



universität
wien

Masterarbeit

Titel der Arbeit

Arealmodellierungen ausgewählter alpiner Pflanzenarten im Globalen Wandel

Bedeutung des Faktors „Klima“ im Diskurs mit der öffentlichen Einschätzung

eingereicht von

Claudia Gstöttl, BSc

zur Erreichung des akademischen Grades

Master of Science (MSc)

Wien, 2015

Studienkennzahl lt. Studienblatt: A 066 833

Studienrichtung lt. Studienblatt: Masterstudium Ökologie

Betreuer: Univ.-Prof. Dr. Konrad Fiedler

1	Einleitung	2
1.1	Klimawandel in den Alpen	2
1.2	Die Arten	6
1.3	Untersuchungsgebiet Umbaltal	10
2	Material und Methoden	13
2.1	Datenerhebung	13
2.1.1	Auswahl und Aufnahme der Flächen	13
2.1.2	Fragebögen.....	15
2.2	Auswertung.....	17
2.2.1	Verbreitungsmodellierungen mit der Maximum-Entropie-Methode.....	17
2.2.2	Generalized Linear Models.....	20
3	Ergebnisse	25
3.1	Klimabasierte Verbreitungsmuster – 2012 vs. 2090	25
3.2	Verbreitungsprädiktoren im GLM	43
3.3	Die öffentliche Wahrnehmung.....	50
4	Diskussion	56
4.1	Vergleich und Kritik der Methoden	56
4.1.1	Samplingmethoden.....	56
4.1.2	Aussagekraft von Klimadaten mit und ohne Berücksichtigung anderer Faktoren	57
4.1.3	Qualität von Klimadaten im Vergleich kleiner Maßstab - großer Maßstab	63
4.2	Öffentliche Wahrnehmung vs. wissenschaftliche Ergebnisse.....	66
4.2.1	Artenkenntnis der Befragungsteilnehmer.....	66
4.2.2	Informationsstand und Einschätzungen	69
4.3	Persönliche Schlussgedanken	72
5	Anhang	73
5.1	Zeigerwerte nach Landolt	73
5.2	Abkürzungsverzeichnis	75
5.3	Tabellenverzeichnis	76
5.4	Abbildungsverzeichnis	77
5.5	Literaturverzeichnis	79
5.6	Lebenslauf.....	83
6	Danksagung.....	86

Zusammenfassung/Abstract

Der Klimawandel steht seit gut 20 Jahren vermehrt im Interesse von Wissenschaft und Öffentlichkeit. Hochgebirgsregionen sind speziell geeignet, um klimabedingte Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung frühzeitig zu erkennen. Alpine Pflanzenarten erweisen sich als sensible Indikatoren für die ökologischen Konsequenzen der aktuellen Klimaerwärmung. Einfache Klimamodelle werden den komplexen Wechselwirkungen innerhalb des Ökosystems allerdings in der Regel nicht gerecht. Um die Vielfalt der Einflussfaktoren auf aktuelle und zukünftige Verbreitungsgrenzen von 11 ausgewählter Alpenpflanzen aufzuzeigen, kommen in vorliegender Arbeit unterschiedliche Modellberechnungen zum Einsatz und werden einander gegenübergestellt (Maximum-Entropie vs. GLM). Zur Darstellung allgemeiner Trends in großem Maßstab erweisen sich Modelle als ausreichend, die sich auf wenige Parameter, wie Temperaturangaben, beschränken. Um jedoch detaillierte Prognosen für kleinräumige Gebiete treffen zu können, stellt sich beispielsweise für *Leontopodium alpinum* die Berücksichtigung von weiteren Faktoren, wie Topographie, Geologie und interspezifischer Interaktionen als unerlässlich heraus. Mithilfe von GLMs wurde daher versucht umfassendere Erklärungsmodelle zu generieren. Verschiedene Modellansätze stellen sich in dieser Studie als unterschiedlich geeignet heraus, die Verbreitungen der Arten zu darzustellen. Außerdem zeigt sich, dass Klimamodelle mit computergenerierten Daten auf lokaler Ebene offensichtlich an ihre Grenzen stoßen und auf dieser Skalenebene teilweise zu unplausiblen Ergebnissen führen. Nur für rein klimasensitive Arten wie *Androsace alpina* lassen sich hier gute Verbreitungsmodelle erstellen.

Neben den naturwissenschaftlichen Erkenntnissen, stellt in dieser Studie die Informationsvermittlung an die Öffentlichkeit einen wichtigen Aspekt dar. Zu diesem Zweck wurden durch Umfragen bei Nationalparkbesuchern aktueller Wissensstand und Einschätzungen bezüglich des Klimawandels in den Alpen ermittelt. Durch die Wahl von Pflanzenarten, die sich allgemeiner Bekanntheit erfreuen, sich aber auch ökophysiologisch unterscheiden, sollen die Forschungsergebnisse das Erfassen der Inhalte einerseits erleichtern, zugleich aber auch die Komplexität im Ökosystem „Alpen“ veranschaulichen. Tatsächlich stimmt die öffentliche Einschätzung mit dem allgemeinen Trend der Erwärmung und deren Auswirkungen im Sinne einer Thermophilisierung überein. Jedoch verliert sich diese Kongruenz bei höherer Auflösung des Untersuchungsgebietes und bei Betrachtung konkreter Arten. So liefert ein Klimamodell für *Ranunculus glacialis* ohne Berücksichtigung der obligatorischen sauren Geologie nicht den von den NP-Besuchern erwarteten Erklärungswert. Die Vielfalt ökologischer Einflussgrößen und deren Zusammenhänge werden vor allem bei reiner Klimamodellierung nicht erfasst und sind auch bei den Befragten nur marginal bekannt, zeigen aber im GLM teilweise hoch signifikante Werte.

Es ist geplant die hier gewonnenen Ergebnisse in Zusammenarbeit mit dem NP Hohe Tauern/Tirol in Form von Broschüren und Plakaten an NP-Besucher und die Bevölkerung der Region zu vermitteln.

Abstract

Throughout the last 20 years, interest in climate change increased; in both scientific discourse and in the public realm. Detecting early stage changes in climate-induced vegetation composition is ideal in high mountainous regions. Alpine plant species, for example, are found to be sensitive indicators for the ecological consequences of current global warming models. Simple climate models, however, fail to show the complex interactions within an ecosystem. To show the variety of the factors that influence current and future distribution limits of 11 selected alpine plants, different model calculations were used, and juxtaposed in this paper (Maximum-Entropie vs. GLM). Models that rely on only few parameters, e.g. temperature details, prove to be sufficient in illustrating only general trends on a larger scale. However, for a more detailed prognosis of small-scale areas, e.g. for *Leontopodium alpinum*, the consideration of other factors, such as topography, geology and interspecific interactions, are vital. GLMs were used to generate more comprehensive explanatory models. Different model approaches in this study produced varying results in illustrating the distribution of the species. Furthermore, it appears that climate models with computer-generated data at a local level reached their limits and produced partially implausible results on this scale. Hence, solid distribution models can only be created for purely climate-sensitive species, like *Androsace alpina*.

In addition to the scientific findings, the information transfer to the public is an important aspect in this study. To this end, current states of knowledge and assessment on climate change in the Alps have been determined by surveying visitors of the National Park. By choosing plants that are well known, but also have different ecophysiological characteristics, the research results will facilitate the presentation of the content, but at the same time illustrate the complexity of the ecosystem of the Alps. In fact, the public perception is in line with the general warming trend and its effects in terms of a thermophilization. However, this consistency fades at a higher resolution of the study area and in consideration of specific species. A climate model for *Ranunculus glacialis*, not considering the mandatory acidic geology, did not provide the explanatory value that was expected by the visitors of the NP. Particularly, simple climate modeling does not detect the variety of ecological parameters and their interrelations which are little known among respondents, but show partially highly significant values in the GLM.

It is planned to share the results of this study in cooperation with the NP Hohe Tauern/Tyrol Austria in the form of brochures and posters with visitors of the NP and the population of the region.

1 Einleitung

1.1 Klimawandel in den Alpen

Die Erde befindet sich aktuell im Quartär, einer Eiszeit, die durch die Vergletscherung beider Polkappen definiert wird. In diese Zeit fällt auch die Entwicklung des modernen Menschen. Innerhalb dieser prinzipiellen Eiszeit finden abwechselnd Phasen der Erwärmung und Abkühlung statt. Seit dem Ende der Würm-Kaltzeit vor ca. 10000 Jahren, steigen global die Temperaturen - wenn auch keineswegs kontinuierlich - wieder an. Insbesondere seit der Industrialisierung und speziell in den letzten Jahrzehnten ist eine rapide und globale Temperaturzunahme zu verzeichnen (Arndt et al., 2010). In den 1990er Jahren wurde eine Erwärmung seit 1850 von 1°C durch österreichische Klimastationen und 0,6°C im globalen Mittel gemessen. Schon damals führten Studien zu dem Schluss, dass es durch den prognostizierten, globalen Temperaturanstieg um 3°C bis Mitte des 21. Jahrhunderts zu einem Wechsel von einer Kalt- zur Warmzeit kommen kann (Gottfried et al., 1994). Auch heute zeigt der 4. Sachstandsbericht des Weltklimarates IPCC (2013) keine optimistischeren Prognosen (APCC, 2014).

Um frühzeitig Änderungen des Klimas, sowie deren Folgen erkennen zu können, ist eine wissenschaftliche, objektive und einheitliche Datenerhebung unerlässlich.

Seit ihrer Gründung im Jahre 2000 gilt das Interesse der Forschungsgruppe GLORIA (**GL**obal**O**bservation**R**esearch**I**nitiative**I**n**A**lpine**E**nvironments) der Untersuchung der Artenzusammensetzung der Vegetation in alpinen Regionen in Hinsicht auf die aktuelle Klimaänderung.

Mit Stand April 2015 besteht das Netzwerk aus weltweit 120 aktiven „target regions“. Durch standardisierte Erhebungsverfahren ist GLORIA in der Lage, weltweit vergleichbare Daten in Bezug auf Vegetation und Klima, sowie deren Änderungen in alpinen Regionen zu generieren und auszuwerten.

Die Pflanzen der Hochgebirge der Erde stellen aus drei Gründen ausgezeichnete Indikatoren des Einflusses des Klimawandels dar:

- Ihre Verbreitungsmuster innerhalb eines Gebirgssystems sind durch die dortigen Temperaturen und Niederschläge scharf festgelegt;
- Hochgebirge stellen Hotspots an Diversität und Endemismus dar, da sie biogeographisch als Inseln auf dem Festland zu betrachten sind;
- Abseits touristischer Trampelpfade und intensiver Weidegebiete ist der anthropogene Einfluss selbst in Europa und Nordamerika als vergleichsweise gering zu bewerten;

Ein genereller Trend des Höhersteigens von Bergpflanzen in den europäischen Alpen als Folge der Klimaerwärmung konnte erstmals in den 1990er Jahren nachgewiesen werden. In

dieser Arbeit (Gottfried et al., 1994) wurde u.a. für die Steinbrechart *Saxifraga oppositifolia* eine Aufstiegsrate von bis zu 4 Metern pro Dekade berechnet. Manche Arten, wie etwa *Ranunculus glacialis* zeigten hingegen nahezu keinen Anstieg. Damals wie heute haben diese Arten schon die höchstgelegenen Gipfelbereiche besiedelt und können folglich nicht höher aufsteigen. Außerdem wurde auf der Napfspitze, ca. 15 km Luftlinie vom Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit entfernt, seit einer historischen Aufnahme im Jahre 1912 eine Zunahme von 31 auf 53 Arten im Gipfelbereich verzeichnet.

Durch die Etablierung von Dauerflächen in GLORIA-Beobachtungsstationen sind mittlerweile Datenreihen vorhanden, die für die letzten 20 Jahre im Alpenraum, bzw. für die letzten 10 Jahre im gesamten europäischen Raum den allgemeinen Trend der Thermophilisierung sichtbar machen. Dies bezeichnet und beschreibt die Abnahme von kälteangepassten Arten, bei gleichzeitiger Zunahme wärmeangepasster Arten in alpinen Regionen.

Studien von Gottfried et al. (2012) und Pauli et al. (2012) zeigen für den Zeitraum 2001 bis 2008 bereits eine diesbezügliche Veränderung in der Zusammensetzung der alpinen Pflanzengesellschaften Europas. Trotz der Langsamwüchsigkeit und Persistenz der meisten alpinen Arten war bereits nach wenigen Jahren eine gerichtete Veränderung der Artenzusammensetzung messbar. Dies belegt die Eignung der alpinen Flora als Indikator für die ökologischen Auswirkungen von Klimaveränderungen.

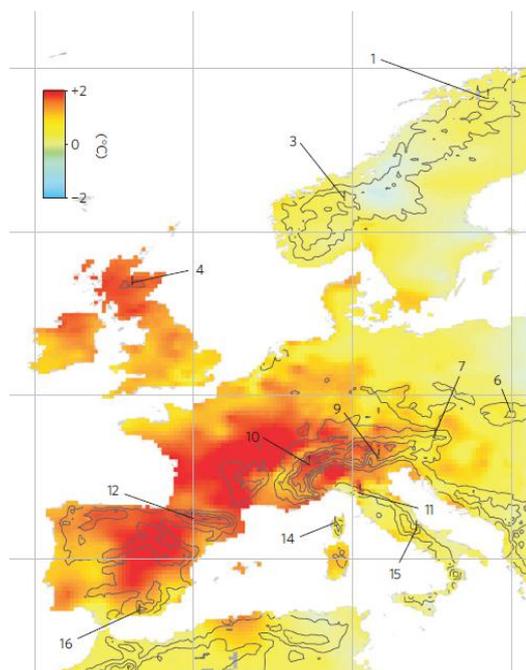


Abb. 1: Thermophilisierung in Europa.

Die Farben zeigen die Änderungen in den täglichen gemittelten Tiefstwerten der Junitemperaturen zwischen 2001 und 2008 (blau: -2, rot: +2); die Nummern zeigen die von Gottfried et al. untersuchten Bergregionen Europas an; der Grad der Thermophilisierung korreliert hier mit den Temperaturänderungen.

(Grafik übernommen von Gottfried et al., 2012)

Durch ihren teilweise schmalen Toleranzbereich in Bezug auf ihre Habitatansprüche, gekoppelt mit der geringen Verfügbarkeit passender Habitate, sind Pflanzen der höheren Lagen stark gefährdet. Studien prognostizieren (Szenario A1, siehe Kap. 2.2.1) einen überdurchschnittlichen Artenrückgang (~ 60 % Artenverlust) der europäischen Bergpflanzen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts. In manchen Regionen der Alpen könnten sogar bis zu 86 % der Arten vom Aussterben bedroht sein (Thuiller et al., 2005). Höher auflösende Modelberechnungen prognostizierten höhere Verluste geeigneter Habitate für alpine Arten, im Vergleich zu subalpinen und montanen, und eine besonders kritische Situation in den niedrigeren Hochgebirgen mit nur schmaler alpiner Stufe (Engler et al., 2011). Dullinger et al. (2012) modellierten alpenweit die Areale von 150 Hochlagenarten und prognostizieren eine mittlere Reduktion der Verbreitungsareale von 44 -55 %. Das effektive Aussterben von Arten dürfte sich aber aufgrund der Persistenz alpiner Arten um einige Jahrzehnte verzögern. Man spricht in diesem Fall von Aussterbeschuld (*extinction debt*) das ein verzögertes Aussterben bei Habitatzerstörung oder -verlust beschreibt. Eine hohe topographisch bedingte Habitatvielfalt könnte ebenfalls einem raschen Rückgang der Gebirgsarten entgegenwirken (Scherrer und Körner, 2010).

Derartige Prognosen sind seit Jahren Teil des Alltags von Botanikern und Ökologen, die sich mit den Auswirkungen des Klimawandels beschäftigen. Ein Ziel der vorliegenden Arbeit ist es auch, dieses Thema für eine breitere Öffentlichkeit in einem überschaubaren Maße kritisch darzulegen. Nach dem Motto „man schützt, was man kennt“, werden allgemein bekannte und beliebte Bergpflanzen hervorgehoben und in Bezug auf ihre Klimasensitivität in einem konkreten regionalen Kontext untersucht.

Da im aktuellen Anthropozän der Mensch zu einem der wichtigsten Einflussfaktoren geworden ist, kann das Klimageschehen insbesondere ab der Mitte des 21. Jahrhunderts nicht exakt vorhergesagt, sondern nur anhand verschiedener Emissionsszenarien modelliert werden (APCC, 2014). Hierbei stellt die regionale Klimamodellierung eine besondere Herausforderung dar. Eine mögliche und auch hier angewandte Methodik ist das Downscaling. Es basiert auf der Grundannahme, dass das regionale Klima vom großräumigen Klimageschehen abgeleitet werden kann. Speziell in alpinen Bereichen werden jedoch beispielsweise Niederschlagsmengen in den Modellen mit bis zu 70 % überschätzt (APCC, 2014). Mit der Problematik bei Modellberechnungen in Bezug auf lokale, klimatische Bedingungen, speziell in Bergregionen befasst sich auch aktuell die IACM in Innsbruck (33rd International Conference on Alpine Meteorology).

Neben abiotischen Faktoren, wie dem Klima, wirken auch biotische auf die Vegetation ein. Diese komplexen ökologischen Wechselwirkungen sollen innerhalb eines kleinräumigen Areals genauer untersucht werden. Es soll dargestellt werden, inwieweit die jeweiligen Einflussgrößen für Ausbreitung, Begrenzung und Rückgang der einzelnen Arten relevant sind. Mit hochauflösenden Modellen und Methoden soll versucht werden, für das Arbeitsgebiet Prognosen und Erklärungsansätze unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten zu liefern, die über reine, meist großräumige Klimamodellierungen hinausgehen.

Es wird überprüft, ob und inwieweit reine Klimamodelle auf regionaler Ebene aussagekräftige Ergebnisse liefern können. Es ist zu erwarten, dass die Algorithmen der Modellierungssoftware *MaxEnt* für klimasensitive Arten durchaus befriedigende Berechnungen der Verbreitungen liefern, allerdings für Arten mit komplexeren Habitatansprüchen keine adäquaten Vorhersagen treffen können. Um die ausschlaggebenden Parameter für jene Pflanzenarten aufzudecken, deren Habitate nicht allein von direkten klimatischen Faktoren abhängen, werden weitere Analysen (GLMs) mit überwiegend vor Ort gemessenen Parametern durchgeführt. Diese Parameter beinhalten unter anderem direkt interpretierbare Messwerte wie Exposition und Geologie, aber auch Werte wie die Vegetationsbedeckung, die indirekt Aufschluss über Konkurrenzfähigkeit und die Präferenz für bestimmte Pflanzengesellschaften geben können.

Desweiteren werden für die Spezies *Leucanthemopsis alpina* zwei Modellierungen unterschiedlichen Maßstabs (Europa und Umbalatal) gegenübergestellt, um Vor- und Nachteile beider Zugänge und Stärken und Grenzen von Modellierungen mit computergenerierten Klimadaten zu beleuchten. Hierbei wird erwartet, dass im Modell mit großem Maßstab der Trend eines Höhersteigens zwar ersichtlich ist, allerdings erst in einer höheren Auflösung der Klimadaten die Modellberechnung der tatsächlichen Verbreitung gerecht wird.

Um die Öffentlichkeit bereits zu Beginn der Studien mit einzubeziehen, wurden parallel zur ökologischen Datenerhebung Touristen befragt. Mit Hilfe von Fragebögen wurden zum einen der aktuelle Wissensstand, zum anderen das allgemeine Interesse an bestimmten Pflanzen und schließlich die bevorzugte Art der Informationsaufbereitung ermittelt. Der Kenntnisstand der Öffentlichkeit bezüglich Klimaänderung in den Alpen wurde vorab als relativ gering eingeschätzt. Insbesondere bei Arten deren Verbreitung von komplexeren ökologischen Zusammenhängen als von der Temperatur allein bestimmt wird, wurde eine differenzierte Sichtweise als unwahrscheinlich angenommen.

Die naturwissenschaftlichen Ergebnisse werden anschließend mit den Resultaten der Fragebogenauswertung der NP-Besucher verglichen. Anhand der untersuchten, bekannten Pflanzenarten und anschaulich präsentierten Ergebnissen, sollen mögliche Fehleinschätzungen der Befragten richtig gestellt und ökologische Zusammenhänge dargestellt werden.

1.2 Die Arten

Das erste Kriterium der Artenauswahl war ein gewisser Bekanntheitsgrad der Pflanzen in der Öffentlichkeit (Alpenrose, Edelweiß, Enzian, Margerite, Steinbrech). Nach Auswahl des Gebietes (s. folgendes Kapitel) wurde die Liste um Arten ergänzt, die sowohl für hochalpine Lebensräume als auch für das Untersuchungsgebiet charakteristisch oder endemisch sind. Somit ergaben sich 21 Pflanzenarten die auf *Presence/Absence* untersucht werden sollten. Vor Ort wurde die Anzahl der Arten auf 11 reduziert. Grund hierfür waren entweder ein zu geringes Vorkommen (*Gentiana punctata*: 2, *Gentiana acaulis*: 4, *Gentiana prostrata*: 9, *Gentiana clusii*: 8, *Gentiana orbicularis*: 16, *Gentiana brachyphylla*: 11 *Rhododendron ferrugineum*: 15 Standorte) oder ein gänzlich Fehlen im Gebiet bzw. innerhalb der Aufnahmeflächen (*Gentiana utriculosa*, *Lomatogonium carinthiacum*, *Gentiana asclepiadea*). Es wurden nur Arten mit mindestens 20 *Presence-Plots* in die Analysen miteinbezogen. Mit nur 15 Fundflächen findet *Rhododendron ferrugineum* dennoch als Stellvertreter für das Ökoton zwischen der subalpinen und alpinen Stufe gelegentlich Erwähnung. Exklusive *R. ferrugineum* ergaben sich so 11 Arten für die Analysen.

Im Folgenden sind einige Eigenschaften der Pflanzen aufgeführt, die für vorliegende Fragestellung relevant sind. Die Artinformationen stützen sich auf Fischer et al. (2008), Grabherr et al. (1995, 2010) und Grabherr & Mucina (1993). Zur genaueren, bzw. ergänzenden Beschreibung der Arten wurden die Zeigerwerte nach Landolt hinzugezogen (Landolt et al., 2010). Die ausführliche Tabelle hierzu findet sich im Anhang; Erläuterungen zu Zeigerwerten finden sich in der Diskussion.

Androsace alpina Lam. (Primulaceae)



Abb. 2: *Androsace alpina*

Alpenmannsschild; frische Gesteinsfluren, Grate, kalkmeidend, bevorzugt saure Standorte, Vorkommen oft auf Schuttfluren aber auch auf grobem Gestein mit guter Bodendurchlüftung, benötigt wenig bis keine Humusaufgabe; namensgebend für die Pflanzengesellschaft des subnivalen *Androsacetum alpinae*, flache Polster bildend; intermediär zwischen Ruderal- und Stress-Strategie; alpin bis subnival.

Draba hoppeana Rchb. (Brassicaceae)



Abb. 3: *Draba hoppeana*

Hoppe-Felsenblümchen; Felsen, Gesteinsgrus, Schneetälchen, besonders über Kalksilikatschiefern, oft auf Grobgestein mit hoher Bodendurchlüftung, benötigt wenig bis keine Humusauflage; namensgebend für die Pflanzengesellschaft des *Drabetum hoppeanae*, Wuchs dichtrasig; intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; alpin.

Gentiana bavarica L. (Gentianaceae)



Abb. 4: *Gentiana bavarica*

Bayerischer Enzian; feuchte bis nasse Wiesen und Weiderasen, Bachränder, Quellfluren sowie subnivale Polsterfluren; ohne deutliche Rosette der unteren Laubblätter (Scheinrosette bei der Hochlagenrasse *G. bavarica* var. *subacaulis* Müller); Pflanzengesellschafts-Optimum liegt im *Androsacion alpinae*; intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; alpin bis nival.

Gentiana nivalis L. (Gentianaceae)



Abb. 5: *Gentiana nivalis*

Schnee-Enzian; steinige Magerwiesen und Weiderasen; einjährig; pH-indifferent, präferiert mäßige Humusauflagen, toleriert schlechte Bodendurchlüftung; intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; (unter-) subalpin bis alpin.

Gentiana verna L. (Gentianaceae)



Abb. 6: *Gentiana verna*

Frühlingsenzian „Schusternagerl“; Magerrasen, Gesteinsfluren, bevorzugt basische Standorte mit mäßigen Humusauflagen, toleriert schlechte Bodendurchlüftung; Pflanzengesellschafts-Optimum liegt im Bereich alpiner Rasen; intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; montan bis alpin.

Leontopodium alpinum Cass. (Asteraceae)



Abb. 7: *Leontopodium alpinum*

Edelweiß; symbolträchtige Alpenpflanze; trockene Standorte wie sonnige, steinige Rasen, feinerdearme Felsböden, Felsfluren, vorzugsweise mit mäßiger Humusauflage; typisch für die Pflanzengesellschaft des *Seslerio-Caricetum sempervirentis*; pH-indifferent bis kalkliebend; verträgt Mahd schlecht; intermediär zwischen (überwiegend) Konkurrenz- und Stress-Strategie; subalpin bis alpin.

Leucanthemopsis alpina Heyw. (Asteraceae)



Abb. 8: *Leucanthemopsis alpina*

Alpenmargerite; Säurezeiger; bevorzugt feuchte Standorte mit mäßiger Humusauflage, Krummseggenrasen, vor allem aber auch Schneeböden, Felsschutt- und Moränenfluren, auf Silikatböden; intermediär zwischen (überwiegend) Konkurrenz- und Stress-Strategie; alpin bis subnival.

Ranunculus glacialis L. (Ranunculaceae)



Abb. 9: *Ranunculus glacialis*

Gletscher-Hahnenfuß; Säurezeiger, nährstoffarme, silikatische Steinschuttfluren, Säuerlingsfluren, Moränen; Pionierpflanze und Schuttstauer; bevorzugte Höhenlage über 2300 m; lange Zeit Höhenrekordhalter unter den alpinen Gefäßpflanzen mit 4270 m auf dem Finsteraarhorn; überlebt nachweislich 33 Monate unter geschlossener Schneedecke; intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; oberalpin bis nival.

Rhododendron ferrugineum L. (Ericaceae)



Abb. 10: *Rhododendron ferrugineum*

Alpenrose, Almrausch; frische, meist bodensaure, lichte Nadelwälder und Zwergstrauchheiden über Silikatgestein, schattige Standorte bevorzugt; Waldzeuge; schneeschutzbedürftig, hybridisiert mit der kalkliebenden Art *R. hirsutum* zu *R. x intermedium*, (Hybride morphologisch und ökologisch zwischen den Eltern stehend); intermediär zwischen (überwiegend) Konkurrenz- und Stress-Strategie; subalpin.

Saxifraga biflora All. (Saxifragaceae)



Abb. 11: *Saxifraga biflora*

Zweiblütiger Steinbrech; intermediäre Felsschuttfluren, Felsen und Moränen, benötigt wenig bis keine Humusaufgabe und gute Bodendurchlüftung; Pflanze lockerrasig; intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; alpin bis subnival.

Saxifraga oppositifolia s. str. L. (Saxifragaceae)



Abb. 12: *Saxifraga oppositifolia*

Gegenblättriger Steinbrech; meist frische, +/- kalkreiche Silikatfels- und Silikatschuttfluren, offene Magerrasen, Schuttdecker, benötigt wenig bis keine Humusaufgabe und gute Bodendurchlüftung, meist auffallende weiße, kalkige Punkte auf den Blättern, toleriert extreme Wintertemperaturen (überlebt Eintauchen in Flüssigstickstoff (196°C)); aktuell Höhenrekordhalter der Gefäßpflanzen innerhalb der Alpen auf 4450 m auf dem Dom de Mischabel (Körner 2011); intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; montan bis nival.

Saxifraga rudolphiana Hornsch. (Saxifragaceae)



Abb. 13: *Saxifraga rudolphiana*

Rudolph-Steinbrech; Felsgrus, schattige Felsen, über Intermediärgestein (z. B. Kalkglimmerschiefer), benötigt wenig bis keine Humusaufgabe und gute Bodendurchlüftung, dichtrasig, kompakte Polster bildend, Laubblattspitzen mit deutlichen Kalkablagerungen; Zentralalpenendemit; intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategie; oberalpin bis subnival.

S. oppositifolia hybridisiert mit *S. rudolphiana* und *S. biflora*; alle drei *Saxifraga*-Arten zählen zum *S. oppositifolia*- Aggregat.

1.3 Untersuchungsgebiet Umbaltal

Die vorliegende Studie wurde in der alpinen und subnivalen Stufe durchgeführt. Dies bezeichnet im pflanzen-geographischen Sinn die Zone über der (natürlichen) Baumgrenze (Körner, 1999). Die alpine Stufe ist durch eine überwiegend geschlossene Vegetationsdecke definiert. Daran schließt sich mit zunehmend offener Vegetation die nivale Zone an. Diese ist geprägt von Fels und Geröllfeldern, sowie einer permanenten Schneegrenze, Seitenmoränen und Gletschern. Die Höhenlagen der Unter- und Obergrenzen dieser Stufen sind in Abhängigkeit von Topographie und Wetterexposition variabel und daher für jede Gebirgsregion spezifisch. Konstant sind jedoch immer die stetige Temperaturabnahme um $0,6^{\circ}\text{C}/100\text{ hm}$ (Nagy & Grabherr, 2009) und der sinkende Luftdruck (Grabherr et al., 2010). In vorliegender Studie liegen alle untersuchten Flächen zwischen 1973 m und 3224 m.

