Carl von Ossietzky
Universität Oldenburg

Masterstudiengang Landschaftsökologie

MASTERARBEIT

Höhenverbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*) und Aspisviper (*Vipera aspis*) sowie der Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*) im Val Müstair (Kt. Graubünden) über die letzten drei Jahrzehnte.

vorgelegt von Olivia Leißring

Betreuender Gutachter: Prof. Dr. Rainer Buchwald

Zweiter Gutachter: Dr. Hans Konrad Nettmann

Oldenburg, 26.05.25

Fakultät V – Mathematik und Naturwissenschaften
Institut für Biologie und Umweltwissenschaften
Masterstudiengang Landschaftsökologie

CARL VON OSSIETZKY
UNIVERSITÄT
OLDENBURG

Masterarbeit zum Thema:

Höhenverbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*) und Aspisviper (*Vipera aspis*) sowie der Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*) im Val Müstair (Kt. Graubünden) über die letzten drei Jahrzehnte.

Zum Erlangen des Grades *Master of Science*

Vorgelegt von: Olivia Leißring

Vor dem Steintor 92, 28203 Bremen

olivia.leissring@googlemail.com

Matrikelnummer 6485027

Erstgutachter: Prof. Dr. Rainer Buchwald

Zweitgutachter: Dr. Hans Konrad Nettmann

Oldenburg, 26.05.2025

Zusammenfassung

Der anthropogene Klimawandel verändert alpine Ökosysteme mit hoher Dynamik. In der Schweiz steigen die Temperaturen seit Jahrzehnten rund doppelt so schnell wie im globalen Durchschnitt. Besonders wechselwarme Tiere wie Reptilien reagieren sensibel auf jene Umweltveränderungen. Dennoch waren Reptilien und ganz besonders Schlangen in der Vergangenheit nur selten Bestandteil von Klimawirkungsforschungen, wodurch ein Mangel an artspezifischen Daten und Analysen herrscht. Die vorliegende Arbeit untersucht die Höhenverbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*), Aspisviper (*Vipera aspis*), Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*) im schweizerischen Val Müstair sowie dem gesamten Kanton Graubünden von 1990 bis 2024. Ziel ist es dabei, mögliche Verschiebungen zu erkennen und deren Zusammenhang mit klimatischen Veränderungen wie einem Temperaturanstieg und veränderten Niederschlagsmustern zu bewerten.

Dafür wurden insgesamt 8.566 Nachweise der vier Schlangenarten aus verschiedenen Datenquellen zusammengeführt und mithilfe des Geoinformationssystems QGIS sowie Statistikprogramms R ausgewertet und analysiert. Darunter befinden sich auch Daten aus eigener Felderhebung und einem Citizen Science-Verfahren, die beide 2024 im Val Müstair durchgeführt wurden und einen aktuellen Bezug ermöglichen. Um klimatische Einflüsse bewerten zu können, kamen ergänzend Klimadaten (Jahresmittel der Lufttemperaturen, Jahres- und Monatsniederschlagssummen) aus zwei lokalen Bodenmessstationen im Val Müstair hinzu. Im Fokus der Untersuchungen standen das mathematische Baryzentrum (gewichtete Mittel) sowie das 95. Perzentil der Höhenwerte als Indikatoren für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt bzw. die obere Verbreitungsgrenze der Schlangen. Die zentralen Hypothesen lauteten, dass sich (a) vor allem die oberen Verbreitungsgrenzen signifikant verschoben haben, (b) mögliche Verschiebungen insbesondere auf den rasanten Temperaturanstieg zurückzuführen sind und (c) ähnliche Trends auch außerhalb des Untersuchungsraumes Val Müstair zu beobachten sind, jedoch regional in ihrer Intensität variieren.

Die Modellergebnisse zeigen deutliche artspezifische und regionale Unterschiede:

- Kreuzotter: Im Val Müstair stieg die obere Verbreitungsgrenze signifikant an, während in Graubünden der mittlere Verbreitungsschwerpunkt und ebenso die obere Grenze signifikant sanken.

- Aspisviper: Signifikante Aufwärtsverschiebung der oberen Verbreitungsgrenze sowohl in der Gemeinde als auch im Kanton; im Val Müstair zusätzlich ein Anstieg des mittleren Verbreitungsschwerpunktes.
- Barrenringelnatter: Beobachteter Anstieg der Höhenwerte im Val Müstair, der aufgrund der geringen Datenmenge jedoch nicht statistisch belegt werden konnte; in Graubünden hingegen ein signifikantes Absinken des mittleren Schwerpunktes bei gleichzeitigem Anstieg der oberen Grenze.
- Schlingnatter: Keine signifikanten Veränderungen im Val Müstair; in Graubünden ähnlicher Trend wie bei der Barrenringelnatter.

Insgesamt wurden Arealverschiebungen sowie Zusammenhänge zum klimawandelbedingten Temperaturanstieg festgestellt. Die Niederschlagssumme hat sich im Val Müstair wie auch in der restlichen Schweiz kaum verändert, wodurch diese weniger ausschlaggebend zu sein scheint. Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung klimaangepasster Schutzstrategien für die vier Schlangenarten.

Schlüsselbegriffe: anthropogener Klimawandel, Arealverschiebung, Aspisviper, Barrenringelnatter, Biosfera Val Müstair, Graubünden, Höhenverbreitung, Kreuzotter, ökologische Nische, Reptilien, Schlingnatter, Schweiz, Val Müstair, Artverbreitung

Abstract

Anthropogenic climate change is altering alpine ecosystems with great dynamism. In Switzerland, temperatures have been rising for decades at nearly twice the global average rate. Ectothermic animals such as reptiles are particularly sensitive to these environmental changes. Nevertheless, reptiles and especially snakes have rarely been part of climate impact research in the past, resulting in a lack of species-specific data and analyses. This study investigates the altitudinal distribution of the Adder (*Vipera berus*), Asp Viper (*Vipera aspis*), Barred Grass Snake (*Natrix helvetica*) and Smooth Snake (*Coronella austriaca*) in the Swiss region of Val Müstair and across the entire canton of Grisons from 1990 to 2024. The aim is to identify potential range shifts and evaluate their relationship with climate-related factors such as rising temperatures and changing precipitation patterns.

In total, 8,566 occurrence records from multiple data sources were compiled and analyzed using the geographic information system QGIS and the statistical software R. These records include data collected through personal fieldwork and a citizen science initiative conducted in 2024 in the Val Müstair, providing a current dataset. To assess climatic influences, the study also incorporates climate data (annual means of air temperature and total annual/monthly precipitation) from two local ground-based weather stations in Val Müstair. Analyses focused on two indicators: the mathematical barycenter (weighted mean) as a proxy for the core altitudinal distribution, and the 95th percentile of elevation values as an indicator for the leading edge. The central hypotheses were that (a) primarily the leading edge have shifted significantly, (b) possible shifts are primarily attributable to the rapid increase in temperature, and (c) similar trends are observable outside the Val Müstair, though with varying regional intensities.

The modeling results reveal clear species-specific and regional differences:

- Adder: In Val Müstair, the leading edge increased significantly, whereas in Grisons both the mean and the leading edge declined significantly
- Asp Viper: A significant upward shift of the leading edge was observed both in Val Müstair and cantons analysis; in Val Müstair, the mean distribution also increased
- Barred Grass Snake: A rise in elevation values was observed in Val Müstair, though the small sample size precluded statistical significance; in Grisons, a significant decrease in the mean distribution was found alongside a concurrent increase in the leading edge

- Smooth Snake: No significant changes were detected in Val Müstair; in Grisons, trends were similar to those of the barred grass snake

Overall, range shifts as well as associations with climate change-induced temperature increases were identified. Precipitation patterns remained relatively stable in Val Müstair and across Switzerland, suggesting they may play a less decisive role in driving these changes. The findings emphasize the need for climate-adapted conservation strategies for the four snake species studied.

Key words: Adder, anthropogenic climate change, Asp Viper, Barred Grass Snake, Biosfera Val Müstair, distributional shifts, ecological niche, Grisons, reptiles, Smooth Snake, species distribution, Switzerland

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung I
Abstract III
Abbildungsverzeichnis VII
Tabellenverzeichnis X
Abkürzungsverzeichnis XII
Glossar XIII

1 Einleitung 1
2 Theoretischer Rahmen 5
2.1 Alpine Ökosysteme im Klimawandel 5
2.1.1 Trends und Folgen 5
2.1.2 Reaktionsmuster der Fauna 7
2.1.3 Nischentheorie 9
2.2 Ökologie der angesprochenen Schlangenarten 11
2.2.1 Allgemeine ökologische Ansprüche von Schlangen 11
2.2.2 Artportraits 13
2.3 Methodische Konzeption 21
3 Untersuchungsgebiet Val Müstair 22
4 Methodik 25
4.1 Datenbeschaffung 25
4.1.1 Bestandsdaten 25
4.1.2 Feldarbeit 26
4.1.3 Citizen Science 29
4.1.4 Datenbereinigung und Imputation 30
4.1.5 Klimadaten 31
4.2 Datenanalyse und Modellierung 32
4.2.1 Analyse Val Müstair 33
4.2.2 Klimatische Analyse 37
4.2.3 Analyse Graubünden 38
5 Ergebnisse 39
5.1 Zusammengeführter Gesamtdatensatz 39
5.2 *Vipera berus* 41
5.2.1 *Vipera berus* im Val Müstair 41

5.2.2 *Vipera berus* in Graubünden 45
5.3 *Vipera aspis* 48
5.3.1 *Vipera aspis* im Val Müstair 48
5.3.2 *Vipera aspis* in Graubünden 52
5.4 *Natrix helvetica* 55
5.4.1 *Natrix helvetica* im Val Müstair 55
5.4.2 *Natrix helvetica* in Graubünden 57
5.5 *Coronella austriaca* 60
5.5.1 *Coronella austriaca* im Val Müstair 60
5.5.2 *Coronella austriaca* in Graubünden 63
5.6 Einfluss des Klimas 67
6 Diskussion 69
6.1 Zusammenfassung der Ergebnisse 69
6.2 Interpretation und Einordnung 71
6.2.1 Klimawandel als Einflussfaktor 71
6.2.2 Regionale Unterschiede 74
6.2.3 *Vipera berus* 74
6.2.4 *Vipera aspis* 76
6.2.5 *Natrix helvetica* 78
6.2.6 *Coronella austriaca* 80
6.3 Methodische Reflexion und Forschungslimitationen 81
6.4 Implikationen für Forschung und Praxis 85
7 Fazit 89

Literaturverzeichnis VII
Anhang XV
Eidesstattliche Erklärung XXIV

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: exemplarische ökologische Nische der Arten A, B und C bezogen auf die Nischenachsen 1 und 2. Nischenüberlappungen sind farbig hinterlegt (nach SCHAEFER 2003, in NENTWIG et al. 2011: 39) 9
Abbildung 2: Vipera berus (LEIßRING 2024) 13
Abbildung 3: Höhenverbreitung Vipera berus in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983) 13
Abbildung 4: Vipera aspis (LEIßRING 2024) 15
Abbildung 5: Höhenverbreitung Vipera aspis in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983) 15
Abbildung 6: Natrix helvetica kurz vor der Häutung (erkennbar an der Trübung der Augen) (LEIßRING 2024) 17
Abbildung 7: Höhenverbreitung Natrix helvetica in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983) 17
Abbildung 8: Coronella austriaca (LEIßRING 2024) 19
Abbildung 9: Höhenverbreitung Coronella austriaca in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983) 19
Abbildung 10: Übersichtskarte Gemeinde Val Müstair mit Untersuchungsgebietsgrenze; hellgrüne Färbung = Naturpark, dunkelgrüne Färbung = Nationalpark (eigene Darstellung, Kartengrundlage SWISSTOPO) 23
Abbildung 11: Gesamtanzahl der vorliegenden Sichtungsmeldungen von Vipera berus, Vipera aspis, Natrix helvetica und Coronella austriaca in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung) 40
Abbildung 12: Anzahl der Sichtungen der vier angesprochenen Schlangenarten in Graubünden von 1990-2024 (eigene Darstellung) 40
Abbildung 13: Anzahl der Sichtungen der vier angesprochenen Schlangenarten im Val Müstair von 1990-2024 (eigene Darstellung) 40
Abbildung 14: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Vipera berus im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung) 41
Abbildung 15: Höhenverbreitung von Vipera berus im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 43
Abbildung 16: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Vipera berus im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 44
Abbildung 17: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Vipera berus im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 44

Abbildung 18: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Vipera berus in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung) 45
Abbildung 19: Höhenverbreitung von Vipera berus in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 46
Abbildung 20: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Vipera berus in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 47
Abbildung 21: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Vipera berus in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 48
Abbildung 22: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Vipera aspis im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung) 49
Abbildung 23: Höhenverbreitung von Vipera aspis im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 50
Abbildung 24: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Vipera aspis im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 51
Abbildung 25: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Vipera aspis im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 51
Abbildung 26: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Vipera aspis in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung) 52
Abbildung 27: Höhenverbreitung von Vipera aspis in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 53
Abbildung 28: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Vipera aspis in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 54
Abbildung 29: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R2, p-Wert und RMSE für Vipera aspis in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 55
Abbildung 30: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Natrix helvetica im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung) 56
Abbildung 31: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Natrix helvetica in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung) 57
Abbildung 32: Höhenverbreitung von Natrix helvetica in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 58
Abbildung 33: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Natrix helvetica in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 59

Abbildung 34: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R2, p-Wert und RMSE für Natrix helvetica in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 59
Abbildung 35: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Coronella austriaca im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung) 60
Abbildung 36: Höhenverbreitung von Coronella austriaca im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 61
Abbildung 37: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R2, p-Wert und RMSE für Coronella austriaca im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 62
Abbildung 38: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Coronella austriaca im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung) 63
Abbildung 39: Anzahl der gemeldeten Sichtung von Coronella austriaca in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung) 63
Abbildung 40: Höhenverbreitung von Coronella austriaca in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 64
Abbildung 41: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Coronella austriaca in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 66
Abbildung 42: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, p-Wert und RMSE für Coronella austriaca in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung) 66
Abbildung 43: Verlauf des Jahresmittel der Lufttemperatur 2 m über dem Boden – Messungen der Wetterstation in Sta. Maria auf 1.386 m üNN und in Buffalora auf 1.971 m üNN (Gemeinde Val Müstair) (eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des IDAWEBS 2025) 67
Abbildung 44: Verlauf der Jahresniederschlagssumme – Messungen der Wetterstation in Sta. Maria auf 1.386 m üNN und in Buffalora auf 1.971 m üNN (Gemeinde Val Müstair) (eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des IDAWEBS 2025) 68

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Höhenstufen der Alpen (Höhenabgrenzungen nach dem DEUTSCHEN ALPENVEREIN 2024 sowie KADEREIT et al. 2014: 847) 6
Tabelle 2: Unterscheidungsmerkmale von Generalisten und Spezialisten (eigene Zusammenstellung nach ESSL & RABITSCH 2013 sowie NENTWIG et al. 2011) 10
Tabelle 3: Auflistung der verwendeten Pakete in R Version 4.3.1 mit ihren jeweiligen Autorinnen und Autoren (eigene Zusammenstellung) 32
Tabelle 4: Einteilung der Sichtungen in ihre Jahrzehnte/Time Periods (TPs) (eigene Zusammenstellung) 33
Tabelle 5: zusammenfassende Erläuterung der verschiedenen Signifikanzniveaus (eigene Zusammenstellung) 35
Tabelle 6: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Vipera berus im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung) 42
Tabelle 7: p-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von Vipera berus im Val Müstair 1990-2023; Nv. = Normalverteilung (eigene Zusammenstellung) 43
Tabelle 8: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Vipera berus in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung) 45
Tabelle 9: p-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von Vipera berus in Graubünden 1990-2023; Nv.= Normalverteilung (eigene Zusammenstellung) 46
Tabelle 10: Zusammenfassung der Regressionskoeffizienten (Slope) für Vipera berus 1990-2023 (eigene Zusammenstellung) 47
Tabelle 11: Korrelationskoeffizienten zwischen dem (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Vipera aspis im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung) 49
Tabelle 12: p-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von Vipera aspis im Val Müstair 1990-2023; Nv. = Normalverteilung (eigene Zusammenstellung) 50
Tabelle 13: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Vipera aspis in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung) 52
Tabelle 14: p-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von Vipera aspis in Graubünden 1990-2023; Nv. = Normalverteilung (eigene Zusammenstellung) ... 53

Tabelle 15: Vergleich der Untersuchungsergebnisse zum Baryzentrum und 95. Perzentil für Vipera aspis (eigene Zusammenstellung) 54
Tabelle 16: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Natrix helvetica im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023, k.M.=keine Meldung) (eigene Zusammenstellung) 56
Tabelle 17: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Natrix helvetica in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)..... 57
Tabelle 18: p-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von Natrix helvetica in Graubünden 1990-2023; Nv.= Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)..... 58
Tabelle 19: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Coronella austriaca im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)..... 61
Tabelle 20: p-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von Coronella austriaca im Val Müstair 1990-2023; Nv.=Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)..... 62
Tabelle 21: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: Year) und der Höhe (Variable: Altitude) für Coronella austriaca in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)..... 64
Tabelle 22: p-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von Coronella austriaca in Graubünden 1990-2023; Nv.=Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)..... 65
Tabelle 23: Vergleich der Untersuchungsergebnisse zum Baryzentrum und 95. Perzentil für Coronella austriaca (eigene Zusammenstellung)..... 65

Abkürzungsverzeichnis

BAFU	Bundesamt für Umwelt
CH	Schweiz
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
COAU	*Coronella austriaca*
D	Deutschland
IUCN	International Union for Conservation of Nature
NAHE	*Natrix helvetica*
NHG	Natur- und Heimatschutzgesetz
PäV	Pärkeverordnung/Verordnung über die Pärke von nationaler Bedeutung
SNP	Schweizerischer Nationalpark
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization; Organisation der Vereinten Nationen für Bildung, Wissenschaft, Kultur und Kommunikation
VIAS	*Vipera aspis*
VIBE	*Vipera berus*
WSL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft

Glossar

95. Perzentil	statistischer Wert, der angibt, dass 95 % der Werte in einem Datensatz unter oder gleich diesem Wert sind, während 5 % der Werte größer sind
Baryzentrum	gewichtetes Mittel; gewichtete Mittelposition von Punkten
homoiotherm / endotherm	gleichwarm; beschreibt, dass sich die Körpertemperatur nicht an die Umgebungstemperatur anpasst, sondern unabhängig davon relativ gleich bleibt
Ovoviviparie; ovovivipar	bezeichnet im Rahmen der Fortpflanzung die Entwicklung eines Eies im Mutterleib, aus dem bereits im Mutterleib oder unmittelbar nach der Eiablage ein lebendes Jungtier schlüpft
poikilotherm / ektotherm	wechselwarm; beschreibt, dass die Körpertemperatur etwa der Umgebungstemperatur entspricht
Residuum	Differenz zwischen den beobachteten Werten der abhängigen Variable und den vom Regressionsmodell vorhergesagten Werten
thermophil	hohe Temperaturen bevorzugend
xerothermophil	trockene und warme Lebensräume bevorzugend

Die vorliegende Arbeit ist am Institut für Biologie und Umweltwissenschaften
der Carl von Ossietzky Universität und in Zusammenarbeit
mit der Biosfera Val Müstair entstanden.

Ein ganz besonderes Dankeschön geht an Linda Feichtinger und Hans Schmocker,
die diese Arbeit möglich gemacht haben.

