erweitert werden. Dabei wurde sich an der Methode der Nachbarschaftsanalyse von DEGENER (2016) orientiert. Das verwendete Tool „Focal Statistics (Spatial Analyst)“ betrachtet in einem festgelegten Raster die umliegenden Werte eines Pixels, welche von 0 bis 1 reichen und berechnet eine statistische Kennzahl, z.B. den Mittelwert, des ausgewählten Rasters. In Abb. 3 ist die Funktionsweise modellhaft dargestellt.

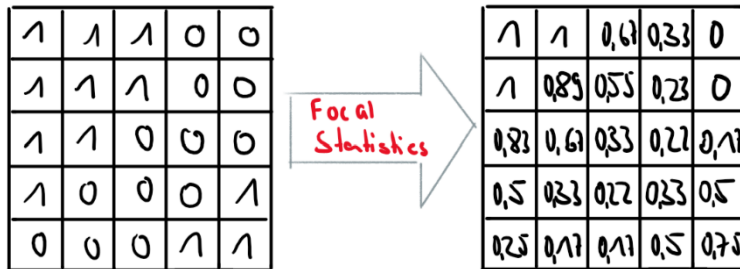


Abb. 3: Funktionsweise Focal Statistics; Quelle: Eigene Darstellung

Hier können verschiedene Statistiktypen, Fensterformen und –größen gewählt werden. DEGENER (2016) hat diese statistisch ausgewertet und mit Mittelwertstatistik, kreisrunder Nachbarschaft und einem Radius von 25 m das beste Ergebnis erzielt. Diese Parameter sollen auch in dieser Arbeit verwendet werden.

Die neuen Werte können nun den Klassen „offen“, „halboffen“ und „geschlossen“ zugeordnet werden. Die Grenzen zwischen Offen-, Halboffenlandschaft und Wald sind nicht genau definiert. DEGENER (2016) definiert diese wie folgt:

- ‚offen‘: 0-15 % mittlere Gehölzdeckung im Umkreis von 25 m
- ‚halboffen‘: 15-85 % mittlere Gehölzdeckung im Umkreis von 25 m
- ‚geschlossen‘: 85-100 % mittlere Gehölzdeckung im Umkreis von 25 m

Die Obergrenze der Klasse ‚halboffen‘ erscheint für diese Arbeit zu hoch. Im Biotopkartierungsschlüssel von Tirol wird für das Biotop „Latschenbuschwald“ eine Gehölzdeckung von mind. 50 % angegeben, um dieses Biotop ausweisen zu können (BORTENSCHLAGER ET AL. 2024). Daher werden die Grenzen wie folgt angepasst:

- ‚offen‘: 0-15 % mittlere Gehölzdeckung im Umkreis von 25 m
- ‚halboffen‘: >15-50 % mittlere Gehölzdeckung im Umkreis von 25 m
- ‚geschlossen‘: >50-100 % mittlere Gehölzdeckung im Umkreis von 25 m

Um abschließend die Klassenanteile der betrachteten Jahre miteinander zu vergleichen, müssen die im Rastertyp ‚Gleitkomma‘ vorliegenden Rasterdaten in den ganzzahligen Rastertyp ‚Integer‘ überführt werden.

Dies erfolgt im Rasterrechner mit der Formel $\text{Int}(\text{raster} * 100)$.

Für „raster“ wird die entsprechende Raster-Layer ausgewählt.

Im Anschluss wird in den Rasterrechner die Formel $Con("raster"<=15,1,Con("raster"<=50,2,3))$ eingegeben, um bei der Umwandlung des Rasters in Polygone die Klassen zu behalten. Für diese Formeln wurde das Sprachmodell ChatGPT (Version 3.5, OpenAI) herangezogen.

Zum Schluss können die Einzelflächen mithilfe der Summenstatistik nach Klasse addiert und in einem Diagramm gegenübergestellt werden.

Vergleich der Methoden

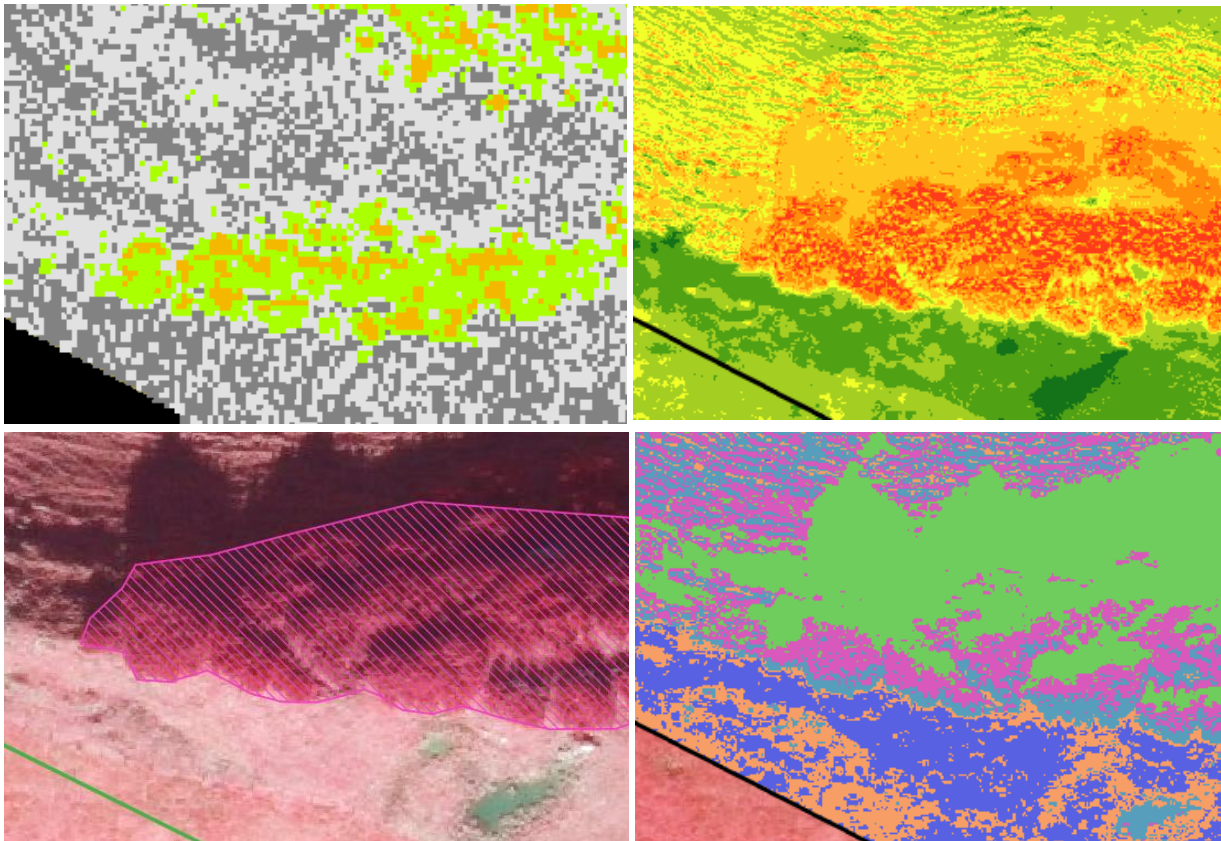


Abb. 4: DOM-DGM (oben links), NDVI (oben rechts), manuelle Erfassung (unten links), unüberwachte Iso-Cluster-Klassifizierung (unten rechts); Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at

In Abb. 4 werden die Ergebnisse der unterschiedlichen Methoden anhand desselben Ausschnitts gegenübergestellt. Bei der „unüberwachten Iso-Cluster-Klassifizierung“ sowie dem NDVI haben insbesondere der Schatten sowie die Viehtreppen eine Herausforderung dargestellt. Diese wurden vom Tool meist zu den Gehölzen gerechnet. Da DGM und DOM nur in 1x1 m-Kacheln vorliegen, wird die aufkommende Verbuschung nicht zufriedenstellend erkannt, wenn die jungen Gehölze kleiner als ein Quadratmeter groß sind. Die händische Erfassung ist sehr zeitintensiv und subjektiv bspw. hinsichtlich der Grenzziehung zwischen Schatten und Gehölz. Da die Tendenz der Verbuschung untersucht werden soll, wird trotz Ungenauigkeiten die **„unüberwachte Iso-Cluster-Klassifizierung“ mit 20 Klassen** gewählt. Um den Schattenwurf zu berücksichtigen, wird die Klassifizierung pro CIR-Orthofoto zweimal durchgeführt, wobei kritische Klassen einmal zu ‚offen‘ und einmal zu ‚geschlossen‘ gerechnet werden.

4.1.2. Extraktion der Erosionsrisikoflächen

Auf Basis der Literaturrecherche aus Kap. 2.3 werden natürliche Erosionsrisikoflächen in Hinblick auf Hangneigung und Exposition herausgefiltert, die bei Schwendmaßnahmen nicht berührt werden sollten. Zur Erstellung der komplexen Abfrage im Rasterrechner wurde unterstützend das Sprachmodell ChatGPT (Version 3.5, OpenAI) konsultiert. Die detaillierten Schritte werden in Tab. 1 beschrieben:

Exposition	Geländeneigung (Grad)
<u>Schritt 1: Layer als TIFF speichern</u>	
<u>Schritt 2: Raster-Layer auf UG zuschneiden</u> ⇒ Werkzeug: Nach Maske extrahieren	
<u>Schritt 3: Raster über Rasterrechner klassifizieren</u>	
Con(("Exposition_UG" == -1), 0, Con(("Exposition_UG" > 337.5) ("Exposition_UG" <= 22.5), 1, Con(("Exposition_UG" > 22.5) & ("Exposition_UG" <= 67.5), 2, Con(("Exposition_UG" > 67.5) & ("Exposition_UG" <= 112.5), 3, Con(("Exposition_UG" > 112.5) & ("Exposition_UG" <= 157.5), 4, Con(("Exposition_UG" > 157.5) & ("Exposition_UG" <= 202.5), 5, Con(("Exposition_UG" > 202.5) & ("Exposition_UG" <= 247.5), 6, Con(("Exposition_UG" > 247.5) & ("Exposition_UG" <= 292.5), 7, Con(("Exposition_UG" > 292.5) & ("Exposition_UG" <= 337.5), 8))))))))) Klassen (fette Zahlen): <ul style="list-style-type: none"> - Klasse 0: Keine Exposition (-1) - Klasse 1: Nord (> 337,5° & ≤ 22,5°) - Klasse 2: Nordost (> 22,5° ≤ 67,5°) - Klasse 3: Ost (> 67,5° ≤ 112,5°) - Klasse 4: Südost (> 112,5° ≤ 157,5°) - Klasse 5: Süd (> 157,5° ≤ 202,5°) - Klasse 6: Südwest (> 202,5° ≤ 247,5°) - Klasse 7: West (> 247,5° ≤ 292,5°) - Klasse 8: Nordwest (> 292,5° ≤ 337,5°) 	Dieser Schritt kann übersprungen werden, da keine Karte mit den allgemeinen Expositionen erstellt werden soll.
<u>Schritt 4: gewünschte Klassen im Rasterrechner herausfiltern</u> In diesem Schritt werden jeweils die Expositionen Nord, Nordost und Südost und Geländeneigungen > 30° zu Klasse 1 (höheres Erosionsrisiko) zusammengefasst. Alle übrigen Klassen werden zu Klasse 0 (geringeres Erosionsrisiko) verschmolzen.	
Con((("Exposition_cl" == 1) ("Exposition_cl" == 2) ("Exposition_cl" == 4)), 1, 0)	Con ("Geländeneigung_UG" >= 30,1,0)
<u>Schritt 5: Raster in Polygon umwandeln</u> ⇒ Werkzeug: Raster in Polygon	
<u>Schritt 6: Polygone überschneiden</u> ⇒ Werkzeug: Überschneiden (Intersect) Mithilfe dieses Werkzeugs wird eine Schnittmenge aus den Polygonen der Geländeneigung > 30° und der Expositionen Nord, Nordost und Südost gebildet und können als ‚Risikoflächen Erosion‘ verwendet werden.	

Tab. 1: Methodik Ableitung Erosionsrisikoflächen; Quelle: Eigene Darstellung

4.2. Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet

Nach „subjektiver Einschätzung der floristisch-ökologischen Homogenität des Bestandes“ (DIERSCHKE 1994, S. 150) werden sechs floristische Hotspots und drei sogenannte „Badspots“ ausgewählt. Bei den „Badspots“ handelt es sich um Bereiche, die durch Verbuschung, zu starke Verdichtung oder Übernutzung durch das Vieh in der Artenvielfalt als bedroht eingeschätzt werden. Außerdem sollten die Standorte das UG möglichst repräsentativ widerspiegeln.

An diesen neun Untersuchungspunkten werden auf einer Größe von 5x5 m² Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet durchgeführt. Auf Magerrasen und Gebirgsrasen wird ausgehend vom Minimumareal der Vegetationstypen eine Flächengröße von 10-25 m² empfohlen (DIERSCHKE 1994). DIERSCHKE (1994) rät, den Zeitpunkt an den Bewirtschaftungsrythmus anzupassen. Daher sollen die Aufnahmen vor Auftrieb der Rinder am 20.06. durchgeführt werden. Dies entspricht auch den Empfehlungen der Naturpark-Mitarbeiter*innen, welche aus Erfahrung der vergangenen Jahre die optimale Ausprägung auf die ersten zwei Juniwochen datieren.

Der Bestand wird in Schichten aufgeteilt und im Aufnahmeformular neben dem Aufnahmekopf die Artenanzahl, die Deckung und die Höhe pro Schicht sowie die Gesamtartenzahl und Gesamtdeckung notiert. Zusätzlich wird in jeder Schicht für jede Art die Artmächtigkeit nach BRAUN-BLANQUET (1928), modifiziert nach REICHELT & WILMANNS (1973), geschätzt. Die Arten werden dabei mit der „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol“ (FISCHER ET AL. 2008) bestimmt. Bei Pflanzen im vegetativen Zustand wird die „Flora Vegetativa“ (EGGENBERG & MÖHL 2020) hinzugezogen. Zur Unterstützung werden die Pflanzen zur anschließenden Nachbestimmung mit der App „Flora Incognita“ fotografiert.

Im Anschluss werden die einzelnen Vegetationsaufnahmen anhand der Werke „Die Pflanzengesellschaften Österreichs“ Teil I-III Pflanzengesellschaften zugeordnet.

4.3. Biotopkartierung

Um einen Gesamtüberblick über die 125 ha große Fläche zu erlangen, wird eine Biotopkartierung durchgeführt. Hierbei wird der Tiroler BIK-Kartierschlüssel von BORTENSCHLAGER ET AL. (2024) verwendet. Die Biotope sind als Fläche auszuweisen; die Mindestaufnahmefläche richtet sich nach den jeweiligen Biotopen. Einzelne Biotope dürfen als Linie ausgewiesen werden, wenn die Mindestgröße nicht erreicht wird (BORTENSCHLAGER ET AL. 2024).

Um den Detailgrad zu erhöhen und dem Naturpark ein möglichst detailliertes Bild der aktuell vorhandenen Biotope vorlegen zu können, kann im Einzelfall von der Tiroler Biotopkartierung abgewichen und bei Biotopen, die nicht im BIK-Kartierschlüssel repräsentiert werden, die bayerische Biotopkartierung herangezogen werden (LFU 2022).

Die erfassten Biotope werden anschließend digitalisiert und entsprechend der Symbologie der Tiroler Biotopkartierung klassifiziert dargestellt.

4.4. Naturschutzfachliche Bewertung

Die naturschutzfachliche Bewertung erfolgt nach den Roten Listen (RL) der gefährdeten Biototypen Österreichs, den FFH-Lebensraumtypen (FFH-LRT), inkl. der charakteristischen Arten sowie den aktuellen Roten Listen der Gefäßpflanzen Österreichs und Tirol.

5. Ergebnisse

5.1. Luftbildanalyse

Im Folgenden sind die erstgenannten Zahlen aus der Analyse mit mehr Gehölzklassen, die zweitgenannten aus der Analyse mit weniger Gehölzklassen.

Im Jahr 2001 liegt der offene Bereich zwischen 72 % und 74 %, der halboffene zwischen 16 % und 18 % und der geschlossene Bereich zwischen 12 % und 8 %.