Der Gebietsauswahl lagen die Kriterien einer „GLORIA target region“ zugrunde (vgl. hierzu <http://www.gloria.ac.at/?a=5>), um zukünftig die Möglichkeit weiterer Studien nach entsprechenden Gesichtspunkten offen zu halten. Zu diesem Zweck sollte im Idealfall jeweils ein Untersuchungsgipfel in einem der 4 Ökotope (subalpin/unteralpin, unteralpin/hochalpin, hochalpin/subnival und subnival/nival) vorhanden sein. Außerdem musste das Vorkommen der oben genannten *Flagship-Species* durch eine breit gefächerte Geologie gesichert sein. Das Vorhandensein der zuvor ausgewählten Arten in der Region, wurde mit Hilfe von Verbreitungslisten von Prof. H. Niklfeld (Universität Wien) überprüft.

Des Weiteren sollte das Gebiet touristisch erschlossen sein, damit die geplanten Umfragen durchgeführt werden konnten. Um spätere Öffentlichkeitsarbeit bestmöglich umzusetzen bot sich ein Nationalpark. Zusätzliche Punkte waren Zugänglichkeit des Gebietes und Übernachtungsmöglichkeiten bzw. eine AV-Hütte im Gebiet. Anhand dieser Faktoren wurde die Region des Umbaltals und des Dabertals ausgewählt. Diese Täler bilden den Talabschluss des Virgentals in Osttirol und liegen größtenteils im NP Hohe Tauern.

Die folgende Karte zeigt das Untersuchungsgebiet. Es umfasst den Bereich des Iselursprungs. Den südlichsten Punkt stellt das Keeseck dar, im Norden reicht das Gebiet bis an das Gletschervorfeld des Dreiherrnkees heran. Nach Osten wird das Gebiet im Dabertal mit der Wasserscheide `Daberlenke´ und im Umbaltal durch die Nationalparkgrenze und den Mullwitzkogel begrenzt. Der Gebirgszug Rötspitze-Daberspitze-Totenkarspitze bildet die Westgrenze.

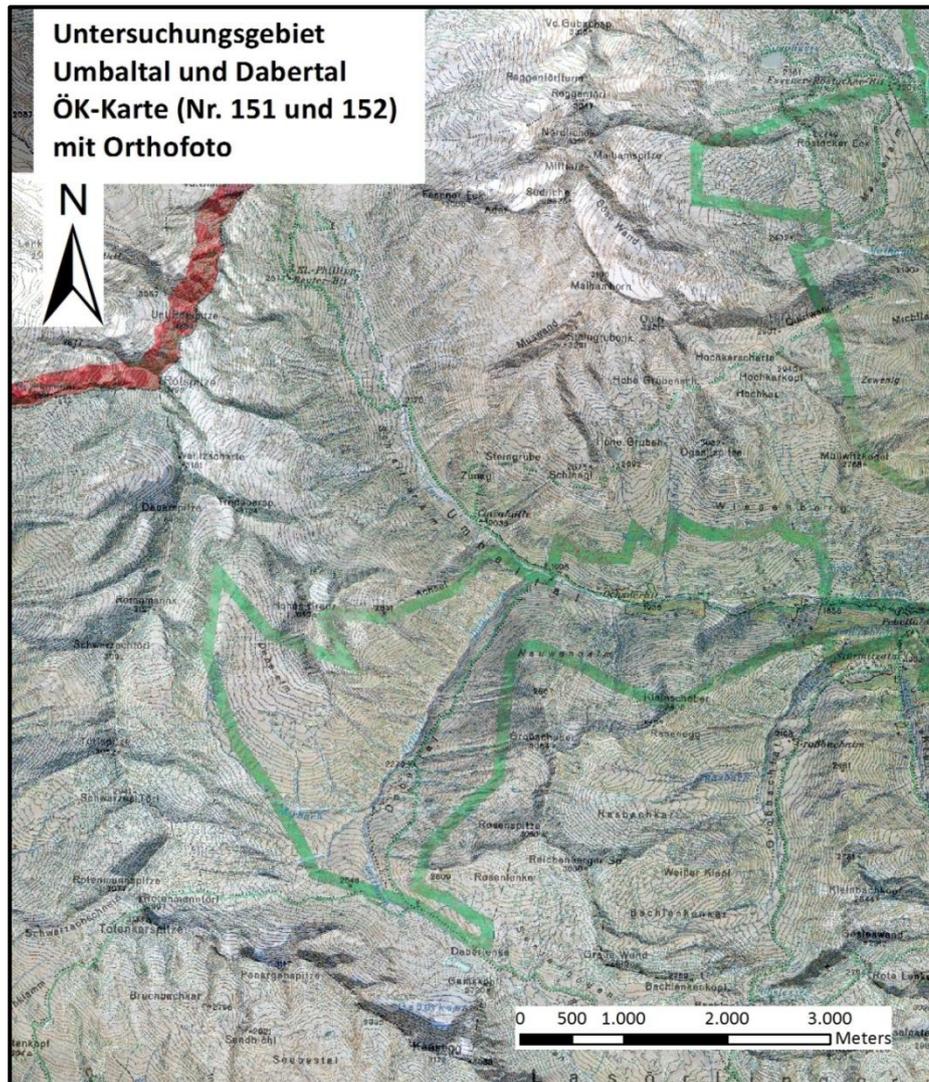


Abb. 14: Untersuchungsgebiet Umbal/Dabertal

mit NP-Grenze (grün) und Staatsgrenze Österreich/Italien (rot);

(auf Grundlage von Orthofotos des Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen und den ÖK-Karten Blatt 151 und 152)

Es kann vorweg genommen werden, dass sich das Gebiet aufgrund extrem steiler Berghänge sowie brüchigem, teils stark verwittertem Gestein mit Tendenz zu Hangrutschungen für weiterführende Forschungen im Sinne eines standardisierten Monitorings als nicht geeignet erwiesen hat.

Die Vegetation eines Gebiets ist stets Ausdruck des unterschiedlichen Untergrundes (Gestein und Böden), des Klimas und der biotischen Interaktion zwischen den Arten, sowie des mechanischen Kräfteangriffs (Wasser, Muren, Lawinen).

Die Geologie des Gebietes ist äußerst heterogen. Vor allem im Norden und Süden finden sich Gesteine die eine saure Bodenreaktion bedingen (Glimmerschiefer, Gneise und Quarzite).

Sowohl auf dem Mullwitzkogel und dem Quirl im Osten als auch auf dem Hohen Kreuz in der Mitte des Untersuchungsgebietes überwiegen basische Bodenreaktionen (Prasinit und Kalkglimmerschiefer).

Neben natürlichen Wuchs- und Verbreitungsbedingungen spielen auch Bewirtschaftungsmaßnahmen eine wesentliche Rolle für die Ausbildung unterschiedlicher Vegetation.

In den Hohen Tauern stößt im Süden das Dauersiedlungsgebiet viel weiter gegen das Gebirge vor als im Norden. Dies rührt daher, dass die Hohen Tauern eine ausgeprägte regionale Verschiedenheit des Klimas im atlantisch getönten Norden gegenüber der trocken kontinentalen Südabdachung des Hauptkammes aufweisen. Es ist daher anzunehmen, dass im südlich gelegenen Untersuchungsgebiet eine tiefgreifende Umgestaltung der natürlichen Vegetation auch in den höheren Lagen erfolgte (Schiechl & Stern, 1985).

Es muss davon ausgegangen werden, dass sowohl Wald- als auch Baumgrenze anthropogen beeinflusst sind, wie folgendes Zitat verdeutlicht: „ ..., dass Mitteleuropa eine alte Kulturlandschaft ist, und dass hier buchstäblich kein Fleckchen unverändert seinen Naturzustand bewahren konnte.“ (Ellenberg, 1986). Beispielsweise haben Untersuchungen von Friedel (1967) gezeigt, dass die Waldgrenze in Tirol durch anthropo-zoogene Einwirkungen um durchschnittlich 208 m (max. 400 m) abgesenkt wurde. Das Ergebnis einer solchen Absenkung wird als subalpine Entwaldungszone bezeichnet.

Die Aufnahmeflächen dieser Arbeit waren allesamt baumfrei. Als Stellvertreter für das Ökoton zwischen Subalpin- und Alpinstufe wurde der immergrüne Strauch *Rhododendron ferrugineum* gewählt, der in den Stichproben in einer Höhenlage zwischen 1999 m und 2406 m vorkam. Nach Lüdi (1921) stellen *Rhododendron*-Arten Waldzeugen dar, was bedeuten würde, dass auch im Umbaltal die Waldgrenze durch den Menschen um bis zu 400 m herabgesetzt wurde (Ellenberg, 1986). Tatsächlich kann auch hier davon ausgegangen werden, dass durch Almwirtschaft die Vegetation quantitativ und qualitativ verändert wurde und wird. Als sogenannte Weidezeiger waren gelegentlich Lägerfluren von Ampfer sowie schmale Viehtrittgangeln an steilen Hängen zu beobachten.

Eine Beweidungsanalyse aus dem Jahre 1998 von Jurgeit ergab, dass im Umbal- und Dabertal extensive Schafweide betrieben wird. Die Beweidung durch Kühe endet am Eingang zum Nationalpark kurz nach Zusammenfluss von Isel und Daberbach und ist durch ein Holztor und einen Zaun begrenzt. Dieser Bereich liegt damit außerhalb des Untersuchungsgebietes. Vereinzelt konnte Stein- und Gamswild beobachtet werden, welches aber im Vergleich zum Schafbesatz als Weidegänger nur eine untergeordnete Rolle spielt. Die auf der Karte dargestellte NP-Grenze kann für das Dabertal (südwestlicher Kartenbereich) außer Acht gelassen werden, da die Bewirtschaftungsform hier weder heute noch zur Zeit historischer Aufzeichnungen vom NP-Gebiet abweicht (Weidenutzungsmodellierung NPHT, Jurgeit, 1998). Daher wird hier das Dabertal als dem NP zugehörig behandelt.

2 Material und Methoden

2.1 Datenerhebung

2.1.1 Auswahl und Aufnahme der Flächen

Die Daten der Freilandaufnahmen wurden für die Bearbeitung zweier Masterarbeitsthemen erhoben. Zum einen für vorliegende Arbeit, zum anderen für die Masterarbeit von Günther Klonner, BSc. Vorbereitung und Freilandarbeit erfolgten daher gemeinsam. Die Datenerhebung im Umbalatal nahm ca. 6 Wochen, von Anfang Juli bis Mitte August 2012 in Anspruch.

Die Aufnahmeflächen wurden durch ein im Vorfeld durchgeführtes Stratified Random Sampling (RS) festgelegt. Zu diesem Zweck wurden diejenigen Parameter, die theoretisch einen Einfluss auf die Verteilung der Arten im Gebiet haben und mit möglichst hoher Genauigkeit vorlagen, aus einem Digitalen Höhenmodell (DEM) extrahiert. Als Parameter wurden Höhenlage (in 200 m-Stufen), Exposition (nord, süd, ost, west) und Inklination (0° - 10° , 10° - 20° , 20° - 30° , 40° - 45° , $>45^\circ$) gewählt. Zu jeder Kombination aller Faktoren wurden in *ArcGIS* Flächen unterschiedlicher Größen generiert. Der Mittelpunkt der drei größten Polygone einer Parameterkombination wurde durch einen GPS-Punkt als aufzunehmende Fläche festgelegt. Um Pseudoreplikationen zu vermeiden, wurde eine Minimumdistanz von 150 m zwischen zwei Flächen gewählt (Guisan & Zimmermann, 2000). Es wurden so 525 Aufnahmeflächen abgegrenzt. Im Freiland wurden mit Hilfe eines GPS-Gerätes (*Garmin Etrex Vista*) der zuvor definierte GPS-Punkt aufgesucht, als Flächenmittelpunkt festgelegt und die Flächen mit je 10 m Seitenlänge abgesteckt, wobei die Diagonale hangparallel ausgerichtet wurde. Jede Fläche wurde fotografiert und mit Informationen über Datum, Flächenummer, Höhe und Exposition versehen. Die Flächen wurden nun auf Vorhandensein der Zielarten abgesucht. Es wurden weder Individuen gezählt noch Deckungsgrade angegeben, sondern ausschließlich *Presence/Absence*-Daten erhoben. Im Gelände musste jedoch die Methode des Random Samplings um ein klassisches Stratified Sampling ergänzt werden, da aus Sicherheits- und Zeitgründen nicht alle zuvor definierten Punkte aufgesucht werden konnten. Unterrepräsentierte Parameterkombinationen wurden ergänzt, indem an jeder 100 m-Höhenlinie entlang des Weges eine Fläche aufgenommen wurde. Für bestmögliche Objektivität wurde der Mittelpunkt des Plots 10 m neben dem Weg und je nach Begehbarkeit 7 m hangauf- oder abwärts festgelegt. Es wurde darauf geachtet, dass annähernd die gleiche Anzahl von Flächen für beide Erhebungstypen aufgenommen wurde. Letztendlich wurden 187 Flächen aufgenommen. Die Aufnahmeflächen dieser beiden Erhebungsmethoden werden im weiteren Verlauf der Arbeit der Einfachheit halber zusammen mit RS bezeichnet.



Abb. 15: Typische Aufnahmefläche

Der GPS-Punkt ist der Flächenmittelpunkt, die Flächendiagonale ist hangparallel, die Seitenlänge beträgt 10 m (großes Bild). Auf der Tafel werden Flächennummer, Datum, Seehöhe und Exposition festgehalten (kleines Bild).

Ergänzend zu dieser Methodik wurde für *Leontopodium alpinum* ein Area Sampling (AS) durchgeführt. Hierzu wurden alle Individuen, die im Gebiet gesichtet wurden, unabhängig von den festgelegten Aufnahmeflächen, durch einen GPS-Punkt markiert. Bei größeren Edelweißvorkommen wurde pro m² Edelweißpopulation 1 GPS-Punkt gesetzt. Dies ergab einen weiteren Datensatz von 298 *Presence*-Punkten.

Zu den hier erhobenen Daten wurden zusätzlich Herbarbelegen von *Leucanthemopsis alpina* der Universität Wien, des Botanischen Gartens und Botanischen Museums Berlin-Dahlem und der Botanischen Staatssammlung München für eine Verbreitungsmodellierung im größeren, europäischen Maßstab herangezogen.

2.1.2 Fragebögen

Die Fragebögen wurden auf Deutsch (s. unten) und Englisch erstellt. Es wurden 5 Fragen erarbeitet, die den aktuellen Kenntnisstand der Nationalparkbesucher bezüglich Klimaänderung in den Alpen prüfen sollten. Desweiteren sollten 3 Fragen Aufschluss darüber geben, durch welche Quellen das bisherige Wissen erworben wurde und in welcher Form sich die Befragten zukünftig Informationsvermittlung wünschten. Um zu überprüfen, inwieweit der für die Feldarbeit ausgewählte Pflanzensatz tatsächlich auch in der Öffentlichkeit bekannte Arten beinhaltet, wurden zu den einzelnen Arten verschiedene Kategorien der Kenntnis zur Auswahl gestellt. Zusätzlich konnten hier Einschätzungen zur Klimasensitivität der jeweiligen Pflanzen abgegeben werden. Zur groben Einschätzung der Befragten wurde nach Alter, Heimatland und Ausbildungsstand gefragt. Abschließend konnten Vorschläge eingebracht werden, welche weiteren Pflanzenarten noch in das Repertoire aufgenommen werden sollten.

Befragt wurden Besucher des NP, die mindestens eine Nacht auf einer der AV-Hütten (Clarahütte oder Neue Reichenberger Hütte) verbrachten. Dadurch sollte eine Personengruppe erfasst werden, bei der bereits ein gewisses Interesse an Natur und alpinen Lebensräumen erwartet werden konnte. Es flossen 101 Fragebögen in die Auswertung ein. Die Befragung erfolgte konstant über 6 Wochen.

2.2 Auswertung

2.2.1 Verbreitungsmodellierungen mit der Maximum-Entropie-Methode

Für die Modellierung der potentiellen Verbreitungsareale wurde die Software *MaxEnt* 3.3.3k (Steven et al., 2006) verwendet. *MaxEnt* dient der Habitatmodellierung von Tier- und Pflanzenarten auf der Grundlage punkthafter Verbreitungsangaben (sogenannter *Presence-only*-Daten) und bestimmter Umweltfaktoren. Als Eingangsgröße benötigt das Programm georeferenzierte Daten: Einerseits Verbreitungsangaben als Punktinformationen der zu modellierenden Tier- oder Pflanzenart, andererseits die Klimainformationen (Tab. 1) im ASCII-Format .asc. Die Modellbildung durch *MaxEnt* erfolgt auf Basis der Maximum-Entropie-Methode (Elith et al., 2006). Diese Methode beruht auf folgendem Prinzip:

„Ist auf der Grundlage unzureichender Informationen aus einer Vielzahl von Wahrscheinlichkeitsverteilungen eine Verteilung auszuwählen, dann ist genau diejenige zu nehmen, welche die größte Entropie besitzt und mit der gesamten verfügbaren Information übereinstimmt.“ (Duller, 2003)

Die Hauptaufgabe einer solchen Methode der Modellierung besteht darin, die Eignung der Umwelt für die jeweilige Spezies durch die gegebenen Umweltparameter vorherzusagen (Phillips et al., 2006). Die Software liefert als ein Resultat eine Karte, die die Eignung des untersuchten Gebiets für die jeweilige Art darstellt. Die Endbearbeitung der Karten fand später in *ArcMap* (Softwaretool von *ArcGIS*, ESRI-Geoinformatik GmbH) statt.

Die im Freiland aufgenommenen Fundpunkte dienten nun als Grundlage, um die potentiellen Areale aller Arten für Gegenwart und Zukunft zu modellieren. Hierfür wurden die zuvor gewonnenen Koordinaten des GPS-Gerätes (in Grad, Minuten und Sekunden) in das geodätische Bezugssystem ETRS89 umgewandelt, da auch die Klimadaten in diesem Format vorlagen. Die Transformation der Daten erfolgte über die Homepage geoland.at unter der Rubrik *GPS-Transformation*. Die Koordinaten wurden im CSV-Format .csv in *MaxEnt* importiert. Die Voreinstellungen von *MaxEnt* wurden bei allen Durchläufen übernommen, nur der Adjust sample radius wurde auf -8 gesetzt, um keine störenden Punkte in der Grafik zu erhalten.

ROR (*Relative Occurrence Rate*) ist der Original-*MaxEnt*-Output und bezeichnet die relative Wahrscheinlichkeit, dass eine Zelle in ein *Presence-Sample* aufgenommen wird. Um jedoch die Wahrscheinlichkeit von *Presence-only*-Rasterzellen zu berechnen, muss die ROR durch den sogenannten *Logistic Output* transformiert werden. So erhält man einen Index zur Eignung des Habitats bzw. die Auftretenswahrscheinlichkeit der Art. Beide Bezeichnungen können nach Merow (2013) für die Werte des *Logistic Output* verwendet werden.

Die zugrunde liegenden Klimadaten stammten von der Plattform *Worldclim* (<http://www.worldclim.org/>). Die aktuellen Klimadaten dienen der Modellierung des derzeitigen Habitats der Arten, während die Werte des Klimaszenarios der zukünftigen Verbreitungsmodellierung dienen. Für diese Arbeit wurden beide Datensätze in einer von Dullinger et al. (2012) modifizierten Form übernommen. Um von der ursprünglichen Auflösung von 1 km auf eine detailliertere von 100 m zu gelangen, wurde dort ein Standard-Downscaling (*Delta*-Methode) durchgeführt (für Einzelheiten s. Dullinger et al., 2012).

Diese Parameter stellen Mittelwerte, Variationen innerhalb eines Jahres sowie extreme Schwankungen dar. Sie wurden von Messwerten der monatlichen Durchschnittstemperaturen und -niederschlagswerte abgeleitet und bilden einen Teil des klimatischen Standortfaktors. Folgende 10, in 100 m-Auflösung zur Verfügung stehende, Variablen flossen in die Analysen mit ein:

BIO 5	Höchstwerte des wärmsten Monats
BIO 6	Tiefstwerte des kältesten Monats
BIO 7	Jährliche Temperaturspannbreite
BIO 10	Durchschnittstemperatur des wärmsten Jahresviertels
BIO 13	Niederschlag des niederschlagreichsten Monats
BIO 14	Niederschlag des niederschlagärmsten Monats
BIO 15	Koeffizient der Niederschlagssaisonalität
BIO 16	Niederschlag des niederschlagreichsten Viertels
BIO17	Niederschlag des niederschlagärmsten Viertels
BIO19	Niederschlag des kältesten Viertels

Tab. 1: *Bioclim*-Variablen

10 Klimavariablen standen nach dem Downscaling für das Untersuchungsgebiet zur Verfügung

In vorliegender Untersuchung wurde für die Arealmodellierungen das mäßig optimistische A1-Emissionsszenario nach IPCC (Davidson & Mertz, 2000) verwendet. Dies ist ein kapitalintensives Szenario, bei dem sowohl nationale Unterschiede im Wirtschaftswachstum, als auch finanzielle Ungleichheiten global angeglichen werden. Fossile und nicht-fossile Energie kommt gleichermaßen zum Einsatz (A1B). Die Weltbevölkerung erreicht gegen Mitte des 21. Jahrhunderts ihr Maximum, um sich in den darauf folgenden 50 Jahren bei etwa 7 Mrd. einzupendeln. Sowohl Fertilität als auch Sterblichkeitsrate der Menschen verringern sich (für genauere Ausführungen s. www.zamg.ac.at).

Zusätzlich wurden Angaben zur Exposition der Aufnahmestandorte aus einem digitalen Höhenmodell (Auflösung 25 m, Quelle: Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen) extrahiert und standen so ebenfalls im ASCII-Format für die Analysen durch *MaxEnt* zur Verfügung.

Für alle 11 Arten (RS) wurden in *MaxEnt* folgende Berechnungen durchgeführt:

1. Modellierung anhand der 10 Klimadaten.
2. Modellierung mit zusätzlicher Information über die Exposition.

Des Weiteren wurden zwei ebensolche Durchläufe für alle separat erhobenen Edelweißfundorte (AS) durchgeführt. So lagen letztendlich für diese Art 4 verschiedene Modellberechnungen vor.

Eine großräumige Vergleichsmodellierung der Art *Leucanthemopsis alpina* wurde mit gemittelten Originaldaten aus *WorldClim* (meantmin, meantmax, meanprec) für den gesamten Alpenraum mit einer Auflösung der Rasterzellen von 2,5 arcmin erstellt.

Zur Veranschaulichung ist in den folgenden Karten die Größe von 5, 30 und 60 Winkelminuten im Verhältnis zur Größe des Untersuchungsgebietes dargestellt:

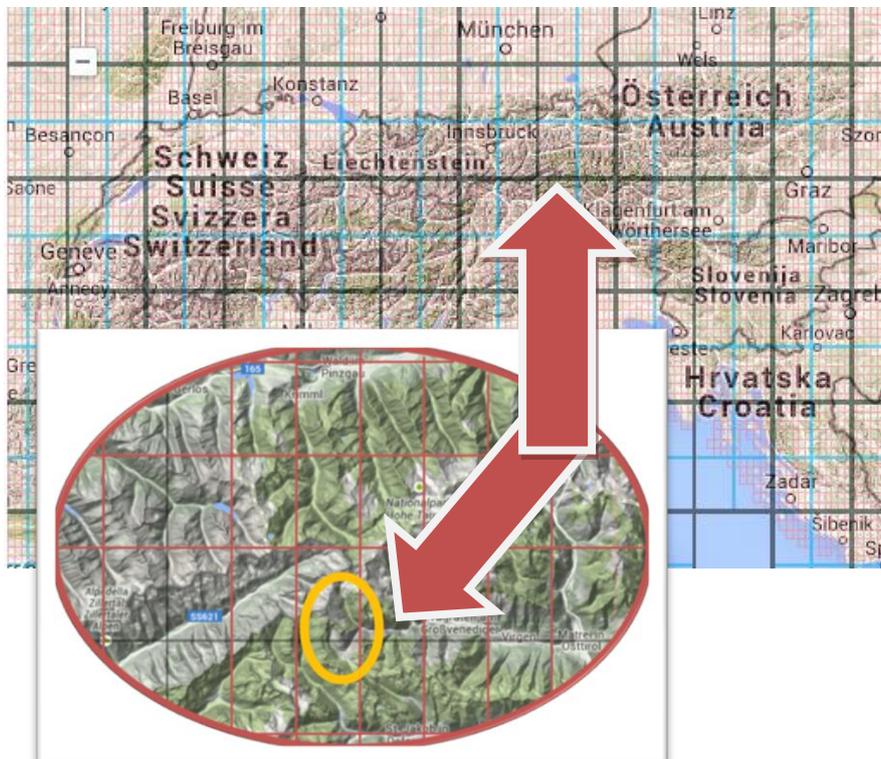


Abb. 17: Größenverhältnis Winkelminuten (arcminutes)

schwarze Zellen: 60 arcmin-Zellen, blaue Zellen: 30 arcmin-Zellen,
rote Zellen: 5 arcmin-Zellen (auch 10 km-Zellen genannt), rote Ellipse zeigt die Gegend um den
Großvenediger, orange Ellipse zeigt das Untersuchungsgebiet.

(Karte übernommen von *Harvestchoice*)

Es ist ersichtlich, dass eine Auflösung von 2,5 arcmin für regionale Prognosen viel zu ungenau bzw. ab einem gewissen Grad gar nicht mehr möglich ist. Das Untersuchungsgebiet entspricht bei einer Auflösung von 2,5 arcmin nur in etwa zwei 5-arcmin-Zellen. Mit einer Auflösung von 100 m sind Layer des Umbaltals wesentlich besser geeignet, um als Grundlage der regionalspezifischen Prognosen zu dienen.

2.2.2 Generalized Linear Models

Zur statistischen Modellierung der aktuellen regionalen Verbreitung der 11 Zielarten in Abhängigkeit verschiedener Standortfaktoren wurden Verallgemeinerte Lineare Modelle (Generalized Linear Models, GLM) herangezogen. Diese Modellierungstechnik hat sich in der Ökologie zur Berechnung von Artenarealen in Abhängigkeit von Umweltfaktoren (Species Distribution Models, SDMs) seit vielen Jahren etabliert und bewährt (Guisan et al., 1999). Mittels GLM ist man in der Lage, in den Analysen simultan verschiedene Typen von Prädiktoren zu bearbeiten (kontinuierlich, binär, qualitativ und ordinal). Als Zielvariable diente die Anwesenheit bzw. Abwesenheit der jeweiligen Pflanzenart in den Aufnahmeflächen. Die GLMs wurden mit der Software *SPSS* (IBM SPSS Statistics, Version 23.0) berechnet, wobei eine binäre Datenverteilung und eine logistische Link-Funktion gewählt wurden. Gut interpretierbare Ergebnisse, vor allem bei Datensätzen mit vielen Prädiktoren, liefert eine schrittweise Selektion (Engler et al., 2004). Die Regressionsanalyse wurde schrittweise vorwärts durchgeführt. Als Prädiktoren wurden die Geologie (nominal) sowie Hangneigung, Ostausrichtung, Südausrichtung und PC_Höhe/Vegetationsbedeckung (skaliert) ausgewählt und alle Variablen der Reihe nach aufgenommen.

Ansonsten wurden die Voreinstellungen übernommen.

Im Folgenden werden die 5 Prädiktoren aufgelistet und erläutert.

Hauptkomponente aus Höhenlage und Vegetationsbedeckung

Die Vegetationsbedeckung wurde hierbei nach eigener Interpretation vor Ort in 4 Kategorien eingeteilt:

- 1 = geschlossener alpiner Rasen (unter 10% offener Boden),
- 2 = alpiner Rasen (unter 50% offener Boden)
- 3 = Schutt und Fels (über 50% offener Boden)
- 4 = Fels (über 90% offener Boden)

Für die Parameter Höhe und Vegetationsbedeckung wurde im Vorfeld eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt, um Autokorrelationen zu vermeiden. Daraus resultierte der Faktor PC_Höhe/Vegetationsbedeckung, der in die Analyse einfluss

und im Weiteren mit PC bezeichnet wird. Je höher die PC-Werte, desto höher gelegen und/oder offener der Fundort. In den meisten Fällen entsprechen sich diese Angaben. Auf die wenigen Fälle, bei denen eine Unterscheidung zwischen den Werten für Höhe und Vegetationsbedeckung sinnvoll und notwendig ist, wird in der Diskussion eingegangen.

Der Faktor Temperatur (BIO110, Durchschnittstemperatur des wärmsten Viertels) ist ebenfalls sehr stark mit den Höhenmetern korreliert, weshalb dessen Einfließen in das GLM aus Redundanzgründen unterblieb. Zunehmende Höhe bzw. PC-Werte werden hier auch stellvertretend für eine sinkende Temperatur angenommen.

Die PCA ergab zunächst eine Aufteilung in drei Gruppen (s. Grafik). Die Variablen Höhenlage und Vegetationsbedeckung wurden dann zu synthetischen Linearkombinationen verschnitten. Die Faktorenanalyse wurde unrotiert durchgeführt. Es entstand der neue Faktor PCA_Höhe/Vegetationsbedeckung dessen Anteil an der Gesamtvarianz 83% beträgt.