1 Einleitung

Hitzeextreme, veränderte Niederschlagsmuster und sich verschiebende Lebensräume – der Klimawandel verändert die Alpen schneller, als viele Ökosysteme Schritt halten können. Weltweit wirkt sich der anthropogene Klimawandel auf sämtliche Organismengruppen aus, doch gerade für Reptilien sind die Auswirkungen gravierend. Als wechselwarme Tiere sind sie abhängig von ihrer Umgebungstemperatur und reagieren dadurch sensibler auf Veränderungen als andere Wirbeltiere (BÖHME & RÖDDER 2014: 1; LOURENÇO-DE-MORAES et al. 2019: 1; RÖDEL et al. 2016: 139). In den letzten Jahrzehnten wurden weltweit alarmierende Bestandrückgänge insbesondere bei spezialisierten Arten mit begrenztem Areal und/oder montaner Verbreitung verzeichnet (RÖDEL et al. 2016: 139; SYBERTZ & REICH 2018: 15). Für die Schweiz wurde festgestellt, dass sich die mittlere Jahrestemperatur seit 1970 um etwa 1,8 °C erhöht hat, was einer doppelt so schnellen Erwärmung wie in den übrigen Gebieten der nördlichen Hemisphäre entspricht (BAFU 2020: 7; OcCC 2007: 5; REBETEZ & REINHARD 2008: 27; WSL 2021). Hinzu kommen menschliche Landnutzungsveränderungen, die zu einem Habitatverlust führen und neben dem Klimawandel die schwerwiegendsten Folgen für die Biodiversität mit sich bringen (VITASSE et al. 2021: 1816). Im schweizerischen Kanton Graubünden wurden bereits 19 von 24 Reptilien- und Amphibienarten als gefährdet eingestuft (KANTON GRAUBÜNDEN 2023: 65).

Eine mögliche Reaktion von Tier- und Pflanzenarten auf veränderte Umweltbedingungen ist eine räumliche Verschiebung ihrer Verbreitungsgebiete, um geeignete Klimabedingungen beizubehalten (CHEN et al. 2011: 1024; LENOIR et al. 2008: 1768; PARMESAN & YOHE 2003: 37; u.a.). Während sich wärmeliebende Arten Richtung Norden ausbreiten können, nehmen die Bestände kälteliebender, alpiner und kontinentaler Arten ab oder weichen in höhere Lagen aus (PARMESAN & YOHE 2003: 37; RABITSCH et al. 2013: 59; VITASSE et al. 2021: 1817). Obwohl im steilen Gebirgsgelände verschiedene Höhenstufen räumlich eng beieinanderliegen, könnte die prognostizierte rasche Klimaerwärmung die Migrationsfähigkeit vieler alpiner Arten übersteigen (DIRNBÖCK et al. 2013: 192; VITASSE et al. 2021: 1817).

Auch wenn Höhenverschiebungen von Tier- und Pflanzengemeinschaften im Zuge des Klimawandels in den Alpen bereits vielfach untersucht wurden, liegt der Fokus bislang überwiegend auf bestimmten Artengruppen wie Vögeln oder Vegetationsgemeinschaften (GIBBONS et al. 2000: 653, LEUSCHNER & SCHIPKA 2004: 12f., STUART et al. 2004:

1). Die Auswirkungen auf die Reptilienfauna der Schweiz sind noch nicht sicher abzuschätzen (GUNTERN 2016: 20). Eine Studie hat ergeben, dass sich die Veröffentlichungen zur Klimawirkungsforschung zu 58 % auf Wirbeltiere bezieht, wovon bereits 33 % Vögel betreffen. Mit gerade einmal 2 % sind Reptilien mit Abstand am seltensten Gegenstand zoologischer Klimawirkungsforschung (LEUSCHNER & SCHIPKA 2004: 12f). Daraus ergibt sich die Forschungslücke, dass spezielle Analyseergebnisse zur Höhenverbreitung von Reptilien, insbesondere von Schlangenarten, vergleichsweise selten sind.

Das aktuelle Thema der klimawandelbedingten Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit einer bisher eher gering erforschten Artengruppe sind der Grund, warum die vorliegende Arbeit die Höhenverbreitung von Schlangen vor dem Hintergrund des anthropogenen Klimawandels untersucht. Als Untersuchungsraum wurde hierbei die Gemeinde Val Müstair in Graubünden, Schweiz, ausgewählt, in der die vier verschiedenen Schlangenarten Kreuzotter (*Vipera berus*), Aspisviper (*Vipera aspis*), Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*) vorkommen. Das Val Müstair eignet sich besonders gut als Modellraum, da es als alpines Hochtal mit ausgeprägten Höhengradienten nicht nur über eine außergewöhnlich hohe landschaftliche Bedeutung verfügt, sondern auch den Naturpark Biosfera Val Müstair und damit einen Teil des ersten hochalpinen UNESCO-Biosphärenreservats der Schweiz darstellt. Die Kooperation mit dem Naturpark Biosfera Val Müstair ermöglichte dabei nicht nur den Zugang zu regional relevanten Daten und Expertisen, sondern unterstreicht zudem die praxisorientierte Relevanz der Untersuchungsergebnisse für den Naturschutz und eine nachhaltige Entwicklung. Um die lokalen Ergebnisse einzuordnen und deren Aussagekraft zu erweitern, wurden ergänzend die Höhenverbreitung dieser vier Arten im gesamten Kanton Graubünden analysiert. Auf diese Weise ließen sich nicht nur Rückschlüsse auf lokale Veränderungen ziehen, sondern auch Trends auf andere alpine Regionen übertragen.

Ein besonderer Fokus liegt auf der Betrachtung der oberen Höhenverbreitungsgrenze der vier Schlangenarten, da sie nicht nur eine Grenze im physiologischen Sinne darstellt, sondern auch einen sensiblen Indikator für klimabedingte Veränderungen (MIZSEI et al. 2024: 1). Studien aus der Schweiz zeigen, dass sich die oberen Verbreitungsgrenzen von Arten infolge steigender Temperaturen deutlich schneller verschieben als die unteren oder der mittlere Verbreitungsschwerpunkt (RABITSCH et al. 2013: 65; VITASSE et al. 2021: 1825f.). Weichen die Verschiebungen der oberen Verbreitungsgrenze im Val Müstair von jenen im übrigen Kanton ab, könnte dies auf standort- oder populationsspezifische Resilienzfaktoren, aber auch unterschiedliche anthropogene Einflüsse,

wie beispielsweise im Bereich Landnutzung oder Habitatvernetzung, hindeuten. Die Untersuchung dieser Grenzbereiche erlaubt eine frühzeitige Erfassung von Anpassungs- und Verdrängungsprozessen. Besonders im Kontext des Klimawandels kann eine Höhenverschiebung Ausdruck eines kurzfristigen Reaktionspotenzials sein, aber auch auf langfristige Habitatverluste oder räumliche Sackgassen hinweisen, wenn geeignete Lebensräume oberhalb der aktuellen Grenze fehlen (FELDMEIER et al. 2020: 1484). Aufgrund ihrer Sensitivität gegenüber Veränderungen der Lufttemperatur folgen Schlangen vermutlich genau der Klimaerwärmung (VITASSE et al. 2021: 1827), was sie zu geeigneten Bioindikatoren machen könnte. Zusammengefasst verdient dieses aufkommende Forschungsfeld größere Aufmerksamkeit, um strukturelle und funktionale Veränderungen auf Ökosysteme besser vorhersagen zu können (HANNAH et al. 2005, zitiert von GALLIARD et al. 2011).

Die Zielsetzung dieser Masterarbeit lautet daher, potenzielle Verschiebungen in der Höhenverbreitung der vier Schlangenarten über die letzten Jahrzehnte zu identifizieren, deren Zusammenhang mit klimatischen Veränderungen zu analysieren und regionale Unterschiede zu bewerten. Dabei sollen die folgenden drei Fragen beantwortet werden:

Forschungsfrage 1: Hat sich die Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair in den letzten drei Jahrzehnten signifikant verschoben?

Forschungsfrage 2: Lassen sich mögliche Verschiebungen der Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair auf veränderte Klimabedingungen – insbesondere einen Temperaturanstieg und veränderte Niederschlagsmuster – in der Region zurückführen?

Forschungsfrage 3: Lassen sich die beobachteten Trends in der Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair auch im restlichen Kanton Graubünden wiederfinden?

Zur Beantwortung dieser drei Forschungsfragen wurden Sichtungsdaten der vier Schlangenarten aus Graubünden und im Speziellen dem Val Müstair seit 1990 betrachtet. Darüber hinaus erfolgten von April bis Juni 2024 eigene feldherpetologische Erhebungen sowie ein Citizen Science-Aufruf zum Melden von Reptiliensichtungen im Val Müstair, deren resultierende Daten aktuelle Ergänzungen darstellen. Alle gesammelten Daten wurden mithilfe von GIS-gestützten Methoden sowie statistischen Analysen in R ausgewertet, um klimawandelbedingte Veränderungen in den Verbreitungsmustern der vier Arten zu untersuchen.

Es folgt das 2. Kapitel, welches einen Überblick über die theoretischen Grundlagen geben wird. Dabei liegt der Schwerpunkt vor allem auf dem Klimawandel und dessen

Auswirkungen auf alpine Ökosysteme sowie der Ökologie und Biologie der vier Schlangenarten. Daraufhin wird im 3. Kapitel das Untersuchungsgebiet mit seinen geomorphologischen, topographischen, klimatischen und vegetationskundlichen Gegebenheiten beschrieben. Im Anschluss wird im 4. Kapitel die ausgewählte Methodik beschrieben, woraufhin im 5. Kapitel die erlangten Ergebnisse wiedergegeben werden. Darauf aufbauend folgt im 6. Kapitel die Diskussion der Ergebnisse und Methodik sowie eine Implikation für Forschung und Praxis. Die vorliegende Arbeit endet schließlich mit einem Fazit im 7. Kapitel, in dem die Forschungsfragen beantwortet werden.

2 Theoretischer Rahmen

2.1 Alpine Ökosysteme im Klimawandel

2.1.1 Trends und Folgen

Die Alpen erstrecken sich in einem etwa 800 km langen Bogen von Osten nach Westen. Mit einer Breite von grob 200 km und zahlreichen Gipfeln über 4.000 m üNN stellte dieses Gebirgssystem während der Eiszeit und auch den nacheiszeitlichen Perioden des Pleistozäns ein topografisches Hindernis dar (VITASSE et al. 2021: 1818). Durch die Vielzahl an biogeografischen Regionen (HEWITT 2000: 909) und Klimazonen (KÖRNER 2000: 513) gilt diese Bergregion als Hotspot der Biodiversität und bietet eine Vielzahl an Ökosystemdienstleistungen von unersetzbarem Wert. Trotz des menschlichen Einflusses sind die Alpen ein großer Naturraum, der in weiten Teilen wenig gestört ist und mit Abstand die höchste Dichte an Schutzgebieten in ganz Mitteleuropa aufweist (DIRNBÖCK et al. 2013: 202). Doch auch in den Alpen hat sich die Lufttemperatur seit der vorindustriellen Zeit um rund 2 °C erhöht, was der doppelten Geschwindigkeit des globalen Temperaturmittelanstiegs entspricht (BAFU 2020: 7). Heutzutage werden Klimaveränderungen verzeichnet, die nicht auf natürliche Prozesse zurückzuführen sind (RÖDDER & SCHULTE 2009: 2). Allein seit 1970 sind die Temperaturen um etwa 0,36 °C pro Jahrzehnt gestiegen und die fünf wärmsten Jahre der Messreihe 1864 bis 2019 wurden allesamt nach dem Jahr 2010 verzeichnet (BAFU 2020: 7). Hitzewellen und Starkniederschläge werden häufiger und intensiver, was unter anderem zu einem Rückgang der Gletscher sowie einer deutlichen Reduktion der Schneedecke führt (BAFU et al. 2020: 7; NORTH et al. 2007, zitiert von VITTOZ et al. 2010: 354; VITASSE et al. 2021: 1816).

Ähnlich wie auch in anderen Gebirgen lassen sich die Verbreitungen der Tier- und Pflanzenarten in den Alpen verschiedenen Stufen (siehe Tabelle 1) entlang eines Höhengradientens zuordnen, die jeweils mehrere hundert Höhenmeter umfassen. Die Höhe nimmt hierbei nur einen indirekten Einfluss auf die komplexen Gradienten, während Variablen wie die Temperatur und der Niederschlag direkte Effekte auf das Vorkommen von Pflanzen haben (DYAKOV 2010: 5). In der Regel findet mit zunehmender Höhe eine Temperaturabnahme von etwa 0,52 °C bis knapp 1 °C pro 100 Höhenmeter statt, während gleichzeitig die Intensität des Lichtes (UV-B Strahlung) sowie der Niederschlag zunehmen (METEOSCHWEIZ o.J.; POTT & HÜPPE 2007: 8, 81,214).

Tabelle 1: Höhenstufen der Alpen (Höhenabgrenzungen nach dem DEUTSCHEN ALPENVEREIN 2024 sowie KADEREIT et al. 2014: 847)

Stufenbezeichnung	Höhenbereich	Beschreibung
planar-kollin	bis ca. 300-500 m üNN	Ebenen- und Hügellandstufe
submontan	bis ca. 400-700 m üNN	unterste Bergwald-(Übergangs-)stufe
montan	untere (600-1100 m üNN), mittlere (1000-1500 m üNN) und obere Bergwald-stufe (1400-2000 m üNN); bis max. 1.500 m üNN an den Randalpen und bis max. 2.000 m üNN in den Zentralalpen	Übergang zwischen Laub-, Misch- und Nadelwäldern
subalpin	von 1.500/1.800 m üNN bis 1.700/2.400 m üNN	Kampfwald- und Krumm-holzstufe; Nadelwälder (v.a. Fichten-Lärchen-Wälder und Lärchen-Zirben-Wälder)
alpin	von 2.400/2.500 m üNN bis 2.700/3.000 m üNN	zwischen Baumgrenze und geschlossenem Rasen dominieren Zwergstrauch-heiden, später Grasheiden
subnival	bis ca. 3.000 bis 3.300 m üNN	Vegetationsfragmente und Einzelpflanzen
nival	Abgrenzung zur alpinen Stufe wird über die lokale Schneefallgrenze definiert; bis 4.500 m üNN	Schneestufe, offene Stellen oberhalb der klimatischen Schneegrenze; Gefäß-pflanzenpioniere an güns-tigen Mikrohabitaten

Insbesondere die Baumgrenze zeigt deutlich eine Veränderung der Umweltparameter an (KADEREIT et al. 2014: 847; POTT & HÜPPE 2007: 56ff.). Durch den Klimawandel ist zu vermuten, dass sich diese durch den Temperaturanstieg nach oben verlagert (GEHRIG-FASEL et al. 2007: 571, HARSCH et al. 2009: 1040). Noch in diesem Jahrhundert ist eine Verschiebung der alpinen Waldgrenze um 100 bis 200 Höhenmeter nach oben bei einem Temperaturanstieg von 1 bis 2 °C zu erwarten (THEURILLAT & GUISAN 2001: 89). Bei einem Klimaszenario mit einer Temperaturerhöhung von 3 bis 4 C° ist von einer Verschiebung von 500 bis 700 Höhenmetern nach oben bis zum Ende des Jahrhunderts zu rechnen (BAFU 2020: 58). Der Masterarbeit ist ein Ordner beigefügt, in welchem sich ein Layout (Kartennr.K06) befindet, auf dem die Verschiebungen der Höhenstufen und der Baumgrenze unter verschiedenen Klimaszenarien dargestellt werden.

2.1.2 Reaktionsmuster der Fauna

"*Range-restricted species, particularly polar and mountaintop species, show severe range contractions and have been the first groups in which entire species have gone extinct due to recent climate change*." (PARMESAN 2006: 637)

Insgesamt gibt es für Organismen drei verschiedene Reaktionsoptionen auf Klimaveränderungen. Dazu gehören plastische (phänotypische) Reaktionen und Anpassungen, wozu zum Beispiel das Verhalten und die Physiologie gehören, dann genetische Anpassungen (Evolution) und als dritte Option die Migration in geeignete Lebensräume (RÖDEL et al. 2016: 140; RÖDDER & SCHULTE 2009: 1). Änderungen der Demografie von Populationen und Artarealen (Arealverlust vs. Arealgewinn) sind aufgrund des Klimawandels anzunehmen (RÖDDER & SCHULTE 2009: 1), da die raschen Umweltveränderungen Auswirkungen auf die Frühlingsphänologie sowie Höhenverbreitung von Tieren, Pflanzen und Pilzen dieser Bergregionen haben (TURNER & MACLEAN 2011: 1; RABITSCH et al. 2013: 59; FELDMEIER et al. 2020: 1483; HUEMER et al. 2020: 264; VITASSE et al. 2021: 1816). Als Reaktion breiten sich wärmeliebende Arten zunehmend nach Norden aus, während kälteliebende, alpine und kontinentale Arten in höhere Lagen ausweichen oder in ihrem Bestand zurückgehen (PARMESAN & YOHE 2003: 37; RABITSCH et al. 2013: 59; VITASSE et al. 2021: 1817).

Obwohl regionale, menschliche Landnutzungsänderungen einige dieser Trends teilweise erklären können, spiegelt die konsistente Aufwärtsverschiebung, die bei nahezu allen Taxa in den gesamten Alpen beobachtet wurde, wahrscheinlich die starke Erwärmung und den Rückgang der Schneebedeckung wider, die in den letzten Jahrzehnten in den Europäischen Alpen stattgefunden haben (VITASSE et al. 2021: 1817). Es ist anzunehmen, dass die dokumentierten Prozesse komplexe Reaktionen auf Umweltfaktoren anzeigen und dass sich die Veränderungen an der oberen Ausbreitungsgrenze von denen im Kernareal sowie potenziellen Refugialräumen unterscheiden (RABITSCH et al. 2013: 59). Wie Studien gezeigt haben, verschob sich die obere Verbreitungsgrenze (englisch: *Leading Edge*) der meisten Arten bereits nachweislich bergauf, wobei die Geschwindigkeit bei Tieren (von +47 bis +91 m pro Jahrzehnt) deutlich höher war als bei Pflanzen (von +17 bis +40 m pro Jahrzehnt) (VITASSE et al. 2021: 1817). Mit Ausnahme der terrestrischen Insekten (+90 m) und Reptilien (+63 m) scheint die Aufwärtsverschiebung der Organismen derzeit jedoch zu langsam zu sein, um mit der durch die Klimaerwärmung induzierten Verschiebung der Isotherme, die seit 1970 auf etwa +62 bis +71 m pro Jahrzehnt geschätzt wird, Schritt zu halten (HUPKE 2020: 347f.; VITASSE et al. 2021: 1817). Angesichts dieser Ergebnisse werden sich vermutlich Interaktionen

zwischen Arten über mehrere trophischen Ebenen hinweg ändern, bedingt durch phänologische und räumliche Diskrepanzen (VITASSE et al. 2021: 1817). Wie auch das Zitat von PARMESAN 2006 zu Beginn des Kapitels deutlich macht, stellt der anthropogene Klimawandel für alpine Arten eine besondere Herausforderung dar, da mit der zunehmenden Erwärmung ihre Ausweichmöglichkeiten in höheren Lagen räumlich begrenzt sind (HUEMER et al. 2020: 264).