Im Jahr 2013 sinkt der offene Bereich auf 65 % bis 72 %, der halboffene auf 13 % bis 15 % und der geschlossene Bereich steigt auf 22 % bis 13 %.

Im aktuellen CIR-Orthofoto von 2022 liegt der offene Teil des UGs nur noch zwischen 58 % und 65 %, der halboffene zwischen 14 % und 15 % und der geschlossene Bereich bei 28 % bis 20 %.

Ein Anstieg der Gehölzdeckung von 2001 bis 2022 ist erkennbar und in Abb. 5 grafisch dargestellt. Zur besseren Visualisierung des Trends wird in der Abbildung der Mittelwert beider Analysen (hohe und niedrige Gehölzdeckung) dargestellt.

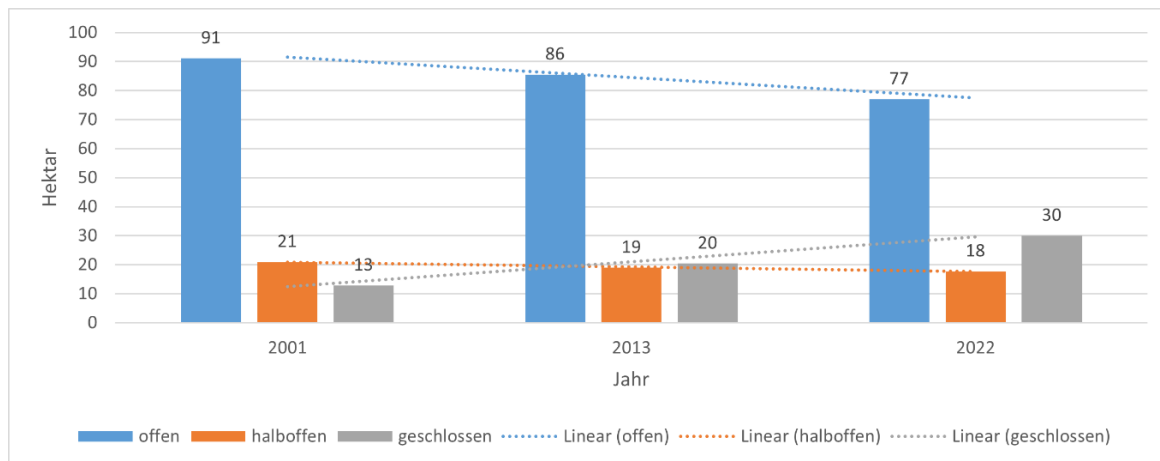


Abb. 5: Entwicklung der Gehölzdeckung; Quelle: Eigene Darstellung

Parallel zu der Zunahme der Gehölzdeckung ist eine Abnahme der Erosionsflächen zu festzustellen. Auch die Wasserflächen haben sich in ihrer Fläche und Anzahl deutlich reduziert.

5.2. Vegetationsaufnahmen

Die Aufnahmeformulare aller Vegetationsaufnahmen und die Wege der pflanzensoziologischen Zuordnung sind in Anhang 3 zu finden. Eine Gesamtartenliste inkl. des Rote-Liste-Status von Österreich und Nordtirol ist in Anhang 4 aufgeführt. Die Standorte der Vegetationsaufnahmen sind in der Biotoptypenkarte Abb. 6 in Kap. 5.3 zu entnehmen.

Vegetationsaufnahme 1

Der Plot der ersten Vegetationsaufnahme befindet sich im Offenland auf 1.810 m ü. NHN. Er ist südostexponiert und weist eine Neigung von etwa 20° auf.

Es wurden zwei Schichten ausgegrenzt. Die Strauchschicht (S) hat eine maximale Durchschnittshöhe (im Folgenden mit Höhe abgekürzt) von 20 cm. Die vorkommenden Arten sind *Pinus mugo* und *Rhododendron x intermedium*, die zusammen etwa 5 % Deckung ausmachen. Die Krautschicht (K) wurde aufgrund der niedrigen Wuchshöhe der Kräuter und Gräser nicht weiter unterteilt. Sie hat eine Deckung von etwa 60 % und Höhe von 10 cm, wobei einzelne Halme von *Sesleria caerulea* deutlich darüber liegen. Die Artmächtigkeit der Krautschicht wird vor allem von den Gräsern *Carex sempervirens* und *Nardus stricta* ausgemacht, doch die Dominanz ist nicht deutlich, was auch die hohe Artenanzahl von 43 Arten der Schicht belegt.

Insgesamt wurden 45 Arten / 25 m² gefunden. Die Gesamtdeckung beträgt ca. 65 %, abzüglich des Altgrases des vorigen Jahres.

Die Aufnahme wurde der Assoziation ‚Seslerio-Caricetum sempervirentis‘ (Blaugras-Horstseggenhalde) zugeordnet. Überprüft wurden die Klassen ‚Festuco-Brometea‘ (Trocken-, Halbtrockenrasen und basiphile Magerrasen) und ‚Sesleritea albicantis‘ (Klasse der subalpin-alpinen Kalkmagerrasen der mittel- und südeuropäischen Hochgebirge). Erstere konnte schnell aufgrund fehlender Kenntaxa und des Hauptvorkommens im pannonischen Bereich mit Niederschlägen von etwa 600 mm pro Jahr und Jahresdurchschnittstemperaturen von 9-10 °C ausgeschlossen werden (GRABHERR & KOLBECK 1993).

Bei der Klasse ‚Sesleritea albicantis‘ dagegen ist die Zuordnung mit neun Kenntaxa deutlich. Da die Aufnahme im Offenland stattfand, kann die Ordnung ‚Rhododendro hirsuti-Ericetalia carnea‘ (Kalkalpine Zwergstrauchheiden) ausgeschlossen werden und die Ordnung ‚Sesleritalia coeruleae‘ gewählt werden. Hier wurden sechs Kenntaxa und eine Trennart (*Anthoxanthum alpinum*) aufgenommen. *Pedicularis* sp. wurde trotz der fehlenden Artbestimmung in die Kenntaxa mit aufgenommen, da die vegetative Bestimmung zu *Pedicularis rostratospicata* oder *P. rostratocapitata* geführt hat, welche beide als Kenntaxa geführt werden. Auf Verbandsebene fällt die Zuordnung nicht deutlich aus. Es gibt ausschließlich mit *Dryas octopetala* als Trennart für den Verband ‚Caricion firmiae‘ (Verband der Polsterseggenrasen) Überschneidungen auf Verbandsebene. Da *Carex ornithopoda* außerhalb der Fläche gefunden wurde und es auf Assoziationsebene des Verbands ‚Caricion firmiae‘ wenig Überschneidungen gibt, wurde sich für den Verband ‚Seslerion coeruleae‘ (Kalkalpine Fels- und Schuttrassen) entschieden. Schlussendlich wurde die Assoziation ‚**Seslerio-Caricetum sempervirentis**‘ mit einer Kenn-, zwei Trennarten und acht „dominanten und konstanten Begleitern“ gewählt.

Das ‚Seslerio-Caricetum sempervirentis‘ ist im Nordalpengebiet eine weit verbreitete Gesellschaft und kann als dominierende Rasengesellschaft der alpinen Stufe bezeichnet werden. Durch die Beweidung des natürlichen Rasentyps werden Trittschäden zu offenen Bodenstellen, die von lichtbedürftigen Arten besiedelt werden. Dadurch können ökologische Nischen geschaffen und die Phytodiversität gesteigert werden – zu Lasten des Blütenreichtums (GRABHERR ET AL. 1993).

Vegetationsaufnahme 2

Der zweite Plot befindet sich auf 1.830 m ü. NHN und ist ostexponiert mit einer Neigung von 25°. Dieser Standort wurde im vergangenen Jahr (2024) geschwendet, was an mehreren Haufen abgeschnittener Äste und Stümpfe zu erkennen ist. Auf dem Plot befinden sich daher kaum Gehölze. Die Strauchschicht macht daher weniger als 5 % Deckung aus und besteht aus zwei Individuen von *Rhododendron x intermedium* bei einer Höhe von 30 cm. Die Krautschicht hat eine Deckung von 75 % und eine Höhe von 20 cm. Sie ist geprägt von einer hohen Artenanzahl an *Carex* sp. Auffällig ist die hohe Artmächtigkeit von *Carex flacca* und *Aposeris foetida* sowie der geringe Blühaspekt, was aber auch dem verstärkt vegetativen Zustand zuzuschreiben ist.

Trotz des optisch unterschiedlichen Erscheinungsbilds wurde auch diese Aufnahme dem ‚**Seslerio-Caricetum sempervirentis**‘ zugeordnet. Es wurden insgesamt 43 Arten / 25 m² und eine Gesamtdeckung von 75 % festgestellt.

Vegetationsaufnahme 3

Für die dritte Aufnahme wurde als erster „Badspot“ ein verbuschter Standort gewählt. Der Standort liegt an einem nordexponierten etwa 25° steilen Hang auf etwa 1.750 m ü. NHN. Es wurden eine Strauchschicht, eine Krautschicht und eine Moosschicht (M) festgelegt. Die Strauchschicht bedeckt etwa 20 % der Fläche, den Hauptanteil macht *Pinus mugo*. In der Krautschicht wurden 38 Arten aufgenommen. Auffällig war hier die Dominanz von *Plantago alpina* und *Aposeris foetida*.

Insgesamt wurden 42 Arten bei einer Gesamtdeckung von 70 % aufgenommen.

Die pflanzensoziologische Klassifikation dieser Aufnahme ist nicht eindeutig. Es wurde die Diagnostische Artenkombination (DAK) der Assoziationen ‚*Rhododendretum hirsuti*‘ (Zwergstrauchgebüsche mit Bewimperter Alpenrose), das ‚*Seslerio-Caricetum sempervirentis*‘, das ‚*Rhodothamno-Rhododendretum hirsuti*‘ sowie das ‚*Sieversio-Nardetum strictae*‘ (Subalpine Bürstlingsweiden und -mähder) überprüft. Mit z.B. *Nardus stricta*, *Plantago alpina* und *Potentilla aurea* sind neun Arten als Begleitarten des ‚*Sieversio-Nardetum strictae*‘ gelistet. Aufgrund des Fehlens von Kenn- und Trennarten auf Ordnungs- und Assoziationsebene ist diese Gesellschaft auszuschließen. Bei ‚*Rhododendretum hirsuti*‘ fehlen auf der Ebene der Ordnung und des Verbands Kennarten, dafür fungieren *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum* als Trennarten. Auf Assoziationsebene sind sowohl Kenn- als auch Trenn- und Begleitarten vorhanden. Bei ‚*Seslerio-Caricetum sempervirentis*‘ fehlen Kenn- und Trennarten auf Assoziationsebene, dafür sind mit *Bellidiastrum michelii*, *Clinopodium alpinum* und *Polygala alpestris* drei Kennarten und mit *Anthoxanthum alpinum* eine Trennart auf Ordnungsebene vorhanden sowie mit *Carex ornithopoda* eine Kennart auf Verbandsebene. Bei ‚*Rhodothamno-Rhododendretum hirsuti*‘ ist auf Ebene der Klasse und der Ordnung keine Art der DAK nachgewiesen, dafür ist die DAK auf Verbands- und Assoziationsebene ausgeprägt.

Aufgrund der undeutlichen DAKs wird **wird auf eine Zuordnung verzichtet**.

Vegetationsaufnahme 4

Die vierte Vegetationsaufnahme wurde am Rand eines Flachmoors durchgeführt. Die Fläche ist eben und befindet sich auf 1.790 m ü. NHN.

Es wurden zwei Schichten gebildet. Eine Krautschicht mit einer Höhe von 15 cm und einer Deckung von 75 % sowie eine Mooschicht (M) mit einer Höhe von 1 cm und einer Deckung von 5 %. In der Mooschicht konnte *Conocephalum conicum* bestimmt werden – es kommen aber weitere unbestimmte Spezies vor. In der Krautschicht wurden 22 Arten bestimmt. Deutlich dominant ist *Carex davalliana* mit einer Artmächtigkeit von 3 (26-50 %) gefolgt von *Ranunculus montanus*. Die weißen Blüten von *Ranunculus alpestris* waren ausschließlich auf dem gewässernahen Drittel des Plots auffällig.

Die Aufnahme wurde in die Klasse ‚Scheuchzerio-Caricetea fuscae‘ (Kleinseggensümpfe und -moore) eingeordnet, obwohl keine Kenntaxa vorgefunden wurden, da die anderen Klassen nicht zum Standort passen. In der Klasse gibt es drei Ordnungen – die Hochmoorschlenken und Schwingrasen, die sauren Niedermoore und die basischen Niedermoore. Letztere – die ‚Caricetalia davallianae‘ (Kleinseggengesellschaften basenreicher Niedermoore) repräsentieren den untersuchten Standort, mit den Kenntaxa *Equisetum variegatum*, *Eriophorum latifolium* und *Primula farinosa*. *Eriophorum latifolium* und *Primula farinosa* wurden außerhalb der Untersuchungsfläche vorgefunden. Die Zuordnung zum Verband ‚Caricion davallianae‘ (Kleinseggengesellschaften basenreicher Niedermoore von der Planar- zur Subalpinstufe) ist ebenfalls eindeutig, da es keine Überschneidung mit dem anderen Verband der Ordnung gibt, während *Carex davalliana* als Kennart mit einer hohen Artmächtigkeit in der Untersuchungsfläche vorkommt. *Carex davalliana* ist auch bei der Assoziation die entscheidende Kennart. *Potentilla erecta* ist als subdominanter Begleiter der Assoziation in der Aufnahmefläche gefunden worden, *Eriophorum latifolium* als dominanter und konstanter Begleiter befindet sich außerhalb der Aufnahmefläche. Damit wird die Aufnahme 4 der Assoziation ‚**Caricetum davallianae**‘ (Davallseggengesellschaft) zugeordnet.

„Das Caricetum davallianae ist eine in den mittel- und westeuropäischen Gebirgen weit verbreitete Gesellschaft soligener, mesotroph-subneutral bis kalkreicher Niedermoore mittlerer Höhen und damit die Moorpflanzengesellschaft, die in Mitteleuropa am stärksten verankert ist“ (STEINER 1993, S. 152).

Vegetationsaufnahme 5

Dieser Plot befindet sich auf einem sehr steilen (30° Neigung), südexponierten Hang auf 1.775 m ü. NHN. Der Hang ist sehr artenreich und hat eine hohe Dichte an Orchideen insbesondere *Gymnadenia conopsea*.

Neben einer Mooschicht, die nicht weiter bestimmt und mit weniger als 5 % Deckung eingeschätzt wurde, ist eine Krautschicht vorhanden. Diese hat eine Höhe von 15 cm und eine

Deckung von 65 %, die auch die Gesamtdeckung repräsentiert. Auch die Artenzahl von 41 Arten der Schicht entspricht der Gesamtartenzahl.

Die höchste Artmächtigkeit haben *Carex sempervirens* und *Helianthemum nummularium subsp. alpicola* sowie *Nardus stricta*. Mit *Astrantia minor*, *Bupthalmum salicifolium* oder auch *Laserpitium latifolium* kommen neue Arten hinzu, die zur Assoziation **‚Origano-Calamagrostietum variae‘** führen. Die Assoziation ist der Ordnung ‚Sesleritalia coeruleae‘ der Klasse ‚Seslerietea albicantis‘ untergeordnet. Hier ist sie Teil des Verbands ‚Calamagrostion variae‘ (Buntreitgrasfluren). Entscheidend sind die Trennarten des Verbands *Bupthalmum salicifolium*, *Carex flacca* und *Geranium sylvaticum* sowie die Kennart der Assoziation *Laserpitium latifolium*. Es wurde zusätzlich der Weg für die Assoziation ‚Seslerio-Caricetum sempervirentis‘ getestet, aufgrund der Absenz von Kenn- und Trennarten auf Verbands- und Assoziationsebene aber ausgeschlossen.

„Das Origano-Calamagrostietum variae ist eine an krautigen Hochstauden reiche Hochgrasflur über Kalk- und Dolomitstandorten der montanen und subalpinen Stufe“ (GRABHERR ET AL. 1993). Potenzielle Standorte sind bspw. sonnige, aber nicht zu trockene Hänge oder Lawinenbahnen. Diese Gesellschaft folgt in der Sukzession auf die Schuttpioniervegetation oder entsteht sekundär durch Schwenden auf solchen Standorten. Sie kann an sehr steilen Hängen eine Dauergesellschaft darstellen, wenn regelmäßiges Abreißen von Schneebrettern die Sukzession aufhält (EBD., S. 432).