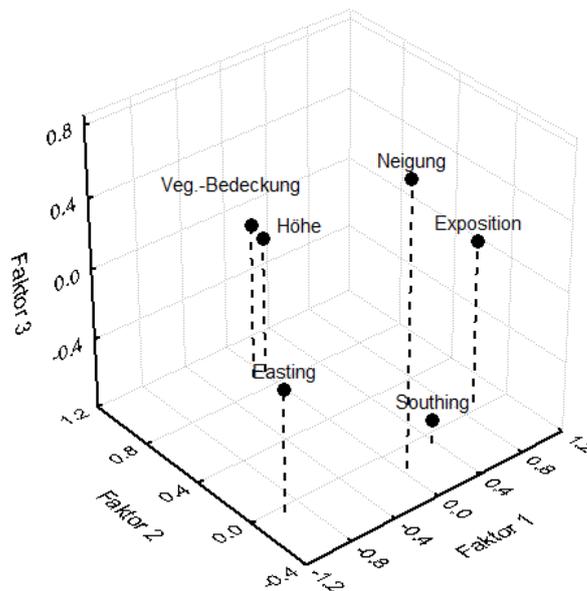


Abb. 18: Hauptkomponentenanalyse

der im Feld erhobenen Umweltparameter

Exposition

Die Himmelsrichtung wird in einem Bereich zwischen 0° und 360° angegeben wird, was bei der statistischen Auswertung mithilfe linearer Modelle Probleme bereitet. Daher wurden die Gradangaben durch folgende Kreisfunktionen transformiert:

- Southing: $= -\text{COS}(\text{'Exposition'} * \pi / 180)$
- Easting: $= \text{SIN}(\text{'Exposition'} * \pi / 180)$

Als Resultat erhält man jeweils Werte zwischen -1 und 1. Mit diesen Angaben ist es nun möglich, Vorkommenswahrscheinlichkeiten für Expositionsbereiche ober- und unterhalb von Schwellenwerten zu berechnen. Bei Angaben in Grad lassen sich lediglich Expositionspunkte angeben. Wenn eine Art beispielsweise bei Werten $\leq 10^\circ$ und $\geq 340^\circ$ aufgenommen wurde, kann nur mit Hilfe der oben beschriebenen Formel angegeben werden, dass die Art offensichtlich Nordexpositionen (Nordost bis Nordwest) bevorzugt (Steinbauer, 2011).

Inklination

Die Neigung jeder Aufnahme­fläche wurde gemessen und in Grad [°] angegeben.

Areale

Es erfolgte zusätzlich eine Einteilung des Untersuchungsgebietes in 3 Areale, die durch tiefe Täler (die bis an die Baumgrenze reichen) und jeweils einen Bach voneinander getrennt sind, so dass diese als Ausbreitungsbarrieren für Pflanzen der hohen alpinen Lagen wirken könnten.

hk = Hohes Kreuz (rot)

sg = Steingrube (blau)

dt = Dabertal (gelb)

Um die statistischen Auswertungen so einfach und aussagekräftig wie möglich zu gestalten, wurde diese Prädiktorvariable jedoch nicht in die GLM-Analyse inkludiert, fließt allerdings in die Diskussion der Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Arten und Habitateignungen mit ein.

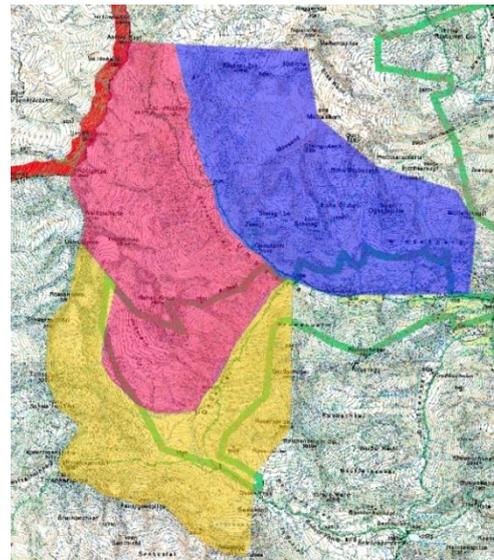


Abb.19: Einteilung in drei Bergstöcke

Areale, jeweils durch Wasserscheiden und Bachläufe begrenzt (blau= Steingrube, rot= Hohes Kreuz, gelb= Dabertal)

Grundgestein

Die geologischen Verhältnisse wurden nicht vor Ort untersucht, sondern aus Karten der Geologischen Bundesanstalt (Karten: Blatt 151_KRIMML M1:50.000, Blatt 177_StJakob im Deferegggen GEOFAST M1:25.000) übernommen. Die Angaben auf den verfügbaren Karten sind jedoch ungenau und teilweise werden saure und basische Gesteine in einer Einheit dargestellt (siehe Grafik 20b). Zum Beispiel werden Kalkglimmerschiefer (basisch) und Matreier Glanzschiefer (sauer) unter der gleichen Farbkodierung (rosa) zusammengefasst. Gleiches gilt für die Farbe grasgrün unter der Prasinit (basisch) und Chloritschiefer (intermediär bis sauer) laufen. So konnte für diese Arbeit nur eine grobe Unterteilung in „eher basisch“ und „eher sauer“ gemacht werden.

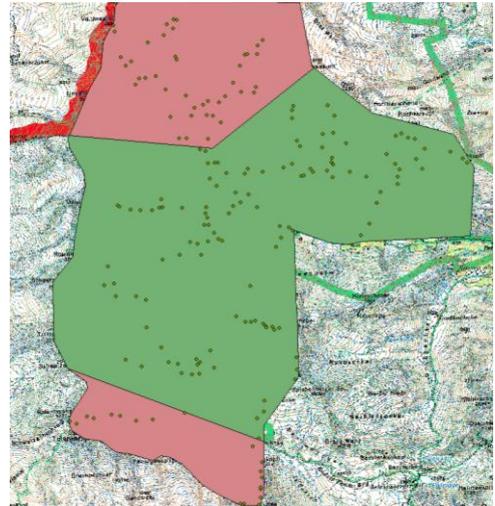


Abb. 20: Geologische Einteilung

rot= saures Gestein, grün= basisches Gestein

Der geologische Untergrund wurde in 2 Klassen kodiert:

- 1 : eher basisch
- 2 : eher sauer

Hang- und Fließschutt, Alluvionen sowie Moränen wurden dem jeweiligen Ausgangsmaterial zugeschrieben.

Zudem können auch in den als „eher basisch“ klassifizierten Bereichen durchaus saure Gesteinszüge oder versauerte Böden auftreten und umgekehrt.

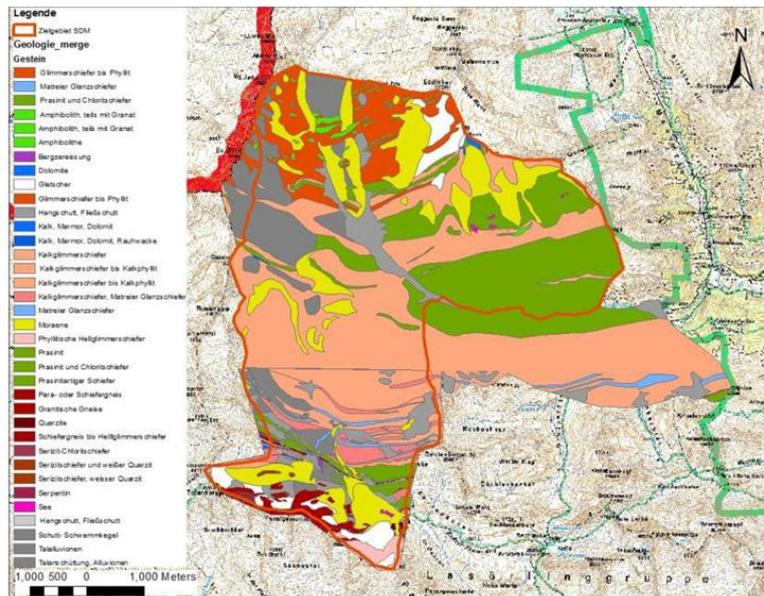


Abb. 21: Geologie im Umbal und Dabertal

Die Darstellung basiert auf den geologischen
Karten: Blatt 151_KRIMML M1:50.000, Blatt 177_StJakob im Deferegggen GEOFAST
M1:25.000 (Quelle: GBA Wien)
(übernommen von Klonner (2013))

Zur Beurteilung der statistischen Signifikanz wurde als Prüfgröße Walds Chi-Quadrat herangezogen. Alle Prädiktoren hatten einen Freiheitsgrad.

Das Signifikanzniveau wurde auf 0,05 festgelegt.

Für die 11 Arten (in alphabetischer Reihenfolge) ergaben die GLM-Analysen folgende Befunde zu den Standortsfaktoren, die ihre aktuelle Verbreitung im Gebiet erklären.

Für die B-Werte von PC gilt: negative Werte, stehen für Gebiete in hohen Lagen und/oder geringer Vegetationsbedeckung.

Negative B-Werte der Geologie stehen für *eher basisch*, positive für *eher sauer*.

Bei der Südausrichtung entspricht ein negatives Vorzeichen den südlichen Lagen, ein positives den nördlichen. Ebenso verhält es sich mit der Ostausrichtung.

3 Ergebnisse

3.1 Klimabasierte Verbreitungsmuster – 2012 vs. 2090

Die Plots des Random Stratified Samplings (RS) und des Area Samplings (AS) für *Leontopodium* im Untersuchungsgebiet:

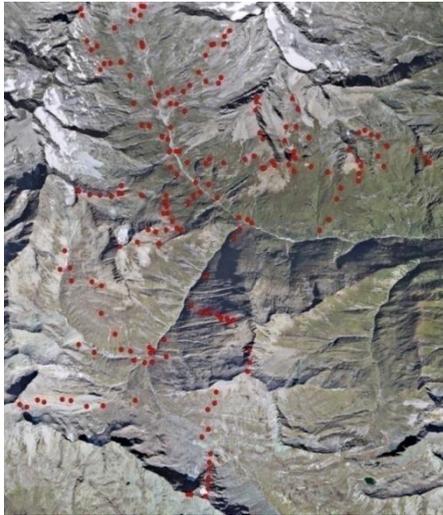


Abb. 22: Alle 187 Aufnahmeflächen im Gebiet

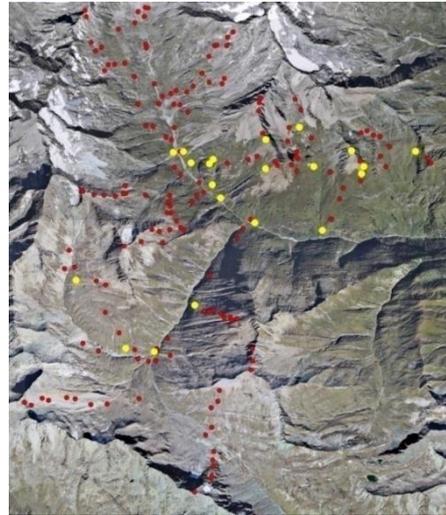


Abb. 23: Die 21 RS-Flächen mit *Leontopodium*-Funden in gelb

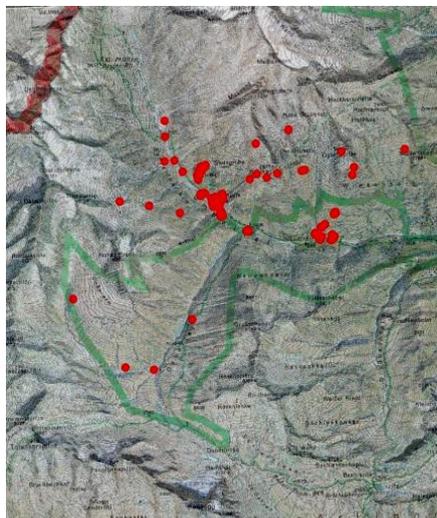


Abb. 24: 298 *Leontopodium*- GPS- Punkte (AS inkl. RS-Plots)

Dargestellt sind die innerhalb des Erhebungszeitraumes im gesamten Gebiet aufgenommene GPS-Punkte; bei größeren Edelweißvorkommen wurde pro m² ein GPS-Punkt gesetzt

Zur Interpretation der Modellgüte liefert die Software *MaxEnt* den AUC-Wert, der umso besser ist, je näher er sich 1 nähert. Eine AUC von 0,5 bezeichnet ein rein zufälliges Modell.

Die Relevanz der verwendeten Variablen wird durch den Wert der *Permutation importance* (in %) ausgedrückt. Die Werte beziehen sich auf die Ergebnisse des Modells, nicht auf den Pfad, um sie zu berechnen. Hier werden die Abhängigkeiten der Prediktorvariablen mit Hilfe zweier Modelle erklärt, indem ein Modell mit der zu überprüfenden Variable berechnet wird und eines mit allen anderen außer der zu überprüfenden Variable.

Eine starke Abnahme der AUC zwischen den beiden Modellen weist auf eine hohe Relevanz der Variable hin. Es werden im Folgenden die zwei einflussreichsten Variablen angegeben.

Für alle Arten wurde je ein Durchgang mit den 10 Bioclim-Variablen für die aktuelle Verbreitung (2012) und die zukünftige (2090) berechnet und je einer, der zusätzlich den Faktor Exposition enthielt.

Bei den meisten hier untersuchten Arten dominiert der Einfluss der Klimavariablen weit über dem der Exposition. Unter Einberechnung der Letztgenannten zeigen sich oft nur minimale Unterschiede in den Ergebnissen. Beispielsweise findet sich die Exposition bei *Leucanthemopsis alpina* erst an vierter Stelle der fünf wichtigen Einflussgrößen. Auch gibt es hier nur eine geringfügige Verbesserung der Modellgüte, die sich in einem Anstieg des AUC-Wertes von 0,715 auf lediglich 0,726 widerspiegelt. Außerdem findet sich kein erkennbarer Unterschied in den grafischen Darstellungen. Es wird auf die Auflistung der Ergebnisse dieser Analyse verzichtet, da sie keinen Mehrwert zur Klimamodellierung bietet.

Eine Ausnahme stellt hier jedoch *Leontopodium alpinum* dar. In diesem Fall liefert der Algorithmus erst unter Einbeziehung der Exposition sinnvolle Ergebnisse. Nachdem für *Leontopodium* zwei verschiedene Datensätze unterschiedlicher Samplingdesigns vorlagen, werden für diese Art 4 Szenarien der aktuellen und zukünftigen Arealeignungen vorgestellt. Die unterschiedlichen Ergebnisse sollen zum einen veranschaulichen, wie sehr für manche Arten die Wechselwirkungen zwischen einzelnen Faktoren ausschlaggebend für deren Verbreitung sind, zum anderen, wie unterschiedliche Samplingmethoden zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können.

In den folgenden Grafiken der Verbreitungsmodelle sind aufsteigend von blau (Minimumwert, 0 %) nach rot (Maximumwert, 100 %) die Auftretenswahrscheinlichkeiten in Dezimalstellen dargestellt. Als Outputformat wurde in *MaxEnt* ‚logistic‘ gewählt, damit im Folgenden sowohl von Habitateignung als auch von Auftretenswahrscheinlichkeit gesprochen werden darf. Unproblematischer ist jedoch die Bezeichnung Habitateignung. Rechts neben der Modellbeschreibung findet sich eine Gebietskarte, die die Fundpunkte der jeweiligen Spezies enthält. Die wichtigsten bioklimatischen Variablen werden in absteigender Relevanz angeführt. Die Arten werden alphabetisch aufgeführt. Den linken Modellierungen der aktuellen Verbreitung liegen tatsächlich gemessene Klimavariablen zugrunde, für die rechte, zukünftige Verbreitung für 2090 wurde ein A1B-Szenario gewählt.

Androsace alpina

Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Hochgebirgspflanze liegt in der subnivalen Stufe und das Verbreitungsgebiet erstreckt sich bis in nivale Regionen. Aktuell findet sich die beste Habitateignung laut Modellberechnung tatsächlich in der oberalpinen und subnivalen Stufe. Bei dieser Spezies wäre zu erwarten, dass ihr Verbreitungsgebiet in erster Linie von Klimaparametern abhängt. Tatsächlich wurde vom *MaxEnt*-Logarithmus ein Bild erstellt, das eine dramatische Reduzierung der Habitateignung gegen Ende dieses Jahrhunderts prognostiziert. Klimabedingt findet sich die Art demzufolge im Gebiet nur noch auf den höchstgelegenen Gipfeln in Höhenlagen über 3200 m.

Es flossen 35 *Presence-Plots* in die Analyse ein. Die AUC liegt bei 0,757. Als wichtigste Variablen werden mit 70 und 23 % BIO10 und BIO17 angeführt.

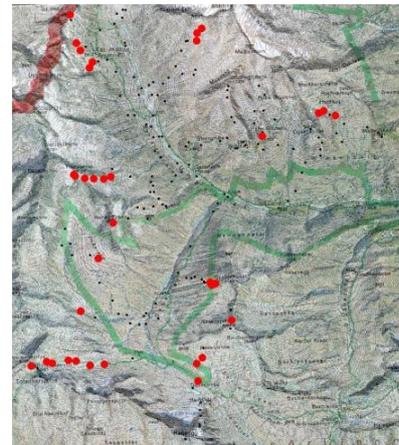


Abb. 25: Aufnahmeflächen mit *Androsace alpina*

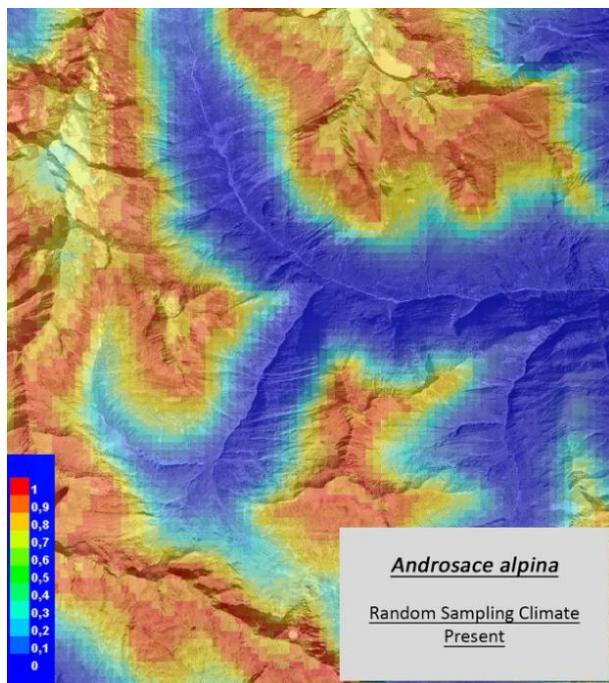


Abb. 26: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Androsace alpina*

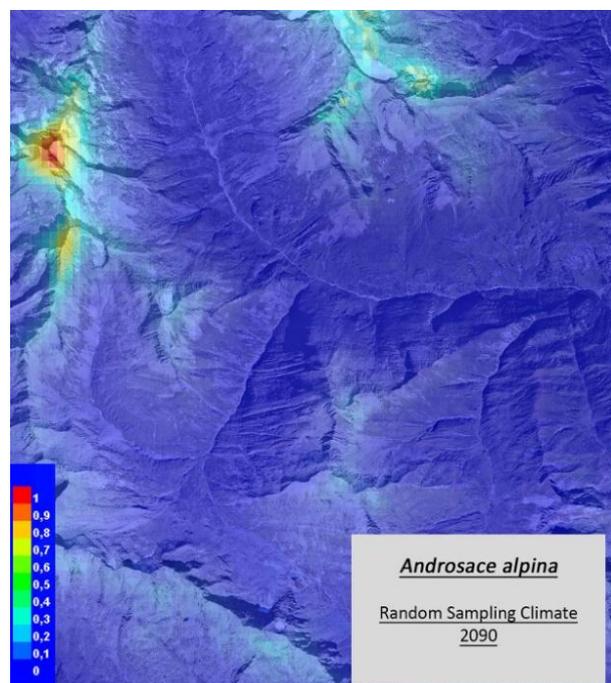


Abb. 27: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Androsace alpina* für 2090

Draba hoppeana

Hier zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei *A. alpina*, jedoch mit deutlich schwächerer allgemeiner Habitategnung im gesamten Gebiet. Die Aufnahmen dieser Art lagen nur zu 50 % über 2700 m, so dass die Vorkommensprognosen der Art in den etwas tieferen Lagen angesiedelt sind. Die Zukunftsprognosen für *D. hoppeana* beschränken sich nicht allein auf die obersten Gipfelregionen, jedoch liefert das Modell nur sehr geringe Wahrscheinlichkeiten für weiterhin passende Standorte. Folglich ist hier den Berechnungen zufolge weniger ein Höhersteigen, im Sinne einer Arealverschiebung, als vielmehr ein prinzipieller Verlust von Habitaten zu verzeichnen.

Es flossen 31 *Presence-Plots* in die Analyse ein. Die AUC liegt bei 0,724. Auf die Variable BIO16 entfallen hier über 50 % des Erklärungswertes, gefolgt von BIO15 mit knapp 30 %.

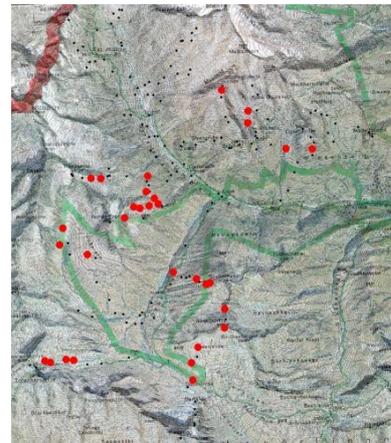


Abb. 28: Aufnahmeflächen mit *Draba hoppeana*

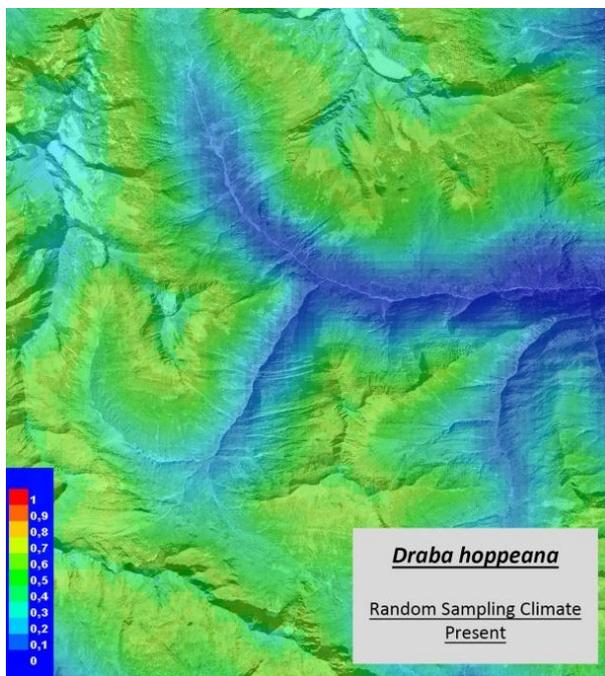


Abb. 29: Modellierung der gegenwärtigen Habitategnung von *Draba hoppeana*

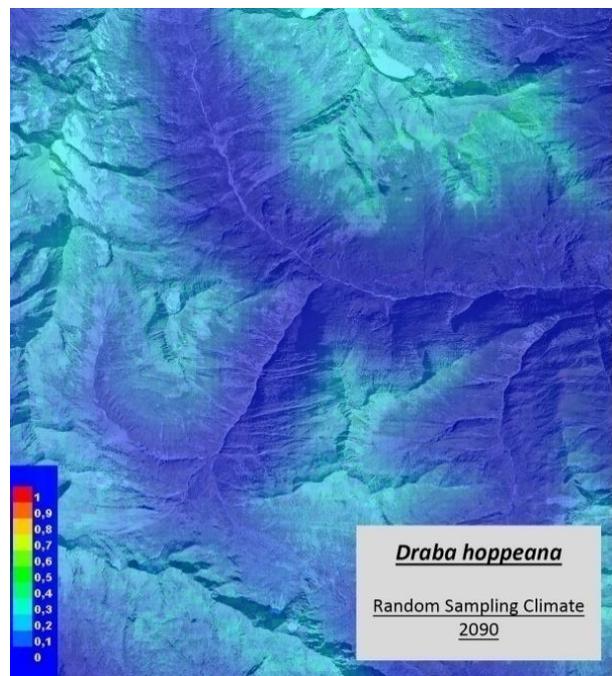


Abb. 30: Modellierung der zukünftigen Habitategnung von *Draba hoppeana* für 2090

Gentiana bavarica

Die Spezies zeigt sich gleichmäßig über das ganze Gebiet verteilt. Vor allem in höheren Lagen und an feuchten Standorten dominiert diese Enzianart. Bis dato in klimatisch nur mäßig geeigneten Habitaten prognostiziert, wird die Art im Jahre 2090 ab ca. 2300 m bis hinauf in die Gipfelregionen optimale Bedingungen vorfinden und somit ihr Verbreitungsgebiet deutlich ausweiten können. Der vormals nur mäßig geeignete, recht schmale, als günstig berechnete Bereich im Oberalpinen, wird nicht nur über alle Gipfelbereiche hinweg ausgeweitet, sondern zieht sich auch hinunter in tiefere Lagen.

Mit 73 *Presence-Plots* stellt er die häufigste Enzianart im Gebiet dar. Die AUC liegt bei 0,720.

Die hauptverantwortlichen Variablen waren für das Modell BIO7 (52 %) und BIO15 (42 %).

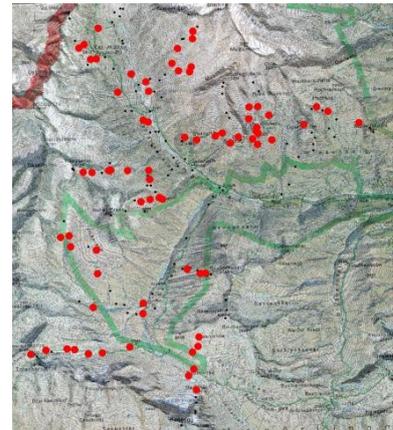


Abb. 31: Aufnahmeflächen mit *Gentiana bavarica*

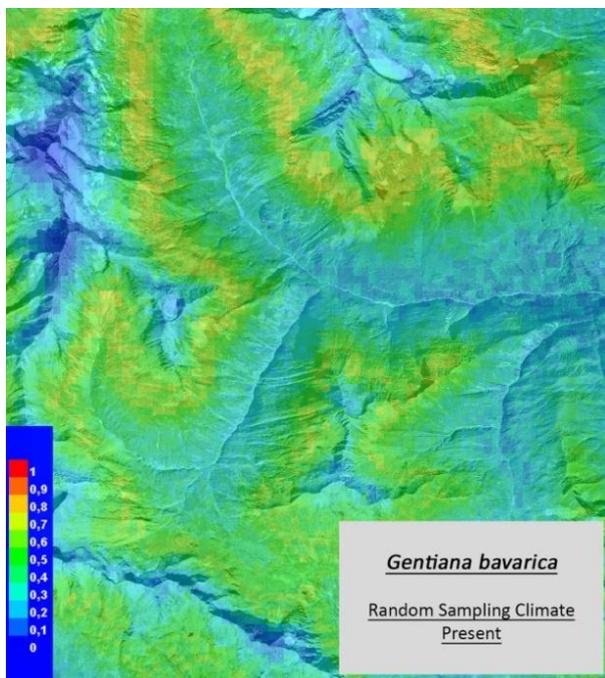


Abb. 32: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Gentiana bavarica*

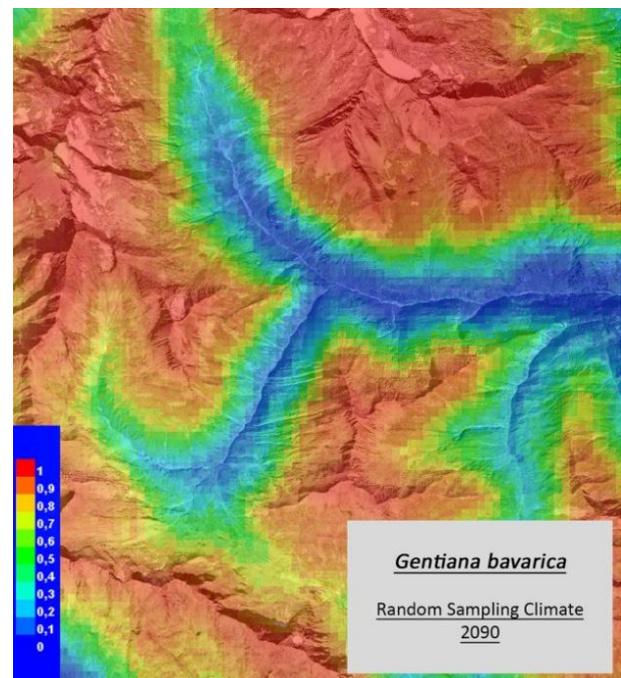


Abb. 33: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Gentiana bavarica* für 2090

Gentiana nivalis

Die Modellierung für den heutigen Zeitraum stimmt gut mit den tatsächlichen Fundpunkten überein. So ist eine relativ gute Habitateignung im Unteralpinen gegeben (bis etwa 2500 m). Zukünftig prognostiziert das Modell wesentlich schlechtere Konditionen, die zu einem allgemeinen Rückgang der Vorkommen und einem Aufsteigen in höhere Lagen führen. In den tieferen Lagen des heutigen Verbreitungsschwerpunktes, herrschen im Modell zukünftig ungeeignete klimatische Bedingungen für *G. nivalis*.

Es flossen 36 Aufnahmepunkte in die Analyse ein. Die AUC liegt bei 0,794. Auch hier waren für das Modell BIO15 und BIO7 zu 99 %, annähernd zu gleichen Teilen, entscheidend.