Als wechselwarme (ektotherme/poikilotherme) Wirbeltiere zeigen Amphibien und Reptilien eine höhere Sensitivität gegenüber klimatischen Veränderungen als es bei gleichwarmen (homoiothermen) Wirbeltiergruppen wie Vögeln oder Säugetieren der Fall ist (BÖHME & RÖDDER 2014: 1; RÖDDER & SCHULTE 2009: 1: 1; RÖDEL et al. 2016: 139). Zu den signifikanten Bedrohungsfaktoren für die Herpetofauna gehören Habitatzerschneidung, -zerstörung und -verlust, eingeschleppte invasive Arten, Umweltverschmutzung und Krankheiten (BAFU & INFO FAUNA 2023: 20; GIBBONS et al. 2000: 654; GLANDT 2016: 140). All diese Effekte werden durch den Klimawandel verstärkt und machen Arten verwundbarer (BÖHME & RÖDDER 2014: 1). Gleichzeitig konnten viele Generalisten ihre Verbreitung teils erheblich ausdehnen, in manchen Fällen sogar mit invasivem Verhalten (BÖHME & RÖDDER 2014: 1). Einige Arten können die Auswirkungen des Klimawandels also zumindest teilweise durch Verhaltensänderungen kompensieren, wobei die Plastizität der Reaktionsnormen sogar innerhalb einer Art variieren kann. Die plastischen Möglichkeiten der meisten Arten sind bislang unbekannt (RÖDEL et al. 2016: 139). Mehrere Studien haben ergeben, dass einige Reptilienarten jedoch sehr konservativ sind und selbst Gebiete, die bereits länger in ihrer Form bestehen und vom Menschen als geeignet erachtet werden, nicht angenommen werden (KISSLING et al. 2016, zitiert von RÖDEL et al. 2016: 140). Auch wenn Höhenstufen im alpinen Gelände dicht beieinanderliegen, könnte die prognostizierte Geschwindigkeit der Klimaerwärmung die genetische Anpassungs- oder Migrationsfähigkeit vieler Arten übersteigen (DIRNBÖCK et al. 2013: 192; VITASSE et al. 2021: 1817). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass ein laterales Ausweichen in den orografisch stark gegliederten Alpen aufgrund natürlicher Barrieren, wie zum Beispiel den Tälern, nur hochmobilen Arten über längere Distanzen gelingt (DIRNBÖCK et al. 2013: 192). Langfristig könnten daher spezialisierte Gebirgsarten durch nachrückende, konkurrenzstärkere Tieflandarten verdrängt werden (PAULI et al. 2012: 353).

Das besiedelbare Areal für Reptilien hat sich bereits verändert und wird sich im Zuge des Klimawandels auch in den kommenden Jahrzehnten weiter verschieben. Arten, bei denen in der Schweiz ihre südliche Verbreitungsgrenze liegt, können bei höheren Tem-

peraturen zwar in Bereiche weiter oben ausweichen, ab einer gewissen Höhenstufe sind die notwendigen Lebensraumbedingungen aber nicht mehr gegeben (INFO FAUNA 2021). Profitieren können auf der anderen Seite jedoch Arten, die in der Schweiz ihre nördliche Verbreitungsgrenze haben, da eine deutliche Arealerweiterung stattfindet (INFO FAUNA 2021).

2.1.3 Nischentheorie

Als Areale bezeichnet man die Verbreitungsgebiete aller Populationen einer Art (RABITSCH et al. 2013: 59). Größe und Lage der Verbreitungsgebiete werden durch den Einfluss der Umweltbedingungen auf Überleben, Reproduktion und Ausbreitung der einzelnen Individuen, also der Populationsdynamik, bestimmt (LOMOLINO et al. 2006, zitiert von RABITSCH et al. 2013: 59). Der Begriff der ökologischen Nische beschreibt die Ansprüche einer Art an ihre Umwelt und deren Funktionen in Artgemeinschaften und Ökosystemen (NENTWIG et al. 2011: 38). Es wird zwischen der realisierten Nische, also dem tatsächlichen Lebensraum unter Einfluss von beispielsweise Konkurrenz, und der fundamentalen Nische, also dem theoretischen Lebensraum ohne biotische Einschränkungen, unterschieden (NENTWIG et al. 2011: 40). Während es viele unterschiedliche Konzepte gibt, wird die Nische in der modernen Ökologie meist als abstrakter Raum erklärt, in dem die Umweltfaktoren und Ressourcen, die maßgeblich die Existenz einer Art beeinflussen, die Achsen bilden, die diesen Raum aufspannen (NENTWIG et al. 2011: 38). Wie auf Abbildung 1 dargestellt, kann durch die zahlreichen Ansprüche einer Art ein multidimensionaler Raum entstehen, in dem jede Art nur einen Teilbereich einer Nischenachse einnimmt und so die Fitness entlang dieser unterschiedlich stark ausgeprägt ist (NENTWIG et al. 2011: 38). Da die Nische durch die jeweilige Art definiert wird, gibt es nach diesem Konzept folglich keine freien Nischen. Unabhängig von der Art kann es dennoch bestimmte Existenzmöglichkeiten geben, auch wenn sie im Moment von keiner Art genutzt werden. Diese offenen Möglichkeiten werden als Planstellen bezeichnet. Für die Besetzung einer solchen Planstelle ist die räumlich-zeitliche Koinzidenz zwischen Planstelle und Art, die diese Stelle potenziell einnehmen kann, ausschlaggebend (NENTWIG et al. 2011: 38). Das führt dazu,

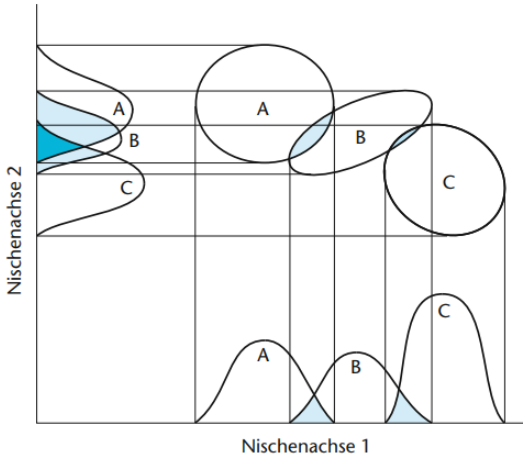


Abbildung 1: exemplarische ökologische Nische der Arten A, B und C bezogen auf die Nischenachsen 1 und 2. Nischenüberlappungen sind farbig hinterlegt (nach SCHAEFER 2003, in NENTWIG et al. 2011: 39)

dass Planstellen in unterschiedlichen Gebieten oder auch zu unterschiedlichen erdgeschichtlichen Zeiten durch Arten eingenommen werden, die nicht näher miteinander verwandt sind (Stellenäquivalenz) (NENTWIG et al. 2011: 38).

Durch dieses Konzept lässt sich die ökologische Nische formal beschreiben. Dabei werden zwei zentrale, voneinander unabhängige Kennwerte betrachtet: die Nischenposition und die Nischenbreite. Die Nischenposition kennzeichnet, wo genau sich die Nische im gesamten Nischenraum befindet. Die Nischenbreite gibt hingegen an, wie groß der Teil des Nischenraumes ist, den eine Art nutzt. Generalisten haben eine breite Nische (große Nischenbreite), Spezialisten dagegen eine schmale (geringe Nischenbreite) (NENTWIG et al. 2011: 39). Bei Generalisten handelt es sich um Arten, die ein breites Lebensraum-, Nahrungs- und Wirtsspektrum besitzen und so häufig flexibel auf sich ändernde Umwelt- und Klimabedingungen reagieren können (ESSL & RABITSCH 2013: 446). Als Spezialisten werden hingegen Arten bezeichnet, die ein enges Lebensraum-, Nahrungs- und Wirtsspektrum besitzen. Sie sind oft selten und können in der Regel nur bedingt auf sich ändernde Umwelt- und Klimabedingungen reagieren (ESSL & RABITSCH 2013: 451).

Dadurch werden Spezialisten vermutlich stärker vom Klimawandel betroffen sein als Generalisten (SCHWEIGER et al. 2013: 112). Artengruppen mit speziellen ökologischen oder funktionellen Eigenschaften, wie beispielsweise einer engen Abhängigkeit von Strukturen, die längere Zeit brauchen, um sich zu entwickeln, Arten, die in enger Beziehung mit anderen Arten leben, sowie Arten, die im Nahrungssystem weit oben stehen, werden besonders zurückgehen (ESSL et al. 2013: 128). Im Gegensatz dazu werden Generalisten, darunter auch viele Neobiota, also gebietsfremde und invasive Arten, stärker vertreten sein, da sie durch ihre Toleranz gegenüber Umweltveränderungen flexibler auf sogenannte Range Shifts (deutsch: Verbreitungsgebietsverschiebung) reagieren können (ESSL et al. 2013: 128). In Tabelle 2 sind die ökologischen Merkmale von Generalisten und Spezialisten zusammenfassend dargestellt:

Tabelle 2: Unterscheidungsmerkmale von Generalisten und Spezialisten (eigene Zusammenstellung nach ESSL & RABITSCH 2013 sowie NENTWIG et al. 2011)

	Generalist	Spezialist
Nischenbreite	groß	schmal
Nahrungsquelle	viele	eine bestimmte
Lebensräume	unterschiedliche	eingeschränkte
Anpassungen	wenig auf Umweltansprüche spezialisiert	an bestimmte Lebensbedingungen angepasst

Nach der Hypothese von MACARTHUR (1972) sind die Arealgrenzen an den kühleren, nördlich bzw. hochgelegenen Arealrändern eher klimatisch bedingt, während sie an den warmen, südlich bzw. tiefergelegenen Arealrändern eher biotisch bestimmt sind (RABITSCH et al. 2013: 59).

2.2 Ökologie der angesprochenen Schlangenarten

2.2.1 Allgemeine ökologische Ansprüche von Schlangen

Schlangen sind wie alle Reptilien ektotherm, also außenwarm/wechselwarm, und beziehen damit die Hauptwärmemenge durch direkte Sonneneinstrahlung oder durch den Kontakt mit aufgewärmten Substraten (GLANDT 2016: 144). Ihre bevorzugte Körpertemperatur liegt bei den einheimischen Reptilienarten bei rund 30 °C und garantiert einen optimalen Ablauf der wichtigsten Körperfunktionen (MEYER et al. 2014: 46). Insbesondere im Frühjahr und Herbst werden diese präferierten Körpertemperaturen nur erreicht, wenn die Tiere die Sonnenenergie und mikroklimatisch günstige Habitatstrukturen nutzen. Besonders Schlangen und Blindschleichen liegen dafür häufig versteckt in der Vegetation, da sich diese besonders schnell erwärmt und sie vor kühlen Winden sowie Prädatoren schützt (MEYER et al. 2014: 46). Da ihre Körperbedeckung kaum eine Wärmeisolation besitzt, kommt es bei einer niedrigen oder fallenden Umgebungstemperatur zur Wärmeabstrahlung und Abkühlung (GLANDT 2016: 144). Ektotherme Tiere gleichen ihre Körpertemperatur durch thermoregulatorisches Verhalten aus, also indem sie gezielt wärmere Orte aufsuchen (GLANDT 2016: 144). Wenn das nicht möglich ist, nimmt ihre Bewegungsaktivität deutlich ab. In unseren Breiten zwingt sie der herbstliche Temperaturabfall dazu, sich in frostsichere Winterquartiere zurückzuziehen. Zusammengefasst korreliert die Körpertemperatur ektothermer Tiere also deutlich mit der Außentemperatur (GLANDT 2016: 144). Zu verhaltensbiologischen Möglichkeiten, die den Wärmeaustausch speziell bei Schlangen mitbestimmen, gehören beispielsweise (Auswahl nach GLANDT 2016: 145):

- Breitmachen des Rückens durch Rippenspreizen (Beispiel: Kreuzotter)
- tigmotaktisches Verhalten: Wärmeaufnahme durch Körperkontakt mit aufgewärmten flachen Steinen, Müllteilen etc.
- zeitliche Einnischung der Aktivität, z.B. im Sommer frühmorgens und spät nachmittags; Aufsuchen frostfreier Winterquartiere in gemäßigten Breiten
- Aufsuchen unterschiedlicher Kleinlebensräume (Mikrohabitate)

Schlangen besitzen darüber hinaus einen sehr ausgeprägten Orientierungssinn und nutzen immer wieder dieselben Habitatstrukturen. Anders als bei den Amphibien findet

bei den heimischen Reptilienarten allerdings keine ausgeprägte Wanderung vom Winterquartier zum Fortpflanzungsgebiet statt (MEYER et al. 2014: 35). Das Wanderverhalten von Reptilien ist weniger gut untersucht als jenes von Amphibien. Zwar ist bekannt, dass eine bewusste Raumnutzung existiert, allerdings ist bislang unklar, was die Intentionen dahinter sind oder wie individuelle Prägungen entstehen. Die Orientierung einheimischer Reptilien erfolgt vermutlich primär visuell mithilfe von Landmarken. Es gibt jedoch Hinweise darauf, dass Schlangen zusätzlich über ein olfaktorisches Gedächtnis verfügen. Dieses macht es ihnen möglich, ihren Geburtsort und damit auch ihr Winterquartier über den Geruchssinn wiederzufinden. Meist sonnen sich die Tiere in direkter Nähe ihrer Überwinterungsstätten, wo etwas versetzt auch die Paarungsaktivität beginnt (MEYER et al. 2014: 35). Abhängig vom Witterungsverlauf sind bereits im Spätwinter, in der Regel also im Februar oder März, erste Schlangen zu beobachten (MEYER et al. 2014: 35). Insbesondere die wärmebedürftigen Arten mit eher südeuropäischer Verbreitung, wie zum Beispiel die Aspisviper, pausieren oder beenden ihre Winterruhe schon früh bei günstigem Wetter (MEYER et al. 2014: 35f.). Die Paarungszeit hiesiger Schlangenarten fällt in den Frühling, wobei bei einigen Arten zusätzlich eine weniger ausgeprägte Paarungszeit im Herbst stattfindet, wie beispielsweise bei der Aspisviper, Ringelnatter und seltener bei der Schlingnatter (MEYER et al. 2014: 40).

Die Schlangenarten der Schweiz sind wie viele andere Reptilien auf strukturreiche, mosaikartige Lebensräume angewiesen, sie sowohl Sonnenplätze als auch Rückzugs- und Überwinterungsmöglichkeiten bieten. Diese Ansprüche machen sie besonders empfindlich gegenüber Veränderungen in der Landschaftsnutzung. Natürliche Störungen wie Feldstürze, Lawinen, Waldbrände oder Überschwemmungen führten früher zur Entstehung solcher dynamischer Pionierstandorte (MEYER et al. 2014: 279). Mit zunehmender technischer Kontrolle über diese Naturereignisse verschwanden diese wertvollen Habitate jedoch großflächig (MEYER et al. 2014: 279). Traditionell bewirtschaftete Kulturlandschaften boten lange Zeit wichtige Ersatzlebensräume, da sie Lesesteinhaufen, Trockensteinmauern, Hecken und extensive Wiesen mit vielfältigen Mikroklimata und Versteckmöglichkeiten umfassten (MEYER et al. 2014: 280f.). Diese Strukturen erfüllten viele der ökologischen Ansprüche der Schlangen und kompensierten teilweise den Rückgang natürlicher Habitate. Doch mit der Intensivierung der Landwirtschaft und der Aufgabe traditioneller Nutzungsformen gingen diese Sekundärlebensräume stark zurück. Intensiv genutzte Flächen bieten kaum mehr Unterschlupf und brachfallende Flächen verbuschen, was sich besonders negativ auf die licht- und wärmeliebenden Schlangenarten auswirkt.

2.2.2 Artportraits

Kreuzotter – *Vipera berus* (LINNAEUS 1758)

Verbreitung:	von Frankreich und Großbritannien im Westen quer durch Europa und Sibirien bis zur pazifischen Insel Sachalin im Osten; im Norden überschreitet das Verbreitungsareal in Schweden und Finnland den Polarkreis, im Süden reicht es bis nach Nordgriechenland
Höhenverbreitung:	Schwerpunkt auf ca. 1.700 m üNN in Graubünden (siehe Abbildung 3)
Gefährdungsgrad:	nach IUCN nicht gefährdet (LC); nach der Roten Liste Schweiz stark gefährdet (EN)
Nationale Priorität:	mittel (3)



Abbildung 2: *Vipera berus* (LEIßRING 2024)

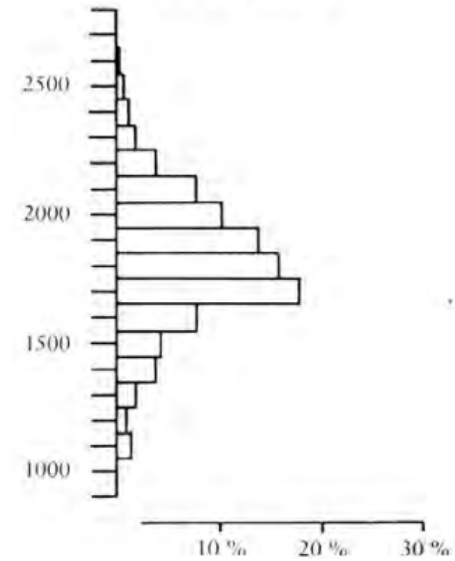


Abbildung 3: Höhenverbreitung *Vipera berus* in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983)

MORPHOLOGIE Gesamtkörperlänge: im Jura und Mittelland bis zu 80 cm, im Alpenraum 50-60 cm; Männchen etwas kleiner

Die Gestalt der Kreuzotter (*Vipera berus*) ist kompakt und kräftig, insbesondere bei den Weibchen. Der Kopf ist deutlich vom Hals abgesetzt, der Schwanz kurz. Ihre Rückenschuppen sind gekielt und die Grundfarbe variiert beträchtlich. Während Weibchen meist braun gefärbt sind, sind graue Töne bei den Männchen verbreitet. In manchen Fällen treten auch rötliche oder gelbliche Nuancen auf und vollständig schwarze (melanoti-

sche) Tiere sind lokal sogar häufig. Typisch für die Art ist ein durchgehendes Zickzackband auf dem Rücken, das bei Weibchen dunkelbraun und wenig kontrastreich und bei Männchen in der Regel schwarz ist und sich stark von der Grundfarbe abhebt. Die Flanken zeigen oft Flecken. Die Schnauze ist abgerundet, die Augen groß mit markantem Überaugenschild, senkrecht-spaltförmiger Pupillen und einfarbigen, meist rötlichen Iriden. Auf der Kopfoberseite befinden sich kleine Kopfschilder, die aber häufig mit Resten großer Kopfschilder auf der zentralen Kopfseite verbunden sind. Zwei Schuppenreihen trennen Auge und Mundspalte voneinander. (MEYER et al. 2014: 266f., SCHAEFER 2018: 620)

Verwechslungsgefahr: Aspisviper (*Vipera aspis*), Schlingnatter (*Coronella austriaca*)

LEBENSRAUM Im Jura bewohnt die Kreuzotter Weiden mit Trockenmauern und Lesesteinhaufen, Feuchtwiesen, Hochmoore sowie lichte, karstige Wälder. In den Alpen nutzt sie vergleichbare Lebensräume, zusätzlich aber auch Lawinenzüge, Geröllflächen entlang von Bächen und Blockhalden. Besonders geeignete Bedingungen findet sie in Zwergstrauchheiden, wenn diese mit Felsen, Steinen und kleineren Blockhalden durchsetzt sind. Auch anthropogen geschaffene Strukturen wie Ruinen oder Verbauungen in Trockenbauweise werden als Lebensraum angenommen. Typisch für Kreuzotterhabitate ist eine gewisse Bodenfeuchte in Kombination mit einer reichen Krautschicht. Während sie auf der Alpennordseite vor allem südwest- bis südostexponierte Hänge besiedelt, kommt sie auf der Alpensüdseite auch an nordexponierten Standorten vor. Die letzte bekannte Population im Mittelland lebt in einem Hochmoor. (HOFER et al. 2001: 118ff.; MEYER et al. 2014: 268f.)

LEBENSWEISE Die Kreuzotter ist weltweit die am weitesten verbreitete Schlange. Sie ist perfekt an kalte Lebensräume angepasst, kann auch bei niedrigen Temperaturen verdauen und nutzt Solarstrahlung effizient. Die Paarung erfolgt nach der Frühjahrshäutung. Insgesamt pflanzen sich die Weibchen nur alle zwei bis drei Jahre fort, können sogar trächtig überwintern und sind lebendgebärend. Ihre Nahrung besteht hauptsächlich aus Feld- und Spitzmäusen, seltener aber auch Eidechsen und Fröschen. Im Herbst zieht sich die Art oft standorttreu in dieselben Winterquartiere zurück. (MEYER et al. 2014: 269ff.)