Vegetationsaufnahme 6

Dieser Standort wurde als Badspot gewählt, da das dichte Altgras sowie ein geringer Blütenreichtum markant waren. Er befindet sich auf einem ebenen Almboden auf etwa 1.795 m ü. NHN.

Neben einer geringen Moosschicht mit einer Artmächtigkeit von weniger als 5 % wurde nur eine Krautschicht ausgegrenzt. Obwohl die gesamte Fläche mit Vegetation bedeckt ist, wurde die Krautschicht und damit die Gesamtdeckung wegen des Altgrases auf 65 % geschätzt. Die Aufnahme beinhaltet 21 Arten, wobei *Deschampsia cespitosa* und *Nardus stricta* deutlich dominieren.

Es wurden die Assoziationen ‚Homogyno alpinae-Nardetum‘ (Alpenlattich-Borstgrasmatte) aus der Klasse ‚Calluno-Ulicetea‘ (Zwergstrauchheiden und Magertriften) und das ‚Sieversio-Nardetum strictae‘ (Subalpin-alpine Bürstlingsweiden und -mähder) der Klasse ‚Caricetea curvulae‘ (Subalpin-alpine Sauerbodenrasen der mittel-südeuropäischen Hochgebirge) auf DAK überprüft. Beide sind aus Sicht der DAK möglich.

Das ‚Homogyno alpinae-Nardetum‘ ist eine anthropogene Gesellschaft, die vorwiegend zwischen 1.200 bis 1.500 m. ü. NHN vorkommt und eine Waldersatzgesellschaft von Buchen-Tannen-Fichten- und Fichtenwäldern ist (ELLMAUER 1993). Das UG ist Teilareal 3 des Wuchsgebiets 4.1 ‚Nördliche Randalpen – Westteil‘, in dem die genannten Waldgesellschaften die natürlichen

Waldgesellschaften bis in die tiefsubalpine Stufe ((1.300) 1.450-1.650 (1.700) m) repräsentieren. In der hochsubalpinen Stufe (1.650-1.950 (2.000) m) ist die natürliche Waldgesellschaft Karbonat-Latschengebüsch mit Wimper-Alpenrose oder kleinflächig auch Karbonat-Lärchen-Zirbenwald und Grünerlengebüsch in feuchten, schneereichen Lagen (HERZBERGER ET AL. 2020). Der Standort der Aufnahme befindet sich mit 1.795 m ü. NHN an der unteren Grenze der hochsubalpinen Stufe.

Das ‚Sieversio-Nardetum strictae‘ ist eine verbreitete Pflanzengesellschaft der subalpinen und unteren alpinen Stufe, insbesondere auf Weideflächen. Die Assoziation ist eine Gesellschaft der natürlichen waldfreien Vegetation, dies schließt eine Nutzung aber keinesfalls aus. Bürstlingsrasen haben ihren Schwerpunkt auf sauren Böden, doch durch Versauerungsprozesse können diese ebenso auf basischen Böden vorkommen – jedoch nicht in der typischen Ausprägung (EBD.).

Aufgrund der Existenz des ‚Homogyno alpinae-Nardetum‘ als Waldersatzstandort, wurde schließlich die Assoziation ‚**Sieversio-Nardetum strictae**‘ gewählt.

Vegetationsaufnahme 7

Die Vegetationsaufnahme 7 wurde auf einer kleinflächigen, relativ ebenen Fläche durchgeführt, die durch das dominante Vorkommen von *Trollius europaeus* auffällt. Der Standort befindet sich auf 1.845 m ü. NHN und ist eben.

Es wurden drei Krautschichten gebildet. K1 hat eine Höhe von 50 cm und eine Deckung von etwa 60 %. Sie wird dominiert von *Trollius europaeus*. Auch *Poa trivialis* weist eine hohe Individuenanzahl, aber keine hohe Deckung auf. Daneben kommen weitere fünf Arten in der K1 vor. K2 ist etwa 20 cm hoch – ebenso mit einer Deckung von 60 %. Eine besonders hohe Deckung in dieser Schicht hat *Alchemilla* sp. In der K2 kommen zwölf Arten vor. Die K3 wird mit einer Höhe von etwa 10 cm von den anderen Schichten größtenteils überschirmt. Hier kommen vier Arten vor. *Trifolium* sp. hat die höchste Artmächtigkeit.

Insgesamt wurden 18 Arten / 25 m² bestimmt und eine Deckung von 100 % geschätzt.

Die Aufnahme wurde der Klasse ‚Molinio-Arrhenatheretea‘ (Klasse der nährstoffreichen Mäh- und Streuwiesen, Weiden, Flut- und Trittrasen) zugeschrieben. Diese Zuordnung ist mit zehn Kenntaxa, bei einer Gesamtartenzahl von 18 Arten eindeutig. Mit den Kennarten *Poa supina* und *Trollius europaeus* wurde die Ordnung ‚Poo alpinae-Trisetalia‘ (Almwiesen und -weiden) gewählt. *Trollius europaeus* ist hier speziell Kennart für die subalpine und alpine Stufe. Auf der Verbandsebene ist die Zuordnung nicht mehr eindeutig. Beim ‚Alchemillo-Poion supinae‘ kommt die transgressive Kennart (auf übergeordneten Ebenen höhere Treue) *Poa supina* vor, welche allerdings eine geringe Artmächtigkeit in der Aufnahme vorweist. Überprüft wurde zusätzlich das ‚Poion alpinae‘ (Alpen-Fettweiden) mit den Assoziationen ‚Crepido-Cynosuretum‘ (Subalpine Kammgrasweide, Goldpippau-Kammgrasweide) und ‚Crepido-Festucetum commutatae‘ (Subalpine Milkrautweide). Schließlich wurde anhand der Beschreibung der Assoziationen das

‚*Deschampsio cespitosae-Poetum alpinae*‘ mit den Trennarten *Ranunculus acris*, *Rumex acetosa* und *Trollius europaeus* sowie dem dominanten und konstanten Begleitern *Deschampsia cespitosa* gewählt.

Das ‚*Deschampsio cespitosae-Poetum alpinae*‘ ist eine artenarme Gesellschaft, die durch die Düngung der Weidetiere oder ggf. auch Gemswild sowie durch ein großzügiges Wasserangebot entstehen kann. Sie wird von *Poa alpina*, meist in der viviparen Form, dominiert. Charakteristisch sind diverse *Alchemilla*-Sippen, große Horste von *Deschampsia cespitosa* und verschiedenen Nährstoffzeigern (ELLMAUER & MUCINA 1993).

Vegetationsaufnahme 8

Diese Vegetationsaufnahme wurde in Anbetracht der Badspots auf einer verbuschten Fläche durchgeführt. Der Plot befindet sich auf einem nordexponierten, etwa 20° steilen Hang auf etwa 1.845 m ü. NHN.

Insgesamt wurden vier Schichten festgelegt. Neben einer Moosschicht von weniger als 5 %, sind zwei Strauchschichten und eine Krautschicht vorhanden. Die erste Strauchschicht (S1) hat eine Höhe von 160 cm und eine Deckung von 20 % und wird alleinig von *Pinus mugo* bestimmt. Die zweite Strauchschicht (S2) hat eine Deckung von 5 % bei einer Höhe von 25 cm und enthält neben *Pinus mugo* *Rhododendron hirsutum*, *R. x intermedium* und *Vaccinium myrtillus*. In der Krautschicht wurden 32 Arten bestimmt, wobei *Carex firma* und *C. sempervirens* die höchste Artmächtigkeit haben. Markant war das häufige Vorkommen von *Huperzia selago*.

Die Zuordnung zu einer Pflanzengesellschaft ist nicht eindeutig. Das ‚*Seslerio-Caricetum sempervirentis*‘ wurde aufgrund der nicht vorhandenen Kenn- und Trennarten auf Verbands- und Assoziationsebene ausgeschlossen. Dennoch kommen sechs der dominanten und konstanten Begleiter der Assoziation vor. Das in der gleichen Klasse eingeordnete ‚*Rhododendretum hirsuti*‘ (Zwergstrauchgebüsche mit behaarter Alpenrose) wurde ebenso auf die DAK untersucht. Hier fungieren *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum* als Trennarten. Kennarten sind keine vorhanden. Auf Assoziationsebene ist *R. x intermedium* als Kennart und *R. hirsutum* und *Homogyne alpina* sind als Trennarten vorhanden. Ebenso drei dominante und konstante Begleiter. Trotz des Fehlens der DAK auf Klassen- und Ordnungsebene wurde der Verband ‚*Erico-Pinion*‘ (Subalpine Latschengebüsche, Bergföhren-, Zirben- und Lärchenwälder über Karbonat) untersucht. Hier sind drei Kennarten der Strauchschicht und vier Trennarten u.a. *Homogyne alpina* und *Huperzia selago*, die mit einer hohen Artmächtigkeit vorkommen, vorhanden. Von den Assoziationen dieses Verbandes hat die Aufnahme eine potenzielle Zugehörigkeit zum ‚*Rhodothamno-Rhododendretum hirsuti*‘ (Karbonat-Alpenrosen-Latschengebüsch) – mit *Carex firma* als Trennart und sechs dominanten und konstanten Begleitern. Mit bspw. *Pinus mugo*, *Rhododendron hirsutum* und *R. x intermedium* sowie *Homogyne alpina* haben beide Assoziationen Überschneidungen in der DAK. So sind in der Assoziation ‚*Rhodothamno-Rhododendretum hirsuti*‘ „Elemente aus der Klasse *Sesleritea albicantis* [...] reich vertreten und differenzieren die Gesellschaft gegen die übrigen Latschenassoziationen“ (WALLNÖFER 1993, S.

264). Zusätzlich sind bspw. mit *Potentilla brauneana*, *Ranunculus alpestris*, *Ranunculus montanus* oder *Soldanella alpina* Kenn- und Trennarten des Verbands ‚Arabidion caeruleae‘ (Alpidische Kalkschneeböden) aus der Klasse ‚Thlaspietea rotundifolii‘ (Steinschutt- und Geröllfluren) beigemischt.

Da die DAK nicht eindeutig auf eine Assoziation hinweist, wird **auf eine Festlegung verzichtet**. Sowohl ‚Rhododendretum hirsuti‘ als auch ‚Rhodothamnus-Rhododendretum hirsuti‘ besiedeln bevorzugt schattige und frische Standorte auf Kalk mit einer reichen winterlichen Schneebedeckung. Während das ‚Rhodothamnus-Rhododendretum hirsuti‘ vorwiegend auf steilen Standorten mit bewegtem Relief gedeiht (WALLNÖFER 1993), bevorzugt das ‚Rhododendretum hirsuti‘ wenig bewegte Kalkgeröllhalden (GRABHERR ET AL. 1993).

Vegetationsaufnahme 9

Die letzte Vegetationsaufnahme wurde auf einer artenreichen Fläche mit einer hohen Artmächtigkeit von *Antennaria dioica* durchgeführt. Sie befindet sich auf 1.830 m ü. NHN in der Nähe eines Kleingewässers und ist westexponiert bei einer Neigung von 15°.

Es wurden 2 Schichten ausgegrenzt. Die Moosschicht hat weniger als 5 % Deckung und wurde nicht weiter bestimmt. Die Krautschicht hat eine Deckung von etwa 70 % und eine Höhe von durchschnittlich 15 cm. Die höchste Artmächtigkeit von 2a (5-15 %) haben hier *Antennaria dioica* und *Carex sempervirens*. Mit einer hohen Individuenanzahl kommen weiters die Krautigen *Anthyllis vulneraria subsp. alpicola*, *Polygala alpestris* und *Primula auricula* sowie unter den Gräsern *Carex firma*, *Nardus stricta* und *Sesleria caerulea* vor. Der Hang ist geprägt von einem Wechselspiel aus trockenen, niedrigwüchsigen Bereichen mit *Antennaria dioica*, *Gentiana clusii* uvm. sowie reicheren, etwas hochwüchsigeren Bereichen mit *Trollius europaeus*. Dieser Höhenunterschied war jedoch nicht ausreichend für das Ausgrenzen einer weiteren Krautschicht.

Insgesamt wurden 47 Arten auf 25 m² bestimmt. Die Deckung wurde auf 70 % geschätzt.

Die Aufnahme wurde wie die Aufnahmen 1 und 2 der Assoziation ‚**Seslerio-Caricetum sempervirentis**‘ zugeordnet.

5.3. Biotopkartierung

Biotoptypenkarte

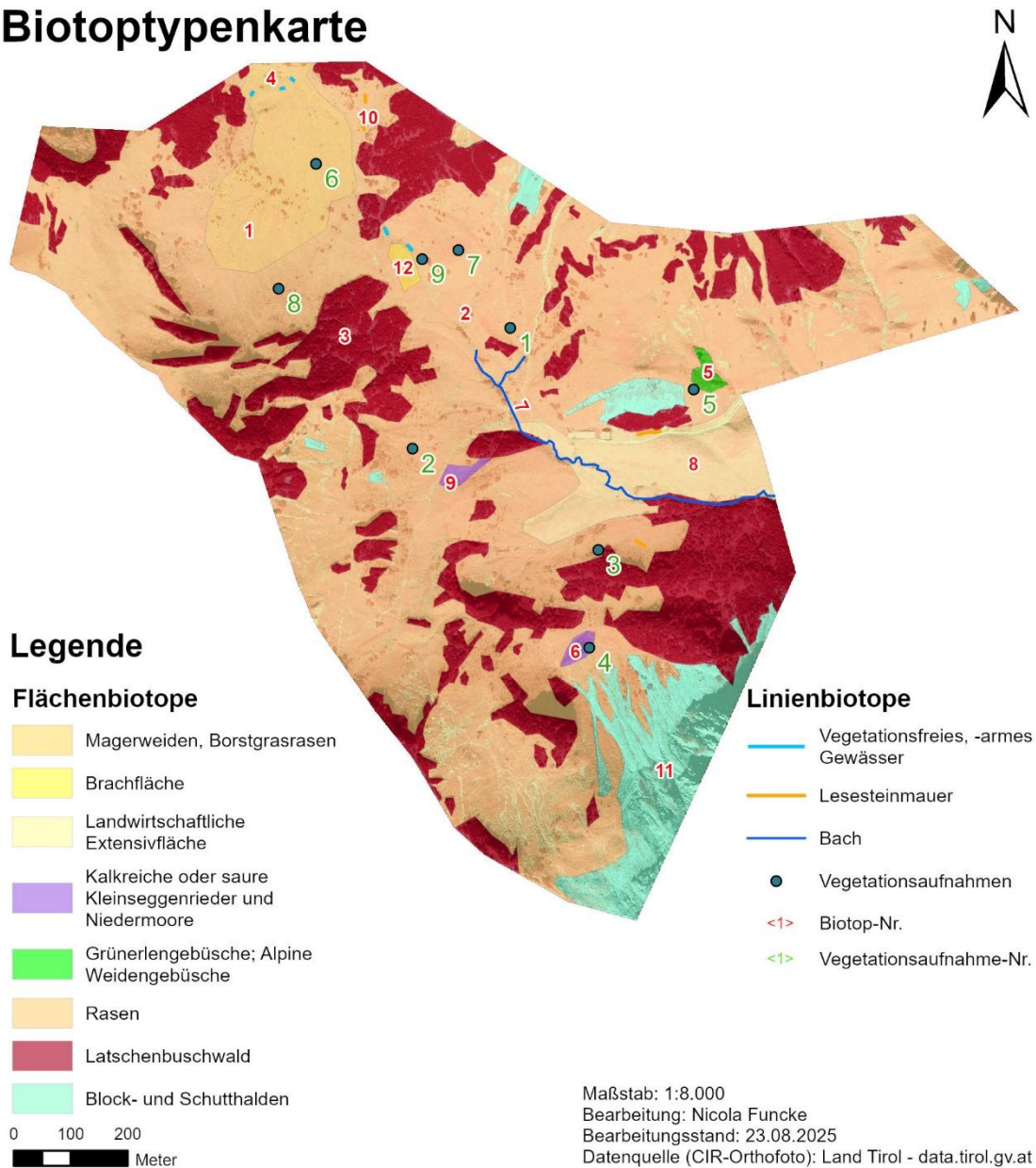


Abb. 6: Biotoptypenkarte

Ergebnisse

Biotop-Nr.	BIK-Code	Bezeichnung	FFH-LRT	Schutzstatus	Biotoptyp	RL Nalp	RL A
1	MKB	Magerweiden, Borstgrasrasen	6230*	Anhang I FFH-RL	FrISChe basenarme Magerweide der Bergstufe	3	3
2	ARSK	Rasen auf Karbonatgestein	6170	Anhang I FFH-RL	FrISChe basenreiche Magerweide der Bergstufe	2-3	2-3
3	AKB	Latschenbuschwald	4070*	Anhang I FFH-RL	Karbonat-Latschen-Buschwald	*	*
4	SV	Vegetationsfreie, -arme Gewässer			Naturnaher Tümpel	2	2
5	AGH	Grünerlengebüsch			Grünerlen-Buschwald	*	*
6	FKSK	Kalkreiche Niedermoore	7230	Anhang I FFH-RL	Basenreiche, nährstoffarme Kleinseggenrieder	2	2
7	/	Natürliche und naturnahe Fließgewässer			Gestreckter Hochgebirgsbach	3	3
8	MLE	Landwirtschaftliche Extensivfläche			FrISChe Fettweiden und Trittrasen der Bergstufe	*	*
9	FKSS	Saure Kleinseggenrieder			Basenarme, nährstoffarme Kleinseggenrieder	3	3
10	MLF	Lesesteinhaufen, Feldmauern			Karbonat-Lesesteinriegel	3	2
11	ABSKH	Karbonathaltige Schutthalde der Hochlagen	8120	Anhang I FFH-RL	Vegetationsarme Karbonatregschutthalde der Hochlagen	*	*
12	MBF	Brachfläche			FrISChe Grünlandbrache nährstoffreicher Standorte der Bergstufe	*	*
Legende Rote-Liste-Status:							
Nalp: Nordalpen A: Österreich		*: nicht gefährdet 2: stark gefährdet 3: gefährdet					

Tab. 2: Biotoptypen; Quelle: Eigene Darstellung

Es wurden zwölf Biotope ausgegrenzt. Das Ergebnis ist in der Biotoptypenkarte (Abb. 6) und den Aufnahmebögen in Anhang 2 zu sehen.