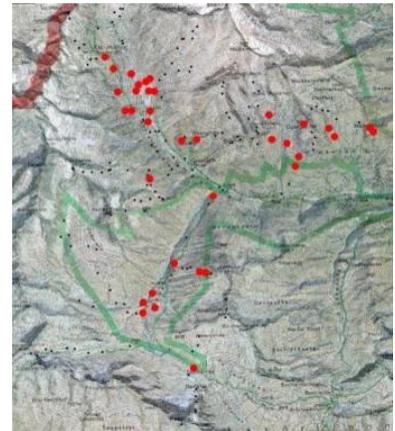


Abb. 34: Aufnahmeflächen mit *Gentiana nivalis*

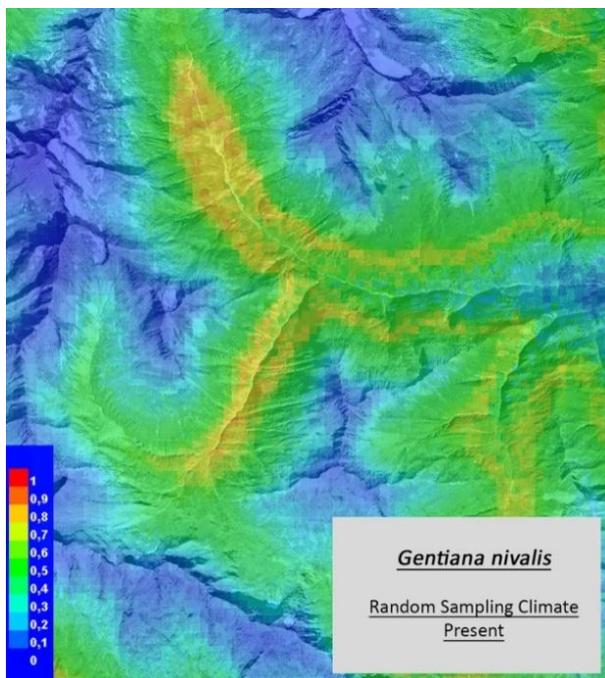


Abb. 35: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Gentiana nivalis*

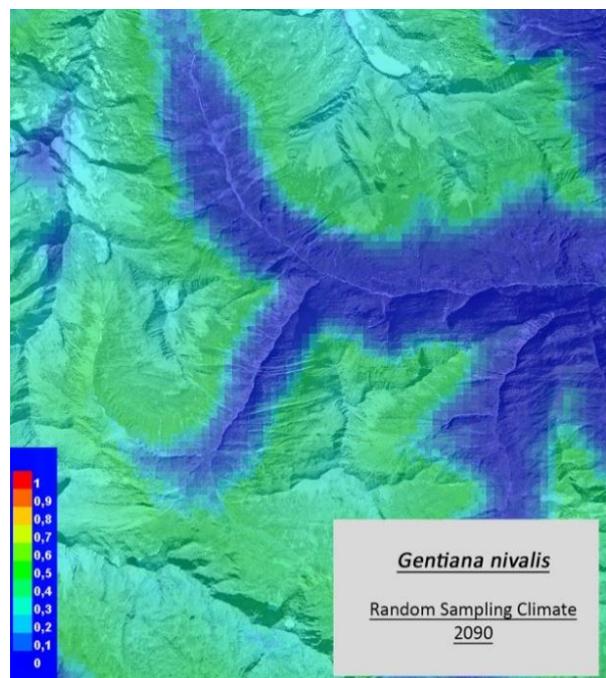


Abb. 36: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Gentiana nivalis* für 2090

Gentiana verna

Hier findet sich erwartungsgemäß das tatsächliche Verbreitungsgebiet vor allem in tieferen Lagen, wobei der Schwerpunkt in den beiden nördlichen Bergstöcken liegt. In der Modellierung zeigt sich ein ähnliches Bild wie im vorangegangenen Beispiel. Beide Arten besiedeln eine ähnliche Höhenamplitude. Mit 33 Aufnahmeflächen ist hier auch die Anzahl der Fundpunkte vergleichbar, jedoch zeigt sich die AUC mit 0,665 deutlich schlechter. BIO7 und BIO15 bilden hier mit 51 und 46 % den Hauptanteil.

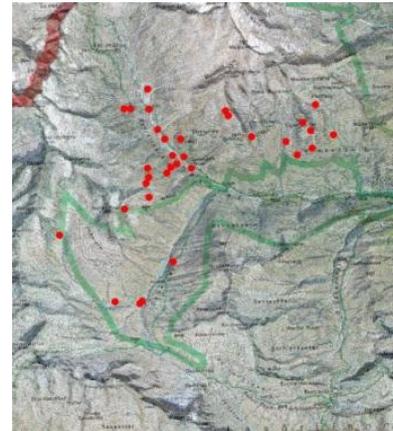


Abb. 37: Aufnahmeflächen mit *Gentiana verna*

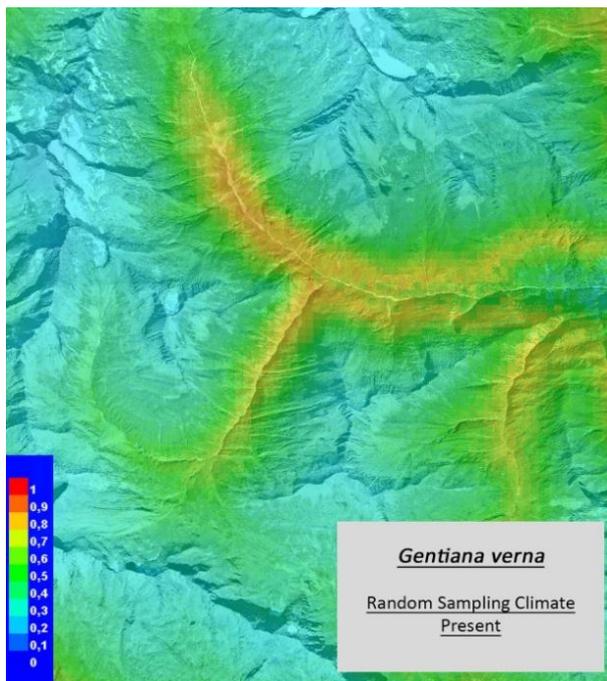


Abb. 38: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Gentiana verna*

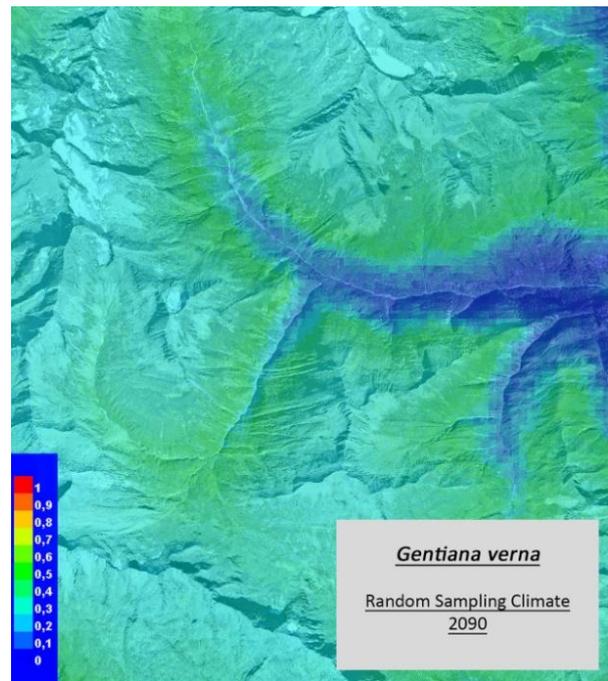


Abb. 39: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Gentiana verna* für 2090

Leontopodium alpinum Random Sampling

Aktuell berechnet der Algorithmus für diese Art besonders gute Habitateignung vom Subalpinen hinauf in den unteren alpinen Bereich (1900 - 2100 m). Das berechnete Verbreitungsmodell für 2090 zeigt für *L. alpinum* einen klaren Rückgang der besiedelbaren Habitate, wobei sich diese nach unten verschieben. Letzte verfügbare Areale befinden sich bis Ende des Jahrhunderts in der Subalpinstufe mit letzten Ausläufern bis maximal 2100 m. Es flossen 21 *Presence-Plots* in die Analyse ein. Die AUC liegt bei 0,676. Als wichtigste Variablen werden BIO15 (63 %) und BIO17 (34 %) angeführt.

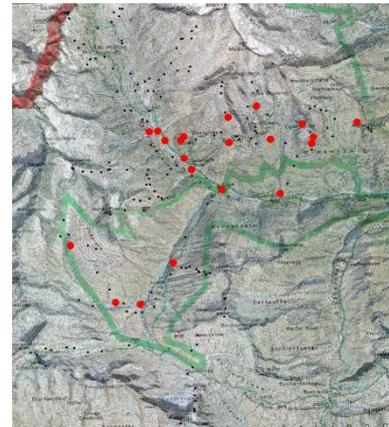


Abb. 40: Aufnahme­flächen mit *Leontopodium alpinum*

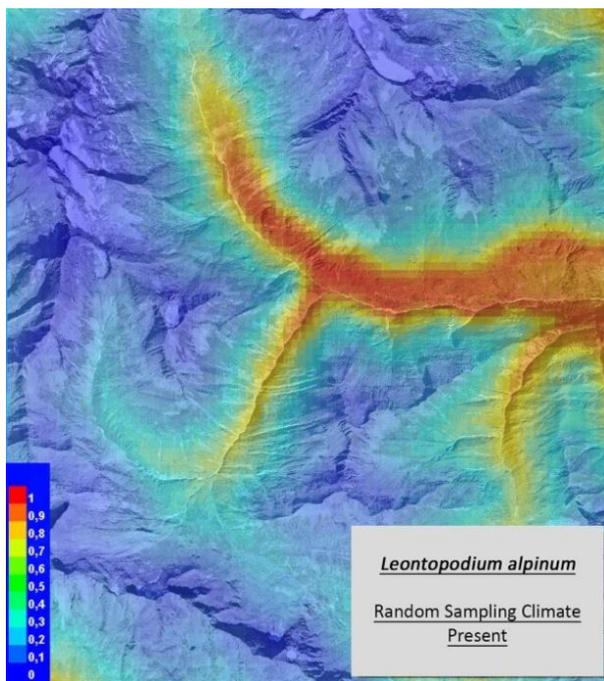


Abb. 41: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Leontopodium alpinum* (RS)

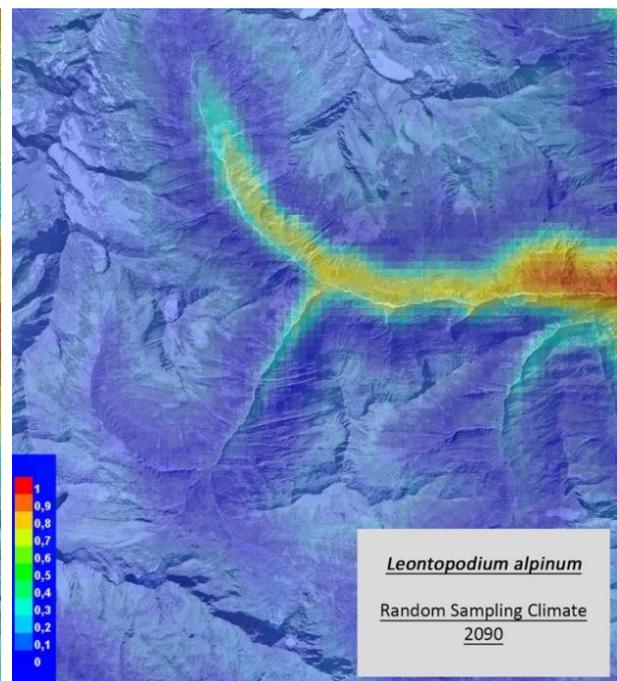


Abb. 42: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Leontopodium alpinum* für 2090 (RS)

Leontopodium alpinum Random Sampling mit Exposition

Die berechnete heutige Verteilung entspricht schon etwas eher den tatsächlich aufgenommenen *Presence*-Punkten. Verfügbare Areale ziehen sich vor allem im Bereich Hohe Grube/Steingrube und Mullwitzkogel noch die Berghänge hinauf. Für 2090 verschmälern sich dann jedoch auch hier die potentiellen Areale und finden sich weiterhin in tiefere Lagen.

Es flossen 21 *Presence-Plots* in die Analyse ein. Die AUC liegt bei 0,799, was eine deutlich Verbesserung zum vorangegangenen Modell zeigt. BIO15 wird hier als wichtigste Variable von der Exposition mit 69 % *Permutation Importance* abgelöst.

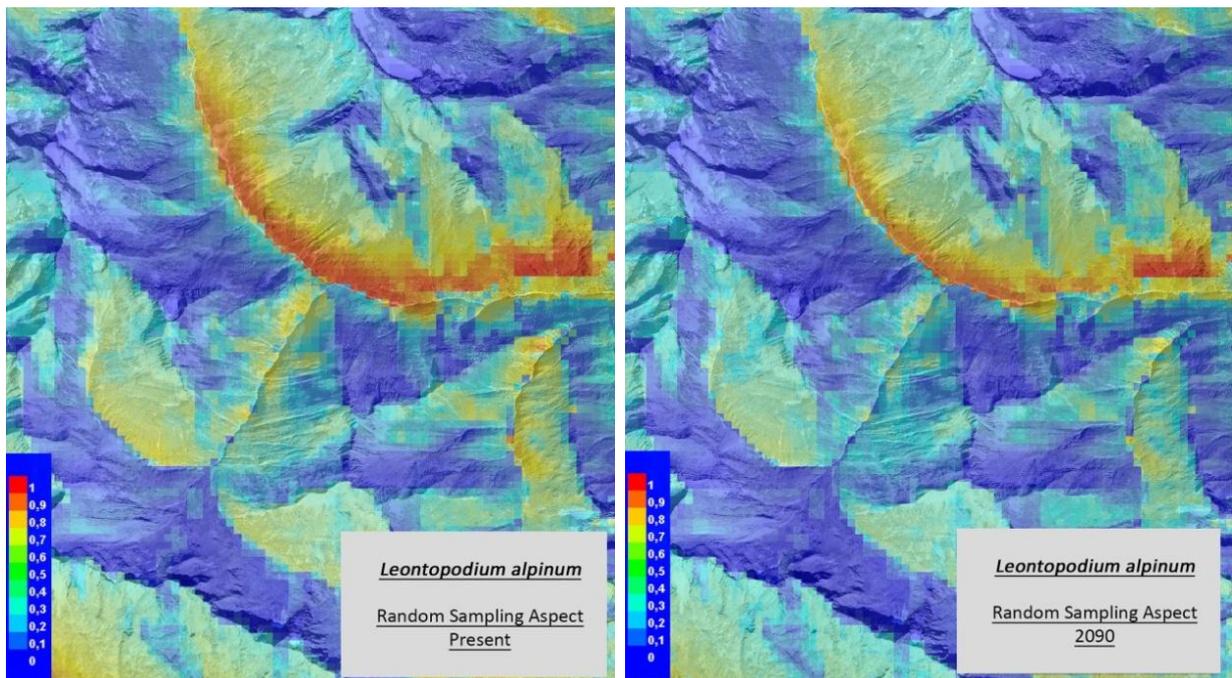


Abb. 43: Modellierung der gegenwärtigen Habitataignung von *Leontopodium alpinum* mit Einberechnung der Exposition (RS)

Abb. 44: Modellierung der zukünftigen Habitataignung von *Leontopodium alpinum* für 2090 mit Einberechnung der Exposition (RS)

***Leontopodium alpinum* Area Sampling (AS)**

Das Ergebnis für die aktuelle Verbreitung ist dem des RS sehr ähnlich, jedoch berechnet der Algorithmus für das Jahr 2090 ein gänzlich anderes. Ein massives Höhersteigen in die Gipfelregionen, vor allem im Bereich Muswand und Quirl wird prognostiziert. Die Art „springt“ den Modellberechnungen zufolge förmlich vom Unteralpinen ins Subnivale. Es flossen 298 GPS-Punkte in die Analysen ein. Als einzig relevante Prädiktorvariable wird hier der Koeffizient der Niederschlagsseasonalität (BIO15) mit 98 % angeführt. Die AUC liegt bei 0,803.

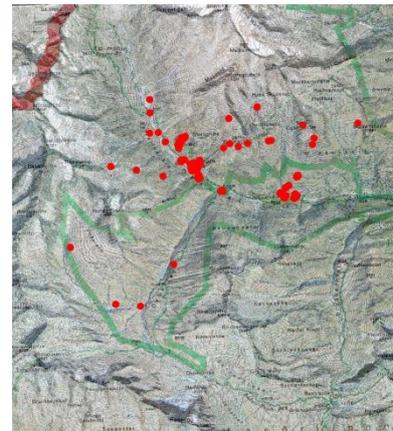


Abb. 45: GPS-Punkte des AS für *Leontopodium alpinum*

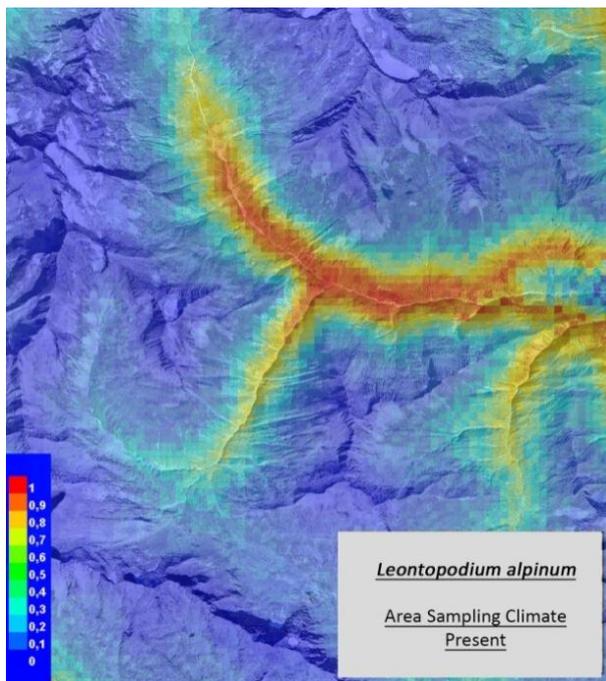


Abb. 46: Modellierung der gegenwärtigen Habitataignung von *Leontopodium alpinum* (AS)

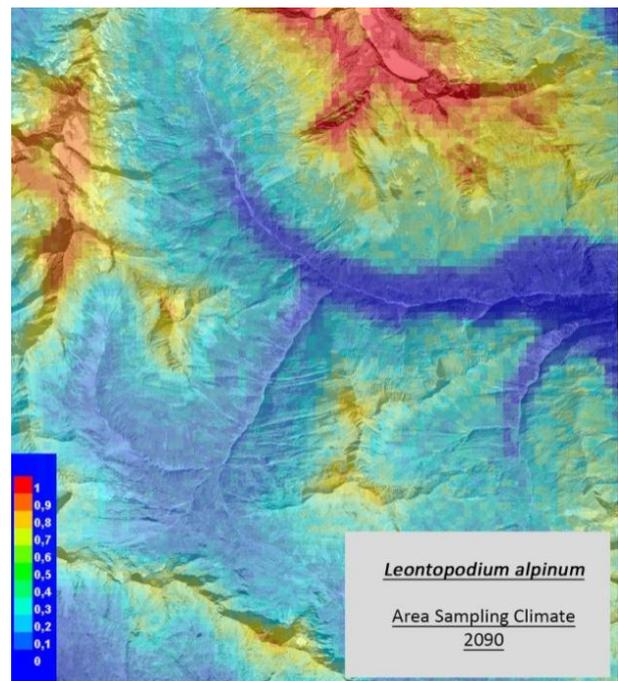


Abb. 47: Modellierung der zukünftigen Habitataignung von *Leontopodium alpinum* für 2090 (AS)

***Leontopodium alpinum* Area Sampling (AS) mit Exposition**

Berücksichtigt man zusätzlich auch die Exposition, wird ein durchaus realistisch erscheinendes Bild generiert. Geeignete Habitate liegen demnach aktuell in den Tallagen des Untersuchungsgebietes (1900 - 2200 m) entlang der Isel, allerdings überwiegend auf den Südhängen. Dies entspricht recht gut dem beobachteten Verbreitungsgebiet. Klimaänderungen sorgen dann für eine Verschiebung der Vorkommen den südexponierten Berghang hinauf. Über eine breite Amplitude reichen dann die potentiellen Areale bis in die Gipfelbereiche von Muswand und Quirl. Die Arealverschiebung geht allerdings nicht mit einem Arealverlust einher. Die AUC liegt bei 0,840. Zur weiterhin wichtigsten Variablen BIO15 kommt nun mit knapp 20 % Erklärungswert die Exposition hinzu.

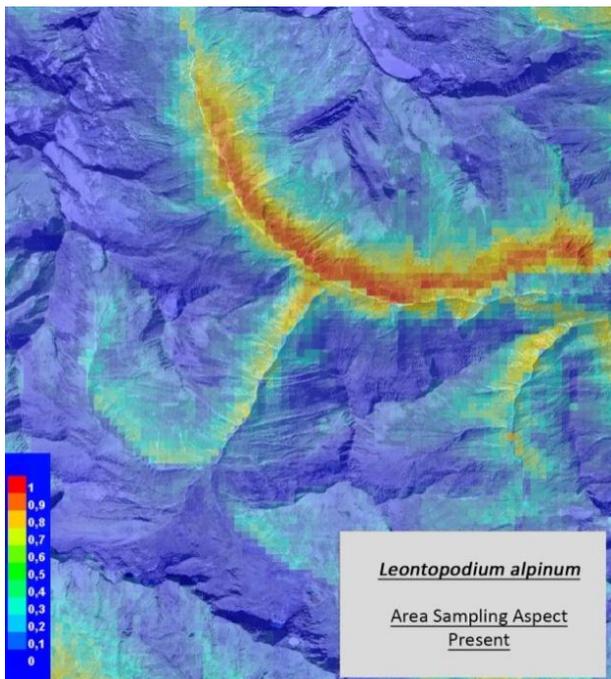


Abb. 48: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Leontopodium alpinum* mit Einberechnung der Exposition (AS)

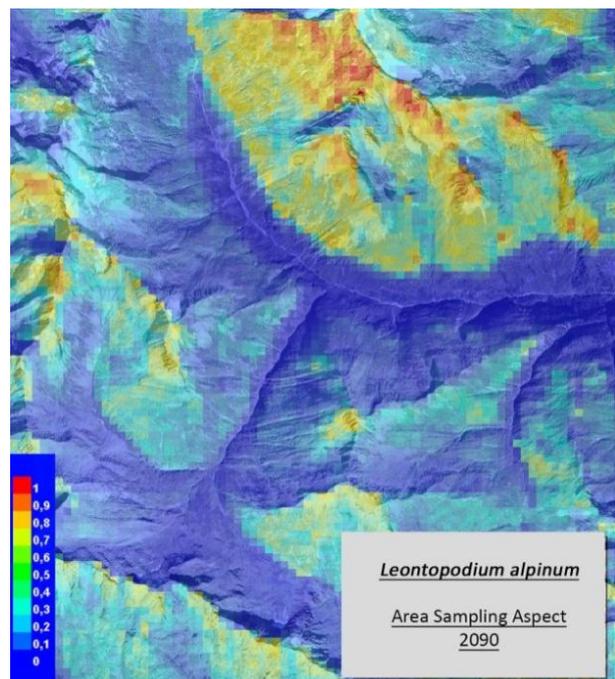


Abb. 49: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Leontopodium alpinum* für 2090 mit Einberechnung der Exposition (AS)

Leucanthemopsis alpina (Europa)

Im Folgenden werden nun die Ergebnisse der Klimamodellierung in größerem Maßstab (Europa) dargestellt.

Es flossen 180 *Presence-Plots* in die Analyse ein. Die AUC liegt bei 0,979. Als relevante Variablen werden der gemittelte Niederschlag sowie die gemittelten Tiefsttemperaturen mit jeweils knapp 50 % angegeben. Mit 1 % spielen die gemittelten Höchsttemperaturen hier keine Rolle. Es ist eine deutliche Abnahme der Habitateignung zu verzeichnen. Die Art wird in sehr hohe Lagen der Gebirge zurückgedrängt. Diese Gebiete sind bereits auch gegenwärtig klimatisch gut geeignet und so kommt es für *Leucanthemopsis* zu einer generellen Habitatsreduzierung. Aus den Grafiken ist ein Rückgang bis 2090 der gut geeigneten Habitate (rot/orange) der Alpen, Karpaten und Pyrenäen um ca. 50 % gegenüber heute zu entnehmen.

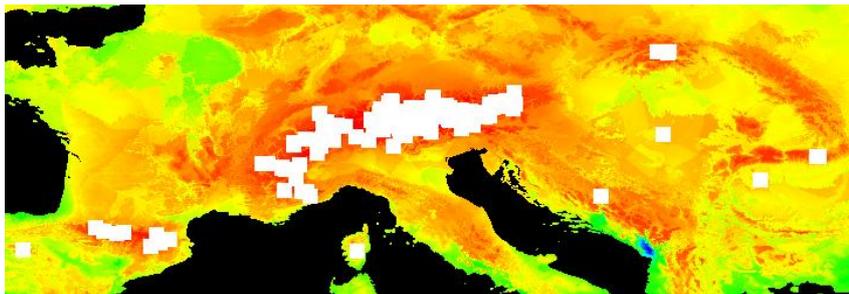


Abb. 50: Punkte der georeferenzierten Herbarbelege von *Leucanthemopsis alpina*

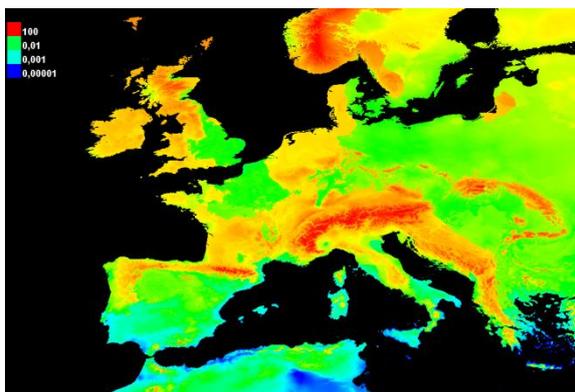


Abb. 51: Potentielles Areal von *Leucanthemopsis alpina* in der Gegenwart

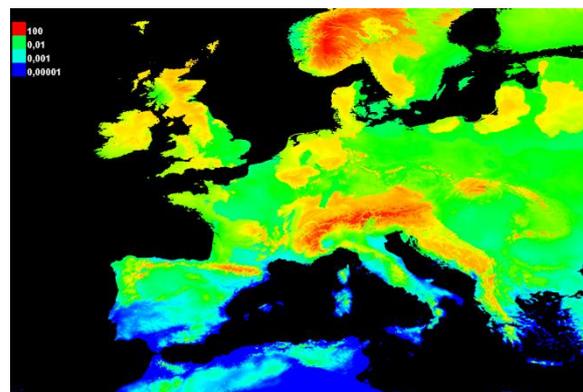


Abb. 52: Potentielles Areal von *Leucanthemopsis alpina* im Jahr 2090

Leucanthemopsis alpina Umbaltal

Ein anderes, wenn auch nicht direkt widersprüchliches, Bild ergibt sich bei der kleinmaßstäbigen Modellierung der Art. So zeigt das Gebiet zum heutigen Zeitpunkt nur eine mäßige Eignung und zwar in einem relativ schmalen Band zwischen ca. 2500 m und 2800 m, was auch in etwa der tatsächlichen Fundpunkte entspricht. Zukünftig wird nun, ohne Verlust der unteren Gebiete, eine deutliche Zunahme passender Areale bis in die Gipfelregionen prognostiziert. Es flossen 59 *Presence-Plots* in die Analyse ein. Die AUC liegt bei 0,715. Als relevante Variablen werden BIO13 (55 %), und BIO7 (35 %) angeführt.