Aspisviper – *Vipera aspis* (LINNAEUS 1758)

Verbreitung:	mediterranes Faunenelement; neben der Schweiz in Nordostspanien, den südlichen beiden Dritteln Frankreichs, in ganz Italien, im nordwestlichen Slowenien und sehr lokal im deutschen Schwarzwald
Höhenverbreitung:	Schwerpunkt auf ca. 1.100 m üNN in Graubünden (siehe Abbildung 5)
Gefährdungsgrad:	nach IUCN gefährdet (VU); nach der Roten Liste Schweiz stark gefährdet (EN)
Nationale Priorität:	hoch (2)



Abbildung 4: *Vipera aspis* (LEIßRING 2024)

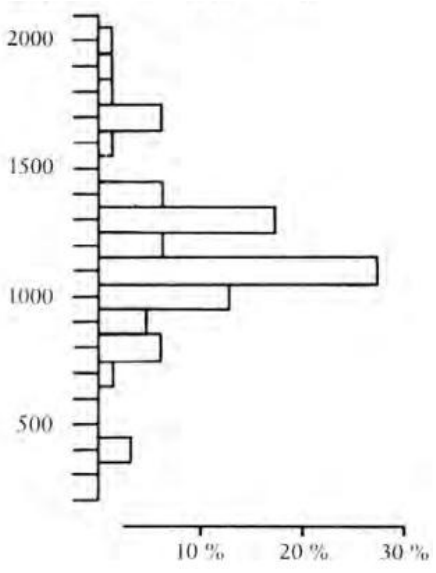


Abbildung 5: Höhenverbreitung *Vipera aspis* in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983)

MORPHOLOGIE Gesamtkörperlänge: 60-70 cm, vereinzelt knapp 85 cm

Die Aspisviper (Vipera aspis) weist einen gedrungenen, kräftigen Körperbau auf, besonders die Weibchen. Ihr Kopf ist kantig geformt und klar vom Hals abgesetzt, der Schwanz ist eher kurz. Die Rückenschuppen sind gekielt und die Grundfärbung sehr unterschiedlich. Häufig sind braune und graue, teilweise aber auch rötliche und gelbliche Töne in allen Nuancen. Außerdem sind melanotische Tiere in den Alpen lokal sehr häufig. Auch die Rückenzeichnung ist mit Querbalken, Zickzack- oder Wellenbändern sehr vielfältig, meist jedoch deutlich dunkler als die Grundfarbe und gut er-

kennbar. Die Flanken besitzen oft eine Fleckenzeichnung. Auffällig ist der kantige Kopf mit aufgeworfener Schnauze, großen Augen mit senkrecht-spaltförmigen Pupillen und einem markanten Überaugenschild. Die Iris ist meist zweifarbig, wobei die obere Hälfte heller erscheint, und die Kopfschilder klein und zahlreich. Bei der Aspisviper liegen zwischen Auge und Mundspalte drei Schuppenreihen und vom Auge zum Mundwinkel verläuft meist ein auffällig dunkles Band, wobei die oft hell gefärbten Oberlippenschilder in starkem Kontrast dazu stehen. (MEYER et al. 2014: 258, SCHAEFER 2018: 620)

Verwechslungsgefahr: Kreuzotter (*Vipera berus*), Schlingnatter (*Coronella austriaca*), Vipernatter (*Natrix maura*), Würfelnatter (*Natrix tessellata*)

LEBENSRAUM Die Aspisviper kommt in der Schweiz von den tiefsten Lagen bis zu einer Höhe von etwa 2.450 m üNN vor und nutzt dementsprechend eine Vielzahl an Lebensräumen. Ein gemeinsames Merkmal dieser Habitate ist, dass diese so gut wie immer steinig sind. Dabei ist es nicht entscheidend, ob diese Lebensraumstrukturen natürlichen Ursprungs sind oder anthropogen geschaffen wurden. So besiedeln sie Trockensteinmauern, Lesesteinhaufen, Ruinen, Steinbrüche und Blockverbauungen genauso wie felsige Hänge, Karstgebiete, steinige Lawinenzüge oder Geröllflächen in Überschwemmungsgebieten. Bevorzugt werden sonnige Blockhalden aus Kalk oder Granit. Seltener sind sie entlang strukturreicher Böschungen, an Hecken oder Waldrändern zu finden. Wie viele andere Reptilienarten nutzt die Aspisviper vor allem Standorte mit dichter Krautschicht und etwas Gebüsch, die Schutz bieten und ein günstiges Mikroklima schaffen. (HOFER et al. 2001: 112; MEYER et al. 2014: 259)

LEBENSWEISE Die Aspisviper verlässt an milden Standorten bereits im Februar die Winterruhe, in Gebirgslagen geschieht dies etwas später parallel zur Schneeschmelze. Zunächst erscheinen meist die Männchen, etwas verzögert dann auch die Weibchen, bis von März bis Mai die Paarung erfolgt. Wie bereits erwähnt, findet im Herbst eine zweite Paarungszeit statt, wobei die Befruchtung aber erst im nächsten Frühjahr erfolgt. Die Weibchen sind lebendgebärend. Jungtiere ernähren sich zunächst von Eidechsen, später auch von Vögeln, Fröschen und Kleinsäugern. Die Art ist in strukturreichen montanen und subalpinen Lebensräumen lokal häufig, zeigen zum Teil eine ausgeprägte Standorttreue und können bei ruhiger Beobachtung gut in der Sonne gesichtet werden. (MEYER et al. 2014: 260ff.)

Barrenringelnatter – *Natrix helvetica* (LACÉPÈDE 1789)

Verbreitung:	von Kroatien, Slowenien über die Schweiz, Frankreich, Monaco, Deutschland, Belgien und die Niederlande, bis zum Vereinigten Königreich
Höhenverbreitung:	Schwerpunkt auf ca. 600 und 1.100 m üNN in Graubünden (siehe Abbildung 7)
Gefährdungsgrad:	nach IUCN nicht gefährdet (LC); nach der Roten Liste Schweiz stark gefährdet (EN)
Nationale Priorität:	mittel (3)



Abbildung 6: *Natrix helvetica* kurz vor der Häutung (erkennbar an der Trübung der Augen) (LEIßRING 2024)

Während die Nominatform *Natrix natrix natrix* nur im äußersten Nordosten der Schweiz vorkommt, besiedelt die Barrenringelnatter *Natrix natrix helvetica* die restliche Schweiz und damit auch Graubünden (MEYER et al. 2014: 239).

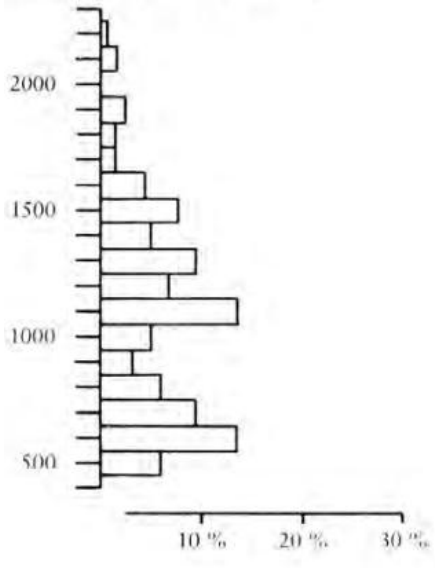


Abbildung 7: Höhenverbreitung *Natrix helvetica* in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983)

MORPHOLOGIE Gesamtkörperlänge: Weibchen 130-140 cm, Männchen kleiner mit 70-95 cm

Die Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*) ist schlank, aber dennoch kräftig gebaut, mit einem deutlich vom Hals abgesetzten Kopf und einem auffallend lang gezogenen Schwanz. Ihre Rückenschuppen sind gekielt, die Grundfärbung variiert von Hell- bis Dunkelgrau, Braun oder Beige. Gelegentlich treten auch grünliche Töne auf und lokal sind sehr dunkle oder sogar melanotische Individuen keine Seltenheit. Der Rücken ist meist ein-

farbig oder weist kleine schwarze Flecken auf, während die Flanken durch eine charakteristische schwarze Barrenzeichnung geprägt sind, die bei der Nominatform fehlen oder nur schwach angedeutet sein kann. Der Kopf ist groß und rundlich geformt, mit großen Augen und runden Pupillen. Die Kopfschilder sind auffällig groß, zwischen den Augen und der Mundspalte liegt jeweils eine Schuppenreihe. Im Nacken findet sich häufig ein helles Fleckenpaar in Weiß-, Gelb- oder Orangetönen, das hinten (manchmal auch hinten und vorne) von einem schwarzen Fleckenpaar eingefasst ist. Teilweise ist auch nur das dunkle Fleckenpaar vorhanden. Die hellen Oberlippenschilder sind im hinteren Bereich mit deutlich schwarzem Rand. (MEYER et al. 2014: 240)

Verwechslungsgefahr: Vipernatter (*Natrix maura*), Würfelnatter (*Natrix tessellata*), Äskulapnatter (*Zamenis longissimus*)

LEBENSRAUM Die (Barren-)Ringelnatter lebt bevorzugt an Fließgewässern, Seen oder Teichen mit geeigneten Sonnen- und Versteckplätzen wie Schilf, Schwemmholz, Trockenmauern oder Blockwurf. Sie ist die typische Schlangenart in Röhrichten, besiedelt aber auch Moore, Auen und im Gebirge sogar weit von Gewässern entfernte Lebensräume wie beispielsweise lichte Wälder, Blockhalden, Lesesteinhaufen und Trockenmauern auf Wäldern und Wiesen. In naturnahen Gärten findet sie Nahrung in Teichen und nutzt Komposthaufen zur Eiablage. (HOFER et al. 2001: 63ff.; MEYER et al. 2014: 241f.)

LEBENSWEISE Die Ringelnatter ist mit durchschnittlich 15-20 Eiern pro Weibchen das produktivste Reptil der Schweiz. Dabei legen trächtige (Barren-)Ringelnattern Distanzen von mehr als einem Kilometer zurück, um ihre Eier an geeigneten Stellen abzulegen, die häufig standorttreu und von mehreren Weibchen gemeinsam genutzt werden. Besonders beliebt sind dafür Haufen aus verrottendem organischem Material, wie zum Beispiel Totholz-, Schnittgut-, Sägemehl-, Mist- oder auch Komposthaufen. Die Art pflanzt sich in der Schweiz mindestens bis zu einer Höhe von 1.500 m üNN fort, wobei bereits 1993 ein trächtiges Ringelnatterweibchen auf 1.760 m üNN gesichtet wurde, was darauf schließen lässt, dass es auch Ausnahmen in höheren Lagen gibt. Die Paarung erfolgt direkt nach der Winterruhe (März/April), die Eiablage sechs Wochen später, bis schließlich nach etwa sieben bis neun Wochen die Jungschlangen schlüpfen. Ihre Nahrung besteht hauptsächlich aus Amphibien, aber auch Fischen, Echsen, Vögeln und Kleinsäugern. Insbesondere der Alpensalamander (*Salamandra atra*) stellt im Gebirge vermutlich einen bedeutenden Nahrungsteil dar. (Barren-)Ringelnattern sind vor allem tagaktiv, schwimmen gut, klettern selten und gelten als sehr scheu. Bei Gefahr blähen sie sich auf oder flachen ihren Vorderkörper und Kopf ab, zischen, führen

Scheinbisse aus, versprühen stinkendes Sekret oder stellen sich tot. (MEYER et al. 2014: 242ff.)

Schlingnatter – *Coronella austriaca* (LAURENTI 1768)

Verbreitung:	von der Iberischen Halbinsel bis nach Mittelschweden, im Osten bis in die Steppen von Kasachstan und die Türkei; nördlichstes Vorkommen auf Aland (Finnland), südlichstes auf Sizilien; in Irland fehlt sie, in England nur ganz im Süden einige Populationen, in Dänemark in diesem Jahrhundert ausgerottet
Höhenverbreitung:	Schwerpunkt auf ca. 600 m üNN in Graubünden (siehe Abbildung *9*)
Gefährdungsgrad:	nach IUCN nicht gefährdet (LC); nach der Roten Liste Schweiz stark gefährdet (EN)
Nationale Priorität:	mäßig (4)



Abbildung 8: *Coronella austriaca* (LEIßRING 2024)

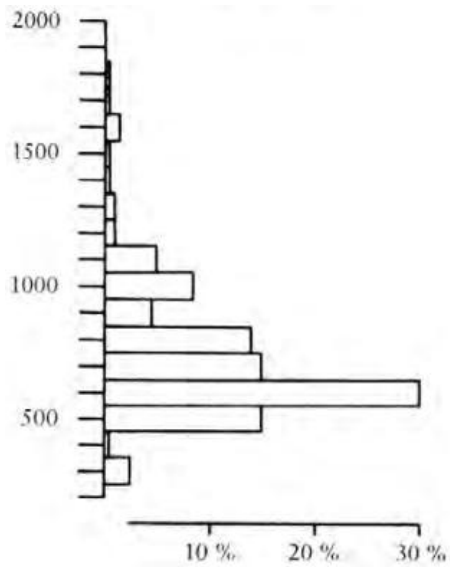


Abbildung 9: Höhenverbreitung *Coronella austriaca* in Graubünden von 1978-1982; y-Achse = Höhenmeter, x-Achse = Anteile der gesamten Beobachtungen in Prozent (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983)

MORPHOLOGIE Gesamtkörperlänge: beide Geschlechter 60-70 cm, lokal und sehr selten 95 cm

Die Schlingnatter (Coronella austriaca) weist eine schlanke Gestalt auf, mit einem Kopf, der nur schwach vom Hals abgesetzt ist, und einem langgezogenen Schwanz. Die Rückenschuppen sind sehr glatt und ungekielt. Die Grundfärbung variiert in verschiedenen Tönen von Grau, Braun oder Rötlich und auf dem Rücken befinden sich dunkle, meist paarweise angeordnete Flecken, die zu

Querbinden zusammenlaufen können. Diese Fleckenzeichnung kann sehr kontrastreich und deutlich sein, teils aber auch kaum sichtbar, wobei sie zum Schwanz hin oft verblasst. Charakteristisch ist ein markanter dunkler Nackenfleck. Der Kopf selbst ist klein, rundlich und leicht abgeflacht, mit runden Pupillen. Ein typisches Merkmal ist das dunkle Band, das sich vom Nasenloch über die Unterkante des Auges bis zum Mundwinkel zieht. Die Kopfschilder sind groß und zwischen den Augen und Mundspalten liegt jeweils eine Schuppenreihe. (MEYER et al. 2014: 223f., SCHAEFER 2018: 620)

Verwechslungsgefahr: Aspisviper (*Vipera aspis*), Kreuzotter (*Vipera berus*), Blindschleiche (*Anguis fragilis*)

LEBENSRAUM Die Schlingnatter bevorzugt trockenwarme, steinige Lebensräume, die auch Blindschleichen und Eidechsen einen Lebensraum bieten. Im Mittelland der Schweiz sind solche Standorte mittlerweile jedoch selten geworden. Dort konzentrieren sich die Vorkommen der Schlingnatter vor allem auf Eisenbahnböschungen, vereinzelt auch auf geeignete Uferverbauungen, an Waldrändern, auf Felsfluren sowie in Kiesgruben und Steinbrüchen. Auch altes, trocken gebautes Mauerwerk, insbesondere in Weinbergen, werden besiedelt und stellen sowohl im Jura als auch im Alpenraum wichtige Lebensräume dar. Im Gebirge nutzt die Schlingnatter darüber hinaus eine Vielzahl weiterer Habitate, die für Reptilien typisch sind, darunter Lawinenrunsen, Blockhalden, Weiden und Wiesen mit Trockenmauern und Lesesteinhaufen sowie Ruinen. (HOFER et al. 2001: 85f.; MEYER et al. 2014: 224f.)

LEBENSWEISE Die Schlingnatter ist neben der Ringelnatter die am weitesten verbreitete Art, die in allen Landesteilen vom Flachland bis auf die subalpine Höhenstufe vorkommt, aber nur schwer zu finden ist. Bei Sichtungen handelt es sich so gut wie immer um Zufallsfunde, was dazu führt, dass vergleichsweise wenig wissenschaftliche Erkenntnisse über die Lebensweise der Schlingnatter existieren. Selbst zur Thermoregulation verlässt sie die sichere Deckung nur selten. Bei Gefahr beißt sie oder sondert ein stinkendes Sekret ab. Sie gilt als Nahrungsspezialistin und jagt vor allem Eidechsen und Blindschleichen, seltener auch andere Schlangen oder Jungtiere der eigenen Art sowie vereinzelt (Spitz-)Mäuse und Vögel. Die Paarungszeit findet kurz nach der Winterruhe statt und nach neun bis 15 Wochen bringen die Weibchen bis zu 16 lebende Junge zur Welt. (MEYER et al. 2014: 225f.)

➔ weitere Bilder der vier Arten befinden sich in Anhang 1

2.3 Methodische Konzeption

Der Vergleich von Höhengradienten über ein breites Spektrum klimatischer Zonen hinweg bietet ein ideales System, um Hypothesen zu testen, die die Breiten- und Höhenverteilung der Biodiversität erklären (KÖRNER 2000: 513). Eine Studie der Schweizer Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) sowie des Französischen Centre national de la recherche scientifique (CNRS) hat erforscht, wie sich in den Europäischen Alpen über die letzten Jahrzehnte die Frühlingsphänologie und Höhenverbreitung von Pflanzen, Tieren und Pilzen als Reaktion auf den Klimawandel verändert haben (VITASSE et al. 2021). Für die statistische Auswertung der Höhendaten wurde jeweils der Median sowie das 95. Perzentil als Indikator für das Höhenoptimum bzw. die obere Verbreitungsgrenze verwendet und lineare Regressionsmodelle berechnet (VITASSE et al. 2021).

In einer anderen Arbeit zur Verbreitung und den Lebensräumen der schweizerischen Reptilienfauna wurde unter anderem das Baryzentrum, also gewichtete Mittel, berechnet, um mithilfe dessen den Schwerpunkt der Höhenverbreitung von Arten zu charakterisieren (HOFER et al. 2001). Beide Arbeiten bilden eine Grundlage für die methodische Herangehensweise der vorliegenden Masterthesis, wobei der Fokus hier insbesondere auf der oberen Verbreitungsgrenze liegt und weniger auf dem mittleren Verbreitungsschwerpunkt. Die Kombination aus dem Baryzentrum und 95. Perzentil als Indikatoren für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt bzw. die obere Verbreitungsgrenze ermöglichen eine differenzierte Betrachtung der Höhenverbreitungen. Auf der Grundlage aktueller Forschung und Literatur wurden in Bezug auf die jeweiligen Forschungsfragen die folgenden drei Arbeitshypothesen abgeleitet:

Arbeitshypothese 1: Die obere Verbreitungsgrenze der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter hat sich mit der Zeit signifikant nach oben verschoben, während beim mittleren Verbreitungsschwerpunkt keine oder nur eine schwächere, nicht signifikante Veränderung vorliegt.

Arbeitshypothese 2: Mögliche Verlagerungen in der Höhenverbreitung lassen sich insbesondere auf den rasanten Temperaturanstieg zurückführen. Die Auswirkunken der klimawandelbedingten Umweltveränderungen werden vor allem für Arten mit einer schmalen ökologischen Nische gravierend sein.

Arbeitshypothese 3: Veränderungstrends in der Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair lassen sich auch für ganz Graubünden nachweisen, wobei ihr Ausmaß aufgrund topografischer Unterschiede zwischen den räumlichen Ausdehnungen variiert.