Biotop 1 stellt das Biotop „Magerweiden, Borstgrasrasen“ (MKB) dar. Hier befindet sich auch die Vegetationsaufnahme 6, die der Assoziation ‚Sievversio-Nardetum strictae‘ zugeordnet wurde. Da es sich um einen artenarmen Borstgrasrasen auf Karbonatböden handelt, ist das Biotop nach der Tiroler Biotopkartierung kein FFH-LRT (BORTENSCHLAGER ET AL. 2024). Dennoch sind Borstgrasrasen in Kalkgebirgen nicht selten. Durch äolische Akkumulation oder Nährstoffauswaschung auf tiefgründigen Böden können sich die sauren Biotope auch in den Kalkalpen ausbilden (AIGNER 2025). In höheren Lage ist durch niedrigere Temperaturen der Abbau der organischen Substanz verlangsamt, wodurch Rohhumus akkumuliert und Huminsäuren freigesetzt werden. Das Borstgras (*Nardus stricta*) ist an diese Standortbedingungen angepasst. Da es vom Vieh verschmäht wird und die Blätter nur langsam verrotten, wird der Versauerungsprozess verstärkt und das Borstgras kann an Dominanz gewinnen (AIGNER & EGGER 2015). „Auf nährstoffreicheren, basenreicheren Standorten sind die Bestände mitunter artenreich ausgebildet und als naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume einzustufen“ (EBD.). Da auch im Standarddatenblatt des Naturparks der genannte LRT gelistet ist (LAND TIROL 2016), wird sich für den LRT 6230* „Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden“ entschieden.

Die niedrigwüchsigen, offenen Borstgrasrasen kommen auf sauren, nährstoffarmen Böden der untermontanen bis subalpinen Stufe vor und werden meist vom namensgebenden Borstgras

(*Nardus stricta*) dominiert. Die meisten Borstgrasrasen sind sekundäre Bestände, d.h. sie sind durch Beweidung oder einschürige Mahd entstanden und können nur durch Nutzung erhalten werden. Wird die Nutzung aufgegeben, setzt mit der Verbreitung von Zwergsträuchern und Adlerfarn die Sukzession ein. Aufgrund der Bindung an nährstoffarme, saure Böden liegt der Verbreitungsschwerpunkt in Österreich in den Zentralalpen (ESSL 2005B). Der LRT 6230 entspricht in der Roten Liste der Biotoptypen der „Frischen basenarmen Magerweide der Bergstufe“ (ESSL ET AL. 2004). Dieser ist in den Nordalpen und österreichweit als gefährdet eingestuft (EBD.). Der starke Rückgang des LRTs betrifft besonders die Bestände der Tieflagen (ESSL 2005B). Der Rückgang ist auf Düngung, Nutzungsaufgabe, Verbuschung durch Extensivierung der Weidepflege und Aufforstung zurückzuführen. Österreich trägt eine hohe Verantwortung für den Schutz des Biotops, da es einen großen Anteil und eine hohe Diversität dieses Lebensraums beherbergt (ESSL ET AL. 2004).

Der Erhaltungszustand des LRTs ist mit B einzustufen. Die Indikatoren Flächengröße und Störungszeiger sind mit A zu bewerten. Mit neun charakteristischen Arten ist die Artenzusammensetzung mit B zu bewerten. Die Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen wurde ebenso mit B bewertet. Es ist zwar keine Verbuschung vorhanden, allerdings ist die Grasnarbe relativ dicht. Strukturvielfalt wird durch die Kleingewässer, Erhebungen im Mikrorelief mit Arten des Biotops 2 sowie Murmeltierbauten erreicht.

Biotop 2 ist dem Biotop „Rasen auf Karbonatgestein“ (ARSK) zuzuordnen und inkludiert die Vegetationsaufnahmen 1 und 9, die der Assoziation ‚Selserio-Caricetum sempervirentis‘ zugeordnet wurden, sowie die Vegetationsaufnahme 5, die der Assoziation ‚Organo-Calamagrostietum variae‘ angehört. Das Arteninventar ist sehr artenreich und geht deutlich über die charakteristischen Arten hinaus. Mit *Orchis mascula* und *Neotinea ustulata* kommen an den Süd- bzw. Westhängen einzelne Orchideen des Biotops „Magerrasen auf Karbonatgestein“ (MMRK) vor. *Briza media* und *Thymus sp.* sind weitere Arten des Biotops MMRK. Da die charakteristischen Arten des Biotops ARSK wie *Carex sempervirens*, *Primula auricula* und *Sesleria caerulea* häufiger vorkommen und die Assoziation ‚Seslerio-Caricetum sempervirens‘ unter den Pflanzengesellschaften des Biotops aufgeführt ist, wurde das Biotop ARSK gewählt. Das Biotop ist eine in den nördlichen Kalkalpen verbreitete Rasengesellschaft und kann dem FFH-LRT 6170 „Alpine und subalpine Kalkrasen“, Subtyp 6173 „Kurzrasige Girlandenrasen (Caricion firmae, Seslerion coerulae)“ zugeordnet werden (ELLMAUER 2005B).

Es sind auch zahlreiche Arten des FFH-LRTs 6210 „Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia) (*besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen) vorhanden. Während Arten wie *Anthyllis vulneraria subsp. alpicola*, *Clinopodium alpina* oder *Bicutella laevigata* flächig im Biotop präsent sind, sind Arten wie *Phyteuma orbiculare* oder die Orchideen *Gymnadenia conopsea* und *Neotinea ustulata* nur einzeln – insbesondere an den SW- bis SE-Hängen nördlich der Hütte – vertreten. Aufgrund des Verbreitungsschwerpunkts in der kollinen bis submontanen Höhenstufe und da das ‚Seslerio-Caricetum sempervirentis‘ nicht

unter den Pflanzengesellschaften des LRTs gelistet ist (ESSL 2005A), wurde sich für das LRT 6170 entschieden.

Der LRT 6170 beinhaltet die in der alpinen Stufe vorkommenden lückigen, niedrigwüchsigen Urrasen sowie die dichten hochwüchsigen Bergmähder und Extensivweiden der hochmontanen und subalpinen Stufe. Meist dominieren Gräser, die „in störungsgeprägten Dauergesellschaften“ (Ellmauer 2005b), zu denen die Beweidung gezählt werden kann, ihre Dominanz verlieren. Von den allgemeinen LRT-bestimmenden Arten wurden bis auf *Euphrasia salisburgensis* alle kartiert. Bei den Subtypen ist die Artenkombination nicht eindeutig. Tendenziell ist es aufgrund der Vegetationsaufnahmen 1, 2, 5 und 9, die dem Verband ‚Seslerion coeruleae‘ zugeordnet wurden, den Blaugras- und Polsterseggenrasen zuzuordnen. Diese kommen „an trockenen bis mäßig trockenen Standorten kurzer (Caricion firmae) bis mittlerer (Seslerion) Dauer der Vegetationsperiode“ (ELLMAUER 2005B) vor.

Das Arteninventar des Biotops ist eine Schnittmenge aus dem Biotop „Geschlossener Hochgebirgs-Karbonatrasen“ (TRAXLER ET AL. 2005) und der „Frischen basenreichen Magerweide der Bergstufe“ (ESSL ET AL. 2004). Beide beinhalten die Gräser *Sesleria albicans* und *Carex sempervirens*, welche im Hochgebirgs-Karbonatrasen für eine typische treppige bis girlandenartige Struktur sorgen (TRAXLER ET AL. 2005). Charakteristisch für den geschlossenen Hochgebirgs-Karbonatrasen sind z.B. Chamaephyten wie *Dryas octopetala* und *Rhododendron hirsutum* oder Rosettenpflanzen wie *Anthyllis vulneraria subsp. alpicola*, *Bisutella laevigata* und *Gentiana clusii* (ebd.). Für die frische basenreiche Magerweide sind *Briza media*, *Bellidiastrum michelii*, *Gentiana verna*, *Gymnadenia conopsea* oder *Phyteuma orbiculare* charakteristisch. *Carlina acaulis* und *Veratrum album* werden zudem von den Rindern gemieden und dadurch gefördert (ESSL ET AL. 2004). Die geschlossenen Hochgebirgs-Karbonatrasen sind sowohl österreichweit als auch in den Nordalpen nicht gefährdet (TRAXLER ET AL. 2005). Aufgrund der Beweidung und dem selektiven Fressverhalten der Weidetiere sowie dem ausgeprägten Mikrorelief, wird ein kleinräumiges Vegetationsmosaik bedingt. Deswegen wird das Biotop der Magerweide gewählt. Diese ist u.a. durch Nutzungsaufgabe oder Verbuschung durch ungenügende Weidepflege bedroht. Sie wird daher als gefährdet bis stark gefährdet eingestuft (ESSL ET AL. 2004).

Der Erhaltungszustand des FFH-LRTs konnte mit A bewertet werden. Mit 19 charakteristischen Arten ist die Artenzusammensetzung mit hervorragend zu bewerten. Diese ist insbesondere auf den S-, SW-, W- und SO-exponierten Hängen gut ausgeprägt. Als Störungs- bzw. Weidezeiger ist *Nardus stricta* flächig im Biotop vertreten. Die Deckung kann auf 5-7% geschätzt werden, weshalb der Indikator Störungszeiger mit B eingestuft wird. Auch wenn Gräser nicht deutlich dominieren und die Kräuter einen großen Teil einnehmen, wird die Vegetationsstruktur mit A bewertet. Die Verbuschung ist teilweise vorhanden, nimmt jedoch noch nicht 20 % der LRT-Fläche ein. Da der gesamte Hochleger nur von wenigen < 0,5 m breiten Wanderwegen durchzogen wird, ist die Beeinträchtigung ebenso mit A zu bewerten.

Biotop 3 ist nach BIK-Kartierschlüssel als „Latschenbuschwald“ (AKB) auszuweisen. Es setzt sich aus mehreren Einzelflächen von mind. 100 m² zusammen (BORTENSCHLAGER ET AL. 2024). Flächen ab 0,25 ha sind als prioritärer LRT 4070 „Buschvegetation mit *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum*“ auszuweisen. Im Mosaik mit anderen Lebensraumtypen können auch kleinere Flächen als LRT ausgewiesen werden (ELLMAUER 2005A).

Der Karbonat-Latschen-Buschwald besiedelt sehr flachgründige und trockene Standorte von der hochmontanen bis alpinen Stufe und kann sich bei niedriger Besatzdichte in Almweideflächen ausbreiten. Der Biotoptyp wird in Österreich und speziell in den Nordalpen zwar nicht als gefährdet eingestuft (ESSL ET AL. 2002), dennoch ist der Lebensraumtyp in Österreich als prioritär eingestuft, da Österreich eine „überragende Verantwortung für deren Erhaltung“ (ELLMAUER 2005A, S. 142) innehat. Generell liegt der Verbreitungsschwerpunkt in den Ostalpen von Österreich, Deutschland, Italien und Slowenien, doch die weitläufigsten und charakteristischsten Latschengebüsche sind in Österreich – speziell in den nördlichen und südlichen Bereichen des Landes – vorzufinden. Das Arteninventar ist vor allem im östlichen Bereich des UGs typisch ausgeprägt, im westlichen Bereich ist die Krautschicht durch die Nord- und Ost-Exposition zugunsten von *Rhododendron sp.* und *Vaccinium myrtillus* aber auch *Huperzia selago* und *Athyrium sp.* artenarm.

Bezüglich der Bewertung des Erhaltungszustands müssen die Flächen nach Größe differenziert werden. Alle haben eine geringe Beeinträchtigung gemein, was den Erhaltungszustand A für diesen Indikator bedeutet. Jedoch sind Einzelflächen von 1 bis < 5 ha mit B und Einzelflächen von 0,1 bis < 1 ha mit C für den Indikator „Flächengröße“ zu bewerten. Diese Bewertung erfolgt über Luftbildanalyse. Dies ergibt für den Indikator „Flächengröße“ eine Einzelfläche mit Erhaltungszustand A, sechs mit B und 51 mit C. Dies ergibt 57 Einzelflächen mit dem Erhaltungszustand B und eine mit Erhaltungszustand A. Insgesamt ist der Erhaltungszustand damit mit B zu bewerten.

Bei **Biotop 4** handelt es sich um mehrere „Vegetationsfreie, -arme Gewässer“ (SV), die zum Großteil im nördlichen Bereich des Biotop 1 liegen. Die angegebene Vegetation ist am Gewässerrand vorzufinden. Lediglich das größte Kleingewässer hat einen Bestand von *Glyceria fluitans*, der in das Wasser hineinragt. Bereits innerhalb einer Woche konnten sinkende Wasserstände und tlw. trocken gefallene Gewässer sowie das Wachstum rötlicher Algen beobachtet werden. Die Gewässer sind bedeutende Habitate des Bergmolches und Laichgewässer von Amphibien.

Aufgrund der geringen Flächengröße und der nicht permanenten Wasserführung sind die Stillgewässer in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen den „Naturnahen Tümpeln“ zuzuordnen. Zusätzlich werden sie durch stark schwankende Wassertemperaturen, ein relativ hohes Trophieniveau und die Abwesenheit von Fischen charakterisiert. Das hohe Pflanzenwachstum an besonnten Gewässern konnte im UG nicht deutlich beobachtet werden. Die naturnahen Tümpel sind bedeutende Laichhabitate für Amphibien (ESSL ET AL. 2008), das im UG bestätigt werden konnte.

Der Biotoptyp ist sowohl in den Nordalpen als auch österreichweit als stark gefährdet eingestuft. Dabei sind Rückgänge besonders in tieferen Lagen und außerhalb der Wälder festzustellen. Hauptgefährdungsursachen sind Verfüllung, Abwassereinleitung, diffuse Nährstoff- und Schadstoffeinträge, Nutzung als Deponie oder Grundwasserabsenkung (ESSL ET AL. 2008).

Biotop 5 ist ein „Grünerlengebüsch“ (AGH), welche in der subalpin-alpinen Stufe auf tiefgründigen, skelettreichen, gut wasserversorgten Böden mit langer Schneebedeckung (BORTENSCHLAGER ET AL. 2024) die Latschengebüsche ablösen.