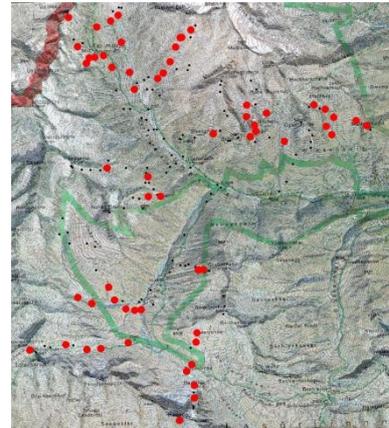


Abb. 53: Aufnahmeflächen mit *Leucanthemopsis alpina*

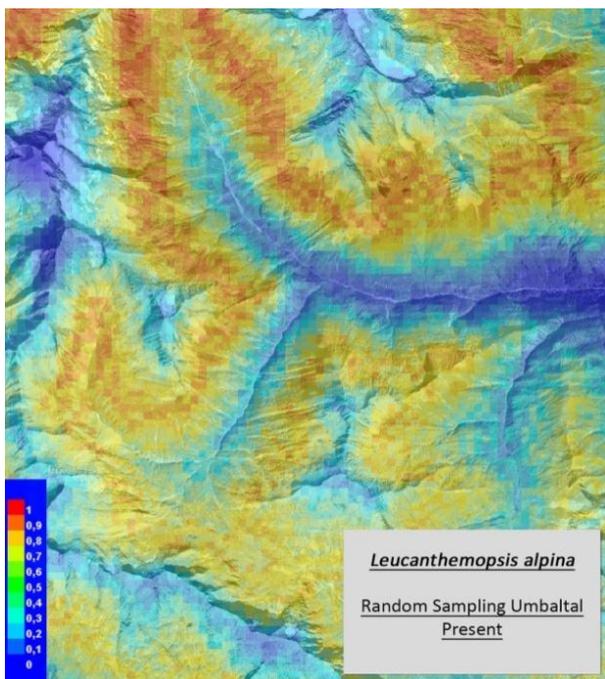


Abb. 54: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Leucanthemopsis alpina*

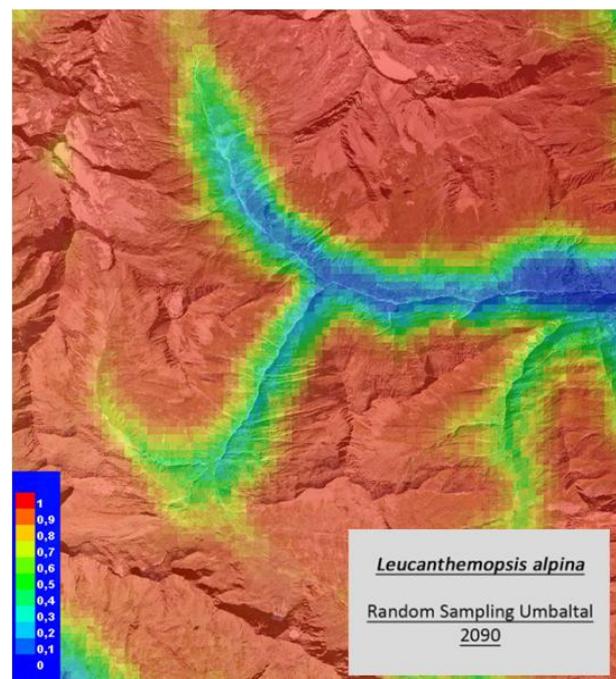


Abb. 55: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Leucanthemopsis alpina* für 2090

Ranunculus glacialis

Bei *R. glacialis* wäre ein ähnliches Bild wie bei *Androsace alpina* zu erwarten gewesen, jedoch liefert das Modell hier andere Vorhersagen. Das Ausgangsbild ist auch hier in der oberalpinen und subnivalen Stufe angesiedelt, nur ist zukünftig lediglich eine äußerst geringfügige aufwärtsgerichtete Tendenz zu verzeichnen und ein Habitatverlust kann nicht beobachtet werden. Die potentiell geeigneten Habitate entsprechen sich in beiden Berechnungen weitgehend. Temperaturmaxima tragen nicht zum Erklärungswert des Modells bei. Der Algorithmus legt hier den Fokus auf Niederschlagswerte und den Tiefstwert des kältesten Monats. Mit einer AUC von 0,763 ist von einer ähnlichen Güte des Modells verglichen mit *Androsace* zu sprechen. Es flossen 34 *Presence-Plots* in die Analyse ein. Als relevante Variablen werden BIO15 mit knapp 50 % und BIO7 mit 25 % angeführt.

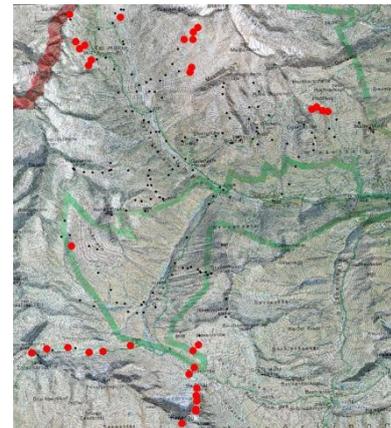


Abb. 56: Aufnahmeflächen mit *Ranunculus glacialis*

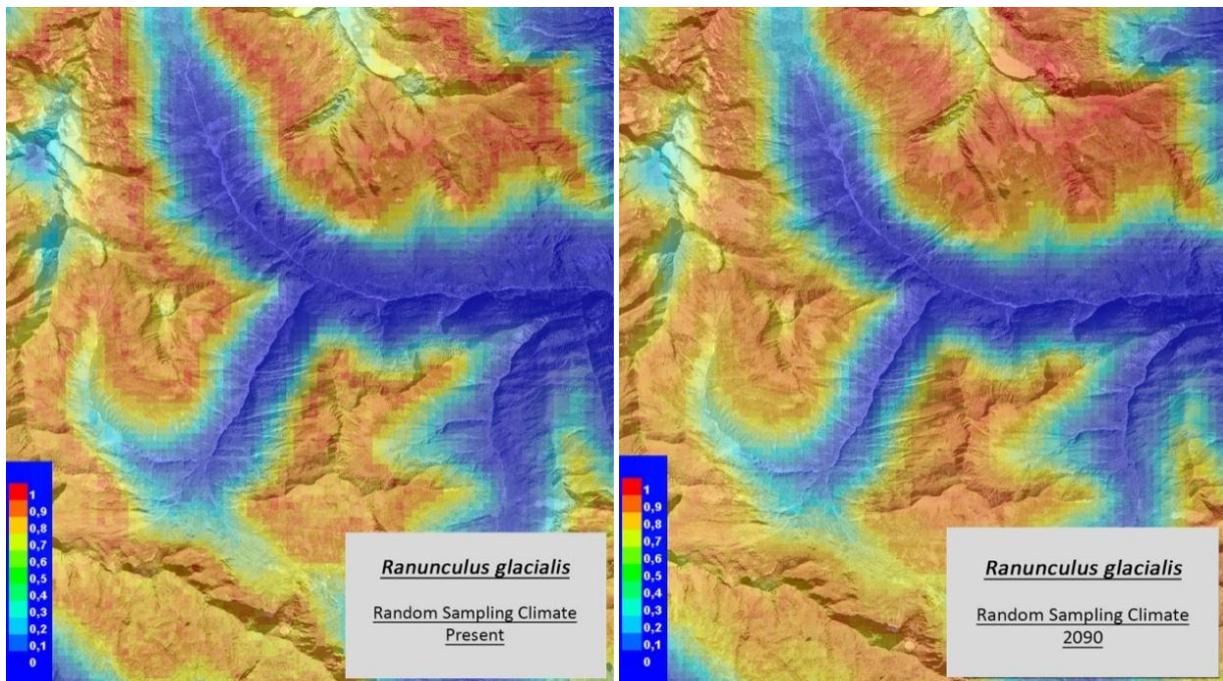


Abb. 57: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Ranunculus glacialis*

Abb. 58: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Ranunculus glacialis* für 2090

Saxifraga biflora

Die Art ist auf allen 4 Bergen mit insgesamt 29 Fundpunkten eher spärlich vertreten. *S. biflora* war vor allem auf Regschutt, im Gletschervorfeld und an Moränen zu finden. Im Modell zeigt sich entsprechend eine Habitateignung in oberalpinen und subnivalen Bereichen. Allerdings liegt dabei die prozentuale Auftretenswahrscheinlichkeit der Art bei maximal 60 %.

Die Prognose für 2090 zeigt sowohl eine geringfügige Verschmälerung als vor allem auch eine Verschlechterung der Bereiche, die für die Art passende Habitate darstellen. Ein Höhersteigen der Art wird nicht prognostiziert. Die AUC liegt bei 0,689. BIO17 (46 %) und BIO7 (28 %) bilden hier den Hauptanteil.

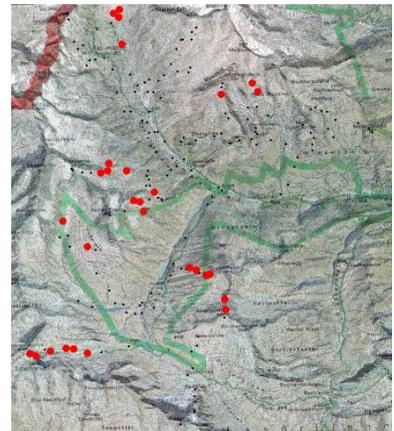


Abb. 59: Aufnahmeflächen mit *Saxifraga biflora*

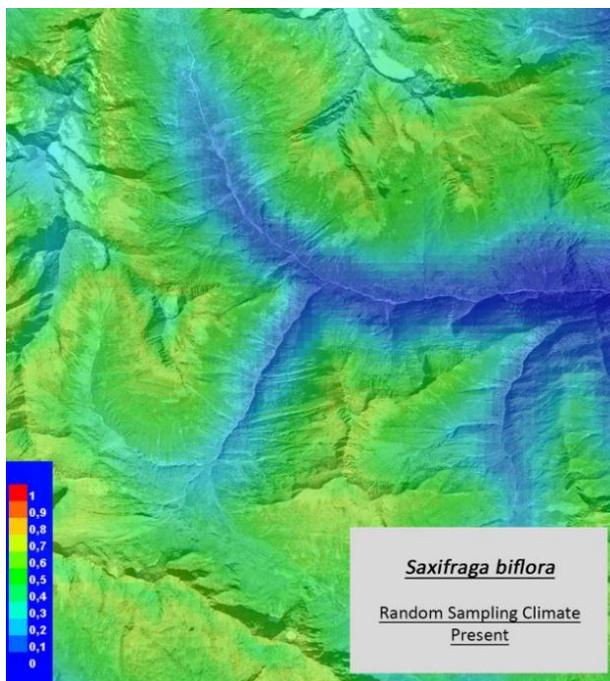


Abb. 60: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Saxifraga biflora*

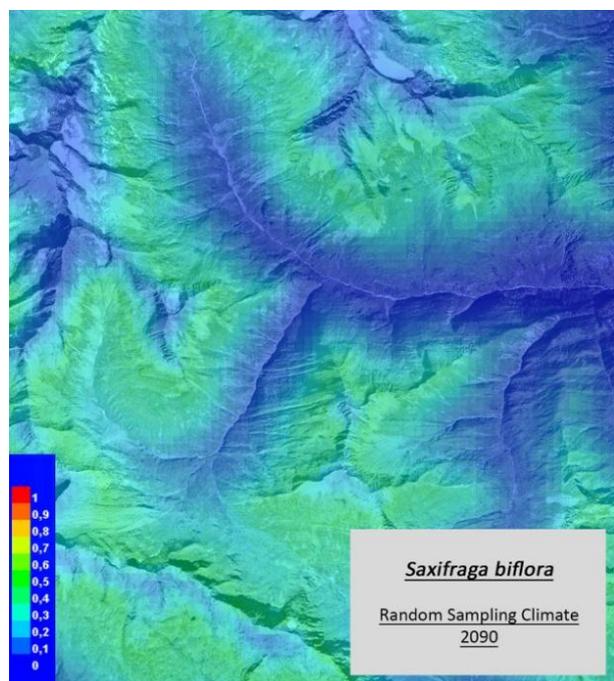


Abb. 61: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Saxifraga biflora* für 2090

Saxifraga oppositifolia

Diese Art kam in 118 Aufnahme­flächen vor und war beinahe omnipräsent. Sie ist über das ganze Hö­henspektrum verteilt im Gebiet anzutreffen, bevorzugt aber Standorte über 2600 m. Die klimatische Habitateignung zeigt für heute ein erstaunlich schlechtes Bild. In einem kleinen Bereich entlang der Isel bei etwa 2100 m zeigen sich, laut Modell, allerdings besonders gute Bedingungen. Für 2090 jedoch verbessern sich die Bedingungen vom Mittelalpinen bis ins Subnivale deutlich, während in den Tallagen zwischen 2000 m und 2400 m Ungunstlagen entstehen. Die AUC des Modells ist mit 0,687 nicht besonders hoch. Hier war die *Permutation importance* relativ gleichmäßig auf fast alle Variablen verteilt. Mit je 21 % erhielten BIO13 und BIO6 knapp die höchsten Werte.

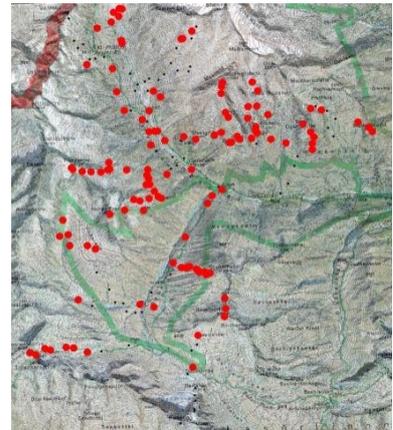


Abb. 62: Aufnahme­flächen mit *Saxifraga oppositifolia*

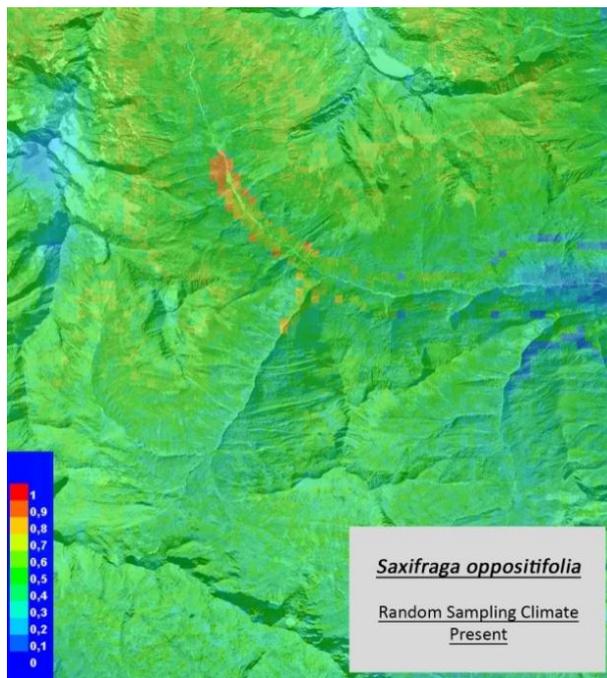


Abb. 63: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Saxifraga oppositifolia*

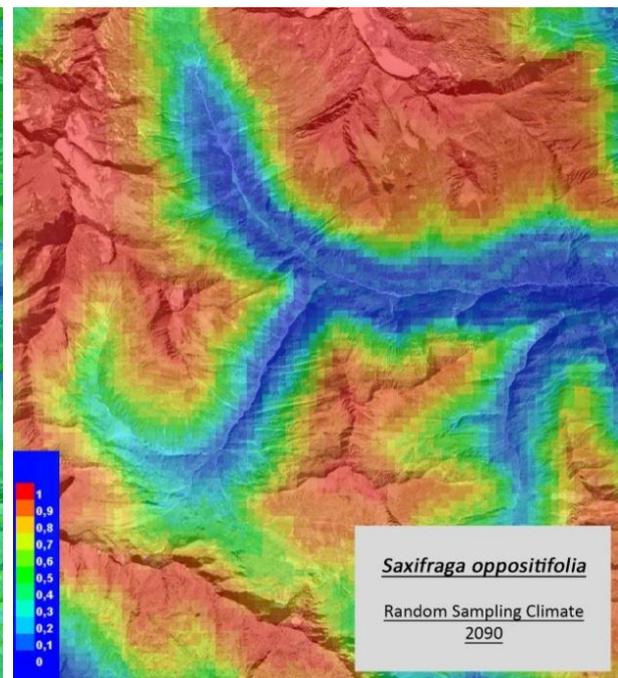


Abb. 64: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Saxifraga oppositifolia* für 2090

Saxifraga rudolphiana

Diese Art ist zusammen mit *S. oppositifolia* der Höhenrekordhalter im Gebiet (3224 m). Mit 60 *Presence-Plots* ist *S. rudolphiana* die dritthäufigste der untersuchten Arten. Diese Art findet sich vor allem in den höheren Lagen auf allen Bergstöcken, seltener jedoch im südlichen Gebiet. Aktuell zeigen sich die Gipfelregionen im Modell als klimatisch eher schlecht geeignet. Jedoch wird für 2090 hier eine deutliche Verbesserung prognostiziert. Die AUC des Modells wird mit 0,728 angegeben. Wichtigste Variablen stellten BIO13 (72%) und BIO15 (12 %) dar.

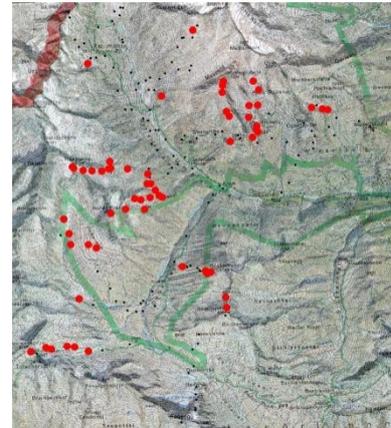


Abb. 65: Aufnahme­flächen mit *Saxifraga rudolphiana*

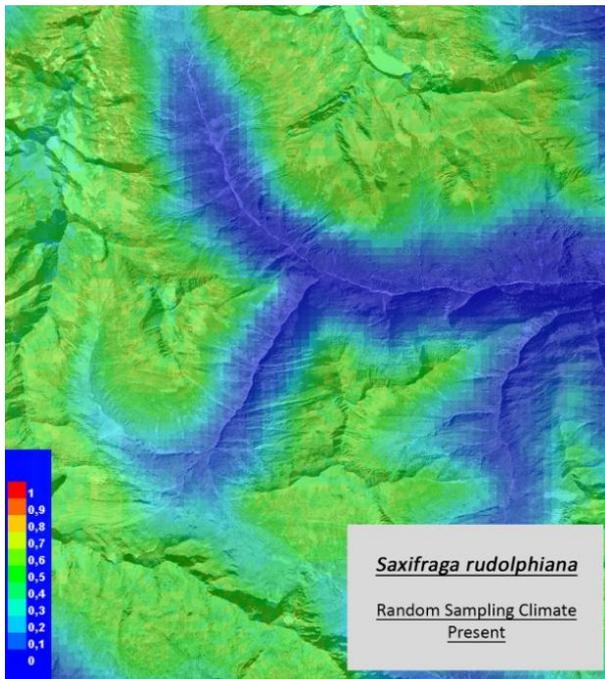


Abb. 66: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von *Saxifraga rudolphiana*

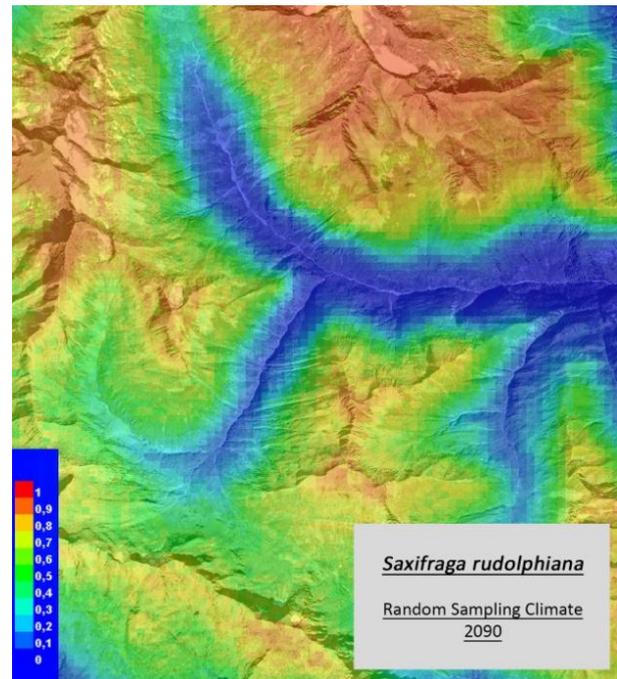


Abb. 67: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von *Saxifraga rudolphiana* für 2090

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich in den Modellberechnungen für die Hochgebirgsspezialisten *A. alpina*, *D. hoppeana* und *S. biflora*, sowie für *G. nivalis* und *G. verna* die Bedingungen teils massiv verschlechtern, was in einem deutlichen Verlust der potentiellen Habitate und deren Qualität ersichtlich wird. Für die Arten *R. glacialis* und *L. alpinum* bleiben die Bedingungen gut genug um für Erstgenannte keine Veränderung des Habitats, für Letztgenannte lediglich eine Verschiebung im Gebiet, ohne qualitative und quantitative Abnahme besiedelbarer Standorte zu verursachen. Zu einer klimatisch günstigeren Situation kommt es den Analysen zufolge bei den Arten *G. bavarica*, *L. alpina*, *S. oppositifolia* und *S. rudolphiana*. Vor allem für *Leucanthemopsis* verbessern sich die klimatischen Bedingungen im Umbaltal deutlich, wohingegen im Modell des gesamten Alpenraums die Konditionen für diese Art ungünstiger werden und das Vorkommen der Pflanze in den tiefer gelegenen Lagen unwahrscheinlicher wird, was letztendlich zu einer Reduzierung geeigneter Habitate führt.

Bemerkenswert ist außerdem, dass sich für ausnahmslos alle Arten mindestens eine *Bioclim*-Variable ausschlaggebend zeigt, die einen Wert der Niederschlagsmessung beschreibt. In den meisten Fällen handelte es sich hierbei um die Variable BIO15 (Koeffizient der Niederschlagssaisonalität).

3.2 Verbreitungsprädiktoren im GLM

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	1,825	0,685	2,965	9,847	0,002
Geologie	0,060	-0,761	0,882	0,021	0,886
Ostausrichtung	-0,508	-1,071	0,054	3,137	0,077
Südausrichtung	-0,287	-1,105	0,531	0,473	0,492
Steigung	0,008	-0,029	0,046	0,181	0,671
PC_Höhe/Vegetationsbedeckung	-1,064	-1,409	-0,720	36,687	< 0,001

Tab. 2: Parameterschätzung *Androsace alpina*

Für *A. alpina* ist eine zunehmende Höhelage bzw. offenere Vegetation von allen untersuchten Parametern der weitaus entscheidende. Alle anderen Faktoren waren bedeutungslos.

Ergebnisse

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	3,419	1,992	4,845	22,064	< 0,001
Geologie	-1,824	-2,955	-0,692	9,973	0,002
Ostausrichtung	-0,449	-1,013	0,114	2,440	0,118
Südausrichtung	-0,072	-0,709	0,565	0,049	0,824
Steigung	-0,008	-0,041	0,024	0,268	0,605
PC_Höhe/Vegetationsbedeckung	-0,573	-0,884	-0,261	12,955	< 0,001

Tab. 3: Parameterschätzung *Draba hoppeana*

D. hoppeana zeigt sowohl für eher basische Standorte als auch für höhere Werte des Parameters PC hohe Signifikanz. Auch hier erweist sich PC als Repräsentant für Plots mit zunehmender Höhenlage und gleichzeitig zunehmend offener Vegetation als passend. Geologie und PC spielen hier, nach dem Chi-Quadrat-Wert zu schließen, eine ähnlich wichtige Rolle.

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	-0,347	-1,195	0,502	0,641	0,423
Geologie	-0,005	-0,668	0,658	0,000	0,987
Ostausrichtung	-0,166	-0,572	0,240	0,642	0,423
Südausrichtung	-0,048	-0,530	0,435	0,037	0,847
Steigung	0,031	0,007	0,055	6,479	0,011
PC_Höhe/Vegetationsbedeckung	-0,087	-0,305	0,130	0,620	0,431

Tab. 4: Parameterschätzung *Gentiana bavarica*

Als einziger (knapp) signifikanter Standortsfaktor erweist sich bei *G. bavarica* die Hangneigung: auf steileren Hängen ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit höher.

Ergebnisse

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	1,283	0,263	2,302	6,08	0,014
Geologie	0,791	-0,05	1,631	3,402	0,065
Ostausrichtung	0,095	-0,479	0,669	0,106	0,745
Südausrichtung	-0,483	-1,18	0,213	1,848	0,174
Steigung	0,005	-0,028	0,038	0,08	0,777
PC_Höhe/Vegetationsbedeckung	0,986	0,603	1,37	25,409	<0,001

Tab. 5: Parameterschätzung *Gentiana nivalis*

Für *G. nivalis* zeigt sich PC als hoch signifikant. Bis auf eine Ausnahme liegen alle Fundpunkte in Plots mit geschlossener oder weniger als 50% offener Vegetation. Über 70 % der Fundorte liegen unter 2700 m.

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	2,623	1,291	3,955	14,905	0,000
Geologie	-1,338	-2,477	-0,199	5,305	0,021
Ostausrichtung	-0,549	-1,148	0,051	3,219	0,073
Südausrichtung	-0,649	-1,325	0,028	3,530	0,060
Steigung	0,014	-0,021	0,049	0,625	0,429
PC_Höhe/Vegetationsbedeckung	0,701	0,286	1,116	10,961	0,001

Tab. 6: Parameterschätzung *Gentiana verna*

Den einflussreichsten Parameter für *G. verna* stellt PC dar. Die Vorliebe für geringe Höhen (im, größtenteils, unteren Alpinbereich) wie auch für überwiegend geschlossene Vegetationsbedeckung ist anhand der Fundpunkte offensichtlich.

G. verna zeigt auch eine signifikante Vorliebe für basische Böden. Gerade nicht mehr signifikant, aber trotzdem kurzer Erwähnung wert, liegt der Wert für südseitige Hänge. 23 von 33 Fundpunkten befinden sich in Südlage.

Ergebnisse

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	22,291	21,237	23,345	1718,678	< 0,001
Geologie	-20,652	-21,233	-20,071	4852,485	< 0,001
Ostausrichtung	0,136	-0,641	0,912	0,117	0,732
Südausrichtung	-1,479	-2,358	-0,600	10,882	0,001
Steigung	0,027	-0,020	0,073	1,282	0,257
PC_Höhe/Vegetationsbedeckung	0,558	0,109	1,006	5,944	0,015

Tab. 7: Parameterschätzung *Leontopodium alpinum*

Für *Leontopodium alpinum* stellen sowohl das Grundgestein als auch die Südexposition die ausschlaggebenden Standortparameter dar. Im Untersuchungsgebiet findet sich die als kalkhold bekannte Art ausschließlich auf als basisch klassifizierten Böden, was sich auch in dem extrem hohen Chi-Quadrat-Wert widerspiegelt. Bis auf eine Ausnahme finden sich alle Fundpunkte in Südausrichtung.

Vor allem im Unteralpinen und in (geschlossenen) alpinen Rasen vorkommend, zeigt PC ebenfalls noch signifikante Werte.

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	-0,681	-1,573	0,211	2,239	0,135
Geologie	0,923	0,245	1,601	7,126	0,008
Ostausrichtung	-0,333	-0,744	0,079	2,506	0,113
Südausrichtung	0,184	-0,391	0,758	0,392	0,531
Steigung	0,034	0,007	0,060	6,273	0,012
PC_Höhe/Vegetationsbedeckung	0,138	-0,091	0,367	1,395	0,238

Tab. 8: Parameterschätzung *Leucanthemopsis alpina*

Wie zu erwarten, hat der geologische Untergrund hohen Einfluss auf das Vorkommen von *Leucanthemopsis alpina*. Die Art wurde im Gebiet überwiegend auf sauerhumosen Aufnahmeflächen (Schneeböden, Krummseggenrasen) und gneisigen/sauren Grund- und Seitenmoränen angetroffen.

Die Hangneigung zeigte ebenfalls (wenn auch deutlich schwächeren) signifikanten Einfluss.

Ergebnisse

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	-0,089	-1,354	1,176	0,019	0,891
Geologie	2,642	1,636	3,647	26,514	< 0,001
Ostausrichtung	0,625	0,051	1,200	4,556	0,033
Südausrichtung	0,535	-0,499	1,568	1,029	0,310
Steigung	0,024	-0,021	0,068	1,084	0,298
PC Höhe/Vegetationsbedeckung	-0,858	-1,250	-0,467	18,446	< 0,001

Tab. 9: Parameterschätzung *Ranunculus glacialis*

Für *R. glacialis* sind sowohl das Grundgestein als auch die PC höchst signifikante Prädiktoren des Vorkommens. Rund 60 % der Fundpunkte liegen über 2700 m und ca. 80 % befinden sich in als sauer klassifizierten Gebieten.

Die Chi-Quadrat-Werte zeigen eine doch wesentlich größere Bedeutung des geologischen Untergrundes (26,5) für diese Art, während anhand der Signifikanz keine detailliertere Unterscheidung bezüglich Relevanz der Parameter PC und Geologie getroffen werden könnte.

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	1,879	0,367	3,391	5,929	0,015
Geologie	-0,479	-1,503	0,544	0,842	0,359
Ostausrichtung	-0,331	-0,933	0,271	1,161	0,281
Südausrichtung	0,947	0,215	1,679	6,433	0,011
Steigung	0,021	-0,018	0,059	1,124	0,289
PC Höhe/Vegetationsbedeckung	-0,822	-1,205	-0,440	17,752	< 0,001

Tab. 10: Parameterschätzung *Saxifraga biflora*

Sehr hohe Signifikanz zeigen bei *Saxifraga biflora* die Werte für PC. Knapp 2/3 der Fundstellen liegen über 2600 m und zwar ausschließlich in Schuttfuren und Moränen. Mit einem Chi-Quadrat-Wert von über 17 ist PC der mit Abstand relevanteste Faktor. Die Art findet sich zu über 70 % in nordwärts ausgerichteten Aufnahmeflächen, was zu einem Signifikanzwert von 0,011 führt.

Ergebnisse

Parameter	B	95% Wald Konfidenzintervall		Hypothesentest	
		Untere Grenze	Obere Grenze	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	0,300	-0,622	1,222	0,407	0,524
Geologie	-1,782	-2,531	-1,033	21,755	< 0,001
Ostausrichtung	0,087	-0,348	0,522	0,153	0,696
Südausrichtung	0,309	-0,263	0,882	1,121	0,290
Steigung	0,009	-0,018	0,035	0,388	0,533
PC Höhe/Vegetationsbedeckung	-0,459	-0,730	-0,188	11,052	0,001

Tab. 11: Parameterschätzung *Saxifraga oppositifolia*

Die Fundflächen von *S. oppositifolia* liegen zu 78 % auf basischem Untergrund und zu fast 70 % über 2500 m. Alle 4 Kategorien der Vegetationsbedeckung sind in den Fundflächen annähernd gleich häufig vertreten, wonach in erster Linie wohl die Höhenlage für die Signifikanz von PC verantwortlich ist.