3 Untersuchungsgebiet Val Müstair

Das folgende Kapitel umfasst eine knappe Beschreibung des Untersuchungsgebietes im Val Müstair, in welchem von Mitte April bis Ende Juni 2024 eigens Feldarbeiten in Form von Sichtbeobachtungen durchgeführt wurden. Die Grenzen des Gebietes wurden auf Empfehlung von Hans Schmocker und Linda Feichtinger festgelegt, die bereits eine umfangreiche Expertise über die örtlichen Begebenheiten des Val Müstair nachweisen konnten. Dabei war es neben einer geeigneten, sonnenexponierten Lage das primäre Ziel, eine möglichst große Höhenamplitude abzubilden.

Das Val Müstair liegt im Kanton Graubünden im Südosten der Schweiz in direkter Nähe zur Schweizerisch-Italienischen Grenze. Damit gehört das hochalpine Tal zum Zentralen Ostalpenraum, genauer den Rätischen Alpen, einer Gebirgsgruppe der Schweiz. Von Nordwesten ist das Tal über den Ofenpass mit dem Unterengadin verbunden. Von der Ofenpasshöhe/Süsom Givè öffnet es sich Richtung Osten und verläuft etwa 18 km über die sechs Fraktionen Tschierv, Lü, Fuldera, Valchava und Sta. Maria bis zur Ländergrenze in Müstair. Dort endet es an der italienischen Grenze nahe des Reschensees und Etschtals und schließt damit direkt an den Vinschgau an. Zwischen dem Schweizerischen Nationalpark (SNP) und dem Nationalpark Stilfserjoch in Südtirol (Italien) erstreckt sich das Gemeindegebiet Val Müstair auf einer Gesamtfläche von 198.65 km^2 (GUSTIN 2014: 15). Die Gemeinde Val Müstair bildet seit 2011 gemeinsam mit dem Schweizerischen Nationalpark (Kernzone) und Teilen der Gemeinde Scuol (Pflege- und Entwicklungszone) unter dem Namen UNESCO Biosfera Engiadina Val Müstair das erste hochalpine Biosphärenreservat der Schweiz sowie einen Regionalen Naturpark von nationaler Bedeutung (NETZWERK SCHWEIZER PÄRKE o.J.). Getreu dem Motto „Jau sun Biosfera – Ich bin die Biosfera“ ist es das Ziel, den Schutz der Natur mit einer nachhaltigen Wirtschaft und Kultur zu verbinden (NATURPARK BIOSFERA VAL MÜSTAIR o.J.).

Das 44,11 km^2 große Untersuchungsgebiet beinhaltet die Talhälfte nördlich der Ofenpassstraße und endet nach Westen, Norden und Osten in etwa mit der Gemeinde- bzw. Naturparkgrenze (siehe Karte auf Abbildung 10). Die Lokation des Untersuchungsgebietes kann durch den 46. Breitengrad und 10. Längengrad sowie durch die Schweizer LV95-Zentralkoordinaten 2‘824‘584 m E, 1‘168‘860 m N festgehalten werden.

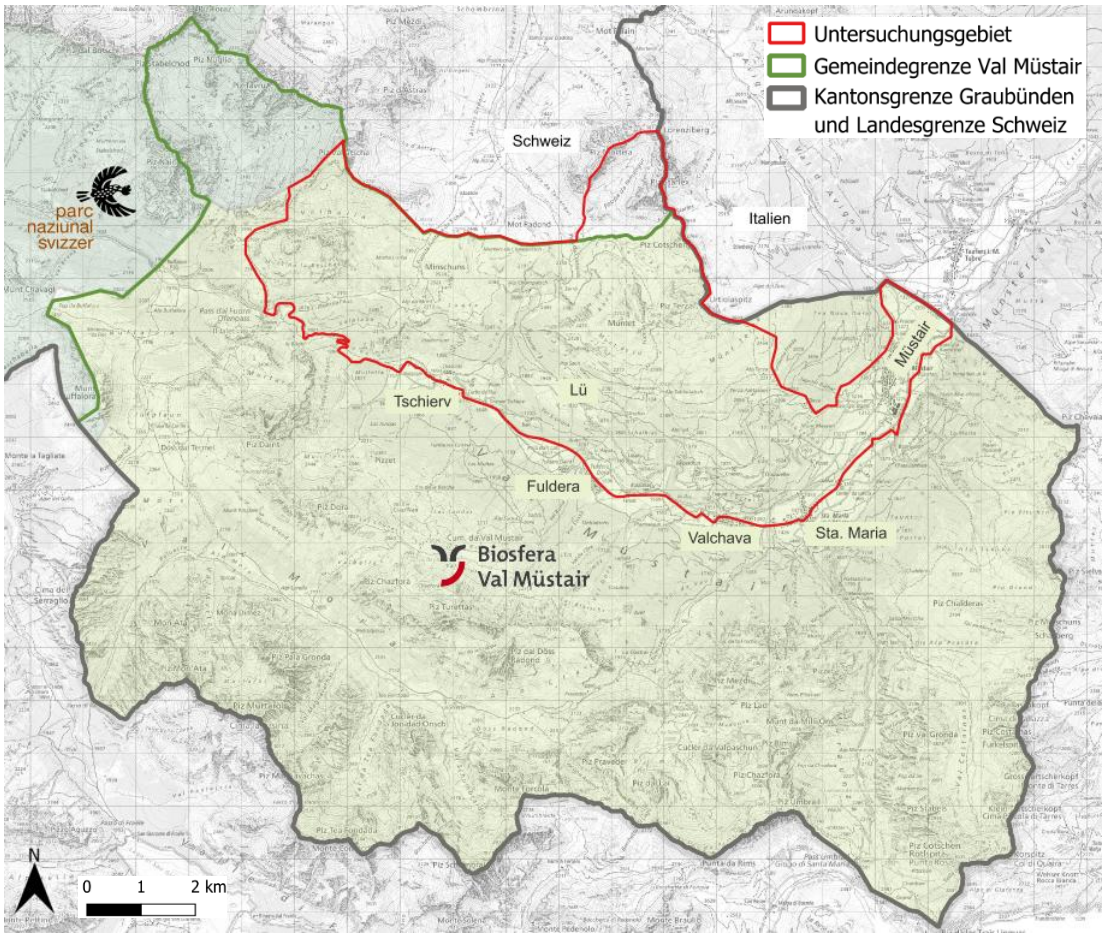


Abbildung 10: Übersichtskarte Gemeinde Val Müstair mit Untersuchungsgebietsgrenze; hellgrüne Färbung = Naturpark, dunkelgrüne Färbung = Nationalpark (eigene Darstellung, Kartengrundlage SWISSTOPO)

Charakteristisch für die Region ist ein vielfältiges Höhenprofil mit Berggipfeln und einem Tal mit seichten Hügeln. Im Süden wird es durch die Ortler-Gruppe und im Norden durch die Engadiner Dolomiten umrahmt. Zwischen der Ofenpasshöhe/Süsom Givè auf einer Höhe von etwa 2.150 m üNN und Müstair auf einer Höhe von etwa 1.250 m üNN erheben sich mehrere Berggipfel mit einer Höhe von 3.000 m üNN oder mehr. Im Untersuchungsgebiet selbst liegen die drei folgenden Berge, deren Gipfel eine solche Höhe erreichen: Piz Starlex mit 3.074 m üNN, Piz Vallatscha mit 3.020 m üNN und der Lorenziberg mit 3.019 m üNN.

Durch die geografische Lage auf der Südabdachung der Alpen und der Öffnung des Tals Richtung Südtirol weist das Val Müstair ein spezielles, außergewöhnlich mildes Klima auf. Es liegt in der kontinental geprägten inneralpinen Trockenzone, die sich durch Regenschatten/geringe Niederschlagsmengen, hohe Sonnenscheindauern sowie Temperaturamplituden auszeichnet. Besonders typisch ist die im Vergleich zu anderen Bündner Tälern große Luftruhe, auch Kalmen genannt. Niederschläge sowie Winde werden durch die umliegenden, hohen Gebirgszüge aufgefangen und auf diese Weise abgeschwächt. Die Jahresniederschläge und Durchschnittstemperaturen variieren je

nach Höhenlage und Exposition stark. Während im Talgrund der durchschnittliche Jahresniederschlag bei etwa 600 bis 800 mm liegt, sind es in höheren Lagen wie an Berghängen und Gipfelregionen etwa 1.000 bis 1.200 mm. Der Niederschlag konzentriert sich auf die Sommermonate Juni bis August. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt im Talgrund bei +4 bis +6 °C, in höheren Lagen sinkt sie auf -2 bis +2 °C. Mit einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von ca. 5,6 °C und 800 mm Jahresniederschlag auf 1.400 m üNN kommen nur der benachbarte Vinschgau, das mittlere Wallis sowie das Aostatal auf noch geringere Werte (CÜMUN DA VAL MÜSTAIR o.J.).

Das spezielle Klimaregime mit mediterranem Einfluss hat Auswirkungen auf das Vegetationswachstum, indem die Höhenstufen im Vergleich zum Alpennordhang und -südhang merklich höher liegen (CÜMUN DA VAL MÜSTAIR o.J.). Die Waldgrenze befindet sich dadurch auf einer Höhe von etwa 2.300 m üNN (CÜMUN DA VAL MÜSTAIR o.J.). Durch die unterschiedlichen Bedingungen der einzelnen Höhenstufen kommt es zu jeweils charakteristischen Pflanzengesellschaften und speziellen Landnutzungsformen. Das Val Müstair liegt in der Vegetationslandschaft „Föhrenwälder“ oder laut BRAUN-BLANQUET (1962) im sogenannten Föhrengürtel, der „mehr oder weniger Trockencharakter“ trägt (BRAUN-BLANQUET 1962). Die kennzeichnenden Pflanzengesellschaften spiegeln die naturräumlichen und klimatischen Bedingungen wider. Während die kollin-montane Stufe (ca. 1.200-1.800 m üNN) von Laub- und Mischwäldern, Trockenrasen sowie Auenvegetation geprägt ist, findet zur subalpinen Zone (ca. 1.800-2.300 m üNN) ein Wechsel zu nadelwaldgeprägten Landschaften statt, die extensiver genutzt werden. Zur typischen Vegetation gehören zum Teil sehr alte Fichten-, Lärchen- und Arvenwälder, Alpenrosen-Gesellschaften und artenreiche Bergwiesen. Traditionell ist diese Höhenstufe für die Sömmerung von Vieh bedeutend. Auf der darauffolgenden alpinen Stufe (ca. 2.300-2.800 m üNN) trifft man alpine Matten, Schutt- und Felsvegetation sowie Zwergstrauchheiden an. Die Landnutzung beschränkt sich hier auf Alpweiden und den Tourismus. Die nivale Stufe (ab ca. 2.800 m üNN) weist extreme klimatische Bedingungen auf, wodurch hier nur Pioniervegetation und Gletschervorfelder vorkommen. Bis auf den Alpinismus findet hier keine aktive Landnutzung statt. Durch die erhebliche Höhenvariation leben auch einige zum Teil endemische und gefährdete Arten im Tal, die sich an die alpinen Bedingungen angepasst haben.

4 Methodik

Um die Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Verlauf der letzten Jahrzehnte in Graubünden und insbesondere im Val Müstair zu analysieren, wurde ein empirisch-quantitativer Forschungsansatz ausgewählt, der verschiedene methodische Elemente miteinander kombiniert. Die Grundlage der Untersuchung bildet eine umfangreiche Sammlung an Sichtungsdaten aus dem Referenzzeitraum 1990 bis 2023, die durch aktuelle Erhebungen aus eigener Feldarbeit sowie einem Citizen Science-Verfahren ergänzt werden. Die Daten wurden systematisch aufbereitet, bereinigt und schließlich analysiert, um Verschiebungen in der altitudinalen Verteilung der Arten im Kontext klimatischer Veränderungen zu erfassen. Im Folgenden wird die Herkunft der Daten, die Erhebungsmethode im Gelände sowie die angewandte Analysetechnik detailliert beschrieben.

4.1 Datenbeschaffung

Zur Untersuchung der Forschungsfragen wurde sich auf die Daten ab 1990 begrenzt. Obwohl auch vor diesem Jahr Sichtungen dokumentiert wurden, war die Anzahl der Beobachter:innen deutlich niedriger, was die statistische Trendanalyse beeinflussen hätte könnten (VITASSE et al. 2021: 1820). Zudem lagen ausschließlich Präsenz-Daten vor, das heißt Nachweise tatsächlicher Sichtungen der jeweiligen Arten. Absenz-Daten, also systematisch erhobene Informationen über das Nicht-Auffinden von Arten, fehlten vollständig.

4.1.1 Bestandsdaten

Die Bestandsdatensätze beinhalten Sichtungen der vier angesprochenen Schlangenarten aus ganz Graubünden im Zeitraum von 1990 bis 2023. An den Datenerhebungen waren verschiedene Personen und Institutionen beteiligt. Ein Großteil der Daten wurde von info fauna, dem Nationalen Daten- und Informationszentrum der Schweizer Fauna, bereitgestellt. Dabei handelt es sich in erster Linie um ehrenamtlich erhobene Daten, die „nach bestem Wissen und Gewissen“ erfasst wurden (INFO FAUNA 2024: 2). Es ist zu berücksichtigen, dass aus Zeitgründen häufig Schwerpunktkoordinaten vergeben wurden, anstatt jeden einzelnen Fundort präzise aufzunehmen. Zudem können die GPS/GSM erhobenen Koordinaten mehrere dutzend Meter vom effektiven Standort entfernt liegen und punktgenaue Koordinaten eine Scheingenauigkeit vortäuschen (INFO FAUNA 2024: 2). Dadurch ist es von besonderer Bedeutung, den jeweiligen Unschär-

feradius des Beobachtungsstandorts bei der späteren Diskussion der Ergebnisse zu berücksichtigen. Die Daten von info fauna bieten einen besonderen Mehrwert durch ihre langjährige Erfassung und breite räumliche Abdeckung in Graubünden. Zudem setzen sie sich aus professionellen Erhebungen, wissenschaftlichen Studien sowie Meldungen von Fachleuten als auch Laien zusammen, wodurch die insgesamte Datenmenge deutlich erhöht wird. Aufgrund der sorgfältigen Validierung der Daten durch info fauna bieten sie eine verlässliche Grundlage zur Analyse langfristiger Veränderungen in der Höhenverbreitung der vier Arten.

Zu den Daten von info fauna kam ein umfangreicher Datensatz von Hans Schmocker, in dem er seine Reptiliensichtungen von 2014 bis 2023 punktgenau festgehalten hat. Hans Schmocker ist ein erfahrener Herpetologe aus Chur und Initiator der Bündner Interessengemeinschaft für Reptilien- und Amphibienschutz (bigra). Außerdem ist er Bündner Regionalvertreter der Koordinationsstelle für den Amphibien- und Reptilienschutz (karch; heute info fauna karch) und leitet seit 1996 das Unternehmen EcCoronella-Naturschutz, das sich auf Naturschutzprojekte mit Schwerpunkt Amphibien und Reptilien spezialisiert hat. Er hat den Anstoß für die Thematik dieser Masterarbeit gegeben und vermittelte die Methodik der Feldarbeit, indem er praktische Techniken zur Erfassung von Schlangenbeständen weitergab. Hans Schmocker hat bereits vor 2014 eigene Beobachtungsdaten an info fauna weitergegeben und auch seine Daten aus dem Jahr 2022 waren schon in der Datenbank von info fauna enthalten, wodurch sie in diesem Fall nicht erneut berücksichtigt wurden. Die von Hans Schmocker bereitgestellten Daten basieren auf langjähriger Expertise und sind gesichert punktgenau.

Ein bedeutender Teil der Daten stammt darüber hinaus vom Schweizerischen Nationalpark (SNP), der bereits seit vielen Jahren Forschung innerhalb des Schutzgebietes betreibt. Bei den Daten handelt es sich ausschließlich um Kreuzotter-Sichtungen aus den Jahren 2003 bis 2023, die von Mitarbeitenden erfasst und dokumentiert wurden. Diese Datensammlung hat insbesondere das Potenzial, wertvolle Erkenntnisse über die Verbreitung der Art im hochalpinen Raum zu liefern und eine Analyse potenzieller Höhenverschiebungen innerhalb eines streng geschützten Ökosystems zu ermöglichen.

4.1.2 Feldarbeit

Die eigene Feldarbeit hatte zum Ziel, aktuelle Daten zur Höhenverbreitung der vier Zielarten im Untersuchungsgebiet Val Müstair zu sammeln. Gemeinsam mit den Meldungen des Citizen Science-Verfahrens sollten so die Sichtungen aus dem Jahr 2024 mit

den Analyseergebnissen der Bestandsdaten in Beziehung gesetzt und ein aktueller Bezug geschaffen werden.

Vor Beginn der Feldarbeiten wurde sich umfassend über die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten, deren Verhaltensweisen sowie spezifischen Habitatansprüche, mit besonderem Augenmerk auf die jeweilige Höhenverbreitung der Arten, informiert (FOSTER 1999:1; MEYER et al. 2014: 69). Des Weiteren wurden im Voraus auf Grundlage von Fachliteratur und der Beratung lokaler (Fach-)Personen potenzielle Lebensräume aus dem Untersuchungsgebiet herausselektiert. So sind beispielsweise alle dichten Waldflächen und nordexponierten Lagen entfallen, da diese den Arten im Val Müstair nicht als Habitate dienen (siehe Artportraits). Nach diesen umfangreichen Vorbereitungen wurde das Untersuchungsgebiet vom 15. April 2024 bis zum 30. Juni 2024 begangen und visuell abgesucht. Dieser Zeitraum wurde nach der Hauptaktivitätszeit der Arten ausgewählt. Zu Beginn wurden die Erhebungen primär in tiefergelegenen Höhenstufen (ca. 1.250 bis 2.000 m üNN) durchgeführt, da in höheren Lagen oftmals noch eine dicke, geschlossene Schneedecke vorherrschte und wiederholte Schneefälle die Begehbarkeit sowie die Habitatverfügbarkeit für Reptilien einschränkten. Im Laufe der Zeit wurden parallel zur fortschreitenden Abschmelzphase auch höhere orographische Einheiten einbezogen. Die Untersuchungsräume wurden mit dem Bus, einem von der Biosfera Val Müstair zur Verfügung gestelltem E-Mountainbike und/oder zu Fuß erreicht. Zur Orientierung im Gelände wurde ein vom SNP geliehenes GPS-Gerät sowie die Smartphone-App SchweizMobil verwendet, einem nationalen Netzwerk für den nichtmotorisierten Individualverkehr. In der App lassen sich zudem die verschiedenen Schutzgebietskategorien, wie zum Beispiel die Wildruhezonen, anzeigen. Das amtliche Betretungsverbot dieser Ruhezonen bis Ende April wurde strikt eingehalten. Darüber hinaus wurde darauf geachtet, landwirtschaftlich genutzte Wiesen in der Zeit vor der Mahd nicht zu begehen, da Trittschäden die Futterqualität beeinträchtigen können. Um rechtliche Vorgaben einzuhalten und Konflikte mit Landwirt:innen zu vermeiden, sollte man sich vor dem Betreten der Wiesen daher über lokale Regelungen informieren.

Die Geländearbeiten standen im engen Zusammenhang mit den aktuellen Wetterverhältnissen. Bei starkem Wind, Regen/Schnee oder Hitze wurden aufgrund der praktisch nicht vorhandenen Chancen auf Schlangensichtungen keine Sichtbeobachtungen durchgeführt. An besonders warmen und sonnigen Tagen wurden vor allem die Morgenstunden mit den ersten Sonnenstrahlen oder die kühleren Abendstunden für Begehungen genutzt (MEYER et al. 2014: 72f.).