Grünerlengebüsche sind in den Nordalpen zwar zerstreut bis mäßig häufig, aber nicht gefährdet. Auch österreichweit liegt keine Gefährdung vor (ESSL ET AL. 2002).

Biotop 6 wurde als „Kalkreiche Niedermoore“ (FKSK) ausgegrenzt, welches dem gleichnamigen LRT 7230 angehört. Die Vegetationsaufnahme 4, die dem ‚*Caricetum davallianae*‘ zugeschrieben wurde, befindet sich in diesem Biotop. Die kalkreichen Niedermoore sind minerogen und kommen daher an Standorten mit basischem Substrat bzw. Wasser sowie hohen Grundwasserständen (meist 0-10 cm unter Flur) von der planaren bis subalpinen Höhenstufe vor. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt hier in der alpinen biogeografischen Region der Kalkalpen. Da die kalkreichen Niedermoore Österreichs eine einzigartige Flora besitzen, hat Österreich eine Verantwortung für den Erhalt dieses Lebensraums (ELLMAUER 2005D).

Das Biotop entspricht in der Roten Liste der Biotoptypen den „Basenreichen, nährstoffarmen Kleinseggenriedern“. Diese kommen österreichweit und in den Nordalpen zerstreut bis selten vor und sind stark gefährdet. Die Bestände in den Tieflagen sind stärker gefährdet als in den Hochlagen. Neben der Entwässerung sind Nutzungsaufgabe und -intensivierung und Nährstoffeintrag als Gefährdungsfaktoren zu nennen (TRAXLER ET AL. 2005).

Da die geringe Anzahl an charakteristischen Arten (*Carex davalliana*, *Eriophorum latifolium*, *Primula farinosa*) kein Kriterium für die Bewertung des Erhaltungszustands ist, kann der Erhaltungszustand gesamt sowie der einzelnen Indikatoren mit A bewertet werden, denn es liegen keine Entwässerung und keine dominanten Störungszeiger vor und der Bestand ist niedrigwüchsig (ELLMAUER 2005D).

Bei **Biotop 7** handelt es sich um den quellenahen Bereich des Falzthurnbachs. Bei der Zuordnung zu einem Biotoptyp wurde auf die Biotopkartierung Bayerns zurückgegriffen, da die Tiroler Biotopkartierung unter den Fließgewässern nur „Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des *Chenopodium rubri* p.p. und des *Bidentium* p.p.“ sowie „Flüsse der planaren bis montanen Stufe“ listet (Bortenschlager et al. 2024). So wurde das Biotop als „Natürliche und naturnahe Fließgewässer / Kein LRT“ (FW00BK) ausgewiesen (LFU 2022).

Die Quellarme des Falzthurnbachs befinden sich in der subalpinen Stufe und damit den Hochgebirgs-Biotopen zuzuordnen. Sie sind unverzweigt und weder pendelnd noch mäandrierend. Aufgrund der geringen Abflussmenge durch die Nähe zum Quellsprung ist der

Falzthurnbach in der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs dem „Gestreckten Hochgebirgsbach“ zuzuordnen (ESSL ET AL. 2008).

Das Sohlsubstrat des gestreckten Hochgebirgsbach ist gemisch, besteht jedoch überwiegend aus großen Steinen, je nach Region auch aus Blöcken, und weist im Hauptabflussbereich keine Zonierung auf. Aufgrund des Gefälles und des Sohlsubstrats sind die Strömungsverhältnisse meist turbulent. Das Ufer kann von Grünerlengebüschen oder Hochstaudenfluren gesäumt sein. Die Fischzönose ist von Natur aus artenarm (EBD.).

Der Biotoptyp ist in den Nordalpen selten und als gefährdet eingestuft. Auch in Österreich insgesamt ist er gefährdet. Ursachen hierfür sind Wasserkraftnutzung, flussbauliche Maßnahmen, Geschiebemanagement und die Anlage und der Betrieb von Skigebieten (EBD.).

Biotop 8 wurde trotz der Weidenutzung als „Landwirtschaftliche Extensivfläche“ (MLE) ausgewiesen, die eigentlich vorwiegend gemäht wird. Dies entspricht auch den Kartierungen nach STÖHR ET AL. (1996), die in der Kartenanwendung tirisMaps (LAND TIROL O.J.A) einsehbar sind. Neben den Arten der „Landwirtschaftlichen Intensivflächen“ ist mit *Pimpinella major* zwar nur eine Art der Extensivflächen vorhanden (BORTENSCHLAGER ET AL. 2024), dennoch wird die Fläche aufgrund ihres Blühspektrums und der anderen Bewirtschaftungsform als Extensivfläche eingestuft. Die Vegetationsaufnahme 7 wird dem Biotop zugeordnet, da *Trollius europaeus* nicht unter den Hochstaudenfluren der Hochlagen gelistet ist.

In der Roten Liste der Biotoptypen ist die Fläche den „Frischen Fettweiden und Trittrasen der Bergstufe“ zuzuordnen. Diese sind nicht bedroht, da die Tendenz zu einem Rückgang nährstoffarmer und einer Zunahme nährstoffreicher Weiden geht. *Rumex alpinus*, *Senecio alpinus* und *Urtica dioica* dominieren stellenweise zwar deutlich, doch dazwischen befinden sich weite Bereiche mit einem höheren Artenreichtum mit z.B. *Silene dioica*, *Chaerophyllum villarsii*, *Pimpinella major* und *Crepis aurea*. Der Biotoptyp „Lägerflur“, wurde ausgeschlossen, da *Rumex alpinus* keine starke Dominanz ausgebildet hat und das Biotop noch relativ artenreich ist (ESSL ET AL. 2004).

Biotop 9 ist ein kleinflächiges Hangmoor mit einer hohen Artmächtigkeit von *Sphagnum sp.*, die erst bei Betreten in Erscheinung tritt. Es wurden wenige charakteristische Arten der Feucht- und Moorlebensräume gefunden. Mit *Carex nigra*, *Bartsia alpina* und *Willemetia stipitata* sind drei Arten des Biotops „Saure Kleinseggenrieder“ (FKSS) vorhanden. Die kalkreichen Niedermoore konnten aufgrund des Vorhandenseins der Torfmoose ausgeschlossen werden (Bortenschlager et al. 2024). Die Torfmoor-Schlenken sind in kleinen Senken von Hoch- und Niedermooren oder im Randbereich von oligo- und dystrophen Moorgewässern zu finden (ELLMAUER 2005C) und deshalb auszuschließen. Trotz der wenigen charakteristischen Arten wird daher das Biotop FKSS gewählt.

Basenarme, nährstoffarme Kleinseggenrieder sind in ganz Österreich und in den Nordalpen selten und gefährdet. Sie werden meist als Streuwiesen genutzt oder beweidet. Neben der

Entwässerung sind weitere Gefährdungsfaktoren die Nutzungsaufgabe und daraus folgende Sukzession einerseits und die Überbeweidung andererseits. Dies gilt für Biotope im Tiefland stärker als für die Hochlagen (TRAXLER ET AL. 2005).

Biotop 10 sind mehrere „Lesesteinhaufen“ (MLF), die auf der Weidefläche verteilt sind und als Linie kartiert wurden, da sie kleiner als 100 m² sind. Die Lesesteinhaufen sind größtenteils vegetationsfrei. Gelegentlich kommen im Randbereich Arten wie *Adenostyles alliariae* oder *Thymus praecox subsp. polytrichus* vor.

Auch wenn es sich bei den Lesesteinhaufen im UG nicht um linienhafte Strukturen handelt, wird das Biotop den Karbonat-Lesesteinriegeln der Roten Liste zugeordnet. Noch fehlen hier die typischen Trockenheit und Wärme liebenden Arten, z.B. diverse sukkulente Arten wie *Sedum album* und *Sedum maximum agg.* Dieser Biotoptyp ist österreichweit als stark gefährdet und in den Nordalpen als gefährdet eingestuft. Als Gefährdungsfaktoren in den Hochlagen können Steinentnahme für den Wegebau oder auch die fortschreitende Sukzession genannt werden (TRAXLER ET AL. 2005).

Biotop 11 ist den „Karbonathaltigen Schutthalden der Hochlagen“ (ABSKH) zuzuschreiben. Die Ausgrenzung erfolgte vorwiegend über Luftbildanalyse. An Arten, die im UG auf Schutthalden vorkommen, wurden v.a. *Mercurialis perennis agg.* und *Valeriana montana* aufgenommen. *Valeriana montana* ist neben *Athamantia cretensis* und *Petasites paradoxus* eine für den LRT 8120 charakteristische Art. Es wurden somit nur drei LRT-charakteristische Arten gefunden. Laut Biotopkartierung und Beschreibung des Biotoptyps „Karbonatregschutthalde“ in der Roten Liste ist das Biotop dem LRT 8120 „Kalk- und Kalkschieferschutthalden der montanen bis alpinen Stufe (*Thlaspietea rotundifolii*)“ zuzuordnen. Im UG sind die Schutthalden überwiegend Grobschutthalden, d.h. die durchschnittliche Größe der Steine liegt bei 2-25 cm. Hier können nur Spezialisten auf gedeihen, die sich an die Dynamik des Standorts und den kaum vorhandenen Feinerdeanteil angepasst haben. Eine solch vegetationsarme Schutthalde wird auch Grauhalde genannt. Der LRT ist in den Nordalpen weit verbreitet (ELLMAUER 2005E) und laut der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen ungefährdet (TRAXLER ET AL. 2005).

In dieser kann das Biotop entweder der „Karbonatruhschutthalde“, welche weitgehend unbewegt ist oder der „Karbonatregschutthalde“, welche z.B. durch Solifluktion oder stete Schuttzufuhr in Bewegung ist, zugeordnet werden. Da *Petasites paradoxus* und *Valeriana montana* für die „Karbonatregschutthflur der Hochlagen“ charakteristisch sind, wird sich für diese entschieden. Von den zwei Subtypen ist die „Vegetationsarme Karbonatregschutthalde der Hochlagen“ zu wählen. Diese ist in den Nördlichen Kalkalpen „auf Grund der hohen Reliefenergie und starken Verwitterungsprozesse der Kalk- und Dolomitgesteine gebietsweise häufig“ (TRAXLER ET AL. 2005, S. 138) und sowohl in Österreich als auch in den Nordalpen nicht gefährdet.

Der Erhaltungszustand des LRTs wurde mit A bewertet. Da es sich um eine vegetationsarme Regschutthalde handelt, wurde die Dynamik mit A bewertet. Es sind keine Beeinträchtigungen vorhanden.

Ergebnisse

Bei **Biotop 12** handelt es sich um eine kleinflächige, vom Brachezeiger *Deschampsia cespitosa* dominierte Brachfläche (MBF) am Rande eines Kleingewässers (SV).

Auf eine Zuordnung zu einem Biotoptyp der Roten Liste wird verzichtet, da keines der Biotoptypen der Grünlandbrachen *Deschampsia cespitosa* und die weiteren kartierten Arten des Biotops beinhalten.

6. Diskussion

Entwicklung der Gehölzdeckung:

Die Luftbildanalyse hat einen Anteil von 65-72 % offener Weidefläche ergeben. Der mit Gehölzen bedeckte Teil der Fläche (geschlossen & halboffen) liegt damit bei 28-35 %. Allerdings konnte der Schattenwurf durch Gehölze, Felsen und Mikrorelief trotz der hohen Klassenanzahl nicht erfolgreich von den Latschenkiefern separiert werden. Der Jungwuchs von *Pinus mugo*, der insbesondere 2022 auftritt, ist nach der Nachbarschaftsanalyse (Focal Statistics) kaum erkennbar - für die Maßnahmen jedoch relevant. Da bei der Reklassifizierung die Zuordnung zu den Klassen ‚Nicht-Gehölz‘ und ‚Gehölz‘ subjektiv erfolgt und abhängig von der Qualität der CIR-Orthofotos und der Lichtverhältnisse ist, wurde nicht immer dieselbe Anzahl an Gehölzklassen gewählt. Um die Unterschiede zu minimieren, wurde die Methode je Jahr zweimal durchgeführt und kritische Klassen einmal zu ‚Nicht-Gehölz‘ und einmal zu ‚Gehölz‘ gerechnet und anschließend ein Mittelwert gebildet. Dieser minimiert jedoch den Unterschied der Gehölzdeckung der Jahre 2013 und 2022.

Trotz der Ungenauigkeiten der Methode ist eine Zunahme der Gehölzvegetation zu erkennen, die sich auch durch einen stichprobenartigen Vergleich der Luftbilder bestätigen lässt. Die Verlängerung der Vegetationsperiode infolge des Klimawandels sowie die reduzierte Weidepflege fördern das Wachstum und die Verbreitung des Gehölzwachstums.

Der dominierende pflanzensoziologische Verband des UGs ist der Verband ‚Seslerion coeruleae‘, der synonym mit dem ‚Seslerion variae‘ verwendet werden kann. Dieser ist Teil des Tww-Inventars, für das in Hinblick auf die Biodiversität eine Verbuschung von 10-20 % empfohlen wird. Auch der Verband ‚Nardion strictae‘, dem die Assoziation ‚Sieversio-Nardetum strictae‘ angehört, ist Teil des Tww-Inventars (DIPNER ET AL. 2010). Daher wird auch für das UG eine Verbuschung von 10-20 % und damit das Schwenden von Gehölzen empfohlen. Eine detaillierte Handlungsempfehlung folgt in Kapitel 7.



Abb. 7: Erosion im UG

Mit zunehmender Verbuschung scheinen die Erosionsflächen zu sinken. Dennoch sind im Gelände Bereiche mit starkem Narbenversatz und Erosion aufgefallen (s. Abb. 7). An steilen Hängen ist eine mögliche Ursache, dass die Rinder diese Flächen zu wenig beweiden, wodurch es zu Hochgrasbildung kommt, die Ansatzpunkt für Blaikenbildung ist. Die Jura- und Kreideschichten des Karwendels sind durch den hohen Anteil an Ton und Mergel besonders anfällig für Erosion. Da jedoch zahlreiche Faktoren das Erosionsrisiko beeinflussen, wird auf Spekulationen verzichtet und es bedarf ggf. genauerer Untersuchungen. Dennoch sollte das Erosionsrisiko bei der Auswahl und Größe der Schwendflächen berücksichtigt werden.

Vegetationsaufnahmen und Biotopkartierung:

Im gesamten UG wurden 160 Arten und Artengruppen aufgenommen, davon sind in Österreich drei Arten als gefährdet eingestuft, fünf Arten stehen auf der Vorwarnliste. In Nordtirol sind weniger Arten gefährdet. So sind in Nordtirol nur drei Arten auf der Vorwarnliste. Dies zeigt, dass Nordtirol eine wichtige Rolle für deren Erhalt spielt. *Alopecurus pratensis* und *Lotus pedunculatus* sind in Nordtirol nicht einheimisch, wobei bei *L. pedunculatus* die Angaben abweichen. Des Weiteren wurden sechs Taxa nur auf Gattungsebene bestimmt. Da die Bestimmung meist nicht auf Ebene der Subspezies erfolgte, ist die Einstufung der Rote Liste-Arten des Gebiets nicht vollständig.

Von den zwölf kartierten Biototypen sind sieben als gefährdet bis stark gefährdet eingestuft. Auch das flächenmäßig größte Biotop, der Hochgebirgs-Karbonatrasen, ist als gefährdet bis stark gefährdet eingestuft. Die Gefährdungsursachen und starken Rückgänge betreffen zwar meist die Tieflagen, was die Relevanz der Biototypen aber nicht mindert.

Neben den Roten Listen sind die europäischen FFH-Lebensraumtypen von Bedeutung. Die FFH-LRTs sind Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse, die in Anhang I der FFH-Richtlinie (FFH-RL) gelistet sind. FFH-LRTs sind entweder vom Verschwinden bedroht oder haben ein natürlich kleines Verbreitungsgebiet oder weisen typische Merkmale einer oder mehrerer der neun europäischen biogeografischen Regionen auf (Art. 1c FFH-RL 92/43/EWG). Ziel der FFH-RL ist, die Artenvielfalt in den Mitgliedsstaaten zu sichern (Art. 2, Abs. 1 FFH-RL 92/43/EWG). Die Lebensraumtypen und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse sollen in einem günstigen Erhaltungszustand gesichert oder dahin verbessert werden (Art. 2, Abs. 2 FFH-RL 92/43/EWG). Dafür wurde das Schutzgebietsnetzwerk „Natura 2000“ errichtet (Art. 3, Abs. 1 FFH-RL 92/43/EWG).