Parameter	B	95% Wald Confidence Interval		Hypothesis Test	
		Lower	Upper	Wald Chi-Quadrat	Signifikanz
(Intercept)	2,843	1,472	4,214	16,512	< 0,001
Geologie	-2,942	-4,269	-1,615	18,874	< 0,001
Ostausrichtung	-0,750	-1,339	-0,161	6,227	0,013
Südausrichtung	0,535	-0,103	1,174	2,701	0,100
Steigung	0,016	-0,023	0,055	0,613	0,434
PC Höhe/Vegetationsbedeckung	-1,300	-1,726	-0,874	35,781	< 0,001

Tab. 12: Parameterschätzung *Saxifraga rudolphiana*

Auch für *S. rudolphiana* erweisen sich Grundgestein und PC als wichtigste Parameter. Doch präferiert er zum einen noch stärker die basischen/karbonatischen Standorte als sein Vorgänger und zum anderen ist er als Hochgebirgsspezialist mit 90 % aller aufgenommenen Individuen über 2500 m vertreten.

Vergleichsweise geringe Bedeutung hat die Exposition, wobei ostexponierte Hänge bevorzugt werden

Nur für *A. alpina* und *G. nivalis* stellt sich allein PC als signifikanter Parameter im GLM heraus. Für diese Arten wäre demzufolge mit einer stärkeren Verbreitungsänderung im Zuge des Klimawandels zu rechnen. Während hingegen Arten, wie *L. alpina*, *L. alpinum* und *R. glacialis*, die auch oder vor allem vom geologischen Untergrund abhängen, unter Umständen weit weniger auf Temperaturänderungen reagieren.

Um die Modellgüte der GLMs untereinander vergleichen zu können, wurde das für kleine Stichproben korrigierte Akaikes Informationskriterium (AICc) verwendet. Im Folgenden sind die entsprechenden Werte für die einzelnen Arten aufgeführt. Je niedriger der Wert, desto besser ist das Modell mit den Daten verträglich.

Für die Modelle von *Gentiana bavarica*, *Leucanthemopsis alpina* und *Saxifraga oppositifolia* ergaben sich verhältnismäßig schlechte Werte (> 200). Das Modell von *Leontopodium alpinum* schnitt mit 105,51 am besten ab (niedrigster Wert). Die übrigen lagen in einem Bereich zwischen 130 und 167.

<u>Artname</u>	<u>AICc-Wert</u>
<i>Androsace alpina</i>	152,828
<i>Draba hoppeana</i>	159,600
<i>Gentiana bavarica</i>	254,287
<i>Gentiana verna</i>	154,887
<i>Leontopodium alpinum</i>	105,513
<i>Leucanthemopsis alpina</i>	227,605
<i>Ranunculus glacialis</i>	130,071
<i>Saxifraga biflora</i>	146,596
<i>Saxifraga oppositifolia</i>	225,049
<i>Saxifraga rudolphiana</i>	166,972

Tab. 13: AICc-Werte des GLM

3.3 Die öffentliche Wahrnehmung

Das Gros der Befragten kam aus Deutschland (58 %) und Österreich (36 %), wobei den Löwenanteil der Deutschen die Bayern (36 %) und die Nordrheinwestfalen (26%), denjenigen der Österreicher die Wiener (47 %) und die (Ost-) Tiroler (22 %) bildeten.

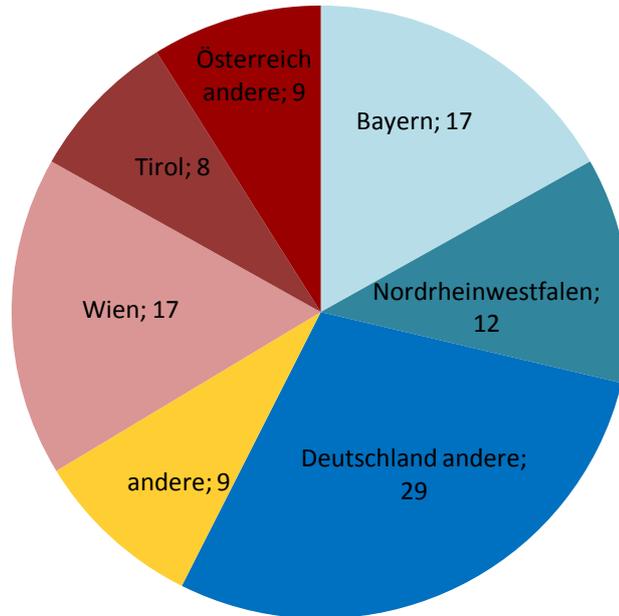


Abb. 68: Herkunft der Befragten

Auffallend war die sehr hohe Akademiker-Quote bei den Befragten von 51 %. Weitere 17 % hatten Matura/Abitur, während sich die restlichen 30 % noch in Ausbildung befanden (11 %) oder eine andere Schule absolviert hatten (19%). 2 % machten keine Angaben.

Zwei Drittel der Befragten waren zwischen 30 und 59 Jahre alt. Die Altersklasse der 12 – 19 Jährigen war mit 9 Personen fast gleich stark repräsentiert wie die der 20 – 29 Jährigen (10 Personen). Die Generation über 60 Jahre war mit 16 Personen vertreten.

Von 67 % wurde die Hochgebirgsregion als sehr und eher empfindlich eingestuft. Nur 1 % beurteilte diesen Lebensraum als sehr robust. 9 % stuften ihn als eher robust ein und 23 % blieben indifferent.

68 % der Befragten schätzten eine Klimaerwärmung für die Pflanzenwelt als eher oder sehr nachteilig ein. 31 % gaben den Vor- und Nachteilen die gleiche Gewichtung und die Kategorie „eher vorteilig“ erhielt nur eine einzige Stimme.

64 % glaubten, dass die Artenvielfalt im Gebirge durch den Klimawandel abnimmt, nur 7 % vermuteten hier eine Zunahme.

Im Folgenden ist die Antwortverteilung auf die Frage, wie viele Pflanzenarten durch den Klimawandel vom Aussterben bedroht sein könnten, dargestellt.

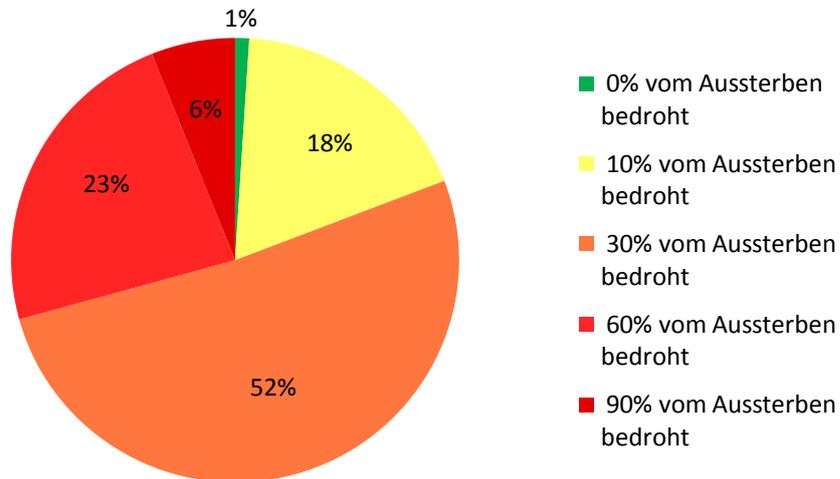


Abb. 69: Einschätzung über Aussterben

Abgesehen von 5 Stimmen ohne Angabe, fühlte sich jeweils genau die Hälfte der Befragten gut bzw. nicht gut über den globalen Klimawandel informiert.

Auf die Frage, wie die Befragten bereits über den Klimawandel in den Alpen informiert wurden, ergab sich folgende Verteilung:

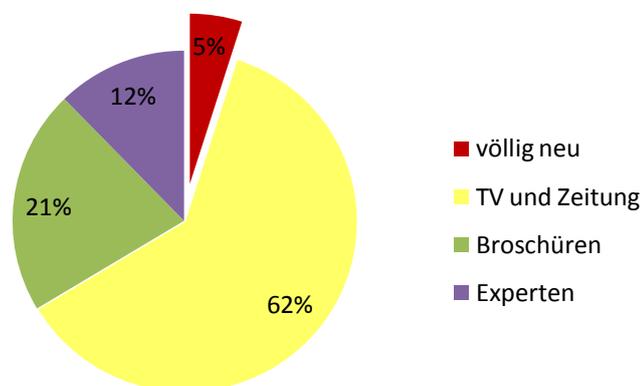


Abb. 70: Bisherige Information über Klimawandel in den Alpen

Hieraus ist ersichtlich, dass der Großteil der Umfrageteilnehmer bereits von der Thematik gehört hatte und nur für 5 % das Thema gänzlich neu war.

Fast alle Befragten würden sich auch weiterhin gerne zu diesem Thema informieren. Knapp ein Viertel würde hierbei Fernsehbeiträge bevorzugen, gefolgt von Zeitung, Radio und Internet. 16 % zeigten sich an interaktiver Informationsvermittlung, wie Workshops, Diskussionen und geführten Wanderungen interessiert. Konkrete Broschüren zum Thema wünschten sich 9 %. Nur 3 Personen sahen keinerlei Bedarf für weitere Informationen.

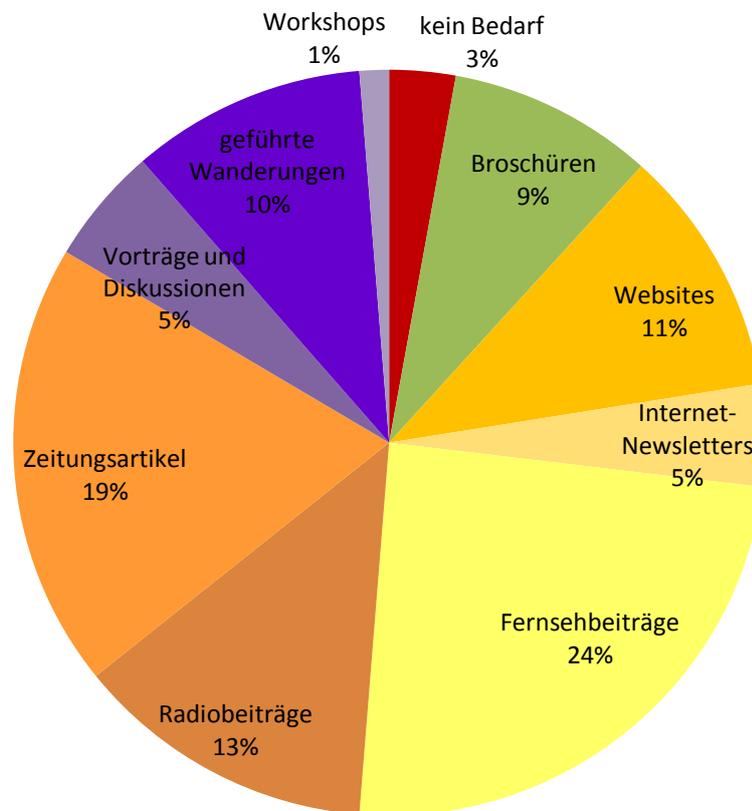


Abb. 71: Gewünschte Informationsvermittlung

Im Folgenden ist die Artenkenntnis in der Reihenfolge des Fragebogens aufgeführt:
Zur Vereinfachung wurden in der Auswertung die Punkte „Name bekannt“, „Aussehen bekannt“ und „in Natur gesehen“ als „Pflanze bekannt“ zusammengefasst. In gleicher Weise wurde jeweils mit allen glockenförmigen Enzianen, allen radförmigen Enzianen und allen roten Steinbrecharten verfahren.

<i>Leontopodium alpinum</i> :	bei 98 % der Befragten bekannt
<i>Rhododendron ferrugineum</i> :	bei 91 % der Befragten bekannt
<i>Leucanthemopsis alpina</i> :	bei 95 % der Befragten bekannt
<i>Androsace alpina</i> :	bei 85 % der Befragten bekannt
<i>Draba hoppeana</i> :	bei 68 % der Befragten bekannt
<i>Lomatogonium carinthiacum</i> :	bei 49 % der Befragten bekannt
<i>Ranunculus glacialis</i> :	bei 69 % der Befragten bekannt
Glockenenziane:	bei 90 % der Befragten bekannt
Radförmige Enziane:	bei 88 % der Befragten bekannt
<i>Gentiana asclepiadea</i> :	bei 43 % der Befragten bekannt
<i>Gentiana punctata</i> :	bei 35 % der Befragten bekannt
Roter Steinbrech:	bei 82 % der Befragten bekannt

Tab. 14: Artenkenntnis der Befragten

Bei der Auswertung der Frage nach der Einschätzung, was eine Klimaerwärmung in den Alpen für die jeweilige Art bedeute, wurde wie oben anstatt der Enzianarten *Gentiana clusii* und *Gentiana acaulis* die Rubrik „Glockenenzian allgemein“ verwendet. Ebenso wurde bei den Steinbrecharten verfahren („Rote Steinbrecharten allgemein“). Als stellvertretend für die radförmigen Enziane steht *Gentiana verna*. Grund für diese Reduzierung ist, dass bei den nicht aufgeführten Arten zu wenige Antworten vorlagen.

	Gewinn	Gewinn/neutral	neutral	neutral/Verlust	Verlust
<i>L. alpinum</i>	6	2	20	15	35
<i>R. ferrugineum</i>	6	7	33	10	13
<i>L. alpina</i>	4	8	34	5	15
<i>A. alpina</i>	3	2	21	12	17
<i>D. hoppeana</i>	2	6	20	7	11
<i>L. carinthiacum</i>	1	0	15	8	8
<i>R. glacialis</i>	2	0	15	9	28
Glocken-Enzian allg.	1	3	23	15	15
<i>G. verna</i>	1	0	23	6	15
<i>G. asclepiadea</i>	3	2	16	7	6
<i>G. punctata</i>	1	0	18	4	10
Roter Steinbrech allg.	5	2	27	8	12

Tab. 15: Einschätzung über Verlierer oder Gewinner der Klimaänderung

Die Einschätzungen zeigen einen kohärenten Trend. Die Kategorien „neutral“ und „Verlust“ wurden bei allen Arten am häufigsten gewählt. Bei den meisten Spezies folgt dann der dazwischenliegende Bereich („neutral/Verlust“). Bei vielen Arten überwiegen sogar die beiden „Verlierer“- Kategorien zusammengerechnet prozentual. So gehen *Ranunculus* mit 68 % und *Leontopodium* mit 64% als größte vermutete Verlierer aus der Umfrage hervor, gefolgt von den Glockenenzianen und *Androsace* mit jeweils 52 %.

Eine etwas optimistischere Tendenz findet man bei *Rhododendron* und *Leucanthemopsis*, bei denen jeweils immerhin ca. 18 % der Antworten bei „Gewinn“ oder „Gewinn/neutral“ liegen. Allerdings überwiegen auch hier die übrigen Kategorien.

Bei der Frage nach Ergänzungen der Liste der untersuchten Pflanzen, ergaben sich folgende Vorschläge:

- Orchideen
(9x, davon 1x Knabenkraut,
3x Kohlröserl, 3x Frauenschuh))
- Spinnenweben-Hauswurz (3x)
- Türkenbundlilie (3x)
- Arnika (2x)
- blau-violette Glockenblume (2x)
- Latschen/Zwergföhren (2x)
- Gräser (2x)
- Moose (2x)
- Pilze (2x)
- Trollblume
- Läusekraut
- Speik
- Baumarten
- Vergissmeinnicht
- Löwenzahn
- Hahnenfußgewächse
- Küchenschelle
- Edelraute
- Astern
- Eisenhut
- Disteln
- Gerber (gemeint ist wohl Germer)
- Silberdistel
- Huflattich
- Teufelskralle
- Wacholder
- Himmelsherold
- langstieliges Edelweiß

Tab. 16: Liste gewünschter Arten für zukünftige Forschung

Bei der Frage, in welcher Art man sich zukünftige Informationsvermittlung wünsche, gab es zweimal den Hinweis, die Antwortmöglichkeiten um die Option „Schule“ zu ergänzen.

4 Diskussion

4.1 Vergleich und Kritik der Methoden

4.1.1 Samplingmethoden

Die 272 *Leucanthemopsis*-Aufnahmepunkte für das Europa-Modell stammen ausschließlich aus Herbarbelegen der Universitäten Berlin, München und Wien. Die Aufnahmen stellen folglich nur einen Auszug aus der Gesamtverbreitung der Art dar. Zusätzlich sind die daraus resultierenden Ergebnisse entsprechend mit Unsicherheiten behaftet, da die Belege über lange Zeitperioden (>100 Jahre) von unterschiedlichen Personen gesammelt wurden. Sicher lag diesen Belegen keine einheitliche Samplingmethode zugrunde. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass leicht zugängliche oder in Fachkreisen als „interessant“ geltende Orte überproportional häufig beprobt wurden (Reese et al., 2005). Diese Problematik dürfte generell auf historische Herbarbelege zutreffen.

Um diesen Unsicherheiten bei der Feldarbeit im Umbaltal vorzubeugen, wurden die Probeflächen vorab durch ein Random Sampling (RS) ausgewählt, um maximale Objektivität zu gewährleisten. Im Freiland stellte sich diese Methodik jedoch als schwer umsetzbar heraus. Um das Verletzungsrisiko zu minimieren, konnten besonders ausgesetzte oder brüchige Bereiche nicht aufgesucht werden. Außerdem hätten für manche Flächen unverhältnismäßig lange Wanderungen in Kauf genommen werden müssen, was letztendlich aus zeitlichen Gründen nicht möglich war. Bei einer adaptierten Aufnahmemethode vor Ort wurde weiterhin auf größtmögliche Objektivität geachtet, doch geht aus beiden Designs eindeutig hervor, dass leichter begehbare Standorte auch hier überproportional häufiger besammelt wurden als solche, die unzugänglich und stark verwittert waren. Daher wurden möglicherweise die von manchen Arten bevorzugten Habitate (z. B. Felsfluren) nicht ausreichend abgedeckt. Beispielsweise waren von der gegenüberliegenden Talseite große Vorkommen von *Rhododendron ferrugineum* an den nordöstlichen unteren Hängen des Hohen Kreuzes auszumachen. Dorthin zu gelangen war jedoch schlichtweg nicht möglich, was sicherlich ausschlaggebend dafür war, dass zu wenige Aufnahmeflächen für die (eigentlich recht häufige) Art vorhanden waren und diese daher aus den Analysen ausgeschlossen wurde. Ähnliche Tendenzen spielen sicherlich auch für subnival verbreitete Arten wie *Saxifraga biflora* und *S. rudolphiana* eine Rolle, für die im Klimamodell im ganzen Gebiet sehr schlechte Habitateignungen errechnet wurden - vermutlich, weil ihre Kernhabitate im Gebiet nicht ausreichend erfasst wurden.

4.1.2 Aussagekraft von Klimadaten mit und ohne Berücksichtigung anderer Faktoren

Nur durch eine möglichst exakte Analyse des Standortes können räumlich hochauflösende Modelle erstellt werden, die eine realistische Prognose auf regionalen bis lokalen Skalen ermöglichen. Beispielsweise machen sich vor allem in Südlagen die Einflüsse unterschiedlicher Substrattypen in Unterschieden des Mikroklimas besonders deutlich bemerkbar. In Labor- und Gewächshausversuchen lässt sich letztendlich nur das physiologische Verhalten von Pflanzen unter standardisierten äußeren Bedingungen untersuchen. Im Freiland beeinflussen aber viele verschiedene und wechselhafte Faktoren die Verbreitungs- und Etablierungsmöglichkeiten der Arten (Gigon, 1971).

Auch in vorliegender Arbeit finden sich nur wenige Arten, deren regionale Vorkommen mit wenigen Parametern ausreichend gut erklärt werden können. Grundvoraussetzung hierfür ist ein repräsentatives Sampling und eine genügend große Anzahl von Aufnahmeflächen. Nach Untersuchungen von Xiongqing (2012) steigt die Genauigkeit für Berechnungen durch Maximum-Entropie-Modelle ab einer Stichprobengröße von 50 an, während sie vorher eher instabil ist. Die Anzahl der Aufnahmeflächen betrug zwar in vorliegender Arbeit 187, jedoch behandelt *MaxEnt* die Daten als *Presence-only*-Daten, daher wurde eine Mindestanzahl von 20 positiven Aufnahmeflächen festgesetzt. Allerdings zeigt sich bei *Saxifraga biflora* mit immerhin 29 *Presence-Plots* im Klimamodell ein Bild ohne ersichtlichen Erklärungswert. Als subnivale Art wird ihre Verbreitung in recht geringer Höhe dargestellt und gegen Ende des Jahrhunderts finden sich laut Modell keine geeigneten Habitate mehr. Hier könnte die etwas geringe *Presence*-Aufnahmenanzahl verantwortlich sein.

Für *Gentiana bavarica* (73 *Presence-Plots*) liefert das Klimamodell zumindest ein mäßig aussagekräftiges Bild, während im GLM nur die Steigung als relevanter Parameter erfasst wurde, die allerdings nur mäßigen Erklärungswert für seine tatsächliche aktuelle Verbreitung liefert. Anhand der Fundpunkte kann eine Präferenz eines bestimmten Gefälles jedoch nicht bestätigt werden, da alle Aufnahmepunkte diesbezüglich relativ gleichmäßig verteilt sind. Möglicherweise wäre im Falle von *G. bavarica* eine Unterscheidung in *G. bavarica* s. str. und *G. bavarica* var. *subacaulis* sinnvoll. Nach Fischer et al. (2008) handelt es sich hierbei lediglich um eine Höhenform, jedoch hat Haemmerli (2007) dessen phylogenetische Stellung als Unterart nachgewiesen. Es wäre daher denkbar, dass diese Genotypen unterschiedliche Habitatansprüche aufweisen.

Ein klares Bild liefert hingegen *Androsace alpina*, die ganz deutlich auf die im Modell enthaltenen Klimavariablen anspricht. Analog hierzu verhält sich diese Art auch im GLM und zeigt nur für PC höchste Signifikanz. Es kann also davon ausgegangen werden, dass zunehmende Höhe und die damit verbundenen abnehmenden Temperaturen für diese Art ein entscheidender Verbreitungsfaktor sind. Hier lässt sich vermuten, dass sich für Arten, deren Verbreitungsgrenzen in erster Linie durch die Temperatur bestimmt wird, ein Klimamodell mit hohem prognostischem Wert erstellen lässt. Erstaunlich ist allerdings der

drastische Unterschied zu *Ranunculus glacialis*, der wie *Androsace alpina* als Subnival-/Nivalart ein echter Kryophyt ist, für den die Temperatur als limitierender Faktor im Vordergrund stehen sollte. Doch führt wohl die im Klimamodell nicht berücksichtigte, im GLM jedoch hochsignifikante, Rolle des geologischen Untergrundes zu diesem nicht aussagekräftigen Bild.

An dem Beispiel sieht man, dass für die Modellerstellung einiger Arten weitere relevante Verbreitungsparameter erfasst werden müssen. Kausale Zusammenhänge sind hierbei im GLM wesentlich besser darstellbar, zumal mehrere Parameter auf Relevanz überprüft werden können.

Für *S. biflora* ist trotz sehr hoher Signifikanz von PC im GLM kein brauchbares Verbreitungsmodell in *MaxEnt* entstanden. Obwohl PC, wie beispielsweise bei *Androsace alpina* auch stellvertretend für die Temperatur gesehen werden kann, werden vom Klimamodell mit großer Wahrscheinlichkeit wichtige Parameter für die Verbreitung von *S. biflora* nicht erfasst und können daher hier auch nicht aufscheinen. Möglicherweise steht in diesem Fall der zunehmende PC-Wert für eine verminderte Konkurrenzsituation in hohen Lagen mit wenig Vegetationsbedeckung. Tatsächlich findet sich diese Art überwiegend auf sehr artenarmen Standorten vor allem in Gletschervorfeldern und Moränenbereichen.

Um Kausalzusammenhänge aufzudecken, müssten oft viele Wechselwirkungen zwischen belebter und unbelebter Natur in Bezug auf die jeweilige Art berücksichtigt werden. Einen ersten wichtigen Schritt bieten hier die Zeigerwerte. Obwohl sie immer wieder in die Kritik geraten, stellen sie sich nach wie vor als unerlässlich heraus, um Verbreitungsmuster und –änderungen von Arten zu erklären (Dieckmann, 2003). Zeigerwerte beruhen nicht auf Messungen oder Experimenten, sondern stützen sich ausschließlich auf empirische qualitative Erfahrungen und Beobachtungen von Botanikern im Freiland. Das Verhalten von Arten im ökologischen Kontext ist derart komplex, dass sich eine Einschätzung in Form dieser Erfahrungswerte bewährt hat. Obwohl für Genauigkeit und Eindeutigkeit nicht garantiert werden kann, ist in manchen Fällen die Möglichkeit einer kurzen, raschen Vergleichbarkeit und die Erfassung vielfältiger Wechselwirkungen unter Berücksichtigung von Konkurrenz ein wichtiger Faktor. Zeigerwerte geben zwar auf Artniveau noch keinen direkten Hinweis auf etwaige Ursachen, aber liefern durch Beobachtung zumindest schon ein grobes Bild meist komplexer Wechselwirkungen (Gigon, 1971).

Eine zusätzliche Schwierigkeit bildet die Tatsache, dass sich Vegetation und Standort wechselseitig beeinflussen. So kommt es beispielsweise auch über Kalkgestein unter *Pinus mugo*-Beständen zu einer Versauerung des Bodens.

In der alpinen Stufe ist es oft noch möglich, verschiedene Arten einem bestimmten Gesteinstyp zuzuordnen (z.B. basiphile (calciophile) vs. acidophile Pflanzenarten), jedoch werden viele Arten in der Subnival- und Nivalstufe in diesem Punkt zunehmend indifferent, also bodenvag. Nach Ellenberg (1986) liegt die Ursache hierfür in einer verminderten Konkurrenzsituation, die für nivale Arten meist entscheidender ist als der Bodentyp, solange

genügend fester Halt gewährleistet ist. Jedoch ist für Arten wie *Ranunculus glacialis* und *Leucanthemopsis alpina* ein saurer Substrattyp obligat, wohingegen *Leontopodium alpinum* eindeutig Kalkböden präferiert.

So wird für den Gletscherhahnenfuß die Bedeutung der Bodenreaktion im GLM offensichtlich. Tatsächlich liegen 27 der 34 Fundorte im als sauer bezeichneten Bereich. Bei einer detaillierteren Auflösung der lokalen Bodenbedingungen würden mit großer Wahrscheinlichkeit die restlichen 7 Plots auch in diese Kategorie fallen. Es zeigt sich im GLM stellvertretend für steigende Temperaturen weiters die Variable PC als hochsignifikant. Anhand der beiden Parameter Grundgestein und PC lässt sich für *Ranunculus glacialis* schon ein gut passendes Bild seiner potentiellen Habitate im Untersuchungsgebiet zeichnen. Nimmt man weiter beide Variablen als hauptverantwortlich für dessen Verbreitung an, verschieben sich seine derzeitigen Verbreitungsgebiete entsprechend der Erwärmung nach oben. Da die Pflanze allerdings strikt an saure Böden gebunden ist, fehlt diese entscheidende Information im Klimamodell. Damit ist zu erklären, warum von *MaxEnt* für 2090 keine brauchbaren Ergebnisse geliefert wurden.

Eine weitere Möglichkeit, die das fallweise Versagen des Klimamodells erklären könnte, wäre, dass unter den zur Verfügung stehenden Klimavariablen diejenigen fehlten, die für diese Art den größten Effekt haben. Aus dem für diese Arbeit zur Verfügung gestellten Klimadatensatz von Dullinger et al. (2012) waren nur 10 der insgesamt 19 Variablen für das Gebiet vorhanden oder verwertbar.

Da für manche arktisch-alpinen Pflanzen, u. a. auch für den Gletscherhahnenfuß, eine Verbreitungsbegrenzung allerdings durch (vorhandene) Sommerhöchsttemperaturen anzunehmen ist (Larcher et al. 1998), sind die Ergebnisse des Klimamodells trotz allem überraschend und deuten auf Unzulänglichkeiten der Modellbildung hin. Eine Besonderheit von *R. glacialis* ist nämlich, dass es sich um eine der wenigen tatsächlich kryophilen Arten handelt, die sich nicht nur konkurrenzbedingt in hohe Lagen zurückzieht, sondern tatsächlich auf niedrige Temperaturen angewiesen ist. Im Hauptverbreitungsgebiet innerhalb der Alpen (zwischen 2200 m und 3200 m) können die Blatttemperaturen kurzzeitig Temperaturen zwischen 30°C und 40°C erreichen. Physiologische Untersuchungen haben gezeigt, dass jedoch die Photosyntheseleistung des Gletscherhahnenfusses bereits bei Temperaturen über 35°C drastisch abnimmt. In tieferen Lagen mit höheren Temperaturen findet sich *R. glacialis* daher überwiegend in Schneetälchen oder an schmelzwasserüberrieselten Standorten, also an Stellen mit einem kühlen Mikroklima (vgl. hierzu Larcher et al. 1998).

Die Stichprobenpunkte erscheinen repräsentativ für diese Art und so wird der Fehler eher in der Modellberechnung vermutet. Hier werden tatsächlich die Temperaturhöchstwerte (vertreten durch BIO5) vom *MaxEnt*-Algorithmus nicht als relevante Parameter erfasst.