Die Sichtbeobachtung stellt nach wie vor die gängigste Erfassungsmethode in Bezug auf Reptilien dar (HACHTEL et al. 2009a: 85; FOSTER 1999:2; KÉRY 2002: 332) und fand, mit Ausnahme von drei Tagen, an denen Hans Schmocker als Begleiter und Tutor dabei war, in der Regel allein statt. Das Untersuchungsgebiet wurde nicht systematisch nach festgelegten Rasterquadraten untersucht, sondern nach den im Voraus ermittelten potenziellen Lebensräumen und aktuellen Möglichkeiten. Geeignete Habitatstrukturen im Untersuchungsgebiet wurden möglichst an mindestens zwei unterschiedlichen Tagen langsam und ruhig abgesucht. Das Vermeiden lauter Geräusche ermöglicht es, das Rascheln von aufgescheuchten Schlangen wahrnehmen zu können (MEYER et al. 2014: 70). War dies der Fall, wurde sich die Stelle, an der die Schlange lag, notiert, da diese oftmals an den jeweiligen Ort zurückkehren (MEYER et al. 2014: 70). So konnte die Stelle einige Minuten später oder an einem anderen Tag erneut kontrolliert werden. Während der Sichtbeobachtungen war es häufig nicht nötig, Wege zu verlassen, da sich die Tiere gerne an angrenzenden Böschungen sowie Stütz- und Trockenmauern aufhalten (MEYER et al. 2014: 70). Obwohl das Ausbringen von Platten, Bitumkarton oder anderen künstlichen Versteckmöglichkeiten besonders für die Schlingnatter empfohlen wird (WEDDELING et al. 2005: 150; HACHTEL et al. 2009a: 85), wurde diese Methode nicht angewendet, da es einige Monate dauern kann, bis die Verstecke charakteristische Gerüche und Mikroklimata entwickeln und von den Tieren angenommen werden (GLANDT 2016: 196). Auch das Umdrehen bzw. Anheben von natürlichen Versteckmöglichkeiten wurde weitestgehend vermieden, um Störungen möglichst gering zu halten, die Tiere nicht zu verletzen und Habitatstrukturen nicht zu beschädigen.

Im Falle einer Schlangensichtung wurde zunächst zügig versucht, das Individuum fotografisch zu erfassen. Ganzkörperfotos geben hierbei Hinweis auf das Alter und Geschlecht der Schlange. Neben einer Kamera sind keine weiteren Hilfsmittel für die Sichtbeobachtung notwendig, allerdings kann ein Fernglas die Suche unterstützen (GLANDT 2016: 188; MEYER et al. 2014: 78). Aufgrund der geringen Anzahl an Schlangenarten im Val Müstair und der meist deutlichen Unterscheidungsmerkmale konnten die Tiere immer sicher und schnell visuell auf Artniveau bestimmt werden. Das Fangen zur Bestimmung war aufgrund dessen nicht nötig, obwohl es dabei helfen kann, das Geschlecht des Individuums herauszufinden (FOSTER 1999: 10), was für die vorliegende Arbeit jedoch weniger relevant war. Darüber hinaus ist das Fangen von Reptilien in der Schweiz ohne Bewilligung der kantonalen Naturschutzbehörde grundsätzlich verboten, da alle Arten inklusive ihrer Lebensräume durch das Natur- und Heimatschutzgesetz

(Art. 18 NHG 1966), dessen Verordnung (Art. 20 NHV 1991) sowie die Berner Konvention von 1979 geschützt sind.

Nachdem möglichst aussagekräftige Fotos vom jeweiligen Tier gemacht wurden, wurde auch das Habitat des Fundstandortes schriftlich und fotografisch dokumentiert, was der späteren Rekonstruktion der Habitatverhältnisse diente. Darüber hinaus wurden die Temperatur und Luftfeuchtigkeit in einer Höhe von etwa 10 cm über dem Boden gemessen. Die Informationen zu jeder Sichtung wurde mit den folgenden Parametern auf einem eigens verfassten, analogen Aufnahmebogen (siehe Anhang 2) dokumentiert:

1. Allgemeine Daten: Nr. der Sichtung, Datum, Uhrzeit
2. Geografische Daten: Ortsname, GPS-Koordinaten, Höhe (m üNN), Exposition
3. Wetter: Temperatur [C°], Bewölkung, Windstärke, Niederschlag, Luftfeuchte [%]
4. Individuen: wissenschaftlicher Artname, Anzahl, Alter (adult/juvenil), Geschlecht
5. Verhalten: sonnenbadend, bewegend, fressend, häutend
6. Lebensraum: Habitattyp
7. Beobachtungsmethode: Zufallsbeobachtung, gezielte Suche

Die einzelnen Parameter des Aufnahmebogens wurden auf Grundlage relevanter Fachliteratur abgeleitet, in der die Habitatansprüche, Verhaltensweisen und ökologischen Anforderungen der untersuchten Schlangenarten beschrieben werden. Im Hinblick auf die Forschungsfragen der vorliegenden Arbeit wurde ein besonderes Augenmerk auf die Höhenlage, Exposition und Temperatur gelegt. Darüber hinaus erfolgte die Erstellung unter Berücksichtigung bewährter Erfassungsmethoden und Leitfäden zur standardisierten Dokumentation von Reptiliensichtungen (SCHMIDT & GRODDECK 2006: 269 ff.; GLANDT 2016: 198 f.).

Die Informationen der einzelnen Aufnahmebögen wurden parallel tabellarisch in digitaler Form zusammengefasst. Die Fotos der Individuen und Habitate wurden nach der Nummer der Sichtung sortiert und gespeichert. Neben den Präsenz-Daten wurde auch die Absenz der Tiere festgehalten, die für diese Arbeit jedoch keine Verwendung findet. Außerdem wurde dokumentiert, wenn grundsätzlich geeignete Habitatstrukturen vorhanden waren, damit diese zu einem späteren Zeitpunkt erneut aufgesucht werden konnten.

4.1.3 Citizen Science

Zur Unterstützung der eigenen Feldarbeit wurde gemeinsam mit der Geschäftsführerin des Schweizerischen Nationalparks, Angelika Abderhalden, als auch der Leiterin des

Wissensmanagements der Biosfera Val Müstair, Linda Feichtinger, ein Aufruf in der Bevölkerung gestartet, der die Bürger:innen dazu animieren sollte, eigene Reptiliensichtungen über die Onlineplattform Wilde Nachbarn zu melden. Ein Aufruf dazu erschien am 07.04.2024 unter dem News-Reiter der Plattform selbst (GLOOR 2024). Darüber hinaus wurden Flyer und Zeitschriftenbeiträge in deutscher und rätoromanischer Sprache verfasst (siehe Anhang 3). Die Printmedien des Aufrufes wurde im Mai 2024 veröffentlicht und an öffentlichen Orten wie der Biosfera Val Müstair und dem Nationalparkzentrum Zernez sowie Gaststätten und Geschäften ausgelegt.

Bevor eine Meldung bei Wilde Nachbarn getätigt werden kann, ist die Erstellung eines kostenlosen Benutzerkontos notwendig. Danach kann die Sichtung in wenigen Schritten gemeldet werden. Nachdem die Meldungen bei Wilde Nachbarn eingehen, werden diese von ausgewiesenen Fachexpert:innen validiert (WILDE NACHBARN o.J.). Dabei ist die Qualität der Daten maßgebend. Nur Beobachtungen, die mit mindestens einem aussagekräftigen Foto oder Video hochgeladen werden, können sicher bestimmt werden (WILDE NACHBARN o.J.).

Bei Wilde Nachbarn handelt es sich um eine dauerhaft betriebene Onlineplattform, wodurch es keine zeitliche Frist für Meldungen gab. Ein Datenexport der für diese Arbeit relevanten Schlangensichtungen im Val Müstair für das Jahr 2024 fand am 24.01.2025 nach der Unterzeichnung eines Datenübergabevertrags statt.

4.1.4 Datenbereinigung und Imputation

Für eine einfachere Analyse und Auswertung wurden alle Bestandsdaten sowie die aktuellen Daten aus der eigenen Feldarbeit und dem Citizen Science-Verfahren in einem Datensatz zusammengefasst. Die verschiedenen Quellen, Beobachter:innen und Erfassungsmethoden brachten jedoch eine Heterogenität mit sich, die eine Überarbeitung der Daten notwendig machte, um später eine vergleichbare Datengrundlage für die Analyse zu schaffen.

Zu Beginn wurden aus den Bestandsdaten alle Sichtungen entfernt, die nicht zwischen 1990 und 2023 getätigt worden sind. Des Weiteren wurden keine Sichtungen berücksichtigt, die von der Quelle selbst als unsicher deklariert waren. Nach dieser ersten Bereinigung wurden alle Daten zusammengeführt und auf Duplikate geprüft. Dabei galt es zwischen tatsächlichen Duplikaten, also der mehrfachen Nennung vom selben Tier zum selben Zeitpunkt und Ort, sowie Scheinduplikaten zu unterscheiden. Scheinduplikate entstehen, wenn mehrere Individuen einer Art zum selben Zeitpunkt am selben Ort

gesichtet und dokumentiert wurden und es in der Datenbank sonst keine weiteren Unterscheidungsmerkmale zwischen den Meldungen/Zeilen gibt.

Die Sichtungen wurden darüber hinaus in die Geoinformationssystemsoftware QGIS Desktop 3.40.1 eingeladen. Alle Meldungen, die nicht in Graubünden und mehr als 2.500 m (max. Unschärferadius der Sichtungsstandorte) von der Kantonsgrenze entfernt lagen, wurden ebenfalls entfernt. Obwohl es empfohlen wird (INFO FAUNA 2024: 2), war es aufgrund der großen Datenmenge nicht möglich, jede Sichtung einzeln in einem Geoinformationssystem (GIS) zu interpretieren und auf Standortsplausibilität zu prüfen.

Für den zusammengeführten Datensatz wurden die für die Beantwortung der Forschungsfragen relevanten Informationen herausgefiltert und übernommen. Daraus entstanden die folgenden zwölf Tabellenspalten:

1. Nr.: einfache Durchnummerierung der Datenzeilen
2. Species: wissenschaftlicher Artname
3. Initials: Abkürzungen der wiss. Artnamen (*VIPE*, *VIAS*, *NAHE*, *COAU*)
4. Day: Tag der Sichtung
5. Month: Monat der Sichtung
6. Year: Jahr der Sichtung
7. TP: Klassifikation in vier Jahrzehnte/Time Periods (TP) und gesonderte Betrachtung des Jahres 2024 (*TP1*, *TP2*, *TP3*, *TP4, TP2024*)
8. Longitude: x-Koordinate nach dem schweizerischen Koordinatensystem LV95
9. Latitude: y-Koordinate nach dem schweizerischen Koordinatensystem LV95
10. Radius: Unschärfenradius (*1-10*, *10-50*, *50-250*, *250-1000*, *1000-2500*)
11. Altitude: Höhe der Sichtungsstandorte über NN
12. Source: Urheber:in der Daten (nicht automatisch Beobachter:in)

Die Koordinatenangaben wurden auf den Schweizerischen Bezugsrahmen LV95 (Landvermessung 1995) vereinheitlicht. Auch andere Angaben wurden in dieselbe Form gebracht und Spalten wie Initials und TP hinzugefügt. Zudem wurde versucht, Informationslücken, wie beispielsweise fehlende Höhenangaben, zu schließen.

4.1.5 Klimadaten

Zur Untersuchung eines möglichen Zusammenhangs zwischen der altitudinalen Verteilung der vier Schlangenarten und den klimatischen Veränderungen wurden Klimadaten vom Datenportal der MeteoSchweiz für Lehre und Forschung (IDAweb) bezogen. Das Portal bietet Universitäten, (Fach-)Hochschulen und Schulen einen kostenlosen Zugang zu klimabezogenen Bodenstationsdaten. Im Untersuchungsgebiet wird eine meteorologische Messstation in Sta. Maria auf 1.386 m üNN und eine Station in Buffalora auf 1.971 m üNN betrieben.

Die verwendeten Messwerte repräsentieren punktuelle Standortdaten der jeweiligen Stationen und stellen keine flächendeckend interpolierten Rasterdaten dar. Bestellt wurden Daten zum Jahresmittel der Lufttemperatur (Grad Celsius) zwei Meter über dem Boden sowie zur Jahressumme und Monatssumme des Niederschlags (Millimeter). Diese Parameter wurden gewählt, da sie einen direkten Einfluss auf die Habitatbedingungen und phänologischen Aktivitäten der Schlangen haben. Insbesondere die Lufttemperatur beeinflusst die Thermoregulation, die Fortpflanzung und den Aktivitätszeitraum der Arten (HOFER et al. 2001: 131; GLANDT 2016: 144; u.a.). Die Jahressumme des Niederschlags gibt einen groben Eindruck über die Gesamtentwicklung von 1990 bis 2024, während die jeweiligen Monatssummen eine individuelle Betrachtung des Winterniederschlags (Oktober bis März) und des Sommerniederschlags (April bis September) ermöglichen.

4.2 Datenanalyse und Modellierung

Im Folgenden sollen nun die angewendeten Methoden beschrieben werden, die zur statistischen Auswertung aller Sichtungsdaten und somit der Untersuchung der Fragestellungen verwendet wurden. Ziel ist es, den Ablauf optimal für Dritte bereitzustellen, sodass es diesen möglich ist, die vorliegende Arbeit als eine Art Leitfaden für ähnliche Fragestellungen anzuwenden. Hierfür werden alle Variablennamen und Grafikbeschriftungen im Englischen wiedergegeben. Die hier angesprochene Datenmodellierung wurde mit der integrierten Entwicklungsumgebung RStudio bearbeitet, welches zu der Open-Source-Software sowie flexiblen Programmiersprache R (Version 4.3.1 (2023-06-16 ucrt)) gehört und für statistische Datenanalysen und Grafikerstellungen genutzt wird.

Durch das Installieren und Laden verschiedener Pakete wurden die grundsätzlich vorhandenen Anwendungsfunktionen in RStudio erweitert. Gemeinsam mit ihren jeweiligen Autor:innen und Verwendungszwecken sind die für diese Analyse verwendeten Pakete wie folgt in Tabelle 3 aufgelistet:

Tabelle 3: Auflistung der verwendeten Pakete in R Version 4.3.1 mit ihren jeweiligen Autorinnen und Autoren (eigene Zusammenstellung)

Pakettitel	Paketautor:innen
broom	ROBINSON, DAVID, HAYES, ALEX & SIMON COUCH (2025)
car	JOHN FOX & SANFORD WEISBERG (2019)
corrplot	TAIYUN WEI & VILIAM SIMKO (2024)
dplyr	HADLEY WICKHAM et al. (2023)

geoR	PAULO JUSTINIANO RIBEIRO et al. (2024)
ggplot2	HADLEY WICKHAM (2016)
lmtest	ZEILEIS ACHIM & TORSTEN HOTHORN (2002)
MASS	W. N. VENABLES & B. D. RIPLEY (2002)
nortest	JÜRGEN GROSS & UWE LIGGES (2015)
vegan	JARI OKSANEN et al. (2022)
writexl	JEROEN OOMS (2025)

Die drei folgenden Unterkapitel werden nach den Bearbeitungsschritten und ihren jeweiligen Fragestellungen gegliedert. Zunächst steht der mögliche Zusammenhang zwischen der Höhe und dem Jahr einer Sichtung im Fokus. Daraufhin folgt die Analyse der Einflussgröße von Klimabedingungen auf die Sichtungshöhen. Beide Untersuchungen konzentrieren sich bis dahin ausschließlich auf die Daten aus dem Val Müstair von 1990 bis 2024. Darauf aufbauend wird untersucht, ob sich mögliche Veränderungstrends in der Höhenverbreitung der vier Arten im Val Müstair auch im restlichen Kanton Graubünden wiederfinden lassen.

4.2.1 Analyse Val Müstair

Der zusammengeführte Datensatz umfasst von 1990 bis 2024 im Gesamten 35 zu berücksichtigende Jahre. Da sich die Sichtungen aus der eigenen Feldarbeit allein auf das Untersuchungsgebiet im Val Müstair begrenzen und auch die Meldungen von Wilde Nachbar kaum außerhalb der Gemeindegrenze liegen, unterscheiden sie sich in ihrer räumlichen Ausdehnung und ihrem Umfang deutlich von den Bestandsdaten. Aus diesem Grund wurden die Daten aus 2024 gesondert betrachtet und für einen aktuellen als auch persönlichen Bezug genutzt. So verblieben von 1990 bis 2023 insgesamt 34 Jahre, die vor dem Hintergrund einer zeitlichen Analyse in ihre jeweiligen Jahrzehnte unterteilt wurden (siehe Tabelle 4). Dadurch konnten Analysen und Vergleiche von und zwischen verschiedenen Zeitabschnitten stattfinden.

Tabelle 4: Einteilung der Sichtungen in ihre Jahrzehnte/Time Periods (TPs) (eigene Zusammenstellung)

Time Periods (TPs)	Jahresgrenzen	Anzahl der Jahre pro TP
TP1	1990-1999	10
TP2	2000-2009	10
TP3	2010-2019	10
TP4	2020-2023	4
TP2024	2024	1

Dieses Unterkapitel widmet sich der Untersuchung der ersten Forschungsfrage:

Hat sich die Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair in den letzten drei Jahrzehnten signifikant verschoben?

Dafür wurde der Gesamtdatensatz von 1990 bis 2024 zunächst in QGIS Desktop 3.40.1 geladen, um die Daten, die im Gemeindegebiet Val Müstair lagen, zu separieren und eine gesonderte Tabelle zu exportieren. Im Zuge dessen wurden zudem verschiedene Karten erstellt, die die jeweilige Verbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter in den vier Zeitperioden (TPs) visualisiert, um so Veränderungen zunächst grafisch erkennen zu können.

Neben dieser Darstellungsart wurden für einen ersten Überblick über die Höhenverbreitungen in R die Minimal- und Maximalhöhen und damit die Höhenamplituden (AH) pro Art berechnet. Minimal- und Maximalhöhe geben dabei den tiefstgelegenen bzw. höchstgelegenen Nachweis an, während die Amplitude den Bereich zwischen diesen beiden Höhen und damit die Toleranz einer Art in Bezug auf die Höhe üNN wiedergibt (HOFER et al. 2001: 10). Darüber hinaus wurde der Median (50 %) sowie das Baryzentrum wie in VITASSE et al. (2021) und HOFER et al. (2001) ermittelt. Das Baryzentrum entspricht dem gewichteten Mittel/mittleren Verbreitungsschwerpunkt und gibt den Höhenwert wieder, an dem sich die Nachweise einer Art konzentrieren (HOFER et al. 2001: 11). Für dessen Gewichtung wurde den Datensätzen die Spalte *Freq* hinzugefügt, die berechnet, wie oft eine Art pro Jahr auf einem konkreten Höhenmeter gemeldet wurde. Außerdem wurde sich an der Arbeit von VITASSE et al. (2021) orientiert und das 95. Perzentil berechnet, also der Höhenwert, an dem 95 % aller Sichtungen darunter und 5 % darüber liegen. Dieser Wert kann auch als obere Verbreitungs- oder Verschiebungsgrenze bezeichnet werden (VITASSE et al. 2021: 1820) und entspricht nicht der reellen Maximalhöhe. Alle Werte wurden für jedes Jahr einzeln sowie die verschiedenen Zeitperioden (TPs) berechnet. Die Höhenstatistiken pro Art und Zeitperiode befinden sich in Anhang 4.