Im UG kommen fünf solcher Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse vor. Die LRTs 4070* „Buschvegetation mit *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum*“ und 6230* „Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden“ sind prioritäre Lebensraumtypen, für deren Erhalt die europäischen Mitgliedsstaaten gemäß Art. 1 d) FFH-RL 92/43/EWG eine besondere Verantwortung innehaben.

Alle kartierten FFH-LRTs zählen zu den „almwirtschaftlich relevanten Schutzobjekten nach der FFH- und Vogelschutzrichtlinie“ (GLATZ ET AL. 2006), deren günstiger Erhaltungszustand

sichergestellt werden muss. Dabei können potenzielle Konfliktbereiche mit der Art und Weise der Bewirtschaftung entstehen. Diese Konfliktpotenziale müssen bei der Maßnahmenempfehlung berücksichtigt werden.

4070*: Dieser LRT wird dann almwirtschaftlich relevant, wenn er sich von primären Beständen auf Extremstandorten auf die Weideflächen ausbreitet. Als prioritärer LRT ist die Verantwortung für den Erhalt besonders groß. Das Schwenden der Latschenkiefern kann daher den Erhaltungszielen entgegenstehen. Beim Schwenden der Latschen auf den LRTs 6170 und 6230* können Zielkonflikte entstehen. Die Umwandlung eines LRTs in einen anderen hängt von den Erhaltungszielen des betroffenen Schutzgebiets ab (EBD.). In den Erhaltungszielen des Natura-2000-Gebiets Karwendels wird jedoch der Schutz der genannten Lebensraumtypen gleichartig behandelt.

6170: Die alpinen Rasen haben eine hohe almwirtschaftliche Relevanz, da die traditionelle Almwirtschaft unterhalb der alpinen Stufe für deren Entstehung verantwortlich ist. Eine standortangepasste Bewirtschaftung ist für einen guten Erhaltungszustand relevant. Falsche Bewirtschaftungsintensität, mangelnde Weidepflege und Nutzungsaufgabe beeinträchtigen den Erhaltungszustand. Bei zu intensiver Nutzung droht eine Umwandlung in eine Fettwiese und Trittschäden können zu Blaikenbildung führen. Zu extensive Nutzung oder Nutzungsaufgabe führen zu Verbuschung und Verheidung und kann in fortgeschrittenen Stadium zu einer Umwidmung zum LRT 4060 oder 4070* führen (EBD.).

6230*: Borstgrasrasen sind für die Almwirtschaft von hoher Bedeutung. Der Großteil der Bestände ist sekundär und durch extensive Beweidung oder Mahd entstanden. Daher ist die Fortführung der Nutzung für den Fortbestand essenziell. Dabei ist ein angepasstes Weidemanagement von Bedeutung, um die Borstgrasrasen vor weiterer Versauerung und Verheidung zu bewahren. Konflikte können durch die Steigerung der Nutzungsintensität durch Zunahme der Düngung und Kalkung entstehen. Die extensive Nutzung, inkl. pflegerischer Maßnahmen wie Schwenden oder Pflegemahd, entspricht den Erhaltungszielen (GLATZ ET AL. 2006).

7230: Da die Niedermoorstandorte ertragsarm sind, haben sie ausschließlich als Tränke für die Almwirtschaft relevant. Dies bedingt jedoch besonders bei schweren Weidetieren Trittschäden und eine Eutrophierung durch Exkrememente. In tieferen Lagen kann bei einer Tendenz zur Verbuschung die Beweidung mit leichten Weidetieren förderlich sein (EBD.).

8120: Hier besteht kein Konfliktpotenzial, da die Bestände vom Vieh selten aufgesucht werden (EBD.).

Die LRTs wurden zwar überwiegend mit einem guten Erhaltungszustand eingestuft, dennoch sollen im Folgenden Beeinträchtigungen der Biotope aufgeführt werden. Diese sind noch nicht schwerwiegend, doch ein rechtzeitiges Eingreifen verhindert ein weiteres Ausbreiten.

Die Flächen des Biotops 2, der Rasen auf Karbonatgestein, werden teilweise durch die Ausbreitung des Latschenbuschwalds beeinträchtigt. Die stete Präsenz des Borstgrases (*Nardus*

stricta) weist auf eine extensive Nutzung hin. Der Latschenbuschwald, Biotop 1, ist demnach nicht beeinträchtigt, sondern in Ausbreitung.

In der Fettwiese bildet der Alpen-Ampfer (*Rumex alpinus*), gemeinsam mit dem Alpen-Greiskraut (*Senecio cordatus*) stellenweise hohe Dominanz, was typisch für eine Lägerflur ist. Solch nährstoffreiche Standorte sind Kotplätze des Viehs und befinden sich meist in Hüttennähe (ESSL ET AL. 2004). Eine separate Ausgrenzung dieser Bereiche in der Biotopkartierung wurde in Betracht gezogen. Lägerfluren werden im BLK-Schlüssel jedoch nicht berücksichtigt. Eine Trennung wäre nur in den Biotoptypen der Roten Liste möglich gewesen.

Der Alpen-Ampfer bildet zahlreiche Samen (bis zu 15.000 pro Pflanze), die Jahrzehnte im Boden überdauern können. Die waagerecht kriechenden Wurzeln können nach dem Zerteilen zu neuen Pflanzen austreiben. Durch ihren Konkurrenzvorteil verdrängen sie Gräser und Kräuter. Auch der Weiße Germer (*Veratrum album*) bildet im Bereich der Fettwiese große Bestände. Aber auch in den naturschutzfachlich wertvollen Beständen des Biotops 2 ist er stetig in geringen Mengen vertreten. Der Weiße Germer ist für die Weidetiere giftig, weshalb er gemieden wird und rasch an Dominanz gewinnen kann (AIGNER & EGGER 2015).

Die Vegetationsaufnahme 6 im Biotop 1, dem Borstgrasrasen, wurde als Badspot gewählt, da das Altgras markant war und die Artenvielfalt daher als gering eingeschätzt wurde. Das Biotop ist jedoch ein FFH-LRT mit acht charakteristischen Arten. Dennoch sind das Altgras und die zu geringe Anzahl an charakteristischen Arten Ursache für den Erhaltungszustand B. Ist die Beweidungsintensität aber zu gering, bildet sich eine dichte, schwer abbaubare Streuauflage, die zu einer Rohhumusbildung und Versauerung des Bodens führt und das Borstgras weiter fördert (AIGNER & EGGER 2015).

Auch die Vegetationsaufnahme 3 und 8 wurden als Badspots ausgewählt, da sie eine beginnende Verbuschung aufzeigen. Mit Gesamtartenzahlen von 42 und 35 ist eine Bezeichnung als Badspot nicht angebracht. Da die Verbuschung noch nicht weit vorangeschritten ist, stellen die Bereiche Ökotope zweier Lebensräume dar. Dies lässt sich auch durch die erschwerte Zuordnung zu einer Pflanzengesellschaft begründen.

Als eine weitere Ursache für die gelegentlich erschwerte Zuordnung zu einer Assoziation oder einem Biotop kann die lückenhafte Artenliste herangezogen werden. Da die Aufnahmen ausschließlich in der Woche vom 05.-12.06. erfolgten, konnte nur die dort entwickelte Vegetation erfasst werden. Eine vegetative Bestimmung wurde versucht, aber führte nicht immer zu einer sicheren Bestimmung. Eine spätere Zweitbegehung konnte aus räumlichen und zeitlichen Gründen nicht ergänzt werden. Des Weiteren lernte die Kartiererin die alpine Flora vor Ort erst kennen. Aufgrund der Fülle an neuen Arten sowie der Größe des Gebiets kann eine fehlerhafte und lückenlose Bestimmung nicht ausgeschlossen werden. So wurden bspw. manche Taxa nur auf Gattungsebene angegeben. Eine besondere Herausforderung stellte bspw. die artenreiche Gattung *Alchemilla* sp. dar.

Aufgrund des Umfangs der Arbeit konnten auch die zahlreichen LRTs nicht detailliert als Einzelfläche aufgenommen werden. Dies gilt insbesondere für das LRT 6170. Hier konnte die Beeinträchtigung durch Verbuschung nicht einzelflächenspezifisch durchgeführt werden. Für die Ausweisung des LRTs 6230 sind Vegetationsaufnahmen von 50 m² notwendig (ESSL 2005B); in dieser Arbeit wurden die Vegetationsaufnahmen einheitlich auf 25 m² durchgeführt. Hierfür bedarf es ggf. einer anschließenden Kartierung.

Dennoch zeichnet sich das UG durch eine hohe Arten- und Biotopvielfalt sowie einen hohen Natürlichkeitsgrad aus. Biotop 2 und 3 sind besonders charakteristisch für das UG und machen flächenmäßig einen Großteil des Gebiets aus. Diese sind als besonders naturnah zu bezeichnen, da sie der pnV der oberen subalpinen bis alpinen Höhenstufe entsprechen. Das UG beherbergt gefährdete Arten und Biotope sowie zahlreiche FFH-LRTs - Gebiete, für deren Erhalt Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Das Bestehen als Naturschutzgebiet seit über 35 Jahren und die standortangepasste Bewirtschaftung haben einen wichtigen Beitrag für den naturschutzfachlichen Wert des Gebiets geleistet. Für den Erhalt ist die Nutzung fortzuführen. Im folgenden Kapitel sollen Vorschläge für die optimierte Bewirtschaftung gegeben werden. Neben Maßnahmen gegen die zunehmende Verbuschung, sollen auch Empfehlungen zur optimierten Weideführung und zur Regulierung der Weideunkräuter gegeben werden.

7. Handlungsempfehlungen

Die Handlungsmöglichkeiten lassen sich in ein optimiertes *Weidemanagement* sowie Maßnahmen zur *Weidepflege* unterteilen. Die Maßnahmen zur Weidepflege sind in der Maßnahmenkarte in Anhang 5 lokalisiert.

Zum *Weidemanagement* zählen die **Terminierung des Auf- und Abtriebs** sowie die Weideführung. Ein frühzeitiger Auftrieb führt nicht nur zu einer besseren Weidepflege durch sauberes Abweiden, sondern auch wirtschaftlich gesehen zu einer besseren Futteraufnahme des Viehs und zur Ausbildung eines zweiten Aufwuchses. Vor der Blüte der Vegetation sind Proteingehalt und Verdaulichkeit hoch. Nach der Blüte steigt der Rohfaseranteil zu Lasten des Proteingehalts und der Verdaulichkeit. So sagt eine alte Hirtenweisheit: ‚Besser das Maul wartet aufs Gras, als das Gras auf das Maul‘ (KERSCHBAUMER 2015). Das saubere Abweiden vermeidet Altgrasbildung und die Versauerung des Bestands. Besonders geeignet für einen frühen Auftrieb ist ein- bis anderthalb Jahre altes Galtvieh (EBD.).

Der frühzeitige Auftrieb kann insbesondere bei der Erhöhung der Artenvielfalt des Borstgrasrasens (Biotop 1) förderlich sein. Im frühen Stadium ist das Borstgras (*Nardus stricta*) noch weich und wird in diesem Stadium eher gefressen. Dennoch reicht der frühe Auftrieb für das Abweiden des Borstgrases nicht aus. Ein hoher Nutzungsdruck in Form einer Koppelweide ist notwendig (AIGNER & EGGER 2015). Rindvieh und Ziegen sind hierfür gut geeignet (KOCH ET AL. 2013).

Der Grundgedanke hinter der **Koppelwirtschaft** ist die Selektivität des Viehs bei hohem Futterangebot. Bei der Koppelwirtschaft wird eine Staffel in mehrere Teilflächen unterteilt, die in einem kurzen Zeitraum von fünf bis 15 Tagen mit einer höheren Besatzdichte bestoßen wird (KERSCHBAUMER 2015). Auf Magerweiden der Mittelalmen mit einer durchschnittlichen Weideperiode von 90 Tagen werden vier bis sechs Koppeln empfohlen. Auf Hochalmen mit einer Weidedauer von 75 Tagen werden zwei bis fünf Koppeln empfohlen. Eine detaillierte Aufschlüsselung zu Koppelanzahl und Bestoßungsdauer ist bei AIGNER ET AL. (2003) zu finden.

Das selektive Fressverhalten ist bei der Koppelwirtschaft nicht mehr möglich und nach dem vollständigen Abweiden kann sich die Fläche regenerieren. Dies fördert die Bestockung, die vermehrte Bildung von Grundblättern, der Pflanzen. Dadurch sinkt der Rohfasergehalt, der insbesondere im Stängel enthalten ist. Auch das Erosionsrisiko sinkt durch eine geschlossene Grasnarbe. Doch auch der verstärkte Vertritt hat positive Effekte: Bei mittlerer Bodenfeuchte werden Pflanzenreste in den Boden getreten und dadurch besser zersetzt. Außerdem kann er bei der Eindämmung von Weideunkräutern helfen (KERSCHBAUMER 2015).

Die Herausforderung dabei ist, die Grenze zwischen Übernutzung und Unternutzung zu finden. Die Koppeln sollten in liegenden Rechtecken hangaufwärts angeordnet werden. Tieferer Bereiche und Südhänge sollten zuerst beweidet werden, um überständiges Futter zu vermeiden. Des Weiteren ist zu beachten, dass die intensive Koppelnutzung mit schweren Tieren auf steilem Gelände sowie die Koppelnutzung auf durchnässten, steilen Hängen nicht praktiziert wird

(KERSCHBAUMER 2015; AIGNER ET AL. 2003). Zum Schutz des Niedermoores (Biotop 6) sollte dieses eingezäunt werden (AIGNER ET AL. 2003). Der Bereich ist in der Maßnahmenkarte in Anhang 5 markiert. Wichtig ist auch das Vorhandensein von Tränkestellen in jeder Koppel (KERSCHBAUMER 2015). Es wird deutlich, dass die Koppelwirtschaft viele Vorteile hat. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass der deutlich erhöhte Arbeitsaufwand sowie das Errichten von Tränkestellen in jeder Koppel schwer umsetzbar sind. Dies kann in Zusammenarbeit mit dem Naturpark modifiziert werden.

Darüber hinaus können ergänzend Maßnahmen zur *Weidepflege* eingesetzt werden. Damit die Maßnahmen langfristigen Erfolg versprechen und Zeit und Kosten sinnvoll eingesetzt werden, sollte im Vorfeld eine Bilanz aus Futterertrag und Futterbedarf gezogen werden. Ist der Bedarf höher als der Ertrag, sind Almrevitalisierungsmaßnahmen und damit die Vergrößerung der Futterflächen notwendig und sinnvoll (BUCHGRABER & KRAUTZER 2015). Ist die Bilanz positiv, ist eine Erhöhung der RGVE in Erwägung zu ziehen, um naturschutzfachlich wertvolle Flächen nicht zu unternutzen. Denn grundsätzlich sollte „nur so viel an Fläche verbessert werden, wie auch von den Tieren tatsächlich verwertet werden kann“ (AIGNER & EGGER 2015, S. 45).

Weidepflege sollte frühzeitig und kontinuierlich erfolgen, um Arbeitsaufwand und Kosten zu minimieren (KERSCHBAUMER 2015). Weidepflege kann entweder durch den Einsatz verschiedener Weidetiere oder durch den händischen Einsatz erfolgen. Eine Kombination aus beidem kann besonders effektiv sein.

Weidetiere unterscheiden sich in Gewicht, Geländetauglichkeit und Ernährungstyp. Während Pferde, Rinder und Schafe Grasfresser sind, tendieren Ziegen eher zu Laubfressern, d.h. sie benötigen proteinreiche, leicht verdauliche Nahrung, die sie in Blättern und Knospen finden. Pferde haben die Fähigkeit besonders rohfaserhaltiges Futter zu verwerten. Deshalb eignen sie sich besonders für feuchte Standorte, auf denen sie Sauergräser und Rasenschmiele fressen. Auch zur Nachbeweidung von Rinderweiden können sie eingesetzt werden. Rinder benötigen leichtere Kost; Schafe sind zwischen Rindern und Ziegen einzuordnen (EBD.). Aufgrund des geringeren Gewichts beweiden Schafe und Ziegen auch steilere Hänge, wodurch deren Verbrachung aufgehalten werden kann (KOCH ET AL. 2013).