Das Edelweiß wurde im Gebiet etwas genauer unter die Lupe genommen. Es zeigte sich hier insgesamt eine starke Bindung zur Assoziation des *Seslerio-Caricetum sempervirentis*. In Bereichen jedoch, in denen offensichtlich regelmäßige Bewegungen des Erdreiches durch Lawinen und Muren stattfinden, war auch in mehreren Metern Entfernung innerhalb des intakten Rasens kein Individuum zu finden. Auffallend war zudem ein Fehlen von *Leontopodium* bei Anwesenheit von *Dryas octopetala*. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte sein, dass *Dryas* in einem recht frühen Sukzessionsstadium der Vegetation zu finden ist, in dem die Böden noch nicht weit genug für die Etablierung der bevorzugten Pflanzengesellschaft des Edelweiß' entwickelt sind. Doch auch wenn *Leontopodium* auf Schutt oder schwach entwickelten Böden auftrat, fanden sich nur in einem einzigen Fall beide Arten nebeneinander. Für diese Arten scheint eine Koexistenz am gleichen Standort unvorteilhaft zu sein. Dies zeigt, wie Beobachtungen *in situ* zum Mosaik der Artverbreitungsfaktoren beitragen können.

Für das Edelweiß liegen in dieser Arbeit unterschiedliche Erklärungsmodelle vor:

Bei den 4 Varianten der Klimamodellierung in *MaxEnt* werden die Bedeutung der Südausrichtung und der Einfluss der Methodik der Datenerhebung deutlich. Die weniger objektive Methode, der kein randomisiertes Samplingdesign zu Grunde liegt, liefert weitaus treffendere Ergebnisse, wenn man allein die aktuelle Verbreitung betrachtet. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Art tatsächlich lokal gehäuft auftritt und zwar genau dort, wo aufgrund vieler anderer Faktoren, die präferierte Blaugras-Horstseggenhalde vorkommt. Beim Areasampling (AS) wurde während des gesamten Untersuchungszeitraumes auf allen zurückgelegten Wegstrecken das gesamte Gebiet auf Edelweißvorkommen untersucht. Bei dem RS wurden nur 8 von 21 Plots mit Edelweiß in dieser Pflanzengesellschaft aufgenommen. Dies liegt schon allein an der Tatsache, dass das *Seslerio-Caricetum sempervirentis* nur einen relativ kleinen Teil des Gesamtgebietes einnimmt und deshalb mit nur 15 Flächen (von 187) vertreten ist. Im AS zeigt sich jedoch, dass nur etwa 20 der 298 GPS-Punkte mit Edelweißvorkommen außerhalb dieser Assoziation liegen. Die Pflanzengesellschaften innerhalb derer die Aufnahmeflächen lagen, wurden vor Ort bestimmt und entsprechen den Vegetationskarten von Schiechtl und Stern (1985).

Wie bereits erwähnt, ist ein großer Nachteil des Areasamplings, dass schwer zugängliche Stellen wie z. B. Felswände oder -bänder nicht oder nur unzureichend aufgesucht werden konnten. Obwohl diese Standorte teilweise mit Hilfe eines Fernglases auf Edelweißvorkommen untersucht wurden, kann nicht ausgeschlossen werden, dass einige Populationen hier nicht erfasst wurden. Zwar trifft dies auch für das RS zu, jedoch ist hier die prozentuale Gewichtung offensichtlich eine andere. Dennoch kann für das Untersuchungsgebiet der Verbreitungsschwerpunkt der Art im *Seslerio-Caricetum sempervirentis* angenommen werden. Zwar ist die landläufige Vorstellung vom Edelweiß die einer Felspalten- und Hochgebirgspflanze, doch erwies sich, wie in vorliegender Arbeit, auch in einer aktuellen Arbeit von Ischer et al. (2014) der Einfluss des Gefälles als recht

unbedeutend. Die Autoren führen ein Jahrzehnte langes, massives Besammeln und eine daraus resultierende Seltenheit v. a. in siedlungsnahen, leicht zugänglichen Gebieten als Ursache für diese Fehleinschätzung an. Felsbänder und Steilstellen bieten im Falle unzureichender oder fehlender Rasenhabitats immer noch die besten Bedingungen in Bezug auf Trockenheit und Wärme.

Wenn man weiterhin davon ausgeht, dass das Edelweiß relativ stark an die genannte Pflanzengesellschaft gebunden ist, liefert das Klimamodell des AS unter Berücksichtigung der Exposition die treffendste Zukunftsprognose. Ischer et al. (2014) zufolge, ist dabei jedoch die Sonneneinstrahlung der am wenigsten bedeutendste Faktor für *Leontopodium*. Vielmehr ist eine möglichst geringe Bodenfeuchte ausschlaggebend für die Art, gefolgt von den Sommertemperaturen. Hierin liegt vermutlich auch die Erklärung für die Substratvorliebe: Silikat kann Wasser besser speichern, Kalk die Wärme. Zudem begünstigt eine Südexposition beides, hohe Wärme und rasche Verdunstung.

Im Fall einer zunehmenden Erwärmung, werden die Seggenhalden langsam ihre Verbreitungsareale hangaufwärts verlagern. Ein „Springen“ innerhalb der nächsten Jahrzehnte in die Gipfelregionen (wie im Falle des AS ohne Exposition) ist auszuschließen, denn überall dort wo Eis abschmilzt, treten zunächst Fels, schuttreiche und sandig-schluffige Rohböden zutage, die erst nach und nach von der Vegetation wiederbesiedelt werden. Studien von Nagl & Erschbamer (in Pümpel, 2011). aus dem Bereich Obergurgl geben seit dem Rückgang der Gletscher der letzten 150 Jahre ein aktuelles Bild der Primärsukzession von eisfrei gewordenem Neuland. Zu den Pionierpflanzen innerhalb der ersten 10 Jahre zählen u.a. *Saxifraga biflora* und *Linaria alpina*. Bis zum 30. Jahr kommen *Silene acaulis*, *Cerastium uniflorum* und vereinzelt Gräser hinzu. Nach etwa 50 Jahren nehmen Steinbrecharten ab, die Anzahl weiterer Blütenpflanzen steigt. Es kommen Zwergweiden hinzu und ein offener Rasen beginnt sich zu entwickeln, der nach 80-100 Jahren bis zu 100% Deckung mit um die 50 Arten erreichen kann. Auf Kalk sind zu Beginn Spaliere mit *Dryas octopetala* und Zwergweiden nicht selten (Schiechtl und Stern, 1985). Doch um die Gipfelregionen zu erreichen, die viele hundert Höhenmetern vom aktuellen Verbreitungsschwerpunkt entfernt liegen, wird diese Klimaxgesellschaft ausbreitungsökologisch weitaus mehr Zeit benötigen. Die Zeit für das Erreichen der nötigen Sukzessionsstadien wird in keinem der zukünftigen Verbreitungsmodelle berücksichtigt.

Im GLM erscheinen für *Leontopodium* 3 Parameter als signifikant, wovon die Südausrichtung und ein basenreicher Untergrund die essentiellen Faktoren darstellen. Mit deutlich geringerer Signifikanz kommt noch PC mit Werten hinzu, die für den unteren bis mittleren Höhenbereich und eine eher geschlossener Vegetationsbedeckung sprechen.

Um mögliche, durch die Ausbreitungsökologie bedingte Limitierungen wenigstens indirekt erfassen zu können, wurde hierfür stellvertretend das Gebiet in drei Areale mit jeweils einem Gebirgszug eingeteilt (s. hierzu Kap. 2.2.2 Areale). Statistisch ließ sich diese Einteilung zwar nicht verwerten, dennoch scheint sie für manche Arten relevant zu sein, daher soll sie hier kurz Erwähnung finden.

Am offensichtlichsten wird die Bedeutung dieser Einteilung bei *Leontopodium alpinum*. Annähernd 100 % der Fundpunkte des AS lagen im Areal des Steingrubenkogels (sg), beim RS waren es knapp 80 %. Allerdings herrschen, nach Geologie und Vegetationsaufnahmen (vgl. auch Schiechl & Stern, 1985) zu schließen, ähnlich gute Bedingungen auch auf den südlichen Hängen des Hohen Kreuzes (hk) vor. Im Gegensatz dazu waren *Saxifraga biflora* und *Draba hoppeana* kaum in sg, sondern hauptsächlich in hk und im Dabertal (dt) zu finden. In beiden Fällen ist ein vermindertes Auftreten in sg nicht anhand der betrachteten ökologischen Faktoren zu erklären.

Eine mögliche Erklärung liegt hier in der Ausbreitungsgeschwindigkeit und -ökologie der Arten. Eventuell stand seit der letzten Vergletscherung des Gebietes noch nicht genug Zeit zur Verfügung, damit sich die Arten aus ihren lokalen Refugialgebieten in alle potentiell besiedelbaren Gebiete ausbreiten konnten. Für Arten der höheren Lagen wie *D. hoppeana* und *S. biflora* stellen hierbei Täler Barrieren dar, die oft nur schwer zu überwinden sind. Je nach Art von Bestäubung (v. a. Zoogamie und Anemogamie) und Samenausbreitung (v. a. Anemochorie und Zoochorie) sind unterschiedliche Zeiträume für die Etablierung von Populationen in neuen Gebieten erforderlich (Körner, 1999).

Die hier genannten Fortpflanzungsfaktoren stehen als Beispiele, für eine beliebig lange Reihe von autökologischen Faktoren oder biotischen Interaktionen, die über die An- und Abwesenheit von Arten entscheiden. Um hier möglichst viele Aspekte zu erfassen, wären weiterhin umfassende Freiland- und Laborstudien nötig.

Wie sich auch in vorliegender Arbeit zeigt, ist es äußerst schwierig, Parameter in Modellen zu verwenden, die stellvertretend für komplexe ökologische Prozesse, wie Fortpflanzungs- und Verbreitungsökologie, stehen. Derartige Informationen sind aber in manchen Fällen von essentieller Bedeutung und dürfen nicht außer Acht gelassen werden. Trotzdem ist es nicht einfach, hier direkte Messwerte zu erheben, die problemlos in statistische Berechnungen einfließen könnten. Allerdings zeigen Studien von Dullinger et al. (2012), dass Versuche Demographie und Samenausbreitung in Verbreitungsmodelle einzuberechnen, zwar aufwendig, aber durchaus erfolgreich sind und sinnvolle Ergebnisse liefern. Unter anderem wurde hier sichtbar, dass es aus Gründen der Populationsdynamik in vielen Fällen der dort untersuchten Arten zu einer Verzögerung von klimabedingten Arealverschiebungen kommt.

4.1.3 Qualität von Klimadaten im Vergleich kleiner Maßstab - großer Maßstab

Mithilfe der Herbarbelege und den allgemein zur Verfügung stehenden Klimadaten von *worldclim* (Auflösung 2,5 arcmin) lässt sich für *Leucanthemopsis alpina* ein recht deutlicher und wahrscheinlicher, allgemeiner Trend der Arealverkleinerung und Höhenverschiebung in den Alpen beobachten. Auch nach Pott (2005) zählt *Leucanthemopsis alpina* zu den aufsteigenden Alpenpflanzen. Jedoch die Übereinstimmungen der berechneten Klimaansprüche von *L. alpina* in Gebieten wie der Kimbrischen Halbinsel mit dem angrenzenden Norddeutschen Tiefland und dem Baltischen Landrücken entsprechen natürlich nicht der Realität. Bei diesen Regionen handelt es sich um sehr flache Gebiete. Solch falsche Prognosen können von *MaxEnt* als Möglichkeiten berechnet werden, obwohl manche Variablen starke Abweichungen vom Optimalwert der Art aufwiesen. Diese Abweichungen können durch besonders gute Übereinstimmungen anderer Variablen kompensiert werden, solange eine Variable nicht den Wert „0“ annimmt. So wurde zwar mathematisch ein guter Wert erzielt, doch wäre dieses Areal in Wirklichkeit kein realisierbarer Standort und entspräche mit großer Wahrscheinlichkeit nicht einmal dem physiologischen Toleranzbereich der Art. Auch trotz guter Habitateignung im Modell in Skandinavien und Großbritannien, wird man hier vergeblich nach *L. alpina* suchen. In Skandinavien ist zwar eine klimatische Eignung durchaus denkbar, jedoch hätte die Art keine Möglichkeit in diese Gebiete zu gelangen, wobei auch der Faktor der Konkurrenz noch nicht berücksichtigt ist. Sowohl die Distanz als auch die Konkurrenzbedingungen bei einer hypothetischen Etablierung einer im Gebiet neuen Art wie dieser, schließen Skandinavien trotz ähnlichen Klimabedingungen aus. Analog hierzu finden sich vergleichbare, teils absurde, Verbreitungsberechnungen auch im *Climatic Risk Atlas of European Butterflies* (Settele et al., 2008). Beispielsweise bei dem Hochgebirgsbläuling *Polyommatus eros* treten ähnliche Modellberechnungen auf, wie für *L. alpina*. Das Verbreitungsgebiet dieses Schmetterlings erstreckt sich, ähnlich wie das von *L. alpina*, von den Pyrenäen, über die Alpen in die osteuropäischen Hochlagen. Auch hier werden insbesondere Norwegen, Bereiche in England und die Kimbrische Halbinsel in allen verwendeten Modellen vom Modell für geeignet erklärt.

Weiterhin stößt die Modellierung des großen Maßstabs aufgrund der geringen Auflösung an ihre Grenzen, wenn man genauere Aussagen für Regionen und kleinräumige Gebiete innerhalb der Alpen treffen möchte. Für Bezirke, Gemeinden oder auch NP-Verwaltungen haben solche großräumigen Modelle daher keinen Wert. Der lokalen Modellierung von *Leucanthemopsis* liegen wesentlich detailliertere Klimadaten zugrunde (100 m). Hier erkennt man, dass zukünftig lokal sogar weitaus günstigere Bedingungen für die Art vorliegen könnten als dies der allgemeine Trend des Europa-Modells vermuten lässt. Allerdings ist es unwahrscheinlich, dass sich die Verbreitungsgrenze der Art, wie prognostiziert, nicht nach oben verschieben wird.

Zu Bedenken ist hier auch, dass dieses Modell auf einem Downscaling der originalen *worldclim*-Daten beruht. Das bedeutet, dass zwar das mathematische Modell regionale Besonderheiten zu berücksichtigen versucht, aber auch hier keine vor Ort gemessenen Werte des Meso- oder gar Mikroklimas vorliegen.

Trotz verbesserter Auflösung und örtlich exakterer Darstellungsmöglichkeiten, bieten derartige Klimamodelle in vielen Fällen keine ausreichende Erklärung. In dieser Arbeit zeigen etwa 50% der Arten im klimabasierten Modell unzureichende (z. B. *Ranunculus glacialis*) oder widersprüchliche (RS von *Leontopodium alpinum*) Verbreitungsprognosen. Wie auch eine Studie von Haslinger et al. (2012) zeigt, sind regionale Prognosen speziell in inneralpinen Gebieten äußerst schwierig zu treffen. Vor allem in Bezug auf Wolkenbildung und damit verbundenen Niederschlägen sind in den dort untersuchten Modellen die Unsicherheiten sehr groß und weichen teilweise stark von tatsächlich gemessenen Werten ab. Der Niederschlag wird dort beispielsweise um bis zu 23 % höher berechnet, als tatsächliche Messwerte angeben, wohingegen die Temperatur um bis zu 4°C zu kalt modelliert wurde. Diese Tatsache muss umso mehr bedacht werden, da in ausnahmslos allen klimabasierten Verbreitungsmodellierungen der vorliegenden Arbeit mindestens eine Niederschlags-Variable mit einer sehr hohen *Permutation importance* angegeben wird.

Hinzu kommt, dass die Besonderheiten des Kleinklimas im Relief z.B. unterschiedliche und wechselnde Windrichtungen mit entsprechender Schneeverteilung oder verschieden starke Besonnung und Erwärmung von Geländeteilen bewirken. Solche Faktoren können nicht anhand von regional oder gar national und global erhobenen Klimamessdaten erfasst werden, jedoch werden dadurch unter anderem die Wuchsbedingungen im Gelände relief stark geprägt. Das hat zur Folge, dass unter natürlichen Bedingungen nur bestimmte Vegetationseinheiten in bestimmten Geländeteilen auf Dauer Bestand haben, so z.B. die Alpenrosenheiden auf Standorten mit langer Schneebedeckung und im Gegensatz dazu flechtenreiche Gamsheidespalier auf schneefrei geblasenen Rücken. Solch unterschiedliche Gegebenheiten können meist nur vor Ort durch Beobachtung festgestellt werden (Schiechl & Stern, 1985).

Auch Guisan (1999) weist auf floristische Untersuchungen auf Kalkschiefer hin, die zeigten, dass lokale Faktoren wie Substratbeschaffenheit, Schuttbeweglichkeit, Bodenfeuchte sowie Dauer der Schneebedeckung für ökologische Charakterisierungen einzelner Pflanzengesellschaften entscheidender sind als beispielsweise die Bodenreaktion.

So benötigt der immergrüne Zwergstrauch *Rhododendron ferrugineum* bei tiefen Temperaturen obligat eine Schneedecke. Untersuchungen an dieser Art haben gezeigt, dass diese nach Entfernen der Schneedecke, wodurch Stamm und Blätter dem Frost ausgesetzt waren, nach nur 3 Tagen abstarb (Körner, 1999). Bei fehlender Schneedecke stellen daher Spätfröste auch für alpine Pflanzen ein ernst zu nehmendes Problem dar, da mit dem Schnee der Frostschutz wegfällt.

Hinzu kommt, dass die Besiedelung von eisfrei gewordenen Moränen vom Zeitraum, von der Bodenart (grobkörnig, feinkörnig; kalkhaltig, kalkfrei; trocken, feucht) und vom bodennahen Kleinklima (Schneedecke, Wind, Verdunstung u. a. m) abhängt. So dauert es etwa 100 Jahre, bis sich *Leucanthemopsis alpina* auf diesen Flächen ansiedeln könnte (Pümpel, 2011).

All diese Faktoren unterliegen sehr komplexen Wirkungsmechanismen und können von den hier verwendeten Algorithmen nicht berechnet werden. Nachdem aber, wie gezeigt wurde, für die Verbreitung manche Arten wie Edelweiß oder auch *Rhododendron ferrugineum* nicht unbedingt direkte Klimawerte, sondern zumindest davon abgeleitete Ereignisse oder gar Konkurrenz- oder Substratbedingungen entscheidend sind, sind beide Modellierungstypen kritisch zu beurteilen. Wichtigste Frage sollte immer sein, was man mit dem jeweiligen Modell zu zeigen versucht. Um generelle Trends darzustellen, eignen sich für bestimmte, klimasensitive Arten durchaus Modelle großen Maßstabes. Will man hingegen einzelne Länder und Regionen genauer betrachten empfiehlt sich eine höhere Auflösung. Um jedoch genaue Aussagen über ein bestimmtes Gebiet zu treffen (z. B. im Zuge einer naturschutzfachlichen Bewertung von Klimarisiken), ist eine eingehende Untersuchung vor Ort und eine Berücksichtigung der lokal vorherrschenden biotischen und abiotischen Gegebenheiten unerlässlich.

4.2 Öffentliche Wahrnehmung vs. wissenschaftliche Ergebnisse

4.2.1 Artenkenntnis der Befragungsteilnehmer

Der Artenkenntnis der Befragten muss in manchen Fällen kritisch begegnet werden. Aus Gesprächen ging beispielsweise hervor, dass die Befragten *Lomatogonium carinthiacum* mit *Parnassia palustris* verwechselten. *Parnassia* war zur Zeit der Umfrage entlang des Weges überall zahlreich zu sehen und die Ähnlichkeit in Bezug auf die Abbildung von *Lomatogonium* im Fragebogen führte somit zu dem doch überraschend hohen (vermeintlichen) Bekanntheitsgrad von 49 %.



Abb. 72: *Lomatogonium carinthiacum*

(Foto aus „Botanik im Bild“ des NHM Wien)



Abb. 73: *Parnassia palustris*

Ebenfalls teilweise auf Verwechslung zurückzuführen, sind die Angaben bezüglich der angeblich bei 95 % der Befragten bekannte Alpenmargerite *Leucanthemopsis*. Viele berichteten, dass sie die Pflanze schon auf dem Weg zur Clarahütte gesehen hätten. Nachdem die Hütte auf knapp 2000 m und damit nicht im Verbreitungsgebiet von *Leucanthemopsis* liegt, ist mit großer Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass hier *Bellidiastrum michelii* beobachtet wurde.



Abb. 74: *Bellidiastrum michelii*

(Foto aus „Botanik im Bild“ des NHM Wien)



Abb. 75: *Leucanthemopsis alpina*

Es war anzunehmen, dass die Enzianarten für Laien nicht zu unterscheiden sind, was sich in den Fragebögen auch klar niederschlug. Auch für den Experten sind die Unterschiede teilweise schwer und nur mit einer Lupe auszumachen. Hinzu kommt, dass *G. verna* und *G. brachyphylla* gelegentlich hybridisieren und zusätzlich morphologische Ähnlichkeiten zwischen Populationen von *G. orbicularis* und *G. verna* möglich sind. Rein nach der Optik der Blüte zu schließen, zählen auch *G. utriculosa* und *G. bavarica* zu dieser schwer unterscheidbaren Gruppe im Gebiet. Die Arten mit den doch geläufigen Trivialnamen Schusternagerl/Frühlingsenzian (*G. verna*) und Bayernenzian (*G. bavarica*) zählten zu den am besten bekannten Arten.

Die Absicht lag hier darin, die Vielfalt, die eine Gattung in sich bergen kann, darzustellen. Und tatsächlich waren einige der Hüttenbesucher sehr überrascht zu hören, dass es so viele verschiedene Enzianarten gibt, die meist unterschiedliche Nischen besiedeln und dementsprechend auf klimatische Veränderungen unterschiedlich reagieren werden.

Auch *Androsace alpina* schnitt auf der Bekanntheitsskala außergewöhnlich gut ab. Hier spielt wahrscheinlich die Ähnlichkeit zu einer zweiten Art eine Rolle. Ebenfalls als Polsterpflanze, aber weitaus häufiger anzutreffen hat hier wohl *Silene acaulis* zu dem Ergebnis von 85 % verholfen.



Abb. 76: *Silene acaulis*



Abb. 77: *Androsace alpina*

(Foto aus „Botanik im Bild“ des NHM Wien)

Der Grund des häufig anzutreffenden Polsterwuchses ist, dass er als Adaptation an hochalpine und subnivale Gegenden dient, u. a. als Windschutz, zur Wasserspeicherung und gegen Kälte bzw. zur Bildung eines Mikroklima. So kommt es in dieser Höhenlage unter Umständen bei Arten mit gleicher Blütenfarbe auf den ersten Blick zu Ähnlichkeiten. Dies ist zum Beispiel der Fall bei *Androsace alpina*, *Silene acaulis*, *Thymus sp.*, *Saxifraga oppositifolia* und *Saxifraga rudolphiana*.



Abb. 78: Polsterpflanzen

von links nach rechts: *Androsace alpina*, *Silene acaulis*, *Thymus sp.*, *Saxifraga oppositifolia*, *Saxifraga rudolphiana*

Im Fall von *Draba hoppeana* finden sich einerseits weitere *Draba*-Arten im Gebiet (z. B. *Draba aizoides*, die größer, häufiger und in tieferen Lagen anzutreffen ist), andererseits könnte auch *Biscutella laevigata* durch eine gewisse Ähnlichkeit mit dem Fragebogenfoto zum hohen Prozentsatz der vermeintlichen Bekanntheit beitragen (86 %). Obwohl diese Art wesentlich größer ist, kann doch ein vermeintliches Wiedererkennen auf dem Foto zu falschen Angaben geführt haben, da die tatsächliche Größe hier nicht ersichtlich ist.



Abb. 79: *Biscutella laevigata*



Abb. 80: *Draba hoppeana*

(Foto aus „Botanik im Bild“ des NHM Wien)

Auch muss davon ausgegangen werden, dass zu der Art *Rhododendron ferrugineum* die ebenfalls vorkommende *R. hirsutum* gerechnet wurde.



Abb. 81: *Rhododendron hirsutum*



Abb. 82: *Rhododendron ferrugineum*

(Foto aus „Botanik im Bild“ des NHM Wien)

Somit zeigt sich, dass der Laie einerseits manche Spezies durch ihre Ähnlichkeit zu anderen Arten nicht unterscheiden kann, andererseits nicht genug darauf geachtet werden kann, dass bei vergleichbaren Fragebogenstudien die gewählten Abbildungen nicht zusätzlich für Verwirrung sorgen. Auch ist es gut, vorher abzuklären, welche Arten gerade im Untersuchungs-/ Befragungsgebiet in Blüte stehen. Eine weitere Möglichkeit wäre, die Pflanze, die im Verdacht steht, die Verwechslung zu verursachen, ebenfalls mit in die Befragung aufzunehmen.

4.2.2 Informationsstand und Einschätzungen

Für die Einschätzungen, ob die jeweiligen Arten eher vom Klimawandel profitieren oder Verluste erleiden, ist eine sichere Artansprache allerdings unerheblich. Es zeigen sich ohnehin für alle untersuchten Arten negative Prognosen. Dies kann wohl so gedeutet werden, dass eine Klimaänderung vom Großteil der Befragten subjektiv als bedrohlich eingestuft wird und demzufolge prinzipiell zu Verschlechterungen führen muss. Diese Gleichsetzung von Erwärmung und negativen Folgen wird auch bei den Fragen, ob die Hochgebirge im Fall einer Klimaerwärmung empfindlich oder robust reagieren und Vor- oder Nachteile für die Pflanzenarten entstehen, offensichtlich. Beide Fragen erhielten die exakt gleichen Antwortverteilungen. Somit sind klimasensitive Gebirgsregionen für die Befragten gleichzusetzen mit Risiken für die Vegetation und umgekehrt. Für Hochgebirgsspezialisten wie *Ranunculus glacialis*, *Androsace alpina* und *Draba hoppeana* mag diese Einschätzung ebenso richtig sein, wie für die Enzianarten der höheren Lagen *G. orbicularis* und *G. brachyphylla*, deren Lebensraum nach oben hin durch die Berggipfel limitiert ist. Für Pflanzen, die in der unteren und mittleren alpinen Stufe beheimatet sind, vergrößert sich der Bereich der klimatisch besiedelbaren Areale hingegen, da in tieferen Lagen meist Konkurrenzdruck und Beschattung die Habitate begrenzt. Nach oben werden tiefe

Temperatur und teils extreme Temperaturamplituden zu limitierenden Faktoren. Wenn man die nähere Zukunft betrachtet, wird offensichtlich, dass sich zunächst die möglichen Ausbreitungsgebiete vergrößern, da vor allem der wichtige Faktor der Bewaldung, und damit Beschattung, für seine Etablierung längere Zeiträume in Anspruch nimmt, wohingegen ein wärmeres Klima schon in wenigen Pflanzengenerationen zu einer vermehrten Ausbreitung der rascher wüchsigen krautigen Arten führen kann.

Ein offensichtlich nur mäßiger Informationsstand der Befragten zeigt sich in einer sehr geringen Differenzierung zwischen Arten und deren Verhalten bei Klimaveränderungen. Bei der Beurteilung der Klimasensibilität lässt sich eine Parallele zu der Klimamodellierung von *Leucanthemopsis* im europäischen Maßstab ziehen: Ein grober Trend des Höhersteigens und damit einhergehendem Gebietsverlust als eine logische Konsequenz einer Erwärmung, wird von der Mehrheit der Befragten für alle Arten und alpinen Regionen verallgemeinert. Analog hierfür zeigen sich im Europa-Modell eine deutliche Verringerung der potentiellen Areale und eine Zurückdrängung in die Hochlagen. Wenn man aber dem Modell des Umbaltals Glauben schenkt, sieht das Zukunftsszenario für diese Art deutlich positiver aus. Lokale klimatische Gegebenheiten lassen die Auftretenswahrscheinlichkeiten dieser Art hier in die Höhe schnellen. Es stehen gegen Ende des Jahrhunderts deutlich mehr geeignete Habitate zu Verfügung. Dieses Bild ließe sich noch beliebig verfeinern, je mehr hochauflösende, relevante Parameter, wie beispielsweise eine detaillierte Geologie des Gebietes, in derartige Modelle mit einbezogen werden. Vor allem spielt der schwer zu untersuchende Faktor Konkurrenz sowie Ausbreitungseigenschaften bei der Verbreitung oft eine dominierende Rolle, die abiotische Faktoren zuweilen in den Schatten stellt (Ellenberg, 1986).

Um den Blick für die Bedeutung vermeintlich unscheinbarer Einflussgrößen zu schärfen, sollte dieser Arbeit mehr Öffentlichkeitsarbeit folgen. Hierbei müsste das Allheilmittel 'Klimamodell' der Komplexität von Lebewesen und deren Umfeld kritisch gegenübergestellt werden.

Es ist geplant, die Ergebnisse dieser Arbeit in Kooperation mit dem NP Hohe Tauern (Osttirol) den Nationalparkbesuchern und der lokalen Bevölkerung näherzubringen. In ansprechenden Broschüren und Plakaten sollen knapp die wichtigsten Aspekte des Klimawandels in den Alpen erläutert und gleichzeitig die Vielfalt und Komplexität dieses Themas dargestellt werden.

4.3 Persönliche Schlussgedanken

Die Erkenntnis, dass komplexe Vorgänge wie Artverbreitungen nicht durch einige wenige Parameter geklärt werden können, ist natürlich keine neue Errungenschaft der vorliegenden Arbeit. Schon Wissenschaftler wie Ellenberg und Landolt (und seit ihnen viele andere) erkannten schon vor vielen Jahrzehnten Zusammenhänge und Gesetzmäßigkeiten sowie die Bedeutung von Wechselwirkungen, die sie in ihren Zeigerwerten festgehalten haben. Doch aufgrund der aktuellen Richtung von Forschung und Politik, die gerne einfache Ursache-Wirkungs-Modelle präsentieren, ist die Notwendigkeit gegeben, isolierte und monokausale Betrachtungsweisen immer wieder in Frage zu stellen und kritisches Denken zu fördern.