Um nun statistisch zu prüfen, ob eine Verschiebung in der Höhenverbreitung der vier betrachteten Schlangenarten im Val Müstair über die letzten drei Jahrzehnte stattgefunden hat, wurde zunächst untersucht, ob die Höhe (Variable: *Altitude*) und das Jahr (Variable: *Year*) in Verbindung miteinander stehen. Dafür wurden die Verteilungen der Sichtungshöhen für jede der vier Arten einzeln in Histogrammen (Funktion: *hist(y)*) dargestellt und anschließend auf ihre Normalverteilung getestet. Diese Berechnungen fanden für den gesamten Zeitraum von 1990 bis 2023 sowie einzeln für die vier Zeitperioden TP1, TP2, TP3 und TP4 statt. Bei einem Stichprobenumfang $n > 50$ wurde der

Kolmogorov-Smirnov Test (Funktion: *lillie.test()*) aus dem Paket *nortest* (GROSS & LIGGES 2015) angewendet. Im Falle eines Stichprobenumfanges n < 50 ist der Shapiro-Wilk Normalverteilungstest (Funktion: *shapiro.test()*) zum Einsatz gekommen. Als Nullhypothese H_0 wurde eine Normalverteilung angenommen und, wie in den Naturwissenschaften üblich, ein nominelles Signifikanzniveau von p = 5 % (0,05) gewählt. Ein Wahrscheinlichkeitsniveau von $p > 0{,}05$ würde somit die Normalverteilung bestätigen und die Nullhypothese wird nicht abgelehnt. Der p-Wert ist das kleinste Signifikanzniveau α, mit dem anhand der vorliegenden Beobachtungen die Nullhypothese abgelehnt werden kann (HEDDERICH & SACHS 2020: 461). Ein p-Wert $0{,}05 \geq p > 0{,}01$ gilt als „signifikant" [*], während er zwischen $0{,}01 \geq p > 0{,}001$ als „sehr signifikant" [**] und bei $p \leq 0{,}001$ als „höchst signifikant" [***] interpretiert wird (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: zusammenfassende Erläuterung der verschiedenen Signifikanzniveaus (eigene Zusammenstellung)

Sternsymbolik	p-Wert	kritische Schranken (%)	Erläuterung
[*]	$0{,}05 \geq p > 0{,}01$	5 %	signifikant
[**]	$0{,}01 \geq p > 0{,}001$	1 %	sehr signifikant
[***]	$p \leq 0{,}001$	0,1 %	höchst signifikant

Da zahlreiche statistische Schätz- und Testverfahren auf der Grundlage einer Normalverteilung basieren (HEDDERICH & SACHS 2020: 488), wurde nun durch verschiedene Datentransformationen versucht, diese für die nicht-normalverteilten Daten zu erreichen. In der vorliegenden Arbeit wurden dabei drei der gängigsten Datentransformationen genutzt. Bei einer Rechtslastigkeit der Daten, die sich anhand der Histogramme erkennen ließ, wurde eine sogenannte logarithmische Transformation (Funktion: *log(y)*) durchgeführt, da sie besonders bei dieser Verteilungsform wirkungsvoll sein kann. Des Weiteren wurde die Wurzel-Transformation (Funktion: *sqrt(y)*) verwendet, welche in erster Linie bei Poisson-verteilten Daten hilfreich sein kann. Als dritte Transformationsmöglichkeit wurde, insbesondere für die linksschiefen Daten, die sogenannte Box-Cox-Transformation (Funktion: *boxcoxfit(y)*) durchgeführt, welche die effektivste Methode zum Erreichen einer Normalverteilung darstellt. Wenn trotz der drei Transformationsmethoden keine Normalverteilung erreicht werden konnte, wurden in den folgende Bearbeitungsschritten verteilungsunabhängige, nicht-parametrische Tests genutzt.

Anschließend wurde mithilfe einer Korrelationsanalyse untersucht, ob zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) einer Sichtung ein Zusammenhang besteht. Im Zuge dessen wurden die jeweiligen Korrelationskoeffizienten berech-

net (Funktion: *cor()*), welche die Stärke des linearen Zusammenhangs zwischen zwei metrischen Variablen numerisch beschreiben. Bei normalverteilten Daten wurde die parametrische „Pearson-r-Korrelation“ (PEARSON 1896) angewendet, bei nicht-normalverteilten Daten hingegen die nicht-parametrische „Spearman-rho-Korrelation“ (SPEARMAN 1904). Das Vorzeichen des Korrelationskoeffizienten gibt die Richtung des Zusammenhanges an. Je größer der Absolutbetrag von r, desto konzentrierter liegen die Punkte um eine (gedachte) Gerade und desto stärker ist damit der Zusammenhang der beiden Variablen. Der Korrelationskoeffizient kann Werte zwischen -1 und 1 annehmen, wobei -1 eine perfekte negative lineare Korrelation, 1 eine perfekte positive lineare Korrelation und 0 keine lineare Korrelation bedeutet. Bei einem Korrelationskoeffizienten r=0 gilt die Nullhypothese, bei r<>0 wird die Alternativhypothese angenommen. Voraussetzung für die Spearman-rho-Korrelation ist jedoch, dass eine Äquidistanz zwischen den Rängen herrscht und keine Bindungen vorliegen, bzw., dass die Bindungen < 25 % betragen. Trifft dies nicht zu, wie im Falle des hier untersuchten Datensatzes, wird der Rangkorrelationskoeffizient nach KENDALL (1938) (Funktion: *cor.test()* mit *method= "kendall"*) berechnet. Dieser Schritt ist notwendig, da allein durch die Spearman-Methode nicht der exakte *p*-Wert berechnet werden kann. Im Zuge dieser Berechnungen wurde zudem geprüft, ob die Korrelationsergebnisse signifikant sind.

Um nicht nur die Stärke und Richtung des möglichen Zusammenhangs zwischen dem Jahr und der Höhe einer Sichtung zu prüfen, wurden darüber hinaus lineare Regressionsmodelle (Funktion: *lm()*) gerechnet. Dabei wird eine funktionale Beziehung zwischen einer unabhängigen und einer abhängigen Variable modelliert, die einen Zusammenhang mithilfe einer Geraden beschreibt. Dies ermöglicht eine Berechnung, die angibt, um wie viele Höhenmeter sich die Verbreitung einer Art gegebenenfalls pro Jahr verschoben hat. Um Verzerrungen durch Extremwerte bei der Bewertung der Höhenverschiebungen zu vermeiden, wurden für jedes Jahr jeweils das Baryzentrum und das 95. Perzentil jeder Art als Annäherung für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt bzw. die obere Verbreitungsgrenze herangezogen. Die abhängige Variable (Zielgröße/Regressand) stellte jeweils das Baryzentrum oder das 95. Perzentil dar, während die unabhängige Variable (Einflussgröße/Regressor) durch das Jahr gebildet wurde. Damit ergeben sich zwei lineare Regressionsmodelle pro Art und insgesamt acht Modelle für das Val Müstair und zur Beantwortung der ersten Forschungsfrage. Voraussetzung für eine lineare Regression ist (GROß 2010: 191-204; PETZOLDT 2019: 78; HEDDERICH & SACHS 2020: 137f.):

- lineare Beziehung zwischen Einfluss- und Zielgröße
- Normalverteilung der Residuen
- Homoskedastizität/Varianzhomogenität der Residuen (= keine Heteroskedastizität)
- keine Autokorrelation

Die Werte wurden dahingehend geprüft und die jeweiligen *p*-Werte dokumentiert. Bei den Residuen handelt es sich um die Differenzen zwischen den beobachteten Werten der abhängigen Variable und den vom Regressionsmodell vorhergesagten Werten. Die Regressionsergebnisse wurden ausgegeben (Funktion: *summary()*) und tabellarisch als auch grafisch festgehalten. Zu den wichtigen Parametern/Werten gehören die Regressionskoeffizienten β, das Bestimmtheitsmaß R^2, die *p*-Werte des Modells bzw. der Koeffizienten sowie der root mean square error (RMSE). Bei einer einfachen linearen Regression gibt es einen Koeffizienten für den Achsenabschnitt (Intercept) und einen weiteren für die Steigung (slope) der Prädiktorvariable. Die t-Statistik prüft, ob die Koeffizienten signifikant von Null abweichen (dargestellt durch *p*-Wert). Der *p*-Wert des Gesamtmodells stammt aus der F-Statistik. Das Bestimmtheitsmaß R^2 gibt die Anpassungsgüte an, also wie gut das Modell die beobachteten Werte erklärt. Es liegt zwischen 0 und 1, wobei bei 1 alle beobachteten Werte auf der Geraden liegen und das Modell damit eine perfekte Anpassung aufweist.

Die Arbeitshypothese 1 wurde bestätigt, wenn der Steigungskoeffizient des 95. Perzentils $\beta > 0$ und sein *p*-Wert $\leq 0{,}05$ ist. Mit einem Steigungskoeffizienten $\beta \leq 0$ und einem *p*-Wert $> 0{,}05$ wird die Arbeitshypothese 1 folglich abgelehnt.

4.2.2 Klimatische Analyse

Im Anschluss an die Höhenanalyse der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair wurde sich auf die zweite Forschungsfrage fokussiert:

Lassen sich mögliche Verschiebungen der Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair auf veränderte Klimabedingungen – insbesondere einen Temperaturanstieg und veränderte Niederschlagsmuster – in der Region zurückführen?

Zur Untersuchung eines möglichen Zusammenhangs zwischen den Veränderungen in der Höhenverbreitung der vier Arten und klimatischen Veränderungen wurden Temperatur- und Niederschlagsdaten aus zwei lokal im Untersuchungsgebiet gelegenen Wetterstationen verwendet. Die Daten zum Jahresmittel der Lufttemperatur sowie der Jahresniederschlagssumme wurden in einfachen Liniendiagrammen inklusive ihrer linearen Trendlinien grafisch dargestellt und in Beziehung zu den berechneten Werten der Höhenstatistiken gesetzt, um Muster identifizieren zu können. Darüber hinaus wurde durch

lineare Regressionsmodelle überprüft, ob sich die Winter- sowie Sommerniederschlagsmengen seit 1990 signifikant verändert haben. Dafür wurden zunächst die Niederschlagsmengen pro Saison (Oktober bis März und April bis September) und Station berechnet und auf Normalverteilung getestet.

Ergänzend hierzu wurde eine systematische Literaturrecherche durchgeführt, um die beobachteten Höhenverschiebungen im Val Müstair in einen übergeordneten Kontext klimabedingter Höhenverschiebungen einzuordnen. Dabei wurden insbesondere Studien berücksichtigt, die temperaturinduzierte Höhenverlagerungen von Reptilien im Alpenraum oder in vergleichbaren Gebirgsregionen nachweisen. Auf diese Weise lässt sich die empirische Analyse mit überregional dokumentierten Trends verknüpfen, wodurch sich eine umfassendere Bewertung der klimatischen Einflussfaktoren ermöglicht.

4.2.3 Analyse Graubünden

Nachdem die Höhenveränderung der vier Arten im Val Müstair analysiert und in Bezug zu den klimatischen Bedingungen gesetzt wurden, sollte die dritte Forschungsfrage untersucht werden, die folgendermaßen formuliert wurde:

Lassen sich die beobachteten Trends in der Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair auch im restlichen Kanton Graubünden wiederfinden?

Dafür hat zunächst der gleiche methodisch Untersuchungsablauf stattgefunden, wie in Kapitel 4.2.1. Statt der Daten aus dem Val Müstair wurde nun jedoch der Gesamtdatensatz für ganz Graubünden von 1990 bis 2023 herangezogen. Wie bereits erläutert, wurde das Jahr 2024 für diese räumliche Ausdehnung nicht berücksichtigt. Erneut wurden für jede Art die Höhenstatistik berechnet, eine Korrelationsanalyse zwischen den Variablen Jahr (Variable: *Year*) und Höhe (Variable: *Altitude*) durchgeführt und je ein lineares Regressionsmodell für das Baryzentrum und 95. Perzentil erstellt. Abschließend wurden die Ergebnisse der linearen Regressionsmodelle aus dem Val Müstair mit denen aus ganz Graubünden für jede Art einzeln tabellarisch verglichen, um so beantworten zu können, ob zwischen beiden räumlichen Ausdehnungen Parallelen zu erkennen sind.

Die dritte Arbeitshypothese wurde angenommen, wenn der Steigungskoeffizient des Baryzentrums/95. Perzentils einer Art sowohl für das Val Müstair als auch ganz Graubünden > 0 und signifikant (p-Wert $\leq 0{,}05$) ist. Sie wurde abgelehnt, wenn der Koeffizient ≤ 0 und/oder nicht signifikant war.

5 Ergebnisse

5.1 Zusammengeführter Gesamtdatensatz

Nach der Datenbeschaffung umfasste der Ausgangsdatensatz 8.988 unbearbeitete Sichtungen/Funde zwischen 1990 und 2024. Die Datenbereinigung und Imputation führten dazu, dass einige Daten nicht weiter in der Auswertung berücksichtigt wurden. Neun Sichtungen wurden dabei nicht übernommen, da sie aus dem Jahr 2024 stammten, nicht durch die eigene Feldarbeit oder das Citizen Science-Verfahren erfasst wurden und auch nicht im Val Müstair lagen. Insgesamt zehn Sichtungen wurden vor 1990 gemacht und dadurch in dieser Arbeit ebenfalls nicht weiter einbezogen. Durch die Betrachtung der Daten in QGIS konnten außerdem vier Sichtungen erkannt werden, die sich außerhalb der Kantonsgrenze Graubünden befanden und auch mehr als 2.500 m (max. Unschärferadius der Standortskoordinaten) von dieser Grenze entfernt waren. Die Untersuchung auf tatsächliche Duplikate minimierte den Datensatz um weitere 365 Sichtungen. Eine Sichtung wurde nach Angaben des Urhebers als unsicher deklariert und dadurch ignoriert. 30 Sichtungen entfielen durch fehlende Koordinatenangaben. Bei einer Sichtung lag die Höhe fälschlicherweise bei 9.963 m üNN. Durch einige andere auffällige Höhenwerte wurden weitere 43 fehlerhafte Daten erkannt. Anhand der Koordinaten konnte diese Höhe allerdings neu ermittelt und der Fehler behoben werden. Bei 2.240 Sichtungen fehlten die Höhenangaben, die André Besimo, ein selbstständiger Umweltingenieur mit eigenem Büro in Portein, Schweiz, jedoch durch die Berechnung in einem Geoinformationssystem ergänzen konnte. Fehlerhaft waren auch die Daten zur ersten dokumentierten Sichtung einer Barrenringelnatter auf 1.960 m üNN im Val Müstair, bei der es sich eigentlich um einen Grasfrosch (*Rana temporaria*) gehandelt hat und dadurch vollständig entfallen ist.

In der Zeit vom 15. April bis 30. Juni 2024 kam es durch die eigene Feldarbeit im Untersuchungsgebiet Val Müstair zu 40 Sichtungen bzw. Funden (inkl. Totfunde und Häute). Durch das Citizen Science-Verfahren wurden insgesamt 22 Meldungen der vier angesprochenen Schlangenarten aus dem Engadin und Val Müstair für das Jahr 2024 generiert. Eine Meldung hiervon entfiel, da keine Art bestimmt werden konnte, und eine weitere wurde nicht weiter berücksichtigt, da sie so aktuell war, dass sie noch nicht von Wilde Nachbarn geprüft wurde. Damit konnten im Gesamten 60 Schlangensichtungen aus dem Jahr 2024 erfasst werden, die einen aktuellen Vergleich zu den Bestandsda-

ten ermöglichten. Die ursprünglichen Datensätze wurden damit insgesamt um 422 ungültige Sichtungen bereinigt.

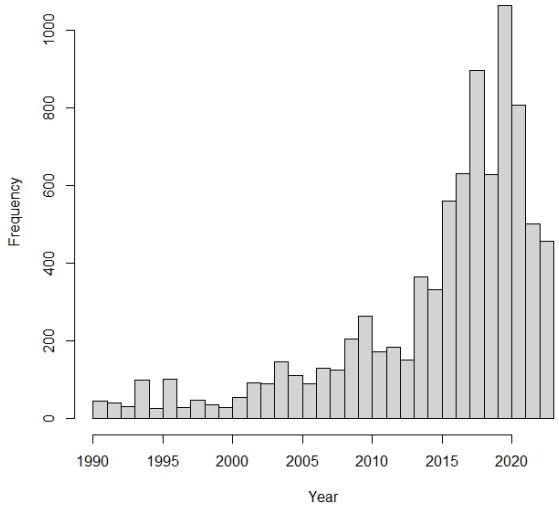


Abbildung 11: Gesamtanzahl der vorliegenden Sichtungsmeldungen von *Vipera berus, Vipera aspis, Natrix helvetica und Coronella austriaca* in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung)

Das Histogramm, siehe Abbildung 11, zeigt die Gesamtanzahl der gemeldeten Schlangensichtungen in ganz Graubünden pro Jahr von 1990 bis 2023. Hierbei werden die Daten in dem Jahr dargestellt, in dem die Sichtung stattfand und nicht in dem Jahr, in dem die Meldung erfolgte. Die Anzahl der Meldungen ist über die Zeit deutlich angestiegen. Von 1990 bis 2000 war die Anzahl konstant niedrig, woraufhin ein Anstieg zu beobachten ist. Im Vergleich zum Jahr 2009 hat sich die Zahl zu 2020 etwa verdreifacht. Die meisten Sichtungen wurden im Jahr 2020 gemacht, worauf anschließend ein Rückgang zu verzeichnen ist.

Die beiden Kreisdiagramme, siehe Abbildung 12 und Abbildung 13, geben die Häufigkeitsverteilungen der im Datensatz dokumentierten Sichtungen pro Art für ganz Graubünden und das Val Müstair wieder. In Graubünden macht die Kreuzotter (*Vipera berus*) mit Abstand den größten Anteil der erfassten Nachweise aus. Die Barrenringelnatter *(Natrix helvetica)* und die Schlingnatter (*Coronella austriaca*) sind ebenfalls vertreten, jedoch in deutlich geringerer Anzahl. Die Aspisviper (*Vipera aspis*) ist mit den wenigsten gelisteten Sichtungen die seltenste der vier Arten in Graubünden.

Im Val Müstair dominiert, anders als in ganz Graubünden, die Aspisviper, gefolgt von der Kreuzotter und Schlingnatter. Die Barrenringelnatter nimmt nur einen sehr geringen Anteil der Meldungen ein.

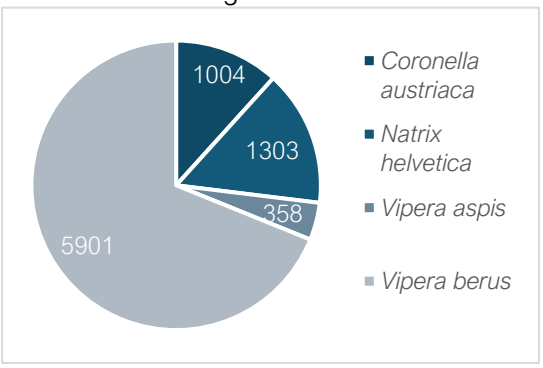


Abbildung 12: Anzahl der Sichtungen der vier angesprochenen Schlangenarten in Graubünden von 1990-2024 (eigene Darstellung)

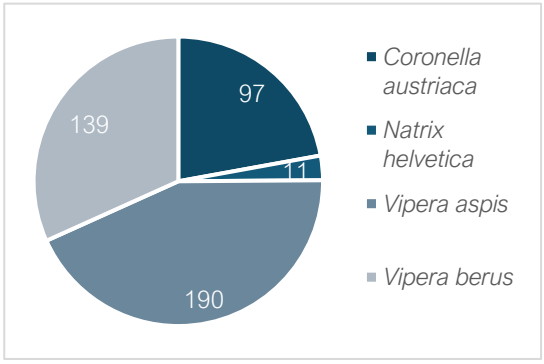


Abbildung 13: Anzahl der Sichtungen der vier angesprochenen Schlangenarten im Val Müstair von 1990-2024 (eigene Darstellung)

Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse zur Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter separat für das Val Müstair und ganz Graubünden betrachtet. Ergänzend dazu wird eine kurze Zusammenfassung der eigenen Feldarbeit gegeben, um die späteren Ergebnisinterpretationen durch persönliche und aktuelle Beobachtungen untermauern zu können. Die Ergebnisse der klimatischen Analyse schließen das Kapitel ab.