Alte Rassen sind dabei besser an das Gelände auf Almen angepasst und meist leichter (EBD.). Eine „gebirgstaugliche Zweinutzungsrasse“ (ÖKL 2023, S. 52) ist z.B. das Tiroler Grauvieh, das auch mit kargem Futter wirtschaftliche Leistungen erbringt. Die Haltung und Aufzucht seltener Nutztierassen wird auch vom Land durch die ÖPUL-Maßnahme „Erhaltung gefährdeter Nutztierassen“ gefördert (EBD.). Da die Familie Rieser Züchter der Rasse Fleckvieh ist, wird eine Umstellung auf eine andere Rasse nicht erfolgen (RIESER 2025). Da der Hochleger mit Galtvieh bestoßen wird, ist die Belastung durch das Gewicht reduziert. Ebenso eignet sich Galtvieh besonders für einen frühen Auftrieb zur Vermeidung von Altgrasbildung (KERSCHBAUMER 2015).

Das Aufkommen von **Weideunkräutern** kann durch frühzeitigen Aufstoß und Koppelwirtschaft verhindert werden. Da sich aber bereits größere Bestände von Alpen-Ampfer (*Rumex alpinus*)

und Weißer Germer (*Veratrum album*) ausgebildet haben, sind zusätzliche Maßnahmen im orange markierten Bereich der Maßnahmenkarte (Anhang 5) erforderlich.

Der Alpen-Ampfer (*Rumex alpinus*) kann mit einer Mahd im Frühsommer vor der Samenbildung zurückgedrängt werden. Der Zeitpunkt um die Sommersonnenwende konnte gute Erfolge erzielen. Ein Schröpschnitt des jungen Aufwuchses hilft die Futtergräser zu fördern (AIGNER ET AL. 2003). In Kombination mit einer Koppelwirtschaft kann die Ausbreitung verhindert werden (AIGNER & EGGER 2015).

Beim Weißen Germer ist eine Mahd nicht zielführend, da er erneut austreibt. Hier empfiehlt sich das Ausstechen von mind. 20 cm Tiefe, das bei geringer Unkrautdichte eine effektive (AIGNER & EGGER 2015), aber mühsame Maßnahme ist. Hier sollte unbedingt auf Schutzhandschuhe geachtet werden, da der Weiße Germer auch für Menschen giftig ist. Zum Ausstechen eignen sich spezielle Wurzelstecher. Anschließend muss die Pflanze einmal gedreht werden und nahe der zwiebelartigen Knolle abgerissen werden. Für eine erfolgreiche Bekämpfung ist das Ausreißen der weißen Stängelbasis relevant (AIGNER ET AL. 2003).

Die Errichtung von **Lesesteinhaufen** sollte bei Versteinung nach Lawinen- oder Murenabgängen und Steinschlägen fortgeführt werden. Dadurch wird die Weidefläche vergrößert und neue Habitate geschaffen. Bei einer terrassenförmigen Anordnung kann das erneute Abtragen durch die Bildung einer Grasnarbe im oberen Bereich verhindert werden (AIGNER & EGGER 2015). Aktuell ist hier noch kein Bedarf zu erkennen.

Da die Gehölzdeckung mit 28-35 % an halboffener und geschlossener Vegetation über den empfohlenen 10-20 % liegt, sind **Schwendmaßnahmen** zu empfehlen. Damit auf potenziellen Erosionsrisikoflächen keine Entbuschungsmaßnahmen ergriffen werden, wurde die Schnittmenge aus einer Hangneigung von über 30° und einer Nord-, Nordost- und Südostexposition als Risikoflächen kartografisch dargestellt (siehe Anhang 5).

Ebenso sollte auf Schwendmaßnahmen bei flachgründigem Boden, nicht vorhandener Grasnarbe, an Fließgewässern sowie bei dichten Beständen verzichtet werden. Geschlossene Latschengebüsche sind prioritäre Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie (AIGNER & EGGER 2015; BURKART-AICHER 2019).

Um die Artenvielfalt durch die Maßnahmen besonders zu fördern, sollte der Eingriff mosaikartig erfolgen. Durch das Belassen von einzelnen, kleinen Gebüschern wird die Strukturvielfalt erhöht, die nicht nur diversen Pflanzen-, sondern auch verschiedenen Tierarten Lebensraum bietet (AIGNER-EGGER 2015). Auch die Maximierung der Grenzlinien durch die Schaffung buchtartiger Einschnitte fördert den Lebensraum für das Birkhuhn, das im UG akustisch wahrgenommen wurde. Aber auch Amphibien, Reptilien und andere Vogelarten wie Ringdrossel und Zitronengirlitz profitieren von den Strukturen (BURKART-AICHER 2019). Zum Schutz der bodenbrütenden Vogelarten ist das Schwenden erst ab Juni durchzuführen. Auch auf Ameisenhaufen muss

Rücksicht genommen werden, da sie zu den besonders geschützten Tierarten gehören (BURKART-AICHER 2019).

Das Schwendmaterial sollte abseits von Flächen mit naturschutzfachlichem Wert auf Haufen abgelagert werden. Schneidet man ein Kreuz in den Stumpf, wird die Verrottung beschleunigt (AIGNER & EGGER 2015).

Es wird meist empfohlen, im Vorfeld die Bewilligungstatbestände zu klären (AIGNER & EGGER 2015). Das mosaikartige Schwenden zählt jedoch nach §14 Absatz 3b des Tiroler Naturschutzgesetzes (TNSchG 2005, Fassung vom 07.05.2023) zu den „Maßnahmen der üblichen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung [und] gelten insoweit nicht als Beeinträchtigung des günstigen Erhaltungszustandes, als in Bewirtschaftungsplänen nicht anders bestimmt wird“. Gleichzeitig sind nach §14 Absatz 14 TNSchG „Eingriffe, Nutzungen und sonstige Handlungen, die zu einer Verschlechterung der natürlichen Lebensräume und Habitate der Arten der Natura 2000-Gebiete führen können, [...] zu unterlassen. Dasselbe gilt für Störungen jener Arten, die die Grundlage für die Ausweisung eines Gebietes als Natura 2000-Gebiet bilden, sofern sie sich auf die Ziele der Habitat-Richtlinie erheblich auswirken können.“ Daher ist nach Auskunft von Marina Hausberger, Mitarbeiterin des Naturparks Karwendel, bei größeren Schwendmaßnahmen im Vorfeld eine Beschreibung und Karte der Maßnahmenplanung der Bezirkshauptmannschaft zuzusenden. Wenn ausgeschlossen werden kann, dass der Eingriff bestandesgefährdend ist, wird die Maßnahme bewilligt (HAUSBERGER 2025). Hier kann bei Zusammenarbeit mit dem Naturpark auf die Expertise der Mitarbeiter*innen gesetzt werden. Dasselbe gilt für die möglichen Naturschutz-Förderungen des Landes Tirol, die für die Finanzierung der Maßnahmen beantragt werden können. Ein Beispiel hierfür ist der „Naturschutzplan auf der Alm“. Hier erarbeiten Naturparkmitarbeiter*innen, Almbauern und Almbäuerinnen gemeinsam nachhaltige Maßnahmen zum Erhalt und der Förderung vielfältiger Lebensräume, die entsprechend honoriert werden (LAND TIROL O.J.B).

8. Ausblick

Der Gramai Hochleger ist eine naturschutzfachlich wertvolle Fläche, die es durch Fortführung der Nutzung zu erhalten gilt. Um den guten Zustand der Almweiden zu erhalten und zu verbessern, sind Anpassungen des Weidemanagements und der Weidepflege zu empfehlen. Gerade in Hinblick auf die Verlängerung der Vegetationsperiode infolge des Klimawandels ist die Terminierung des Auftriebszeitpunkt ein relevanter Hebel, um das Futter effizient auszunutzen und dichte Altgrasbestände zu verhindern.

Der Mehraufwand kann durch Förderungen des Landes Tirols erstattet und gewürdigt werden. Diese können auf der Website des Landes Tirol abgefragt werden. Der Naturpark steht hier auch als Ansprechpartner zur Verfügung.

Für die Erfassung des vollständigen Inventars der Fläche ist eine zweite Kartierung zu einem späteren Zeitpunkt (Juli) zu empfehlen. Hier sollte insbesondere auf das Arteninventar des Kalk-Niedermoores sowie die Kartierung der FFH-LRTs in Teilflächen geachtet werden. Weitere Forschung könnte die faunistische Bedeutung der verschiedenen Biotope untersuchen, insbesondere die Insektenvielfalt sowie das Vorkommen von Raufußhühnern.

Werden die Handlungsempfehlungen durchgesetzt, kann mithilfe einer erneuten Kartierung der Erfolg der Maßnahmen gemessen werden.

9. Literaturverzeichnis

ADLER, S.; CHIMANI, B.; DRECHSEL, S.; HASLINGER, K.; HIEBL, J.; MEYER, V.; RECH, G.; RUDOLPH, J.; VERGEINER, J.; ZINGERLE, C.; MARIGO, G.; FISCHER, A. & SEISER, B. (2015): Das Klima von Tirol – Südtirol – Belluno. Vergangenheit – Gegenwart – Zukunft. Auer: Fotolito varesco.

AIGNER, S.; EGGER, G.; GINDL, G. & BUCHGRABER, K. (2003): Almen bewirtschaften. Pflege und Management von Almweiden. Graz: Leopold Stocker-Verlag.

AIGNER, S. (2025): Mitteilung via E-Mail, 30.07.2025. Dr. rer. nat der Naturwissenschaften im Fach Geographie.

AIGNER, S. & EGGER, G. (2015): Problembereiche und Almrevitalisierung. In: LÄNDLICHES FORTBILDUNGSINSTITUT (Hrsg.): Almen standortgerecht bewirtschaften – Vom Wissen zum Handeln. Online verfügbar unter: <https://www.lko.at/media.php?filename=download%3D%2F2015.08.04%2F1438697020603325.pdf&rn=Almen+standortangepasst+bewirtschaften+-+Vom+Wissen+zum+Handeln.pdf> [20.08.2025].

[ALPCONV.ORG](https://www.alpconv.org) (O.J.): Biodiversität und Naturschutz. Online verfügbar unter: <https://www.alpconv.org/de/startseite/themen/biodiversitaet-naturschutz/> [29.08.2025].

AMMER, U.; PRÖBSTL, U. & MÖSSMER E.-V. (1986): Erosion auf Almen. Ein Beitrag zu aktuellen Fragen des Bodenschutzes. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt 105.1. Online verfügbar unter: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02741696> [12.02.2025].

LFU - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg., 2022): Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern (inkl. Kartierung der Offenland-Lebensraumtypen der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie). Teil 2 – Biotoptypen. Online verfügbar unter: https://www.lfu.bayern.de/natur/doc/kartieranleitungen/biotoptypen_teil2.pdf [04.02.2025].

BLECHSCHMIDT, G. (1990): Die Blaikenbildung im Karwendel. Online verfügbar unter: https://www.zobodat.at/pdf/Jb-Verein-Schutz-Bergwelt_55_1990_0031-0045.pdf [29.07.2025].

BORTENSCHLAGER, S.; PLÖSSNIG, C.; SILBERBERGER, I.; MICHAELER, W.; HAUPOLTER, M.; NAGL, F.; CICHINI, K.; LEDERBOGEN, D.; STÖHR, O.; HOTTER, M.; LANGER, C. & ANGERER, H. (2024): BIK – Kartierschlüssel. Version/Stand LRT_26 / Februar 2024. Online verfügbar unter: https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/naturschutz/downloads/Bericht_LRT_26_20240206.pdf [22.01.2025].

BUCHGRABER, K. & KRAUTZER, B. (2015): [Infobox]. In: LÄNDLICHES FORTBILDUNGSINSTITUT (Hrsg.): Almen standortgerecht bewirtschaften – Vom Wissen zum Handeln. Online verfügbar unter: <https://www.lko.at/media.php?filename=download%3D%2F2015.08.04%2F1438697020603325.pdf&rn=Almen+standortangepasst+bewirtschaften+-+Vom+Wissen+zum+Handeln.pdf> [20.08.2025].

BURKART-AICHER, B. (2019): Almen nachhaltig pflegen. Teil 1: Schwenden aus naturschutzfachlicher Sicht. In: ALMWIRTSCHAFTLICHER VEREIN OBERBAYERN (Hrsg.): Der Almbauer. Mitteilungen für Alm-, Berg- und Grünlandbauern und über Forstrechte. Online verfügbar unter: https://almwirtschaft.net/wp-content/uploads/2019/05/7-9_ALM_06_2019.pdf [10.06.2025].

CARDINALE, B. J.; DUFFY, E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VERNAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G. C.; LOREAU, M.; GRACE, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D. & NAEEM, S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. In: Nature 486, S. 59-67. doi: 10.1038/nature11148. DEGENER, M. (2016): Raumstrukturelle Analyse mit GIS. Auswertung von Gehölzdeckungsgraden mithilfe von Nachbarschaftsanalyse und Landschaftsstrukturmaßen. (Bachelorarbeit Landschaftsnutzung und Naturschutz). Eberswalde: Hochschule für nachhaltige Entwicklung.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.

DIPNER, M.; VOLKART, G.; GUBSER, C.; VOLKART, G.; EGGENBERG, S.; HEDINGER, C.; MARTIN, M.; WALTER, T. & SCHMID, W. (2010): Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Vollzugshilfe zur Trockenwiesenverordnung. Umwelt-Vollzug Nr. 1017, Bern: Bundesamt für Umwelt. Online verfügbar unter: https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/biodiversitaet/uv-umwelt-vollzug/trockenwiesen_und-weidenvonnationalerbedeutung.pdf.download.pdf/trockenwiesen_und-weidenvonnationalerbedeutung.pdf [22.07.2025].

EGGENBERG, S. & MÖHL, A. (2020): Flora Vegetativa. Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand. 4. Ergänzte und überarbeitete Auflage. Bern: Haupt Verlag.

ELLMAUER, T. (1993): Calluno-Ulicetea. In: MUCINA, L.; GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I: Anthropogene Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 402-414.

ELLMAUER, T. & MUCINA, L. (1993): Molinio-Arrhenateretea. In: MUCINA, L.; GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I: Anthropogene Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 297-401.

ELLMAUER, T. (2005a): 4070* Buschvegetation mit Pinus mugo und Rhododendron hirsutum. In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. S. 138-147. Online verfügbar unter:

https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/band_3_ffh-lebensraumtypen.pdf [26.01.2025].

ELLMAUER, T. (2005B): 6170 Alpine und subalpine Kalkrasen. In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. S. 183-196.

Online verfügbar unter:

https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/band_3_ffh-lebensraumtypen.pdf [26.01.2025].

ELLMAUER, T. (2005C): 7150 Torfmoor-Schlenken (Rhynchosporion). In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. S. 319-325. Online verfügbar unter:

https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/band_3_ffh-lebensraumtypen.pdf [26.01.2025].

ELLMAUER, T. (2005D): 7230 Kalkreiche Niedermoore: In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. S. 340-348.

Online verfügbar unter:

https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/band_3_ffh-lebensraumtypen.pdf [26.01.2025].

ELLMAUER, T. (2005E): 8120 Kalk- und Kalkschieferschutthalden der montanen bis alpinen Stufe (Thlaspietia rotundifolia). In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. S. 340-348. Online verfügbar unter:

https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/band_3_ffh-lebensraumtypen.pdf [26.01.2025].

ESSL, F.; EGGER, G.; ELLMAUER, T. & AIGNER, S. (2002): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. Monographien Band 156, M-156. Umweltbundesamt (Hrsg.). Wien: Manz Crossmedia GmbH & Co KG. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/m156.pdf> [29.07.2025].

ESSL, F.; EGGER, G.; KARRER, G.; THEISS, M. & AIGNER, S. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen. Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume. Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. Monographien M-167. Umweltbundesamt (Hrsg.). Wien: AV + Astoria Druckzentrum GmbH. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/m167.pdf> [04.02.2025].

ESSL, F. (2005A): 6210 Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia) (*besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen). In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. S. 197-211. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/band_3_ffh-lebensraumtypen.pdf [26.01.2025].