Auch und vor allem außerhalb der wissenschaftlichen Gemeinschaft besteht Bedarf nach verständlicher Information. Aus diesem Grund wurden in dieser Arbeit Pflanzenarten behandelt, die überwiegend allgemein bekannt sind oder solche, anhand derer sich Methoden und auch Methodenkritik gut darstellen lassen. Es ist nicht Aufgabe der Wissenschaft absolute Wahrheiten zu verkaufen, sondern Raum zu bieten, Ergebnisse zu diskutieren und zu hinterfragen. Hier sollte vor Augen geführt werden, dass optisch ansprechende und eingängige Visualisierungen von Klimamodellen leider nur in Ausnahmefällen ausreichend Erklärungswert für Zukunftsprognosen bieten. Die unterschiedlichen, manchmal gegensätzlichen, Ergebnisse für unterschiedliche Arten, teils innerhalb der gleichen Gattung, sollen den Fokus auf die botanische Diversität und Anpassungsfähigkeit richten. Weiterhin sollte durch unterschiedliche Szenarien in unterschiedlichen Modellberechnungen die Bedeutung einzelner (eben oft nicht erfasster) Parameter eine differenzierte Sichtweise gefördert werden.

In heutiger Zeit besteht, durch die Forderung nach Spezialisierung in den Wissenschaften, die Gefahr, Dimensionen wie im Bereich des Klimawandels nicht ausreichend erfassen zu können. Aber Bio- und Ökosysteme stehen untereinander in permanenten Wechselwirkungen und beeinflussen sich gegenseitig. Die Ökologie bildet einen Schnittpunkt unterschiedlicher Disziplinen, wie Botanik, Biogeographie, Zoologie, Naturschutz und Humanökologie. Um jedoch globale Phänomene und deren Dynamik untersuchen, erklären und prognostizieren zu können, ist die Zusammenarbeit von Experten unterschiedlicher Wissensgebiete unerlässlich. Mathematiker, Geologen und Astronomen sind ebenso entscheidend wie Physiologen, Epidemiologen, Biologen und Soziologen, um nur einige zu nennen. Daher liefern Netzwerke wie GLORIA (<http://www.gloria.ac.at>) einen wichtigen Beitrag zur Erarbeitung umfassender Informationen zu einem gemeinsamen Thema. Auch auf dieser Plattform finden sich Fachleute aus aller Welt und aus unterschiedlichen Fachrichtungen, um gemeinsam herauszufinden, welches Schicksal der ökologisch sensiblen Bergwelt bevorsteht.

5 Anhang

5.1 Zeigerwerte nach Landolt

Zeigerwerte nach Landolt

Taxa Taxon	Klima						Konkurrenz S
	T	TV	K	KV	L	LV	
Androsace alpina	1	I	2	I	5	I	rSS
Draba hoppeana	1	I	3	I	5	I	CSS
Gentiana nivalis	1,5	I	2	I	4	I	CSS
Gentiana verna	2,5	II	3	I	4	I	CSS
Gentiana bavarica	1,5	II	2	I	4	I	CSS
Leontopodium alpinum	1,5	I	4	I	4	I	CCS
Leucanthemopsis alpina	1	I	3	I	5	I	CCS
Ranunculus glacialis	1	I	4	I	5	I	CSS
Rhododendron ferrugineum	2	II	2	I	3	I	CCS
Saxifraga biflora	1	I	2	I	5	I	CSS
Saxifraga oppositifolia	1	I	4	I	5	II	CSS
Saxifraga rudolphiana	1	I	2	I	5	I	CSS

Taxa Taxon	Boden											
	F	FV	W	R	RV	N	NV	H	HV	D	DV	
Androsace alpina	4	I	1	2	I	1	I	1	I	5	I	
Draba hoppeana	3	I	1	3	I	2	I	1	I	5	I	
Gentiana nivalis	3	I	2	3	II	2	I	3	I	3	I	
Gentiana verna	3	I	3	4	II	2	I	3	I	1	I	
Gentiana bavarica	4	I	3	3	I	2	I	3	II	1	I	
Leontopodium alpinum	2	I	1	4	II	2	I	3	I	3	I	
Leucanthemopsis alpina	3	I	1	2	I	2	I	3	II	3	II	
Ranunculus glacialis	3,5	I	2	2	I	2	I	3	II	5	I	
Rhododendron ferrugineum	3	I	1	2	I	2	I	5	I	1	I	
Saxifraga biflora	3,5	I	1	4	I	2	I	1	I	5	I	
Saxifraga oppositifolia	3,5	I	3	4	II	2	I	1	I	5	I	
Saxifraga rudolphiana	3,5	I	3	4	II	2	I	1	I	5	I	

<p>Temperaturzahl T:</p> <p>1 alpin und nival</p> <p>1,5 unter-alpin, suprasubalpin und ober-subalpin</p> <p>2 subalpin</p> <p>2,5 unter-subalpin und ober-montan</p> <p>3 montan</p> <p>3,5 unter-montan oder ober-collin</p> <p>4 collin</p> <p>4,5 warm-collin</p> <p>5 sehr warm-collin</p>	<p>Wechselfeuchtezahl W:</p> <p>1 Feuchte wenig wechselnd</p> <p>2 Feuchte mäßig wechselnd</p> <p>3 Feuchte stark wechselnd</p>
<p>Kontinentalitätszahl K:</p> <p>1 ozeanisch</p> <p>2 subozeanisch</p> <p>3 subozeanisch bis subkontinental</p> <p>4 subkontinental</p> <p>5 kontinental</p>	<p>Reaktionszahl R:</p> <p>1 stark sauer</p> <p>2 sauer</p> <p>3 schwach sauer bis neutral</p> <p>4 neutral bis basisch</p> <p>5 basisch</p>

Anhang

<p>Lichtzahl L:</p> <p>1 sehr schattig 2 schattig 3 halbschattig 4 hell 5 sehr hell</p>	<p>Nährstoffzahl N:</p> <p>1 sehr nährstoffarm 2 nährstoffarm 3 mäßig nährstoffarm 4 nährstoffreich 5 sehr nährstoffreich bis überdüngt</p>
<p>Wachstums- und Nutzungsstrategien (Strategien, inkl. Konkurrenz) S</p> <p>rss (intermediär zwischen Ruderal- und Stress-Strategen) ccs (intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress- Strategen) css (intermediär zwischen Konkurrenz- und Stress- Strategen)</p>	<p>Humuszahl H:</p> <p>1 wenig bis kein Humus 3 mittlerer Humusgehalt 5 hoher Humusgehalt</p>
<p>Feuchtezahl F:</p> <p>1 sehr trocken 1,5 trocken 2 mäßig trocken 2,5 frisch 3 mäßig feucht 3,5 feucht 4 sehr feucht 4,5 nass 5 überschwemmt</p>	<p>Durchlüftungszahl D:</p> <p>1 schlechte Durchlüftung 3 mittlere Durchlüftung 5 gute Durchlüftung</p> <p>Variationsbreite</p> <p>I kleine Variation II große Variation x indifferent - keine Aussage wegen sehr großer Variationsbreite möglich</p>

5.2 Abkürzungsverzeichnis

Agg.	Aggregat
AIC	Akaikes Information Criterion
AICC	Finite Sample Corrected AIC
AS	Area Sampling
ASCII	American Standard Code for Information Interchange
arcmin	Winkelminuten
AUC	Area under the curve
AV	Alpenverein
BEV	Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen
BSc	Bachelor of Science
bzw.	beziehungsweise
co	climate only
DEM	Digital Elevation Modell
GBA	Geologische Bundesanstalt
ggf.	gegebenenfalls
GIS	Geoinformationssystem
GLM	Generalized Linear Model
GPS	Global Positioning System
hm	Höhenmeter
JPEG	Joint Photographic Experts Group
Mrd.	Milliarden
MSc	Master of Science
NP	Nationalpark
NPHT	Nationalpark Hohe Tauern
ÖK	Österreichische Karte
PCA	Hauptkomponentenanalyse/Principal Component Analysis
RS	Random Sampling
s. str.	sensu stricto
s. l.	sensu latu
SSD	Stratified Sampling Design
Stk.	Stück
SW	Südwest
Tab.	Tabelle
u. a.	unter anderem
u. a. m. und andere mehr	
var.	Varietät
vs.	versus
y	Year

5.3 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: <i>Bioclim</i> -Variablen	18
Tab. 2: Parameterschätzung <i>Androsace alpina</i>	43
Tab. 3: Parameterschätzung <i>Draba hoppeana</i>	44
Tab. 4: Parameterschätzung <i>Gentiana bavarica</i>	44
Tab. 5: Parameterschätzung <i>Gentiana nivalis</i>	45
Tab. 6: Parameterschätzung <i>Gentiana verna</i>	45
Tab. 7: Parameterschätzung <i>Leontopodium alpinum</i>	46
Tab. 8: Parameterschätzung <i>Leucanthemopsis alpina</i>	46
Tab. 9: Parameterschätzung <i>Ranunculus glacialis</i>	47
Tab. 10: Parameterschätzung <i>Saxifraga biflora</i>	47
Tab. 11: Parameterschätzung <i>Saxifraga oppositifolia</i>	48
Tab. 12: Parameterschätzung <i>Saxifraga rudolphiana</i>	48
Tab. 13: AICc-Werte des GLM	49
Tab. 14: Artenkenntnis der Befragten	53
Tab. 15: Einschätzung über Verlierer oder Gewinner der Klimaänderung	54
Tab. 16: Liste gewünschter Arten für zukünftige Forschung	55

5.4 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Thermophilisierung in Europa	3
Abb. 2:	<i>Androsace alpina</i>	6
Abb. 3:	<i>Draba hoppeana</i>	7
Abb. 4:	<i>Gentiana bavarica</i>	7
Abb. 5:	<i>Gentiana nivalis</i>	7
Abb. 6:	<i>Gentiana verna</i>	7
Abb. 7:	<i>Leontopodium alpinum</i>	8
Abb. 8:	<i>Leucanthemopsis alpina</i>	8
Abb. 9:	<i>Ranunculus glacialis</i>	8
Abb. 10:	<i>Rhododendron ferrugineum</i>	8
Abb. 11:	<i>Saxifraga biflora</i>	9
Abb. 12:	<i>Saxifraga oppositifolia</i>	9
Abb. 13:	<i>Saxifraga rudolphiana</i>	9
Abb. 14:	Untersuchungsgebiet Umbaltal/Dabertal	11
Abb. 15:	Typische Aufnahmefläche	14
Abb. 16:	Fragebogen	16
Abb. 17:	Größenverhältnis Winkelminuten (arcminutes).....	19
Abb. 18:	Hauptkomponentenanalyse.....	21
Abb. 19:	Einteilung in drei Bergstöcke	22
Abb. 20:	Geologische Einteilung	23
Abb. 21:	Geologie im Umbaltal und Dabertal	24
Abb. 22:	Alle 187 Aufnahmeflächen im Gebiet	25
Abb. 23:	Die 21 RS-Flächen mit <i>Leontopodium</i> -Funden in gelb	25
Abb. 24:	298 <i>Leontopodium</i> - GPS- Punkte (AS inkl. RS-Plots).....	25
Abb. 25:	Aufnahmeflächen mit <i>Androsace alpina</i>	27
Abb. 26:	Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Androsace alpina</i>	27
Abb. 27:	Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Androsace alpina</i> für 2090	27
Abb. 28:	Aufnahmeflächen mit <i>Draba hoppeana</i>	28
Abb. 29:	Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Draba hoppeana</i>	28
Abb. 30:	Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Draba hoppeana</i> für 2090.....	28
Abb. 31:	Aufnahmeflächen mit <i>Gentiana bavarica</i>	29
Abb. 32:	Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Gentiana bavarica</i>	29
Abb. 33:	Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Gentiana bavarica</i> für 2090.....	29
Abb. 34:	Aufnahmeflächen mit <i>Gentiana nivalis</i>	30
Abb. 35:	Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Gentiana nivalis</i>	30
Abb. 36:	Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Gentiana nivalis</i> für 2090	30
Abb. 37:	Aufnahmeflächen mit <i>Gentiana verna</i>	31
Abb. 38:	Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Gentiana verna</i>	31
Abb. 39:	Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Gentiana verna</i> für 2090	31
Abb. 40:	Aufnahmeflächen mit <i>Leontopodium alpinum</i>	33
Abb. 41:	Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> (RS).....	33
Abb. 42:	Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> für 2090 (RS)	33
Abb. 43:	Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> mit Einberechnung der Exposition (RS).....	34

Abb. 44: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> für 2090 mit Einberechnung der Exposition (RS).....	34
Abb. 45: GPS-Punkte des AS für <i>Leontopodium alpinum</i>	35
Abb. 46: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> (AS)	35
Abb. 47: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> für 2090 (AS)	35
Abb. 48: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> mit Einberechnung der Exposition (AS).....	36
Abb. 49: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Leontopodium alpinum</i> für 2090 mit Einberechnung der Exposition (AS).....	36
Abb. 50: Punkte der georeferenzierten Herbarbelege von <i>Leucanthemopsis alpina</i>	37
Abb. 51: Potentielles Areal von <i>Leucanthemopsis alpina</i> in der Gegenwart	37
Abb. 52: Potentielles Areal von <i>Leucanthemopsis alpina</i> im Jahr 2080	37
Abb. 53: Aufnahmeflächen mit <i>Leucanthemopsis alpina</i>	38
Abb. 54: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Leucanthemopsis alpina</i>	38
Abb. 55: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Leucanthemopsis alpina</i> für 2090	38
Abb. 56: Aufnahmeflächen mit <i>Ranunculus glacialis</i>	39
Abb. 57: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Ranunculus glacialis</i>	39
Abb. 58: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Ranunculus glacialis</i> für 2090	39
Abb. 59: Aufnahmeflächen mit <i>Saxifraga biflora</i>	40
Abb. 60: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Saxifraga biflora</i>	40
Abb. 61: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Saxifraga biflora</i> für 2090.....	40
Abb. 62: Aufnahmeflächen mit <i>Saxifraga oppositifolia</i>	41
Abb. 63: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Saxifraga oppositifolia</i>	41
Abb. 64: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Saxifraga oppositifolia</i> für 2090.....	41
Abb. 65: Aufnahmeflächen mit <i>Saxifraga rudolphiana</i>	42
Abb. 66: Modellierung der gegenwärtigen Habitateignung von <i>Saxifraga rudolphiana</i>	42
Abb. 67: Modellierung der zukünftigen Habitateignung von <i>Saxifraga rudolphiana</i> für 2090.....	42
Abb. 68: Herkunft der Befragten	50
Abb. 69: Einschätzung über Aussterben	51
Abb. 70: Bisherige Information über Klimawandel in den Alpen	51
Abb. 71: Gewünschte Informationsvermittlung	52
Abb. 72: <i>Lomatogonium carinthiacum</i>	66
Abb. 73: <i>Parnassia palustris</i>	66
Abb. 74: <i>Bellidiastrum michelii</i>	66
Abb. 75: <i>Leucanthemopsis alpina</i>	66
Abb. 76: <i>Silene acaulis</i>	67
Abb. 77: <i>Androsace alpina</i>	67
Abb. 78: Polsterpflanzen	68
Abb. 79: <i>Biscutella laevigata</i>	68
Abb. 80: <i>Draba hoppeana</i>	68
Abb. 81: <i>Rhododendron hirsutum</i>	69
Abb. 82: <i>Rhododendron ferrugineum</i>	69

Fotografien und Grafiken, wenn nicht anders angegeben, stammen von der Autorin dieser Arbeit.

5.5 Literaturverzeichnis

Aeshimann D., Lauber K., Moser D. M. & Theurillat J.-P. 2004.

Flora alpina. *HauptVerlag Bern*.

APCC. 2014.

Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), *Verlag der österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich*.

Arndt D.S., Baringer M.O. & Johnson M.R. 2010.

State of the climate in 2009. *Bulletin of the American Meteorological Society* 91, 1-224.

Blösch C., Dickoré W. B., Samuel R. & Stuessy T. F. 2010.

Molecular Phylogeny of the Edelweiss (*Leontopodium*, Asteraceae – Gnaphalieae). *Edinburgh Journal of Botany* 67, 235-264.

Davidson O., & Mertz E. B. 2000.

IPCC Special Report, Emissions Scenarios. *Intergovernmental Panel on Climate Change*.

Diekmann M. 2003.

Species indicator values as an important tool in applied plant ecology—a review. *Basic and applied ecology* 4, 493-506.

Duller C. 2003.

Die Maximum-Entropie-Methode zur Bestimmung von Mischanteilen. *Austrian Journal of Statistics* 32, 183-200.

Dullinger S., Gatttringer A., Thuiller W., Moser D., Zimmermann N.E., Guisan A., Willner W., Plutzer C., Leitner M., Mang T., Caccianiga M., Dirnböck T., Ertl S., Fischer A., Lenoir J., Svenning J.C., Pomas A., Schmatz D.R., Silc U., Vittoz P. & Hülber K. 2012.

Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change* 2, 619-622.

Elith J., Graham C. H., Anderson R. P., Dudík M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R. J., Huettmann F., Leathwick J. R., Lehmann A., Li J., Lohmann L. G., Loiselle B. A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J. McC., Peterson A. T., Phillips S. J., Richardson K. S., Scachetti-Pereira R., Schapire R. E., Sobero'n J., Williams S., Wisz M. S. & Zimmermann, N. E. 2006.

Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.

Ellenberg H. 1986.

Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. *Ulmer-Verlag Stuttgart*.

Engler R., Guisan A. & Rechsteiner L. 2004.

An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41, 263-274.

Engler R., Randin C. F., Thuiller W., Dullinger S., Zimmermann N. E., Araújo M. B., P. B. Pearman, Le Lay G., Piedallu C., Albert C. H., P. Choler, Coldea G., De Lamo X., Dirnböck T., Gégout J.-C., Gómez-García D., Grytnes J.-A., Heegaard E., Høistad F., Nogués-Bravo D., Normand S., Puşcaş M., Sebastià M.-T., Stanisci A., Theurillat J.-P., Trivedi M. R., Vittoz P. & Guisan A. 2011.

21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology* 17, 2330-2341.

Fischer M. A., Oswald K. & Adler W. 2008.

Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol - 3. Auflage. *Oberösterreichisches Landesmuseum Linz*.

Gigon A. 1971.

Vergleich alpiner Rasen auf Silikat- und Karbonatboden. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 48.

Gottfried M., Pauli H. & Grabherr G. 1994.

Die Alpen im Treibhaus: Nachweise für das erwärmungsbedingte Höhersteigen der alpinen und nivalen Vegetation. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt e.V.*, 14.

Gottfried M., Pauli H., Futschik A., Akhalkatsi M., Barancok P., Benito Alonso J.L., Coldea G., Dick J., Erschbamer B., Fernández Calzado M.R., Kazakis G., Krajci J., Larsson P., Mallaun M., Michelsen O., Moiseev D., Moiseev P., Molau U., Merzouki A., Nagy L., Nakhutsrishvili G., Pedersen B., Pelino G., Puscas M., Rossi G., Stanisci A., Theurillat J.-P., Tomaselli M., Villar L., Vittoz P., Vogiatzakis I. & Grabherr G. 2012.

Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change* 2, 111-115.

Grabherr G. & Mucina L. 1993.

Die Pflanzengesellschaften Österreichs Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. *Gustav Fischer Verlag, Jena.*

Grabherr, G., Gottfried, M., Gruber, A., & Pauli, H. 1995.

Patterns and current changes in alpine plant diversity. In: Chapin, F.S. III & Körner C. (eds), Arctic and alpine biodiversity: patterns, causes and ecosystem consequences. *Springer-Verlag Berlin Heidelberg*, 167-181.

Grabherr G., Gottfried M. & Pauli H. 2010.

Climate change impacts in alpine environments. *Geography Compass* 4, 1133-1153.

Guisan A., Weiss S.B. & Weiss A.D. 1999.

GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143, 107-122.

Guisan A. & Zimmermann N. E. 2000

Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 135, 147–186.

Haemmerli M. 2007.

Molecular aspects in systematics of “*Gentiana*” sect. “*Calathianae*” Froel.. *Université de Neuchâtel.*

Haslinger K., Anders I., & Hofstätter M. 2013.

Regional climate modelling over complex terrain: an evaluation study of COSMO-CLM hindcast model runs for the Greater Alpine Region. *Climate dynamics*, 40, 511-529.

Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. & Jarvis A. 2005.

Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology* 25, 1965-1978.

Klonner G. 2013.

SDM ausgewählter Pflanzenarten in der alpinen Stufe im Nationalpark Hohe Tauern/ Zentralalpen. Erklärungswerte verschiedener Modellansätze und Sampling-Methoden in einem geologisch komplexen Untersuchungsgebiet. *Universität Wien.*

Körner C. 1999.

Alpine plant life – Functional plant ecology of high mountain ecosystems. *Springer-Verlag Berlin Heidelberg.*

Körner C. 2011.

Coldest places on earth with angiosperm plant life. *Alpine Botany* 121, 11–22.

Ischer, M., Dubuis, A., Keller, R., & Vittoz, P. 2014.

A better understanding of the ecological conditions for *Leontopodium alpinum* Cass. in the Swiss Alps. *Folia Geobotanica* 49, 541-558.

Landolt E., Bäumler B., Erhardt A., Hegg O., Klötzli F., Lämmler W., Nobis M., Rudmann-Maurer K., Schweingruber F. H., Theurillat J.-P., Urmi E., Vust M. & Wohlgemuth T. 2010.

Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen - 2. Auflage. *Haupt Verlag Bern.*

Larcher W., Wagner J., & Lütz C. 1998.

The effect of heat on photosynthesis, dark respiration and cellular ultrastructure of the arctic-alpine psychrophyte *Ranunculus glacialis*. *Photosynthetica* 34, 219-232.

Merow C., Smith M. J. & Silander J. A. 2013.

A practical guide to *MaxEnt* for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36, 1058-1069.

Nagy, L., & Grabherr, G. 2009.

The biology of alpine habitats. *Oxford University Press*.

Pauli H., Gottfried M., Dullinger S., Abdaladze O., Akhalkatsi M., Benito Alonso J. L., Coldea G., Dick J., Erschbamer B., FernándezCalzado R., Ghosn D., Holten J.I., Kanka R., Kazakis G., Kollár J., Larsson P., Moiseev P., Moiseev D., Molau U., Molero Mesa J., Nagy L., Pelino, Mihai Puscas G., Rossi G., Stanisci A., Syverhuset A.O., Theurillat J.-P., Tomaselli M., Unterluggauer P., Villar L, Vittoz P. & Grabherr G. 2012.

Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science* 336, 353-355.

Phillips S. J., Anderson R. P. & Schapire R. E. 2006.

Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231-259.

Pott R. 2005.

Allgemeine Geobotanik, *Springer-Verlag Berlin Heidelberg*.

Pümpel J. 2011.

Glaziale und periglaziale Lebensräume im Raum Obergurgl. *Innsbruck University Press*, 121-143

Ramirez-Villegas J. & Jarvis A. 2010.

Downscaling global circulation model outputs: The delta method decision and policy analysis working paper No. 1. *Policy Analysis* 1, 1-18.

Reese G.C., Wilson K.R., Hoeting J.A. & Flather C.H. 2005.

Factors affecting species distribution predictions: a simulation modeling experiment. *Ecological Applications* 15, 554-564.

Scherrer D. & Koerner C. 2010.

Infra-red thermometry of alpine landscapes challenges climatic warming projections. *Global Change Biology* 16, 2602-2613

Schiechl H. M. & Stern R. 1985.

Die aktuelle Vegetation der Hohen Tauern. Vegetation Matrei i. O. und Großglockner. *Wissenschaftliche Schriften des NPHT Universitätsverlag Wagner, Innsbruck*.

(Dazugehörig: ÖK-Blatt 151-Krimml 1:25000 nach Feldaufnahmen gleichen Maßstabs)

Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I. & Schweiger, O. 2008.

Climatic Risk Atlas of European Butterflies. *BioRisk* 1.

Steinbauer K. 2011.

Statistische Analyse lokaler Verbreitungsgrenzen alpine Pflanzenarten am Hochschwab/Steiermark/Österreich. *Universität Wien*.

Tabor K. & Williams J.W. 2010.

Globally downscaled climate projections for assessing the conservation impacts of climate change. *Ecological Applications* 20, 554-565.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. 2005.

Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 8245-8250.

Xiongqing C. X. L. Y. Z., & Hongyan J. 2012.

Effects of sample sizes on accuracy and stability of Maximum Entropy Model in predicting species distribution [J]. *Scientia Silvae Sinicae* 1.

Zimmermann N.E., Yoccoz N.G., Edwards T.C., Meier E.S., Thuiller W., Guisan A., Schmatz D.R. & Pearman P.B. 2009.

Climatic extremes improve predictions of spatial patterns of tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106. Supplement 2, 19723-19728.

Internetquellen:

Botanik im Bild. Stand: Juni 2015.

<http://flora.nhm-wien.ac.at/Seiten-Arten/Lomatogonium-carinthiacum.htm>

Geoland. Stand: Oktober 2014.

<http://geoland.at>

HarvestChoice. Stand: Mai 2015.

<http://harvestchoice.org/labs/how-big-one-5-arc-minute-grid-cell>

Jurgeit F. 1998. Weidenutzungsmodellierung Nationalpark Hohe Tauern.

http://www.parks.at/nphtt/mmd_fullentry.php?docu_id=29753

WorldClim. Stand: Oktober 2014.

<http://www.worldclim.org/>

ZAMG. Stand: Mai 2015.

<https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/standpunkt/klimaforschung/klimamodellierung/emissionsszenarien>

5.6 Lebenslauf

Name: Claudia Gstöttl
Email: claudia.gstoettl@gmail.com



Schul- und Berufsbildung

- 2010 – dato **MSc**, Syn- und Landschaftsökologie, Universität Wien, Österreich
(Thema der Masterarbeit: Arealmodellierungen ausgewählter alpiner Pflanzenarten im Globalen Wandel; Bedeutung des Faktors „Klima“ im Diskurs mit der öffentlichen Einschätzung)
- 2006 – 2010 **BSc**, Biologie, Universität Regensburg , Deutschland
(Thema der Bachelorarbeit: Phylogenie der *Leucanthemopsidinae* Oberpr. & Vogt und Modellierung der öko-klimatischen Areale von *Leucanthemopsis alpina* (L.) Heywood)
- 2004 – 2006 **Allgemeine Hochschulreife**, Berufsoberschule,
Schwerpunkt Pädagogik/Psychologie, Regensburg
- 2003 – 2004 **Freiwilliges Soziales Jahr**, Ausbildung zur Sanitätshelferin, Mitwirkung im Rettungsdienst und im Kindergarten der Johanniter
- 2000 – 2003 **Ausbildung zur Zahntechnikerin**, Dentallabor Poljakow & Müller, Regensburg

Berufserfahrung

- 06.2014 – dato **Selbstständige Biologin**
Vegetationskartierungen (Schrankogel/Tirol 2014 und Hochschwab/Steiermark 2015) im Rahmen des GLORIA-Projektes, Wien

Bergung, Präparation, Reparatur , Bestimmung und Katalogisierung fossiler Knochen u.a. der Ramesch-Knochenhöhle und der Gamssulzenhöhle (für das Landesmuseum Oberösterreich, Linz)
- 05.2013 – 04.2014 **Freie Mitarbeiterin im Architekturbüro Mayr, Modellbau**
Architekturbüro Mayr, Wien
- 03.2013 – 10.2013 **Universitätsmitarbeiterin auf Werkvertragsbasis** Betreuung und Anleitung der Teilnehmer einer wissenschaftlichen, paläontologischen Grabung
Präparation, Reparatur und Katalogisierung fossiler Knochen und paläolithischer Artefakte
Universität Wien, Department für Paläontologie
- 08.2012 – 12.2012 **Projektmitarbeiterin**, Entwicklung und Antragsstellung eines ETZ-EU-Projektes, Assistenz der Projektkoordination
Wirtschaftsuniversität Wien, Institut für Regional- und Umweltwirtschaft
- 03.2008 – 11.2009 **Studentische Hilfskraft**, Tierzucht und –pflege afrikanischer Nilhechte, Erhebung wissenschaftlicher Daten durch deren morphologische Vermessung
Universität Regensburg, Department für Zoologie, Verhaltensbiologie
- 03.2009 – 07.2009 **Studentische Hilfskraft**, Labormitarbeiterin im Rahmen des Genomprojektes Barcode of Life Database (BOLD); PCRs und Sequenzierungen der Art *Notocrangon antarcticus*,
Universität Regensburg, Department für Zoologie, Evolutionsbiologie

6 Danksagung

Dank an:

- Univ.-Prof. Dr. Fiedler, der sich bereit erklärte die Betreuung dieser Arbeit zu übernehmen und mit Rat, Tat und Kritik deren Werden unterstützte
- a. o. Prof. i. R. Dr. Albert als Freund und Mentor,
- dem GLORIA-Team, insbesondere hier PD Dr. Pauli und Dr. Winkler für fachliche Unterstützung, sowie eine Teilfinanzierung der Freilandarbeit über Mittel der Arbeitsgruppe GLORIA,
- der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Dullinger, insbesondere Dr. Moser für die Bearbeitung und Bereitstellung der Klimadaten
- Günther Klonner, MSc, für die gemeinsame Datenerhebung in Osttirol
- Michael Münch, Ulla Knight, Roman Pfneudl und Maki Pöhl für Unterstützung beim Diskutieren und Verfassen

Und an letzter und wichtigster Stelle Danke an PD Dr. Michael Gottfried für diesen Sommer.