ESSL, F. (2005B): 6230* Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden. In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. S. 212-220. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/naturschutz/band_3_ffh-lebensraumtypen.pdf [26.01.2025].

ESSL, F.; EGGER, G.; POPPE, M.; RIPPEL-KATZMAIER, I.; STAUDINGER, M.; MUHAR, S.; UNTERLECHNER, M.; MICHOR, K.; HONSIG-ERLENBURG, W.; KOMPOSCH, C.; KOSTENZER, J.; LAZOWSKI, W.; PAAR, M. & PETUSCHNIG, W. (2008): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation. Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen. Monographien REP-0134. Wien: Neuer Wissenschaftlicher Verlag.

FISCHER, M. A.; OSWALD, K. & ADLER, W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. verbesserte Auflage. Linz: Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen.

FLÖCK, G.; GEITNER, C. & WIEGAND, C. (2013): Veränderungen flachgründiger Abtragsflächen auf der Engalm (Karwendel / Tirol) über die Jahre 1953 bis heute. Ein Beitrag zum besseren Verständnis natürlicher Rahmenbedingungen und Landnutzungsänderungen. In: ÖSTERREICHISCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (Hrsg.): Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 80. Wien: ÖBG. S. 57-64.

GEOSPHERE AUSTRIA (Hrsg., o.J.): Provisorische geologische Karten 1:50.000 (GEOFAST). Online verfügbar unter: https://maps.geosphere.at/de?basemap=default&scale=72223.819286&x=1291784.8214407135&y=6007340.24279595&layers=https%3A%2F%2Fgis.geosphere.at%2Fimages%2Frest%2Fservices%2Fgeologie%2Fkarte_geofast_50%2FImageServer&visibilities=true&opacities=1&sketch=WVOWfsD2XRc3&relief=true [28.07.2025].

GLATZ, S.; EGGER, G. & AIGNER, S. (2006): ALP Austria. Programm zur Sicherung und Entwicklung der alpinen Kulturlandschaft. Auswirkungen von Natura 2000 auf Almen. Online verfügbar unter: https://dafne.at/content/report_release/69dbb7cc-200c-489c-a63e-4f418bf6990c_7.pdf [28.08.2025].

GRABHERR, G. (1993): *Caricetea curvulae*. In: GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 343-372.

GRABHERR, G., GREIMLER, J. & MUCINA, L. (1993): *Sesleritea albicantis*. In: GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 402-446.

GRABHERR, L. & KOLBECK, J. (1993): *Festuco-Brometea*. In: GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 420-492.

GUGGENBERGER, T.; BLASCHKA, A.; HUBER, R.; SCHAUMBERGER, A.; GAPPMAIER, S.; KLINGLER, A. & UNTERWEGER, P. (2022): +2° °C : Klimaveränderung im Almgebiet. In: HBLFA RAUMBERG-GUMPENSTEIN (Hrsg.): 12. Fachtagung für Schafhaltung. Fütterung und Zucht. Grundfuttermittel. Spannungsfeld Almwirtschaft. Online verfügbar unter: https://raumberg-gumpenstein.at/forschung/infothek/downloads/download-file.html?path=Tagungen%2FSchaf_Ziegentagung%2FSchaftragung_2022%2F1s_2022_guggenberger.pdf [15.07.2025].

HAUSBERGER, M. (2025): Mitteilung via E-Mail, 09.03.2025. Mitarbeiterin des Naturparks Karwendel.

HEIDENWOLF, P. & OEGGL, K. (2017): Die holozäne Vegetationsgeschichte des Hinteren Risstales im Karwendel. Ein Bericht über das Forschungsprojekt. Institut für Botanik der Universität Innsbruck. Online verfügbar unter: https://www.karwendel.org/wp-content/uploads/2022/04/2017_HEIDENWOLF_OeGGL_Pollenanalyse_Ahornboden.pdf [04.09.2025].

HEIßEL, G. (1978): Karwendel – geologischer Bau und Versuch einer tektonischen Rückformung. In: Geol.Paläontolog.Mitt. Innsbruck, Band 8 Festschrift. S. 227-288. Online verfügbar unter:

<https://docslib.org/doc/6290798/karwendel-geologischer-bau-und-versuch-einer-tektonischen-r%C3%BCckformung> [23.06.2025].

HERZBERGER, E.; STARLINGER, F. & WINTER, F. (2020): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Wuchsgebiet 4.1: Nördliche Randalpen – Westteil. Online verfügbar unter: <https://www.bfw.gv.at/die-forstlichen-wuchsgebiete-oesterreichs/> [25.07.2025].

KERSCHBAUMER, N. (2015): Almweidemanagement. In: LÄNDLICHES FORTBILDUNGSINSTITUT (Hrsg.): Almen standortgerecht bewirtschaften – Vom Wissen zum Handeln. Online verfügbar unter: <https://www.lko.at/media.php?filename=download%3D%2F2015.08.04%2F1438697020603325.pdf&rn=Almen+standortangepasst+bewirtschaften+-+Vom+Wissen+zum+Handeln.pdf> [20.08.2025].

KOCH, B.; HOFER, G. & WALTER, T. (2013): Artenvielfalt auf verbuschten Alpweiden. Empfehlungen zur Bewirtschaftung von artenreichen Alpweiden mit Verbuschungsproblemen. ART-Bericht 769. Online verfügbar unter: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/Page/Einzelpublikation/Download?einzelpublikationId=32772> [23.1.2025].

LAND TIROL, ABTEILUNG UMWELTSCHUTZ (Hrsg., 2016): Standard Data Form. Karwendel. Online verfügbar unter: https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/naturschutz/downloads/natura_2000/Standarddatenboegen/Site_AT3304000.pdf [05.08.2025].

LAND TIROL, ABTEILUNG RAUMORDNUNG UND STATISTIK (Hrsg., o.J.A): tirisMaps – Interaktive Kartenanwendung. Online verfügbar unter: https://maps.tirol.gv.at/synserver?user=quest&project=tmap_master&client=core [30.07.2025].

LAND TIROL, ABTEILUNG UMWELTSCHUTZ (Hrsg., o.J.B): F Förderungen der Naturschutzforschung und -planung. Online verfügbar unter: <https://www.tirol.gv.at/umwelt/naturschutz/foerderungen/foerderung-der-naturschutzforschung-und-planung/> [24.08.2025].

LFU – BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg., 2022): Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern (inkl. Kartierung der Offenland-Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie). Teil 2 – Biotoptypen. Online verfügbar unter: https://www.lfu.bayern.de/natur/doc/kartieranleitungen/biotoptypen_teil2.pdf [22.03.2025].

LILLESAND, T. M., KIEFER, R. W. & CHIPMAN, J. W. (2008): Remote Sensing and Image Interpretation. 6th Edition. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons.

NIKLFIELD, H. (1993): Pflanzengeographische Charakteristik Österreichs. In: MUCINA, L.; GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I: Anthropogene Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 43-75.

NATURPARK KARWENDEL (Hrsg., 2022): Naturpark Karwendel. Steckbrief (Langversion). Online verfügbar unter: https://www.karwendel.org/wp-content/uploads/2023/02/NPK_Infotext_Langversion_2022_WEB.pdf [15.01.2025].

NATURPARK KARWENDEL (2024): AlmenREICH grenzenlos. Online verfügbar unter: <https://www.youtube.com/watch?v=xPMMS60CtTA&t=1088s> [07.02.2025].

NATURPARK KARWENDEL & LANDRATSAMT BAD TÖLZ (Hrsg., 2024): Almenreich grenzenlos. Warum Almweiden wertvoll sind. Wissenswertes für Bäuerinnen und Bauern. Online verfügbar unter: <https://www.karwendel.org/wp-content/uploads/2024/05/Almenreich-grenzelos-Broschuere.pdf> [14.02.2025].

ÖKL - ÖSTERREICHISCHES KURATORIUM FÜR LANDTECHNIK UND LANDENTWICKLUNG (Hrsg., 2023): Seltene Nutzierrassen. Handbuch der Vielfalt. ÖKL-Schriftenreihe, LTS 231, 5. Auflage. Wien: ÖKL. Online verfügbar unter: <https://oekl.at/wp-content/uploads/2023/05/GESAMT-Dokument-Seltene-Nutzierrassen-2023.pdf> [23.08.2025].

PAAR, M.; STEJSKAL-TIEFENBACH, M. & SCHINDLER, S. (2023): Biologische Vielfalt erhalten. Zehn-Punkteprogramm zur Sicherung unserer Lebensgrundlagen: die Biodiversitäts-Strategie Österreich 2030+. Online verfügbar unter: https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:25dcd5bc-e7a1-493c-8c66-df78c5616176/Broschuere_Biodiversitaet.pdf [28.08.2025].

PAGITZ, N.; STÖHR, O.; THALINGER, M.; ASTER, I.; BALDAUF, M.; LECHNER PAGITZ, C.; NIKLFELD, H.; SCHRATT-EHRENDORFER, L.; & SCHÖNSWETTER, P. (2023): Rote Liste und Checkliste der Farn- und Blütenpflanzen Nord- und Osttirols. In: AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG UMWELTSCHUTZ (Hrsg., 2023): Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz, Band 16. Online verfügbar unter: <https://www.uibk.ac.at/de/botany/aktuelles/rote-liste-und-checkliste-der-farn-und-blutenpflanzen-nord-und-osttirols/> [17.07.2025].

RIESER, S. (2024): Mitteilung via E-Mail. 09.11.2024, Besitzer des Gramai Hochlegers.

RIESER, S. (2025): tel. Mitteilung. 05.09.2025. Besitzer des Gramai Hochlegers.

RINGLER, A. (2009): Almen und Alpen. Höhenkulturlandschaft der Alpen. Ökologie, Nutzung, Perspektiven. Hrsg: Verein zum Schutz der Bergwelt: München. Langfassung auf CD.

ROTHPLETZ, A.; SCHWAIGER, H. & BISCHOF, J. (1898): Special-Karte des Karwendelgebirges. Maßstab 1:50.000. In: Zeitschrift des Deutschen und Oesterreichischen Alpenvereins 1898. Online verfügbar unter: https://hik.tirol.gv.at/?basemap=bm0&category=Detailkarten_georef&scale=72223.819286¢erx=1293814.5124904152¢ery=6010010.026532828¢erspatial=102100&map=236 [24.07.2025].

SCHRATT-EHRENDORFER, L.; NIKLFELD, H.; SCHRÖCK, CH.; STÖHR, O.; GILLI, C.; SONNLEITNER, M.; ADLER, W.; BARTA, T.; BEISER, A.; BERG, C.; BOHNER, A.; FRANZ, W.; GOTTSCHLICH, G.; GRIEBL, N.;

HAUG, G.; HEBER, G.; HEHRENBURGER, R.; HOFBAUER, M.; HOHLA, M.; HÖRANDL, E.; KAISER, R.; KARRER, G.; KEUSCH, C.; KIRÁLY, G.; KLEESADL, H.; KNIELY, G.; KÖCKINGER, H.; KROPF, M.; KURDNOVSKY, H.; LEFNAER, S.; MRKVICKA, A.; NADLER, K.; NOVAK, N.; NOWOTNY, G.; PACHSCHWÖLL, PAGITZ, K.; PALL, K.; PFLUGBEIL, G.; PILSL, P.; RAABE, U.; SAUBERER, N.; SCHAU, H.; SCHÖNSWETTER, P.; STARLINGER, F.; STRAUCH, M.; THALINGER, M.; TRÁVNÍČEK, B.; TRUMMER-FINK, E.; UHLEMANN, I.; WEISS, S.; WIESLER, B.; WILLNER, W.; WITTMAN, H.; WOLKERSTORFER, C.; ZERNIG, K. & ZUNA-KRATKY, T. (2022): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. Dritte, völlig neu überarbeitete Auflage. Stapfia 114. Linz: Land Oberösterreich. Online verfügbar unter: https://www.zobodat.at/pdf/STAPFIA_0114_0001-0357.pdf [05.07.2025].

SONNTAG, H. & HAIDEGGER, M. (2023): Karwendelprogramm 2028. Online verfügbar unter: https://www.karwendel.org/wp-content/uploads/2023/01/karwendelprogramm_2028_WEB.pdf [29.01.2025].

STEINER, G. M. (1993): Scheuchzerio-Caricetea fuscae. In: GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 131-165.

SUTTER, R. (2007): Erosion im Alpgebiet. Schlussbericht. Appenzell: Agricultura Ingenieurbüro. Online verfügbar unter: https://www.sg.ch/content/dam/sgch/umwelt-natur/umwelt/dokumente/landwirtschaft/Alpenbewirtschaftung%20und%20Erosionsproblematik_Bericht%202007.pdf [12.02.2025].

TASSER, E.; AIGNER, S.; EGGER, G. & TAPPEINER, U. (2013): Almatlas / Alpatlas. Atlante delle malghe. Bozen: Athesia Druck.

TNSCHG – TIROLER NATURSCHUTZGESETZ (2005): Gesamte Rechtsvorschrift für Naturschutzgesetz 2005 - TNSchG 2005, Tiroler, Fassung vom 07.05.2023. Online verfügbar unter: <https://ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LrT&Gesetzesnummer=20000252&FassungVom=2023-05-07> [01.09.2025].

TRAXLER, A.; MINARZ, E.; ENGLISCH, T.; FINK, B.; ZECHMEISTER, H. & ESSL, F. (2005): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Moore, Sümpfe und Quellfluren, Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden. Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren. Zwergstrauchheiden. Geomorphologisch geprägte Biotoptypen. Monographien M-174. Umweltbundesamt (Hrsg.). Horn: Berger & Söhne. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/m174.pdf> [04.02.2025].

VEIT, H. (2002): Die Alpen – Geoökologie und Landschaftsentwicklung. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co.

WALLNÖFER, S. (1993): Erico-Pinetea. In: MUCINA, L.; GRABHERR, G. & WALLNÖFER, S. (Hrsg., 1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III: Wälder und Gebüsche. Jena: Gustav Fischer Verlag. S. 244-282.

ZAMG - ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK. KUNDENSERVICE TIROL UND VORARLBERG (Hrsg., o.J.): Ergebnisse. Klima. Online verfügbar unter: <http://www.alpenklima.eu/tpclim/klima.php?lang=de> [28.07.2025].

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei all denjenigen bedanken, die mich auf dem Weg meiner Bachelorarbeit unterstützt haben.

Zuallererst möchte ich mich beim Naturpark Karwendel bedanken, der mir nicht nur das Thema vorgeschlagen, sondern mich auch fachlich begleitet und mir bei der Finanzierung des Aufenthalts auf dem Gramai Hochleger unter die Arme gegriffen hat. Namentlich sind hier besonders Marina Hausberger und Hermann Sonntag zu nennen, die mir fachlich zur Seite standen. Danke auch an Thomas Huber, der mir mit seiner floristischen Expertise zu Beginn der Geländeaufnahmen geholfen hat.

Ich danke Herrn Sepp Rieser herzlich für seine Bereitschaft, mir die Durchführung der Geländeaufnahmen auf seinen Flächen zu gestatten.

Große Unterstützung habe ich zudem von Herrn Torkler erhalten, der mir bei jeder kleinen wie großen GIS-Frage geduldig weitergeholfen hat.

Für das sorgfältige Korrekturlesen danke ich herzlich meiner Schwester sowie Inka Zimmermann.

Abschließend möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken, die mir mein Studium durch ihre Unterstützung ermöglicht haben und stets ein offenes Ohr für mich hatten.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die Ihnen vorliegende Abschlussarbeit selbstständig und ohne Nutzung anderer als der aufgeführten Hilfsmittel erstellt habe. Die direkte oder indirekte Übernahme von Gedanken aus fremden Quellen sowie die Verwendung von KI sind als solche kenntlich gemacht. Außerdem versichere ich ausdrücklich, dass die gedruckte und die digitale Fassung meiner Abschlussarbeit identisch sind. Ist dies nicht der Fall, wird die Arbeit mit 5,0 bewertet. Sollte sich zu einem späteren Zeitpunkt herausstellen, dass die Fassungen nicht identisch sind und ist die Abschlussarbeit bereits bestanden und die damit verbundene Qualifikation erlangt, können diese nachträglich aberkannt werden. Die Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen und wurde auch noch nicht veröffentlicht.



Eberswalde, 15.10.2025

Nicola Funcke