Bei der Betrachtung der Daten in ihren TPs ist zu berücksichtigen, dass TP1, TP2 und TP3 jeweils zehn Jahre umfassen, während es in TP4 bisher nur vier Jahre sind.

5.2 *Vipera berus*

5.2.1 *Vipera berus* im Val Müstair

Die eigene Feldarbeit im Untersuchungsgebiet Val Müstair vom 15. April bis 30. Juni führte zu insgesamt zwölf Kreuzottersichtungen. Die niedrigste Beobachtung erfolgte auf 1.707 m üNN, die höchste auf 2.349 m üNN. Die Tiere haben sich versteckt in niedriger Vegetation zwischen offenem Felsen aufgehalten. Die Fundplätze waren in der Regel nach Süden ausgerichtet, seltener nach Südosten (2x) oder Südwesten (1x). Durchschnittlich lagen die Temperaturen bei 15,8 °C, die Luftfeuchte bei 58,6 %. Allgemein war es eher bedeckt oder stark bewölkt und in zwei von zwölf Fällen traten leichter Nieselregen oder Schauer auf. Die Tiere haben unterschiedliche Größen/Altersstufen sowie Färbungen aufgewiesen. Über das Citizen Science-Verfahren wurden weitere elf Sichtungen der Kreuzotter generiert.

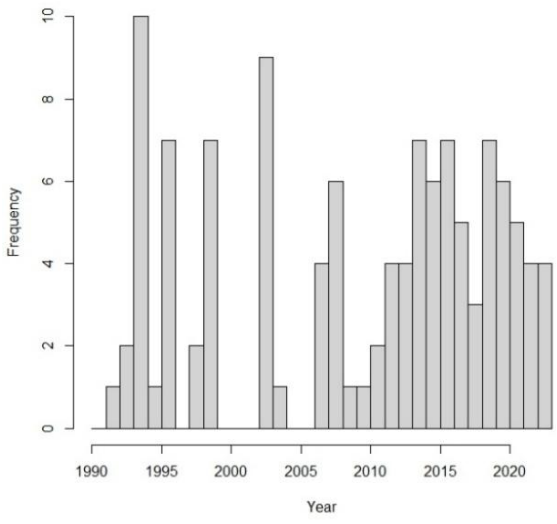


Abbildung 14: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Vipera berus* im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung)

Wie sich dem Histogramm, Abbildung 14, entnehmen lässt, hat die Anzahl der Sichtungen im Verlauf der Zeit insgesamt zugenommen, auch wenn Schwankungen zu verzeichnen sind. Aus den Jahren 1990 und 1991, 1997, 2000 bis 2002 sowie 2005 und 2006 liegen keine gemeldeten Sichtungen vor. Auffällig ist jedoch, dass es auch in TP1 und TP2 vereinzelt schon Jahre mit verhältnismäßig vielen Sichtungen gab, die zum Teil die Zahl der Meldungen in TP3 übertroffen haben.

Der Zusammenhang zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) der Kreuzotter-Sichtungen im Val Müstair wurde zunächst durch eine Korrelationsanalyse geprüft. Wie in Tabelle 6 zu sehen, korrelieren die beiden Variablen über den gesamten Zeitraum nur schwach und nicht signifikant. TP2 und TP4 weisen jedoch signifikante positive Korrelationen auf.

Tabelle 6: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Vipera berus* im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	0.07
TP2	0.46*
TP3	0.1
TP4	0.55*
TP1-TP4	0.09

Signifikanzstufen: $p < 0.05$ (*), $p < 0.01$ (**), $p < 0.001$ (***)

Die Ergebnisse der berechneten Höhenstatistik mit den Minimal- und Maximalhöhen, der Höhenamplitude, dem Median sowie dem Baryzentrum und 95. Perzentil pro Zeitperiode (TP) sind in Anhang 4 tabellarisch zusammengefasst. In Abbildung 15 ist die jährliche Höhenverbreitung der Kreuzotter im Val Müstair von 1990 bis 2023 hingegen grafisch dargestellt. Für eine einfachere Vergleichbarkeit zwischen den Arten im Val Müstair ist die y-Achse bei diesen Grafiken einheitlich und reicht auch bei der Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter von 1.200 bis 2.800 m üNN. Dargestellt wird das Baryzentrum (englisch: *Centroid altitude/Barycenter*), das 95. Perzentil (englisch: *95th percentile*) sowie die Höhenamplitude (englisch: *Altitudinal range*). Die Punkte auf den gestrichelten Linien geben die berechneten Werte wieder. Wenn kein Punkt auf der Linie für das jeweilige Jahr erkennbar ist, liegen in diesem Jahr keine Meldungen vor. Zusätzlich sind die linearen Trendlinien für beide Höhen abgebildet. Die graue Fläche gibt die Höhenamplitude, also die Spannweite zwischen den niedrigsten und den höchsten dokumentierten Höhenwerten eines Jahres, wieder.

Auffällig ist eine extreme Schwankung um das Jahr 2010, mit einem Tiefpunkt bei 1.400 m üNN und einem Maximalwert von 2.796 m üNN. Das Baryzentrum zeigt einen stetigen Anstieg über die letzten Jahrzehnte. Das 95. Perzentil verläuft mit starken interannuellen Veränderungen, insbesondere um die Jahre 1999 und 2010. Insgesamt ist aber ebenfalls ein zunehmender Trend erkennbar. Die Höhenamplituden steigt ab 2012

dauerhaft und ist in den Jahren 1999 (783 m), 2012 (1.229 m) und 2020 (879 m) besonders groß.

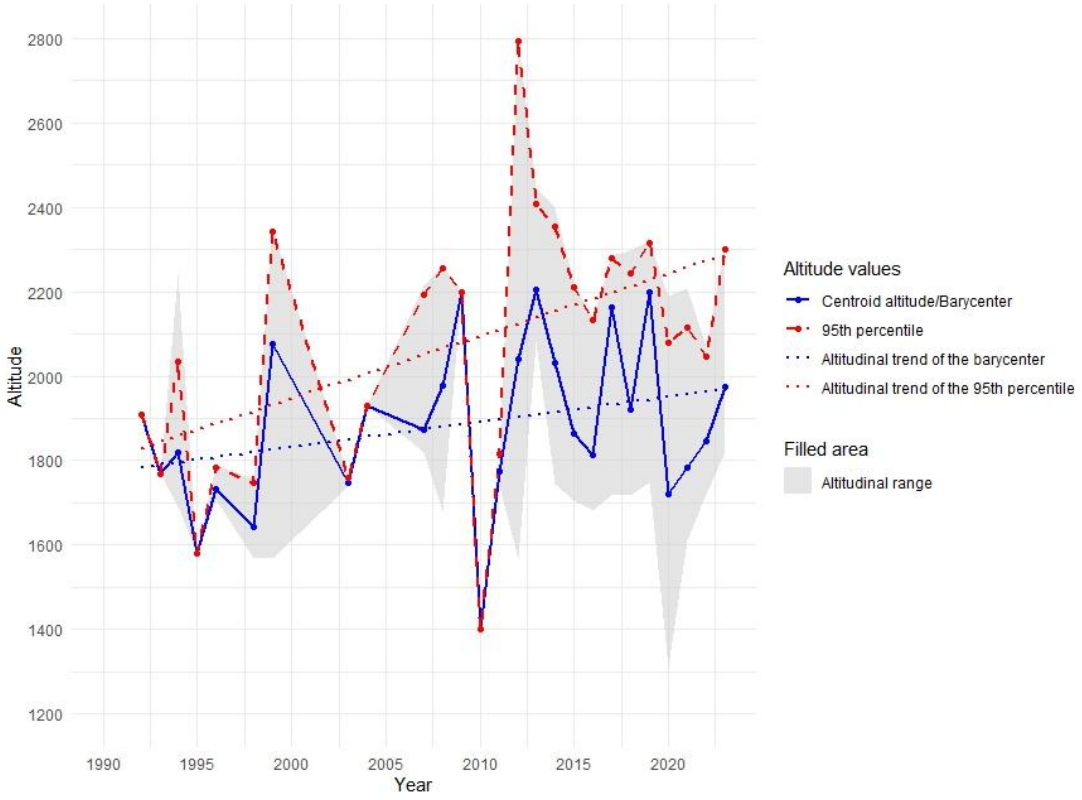


Abbildung 15: Höhenverbreitung von *Vipera berus* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Die auf Abbildung 15 erkennbaren Trendlinien wurden durch lineare Regressionsmodelle berechnet. Alle Voraussetzungen für die lineare Regressionsberechnung wurden erfüllt, da alle *p*-Werte > 0,05 waren und die jeweilige Nullhypothese dadurch abgelehnt werden konnte (siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: *p*-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von *Vipera berus* im Val Müstair 1990-2023; Nv. = Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)

Baryzentrum			95. Perzentil		
Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation	Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation
0.9334	0.653	0.6156	0.6303	0.9688	0.3244

Die Regressionsgeraden werden auf Abbildung 16 und Abbildung 17 vergrößert mit den Höhenwerten (Punkte) und jeweiligen Ergebniswerten dargestellt. Wie sich daraus erkennen lässt, hat sich das Baryzentrum der Kreuzotter im Val Müstair von 1990 bis 2023 pro Jahr im Schnitt um +5,94 m nach oben verschoben. Das Ergebnis ist mit einem *p*-Wert von 0,14 jedoch nicht signifikant und auch das Bestimmtheitsmaß R^2 liegt gerade einmal bei 0,09, was bedeutet, dass nur 9 % der Variation in der Höhe durch das Jahr erklärt werden. Für das 95. Perzentil zeigt sich auf Abbildung 17 ein deutlicher

Höhenanstieg von +14,77 m pro Jahr, der mit einem *p*-Wert von 0,012 signifikant ist. 24 % der Variation des 95. Perzentils werden durch das Jahr erklärt, was einen stärkeren Zusammenhang als beim Baryzentrum anzeigt. Die Arbeitshypothese 1 wurde damit bestätigt.

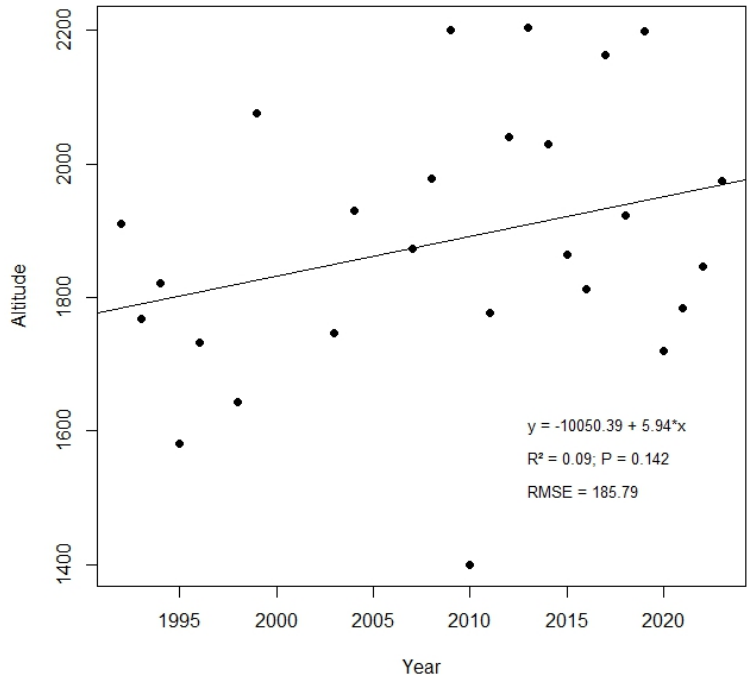


Abbildung 16: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera berus* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

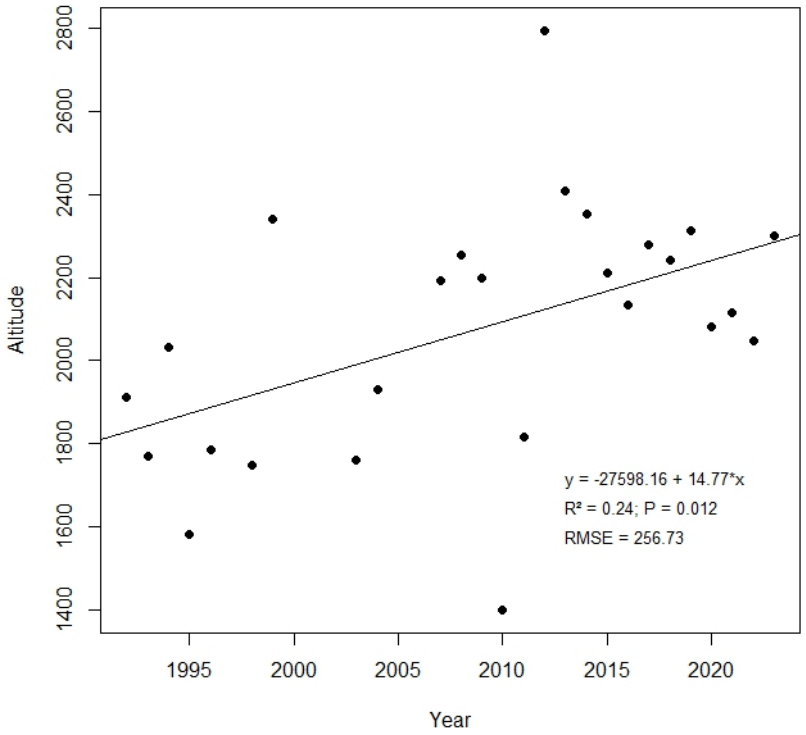


Abbildung 17: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera berus* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

5.2.2 *Vipera berus* in Graubünden

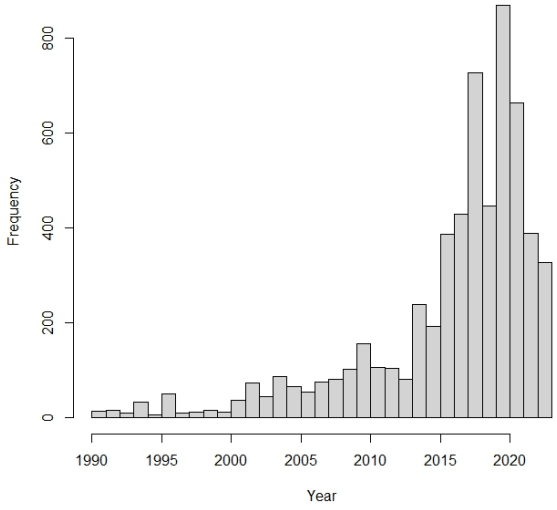


Abbildung 18: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Vipera berus* in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung)

Zur Analyse der Höhenverschiebung der Kreuzotter in ganz Graubünden wurde nun der gesamte Datensatz verwendet. Die Höhenstatistik für die Daten aus ganz Graubünden befindet sich in Anhang 4. Wie dem Histogramm auf Abbildung 18 zu entnehmen ist, liegen für jedes Jahr von 1990 bis 2023 Sichtungsdaten der Kreuzotter vor. Die Anzahl der gemeldeten Sichtungen hat sich in Graubünden von TP1 zu TP2 und von TP2 zu TP3 jeweils etwa vervierfacht, mit einem Höhepunkt im Jahr 2020.

In Tabelle 8 ist zu sehen, dass mit Ausnahme von TP4 alle Korrelationskoeffizienten schwach negativ sind. Abgesehen von der ersten Zeitperiode TP1 ist der Zusammenhang zwischen dem Jahr und der Höhe einer Kreuzotter-Sichtung in jedem Abschnitt signifikant, in TP3, TP4 und dem gesamte Zeitraum 1990 bis 2023 höchst signifikant.

Tabelle 8: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Vipera berus* in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	-0.07
TP2	-0.06*
TP3	-0.15***
TP4	0.10***
TP1-TP4	-0.12***

Signifikanzstufen: p < 0.05 (*), p < 0.01 (**), p < 0.001 (***)

Um die Verbreitungen aller vier Arten darstellen zu können, reicht die y-Achse der Liniendiagramme für Graubünden von 200 bis 3.000 m üNN. So wurde eine Grundlage für den späteren Ergebnisvergleich zwischen den Arten geschaffen.

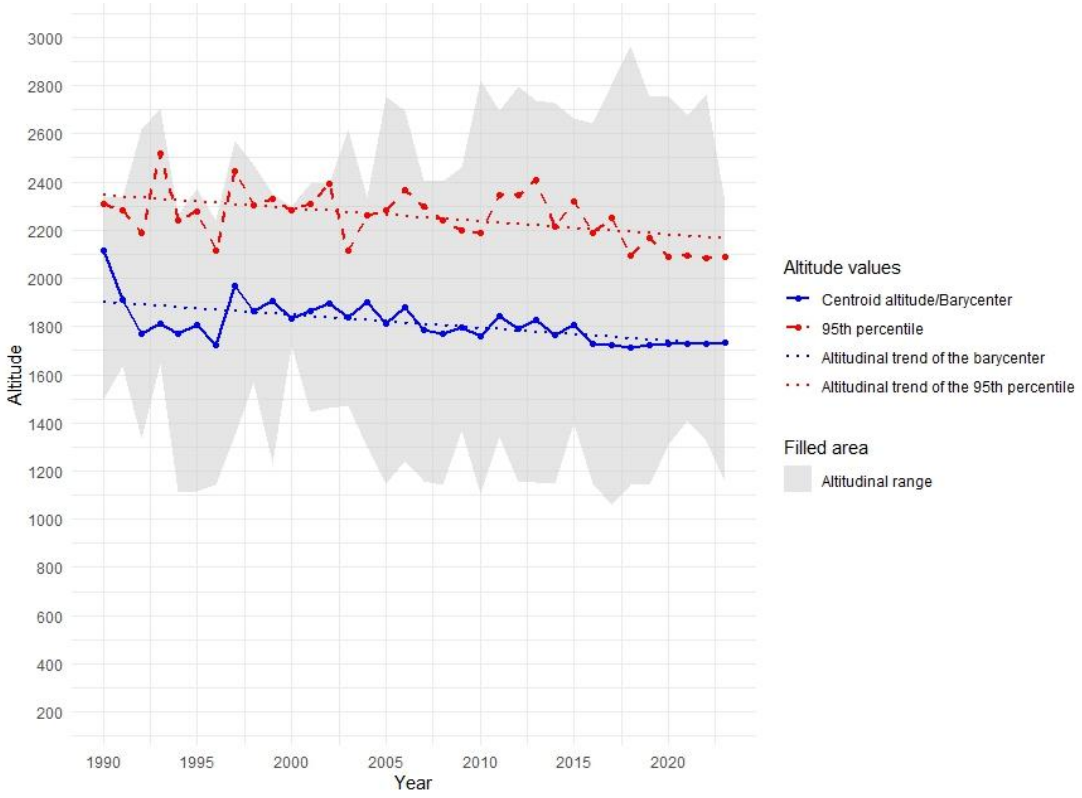


Abbildung 19: Höhenverbreitung von *Vipera berus* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Die Minimalhöhen lagen in Graubünden insgesamt niedriger als im Val Müstair und die Maximalhöhen weiter oben, wodurch auch die Amplitude, besonders in den Jahren 2005 (1.609 m), 2010 (1.713 m) und 2017 (1.744 m), breiter ist. Auffällig ist jedoch, dass vor allem der Median (+/- 5 m) sehr ähnliche Werte wiedergibt. Anders als im Val Müstair nimmt der mittlere Verbreitungsschwerpunkt und die obere Verbreitungsgrenze jedoch über die Jahre ab.

Die Prüfung der Voraussetzungen für die Berechnung linearer Regressionsmodelle hat ergeben, dass die Residuen des Baryzentrums zwar normalverteilt sind, jedoch eine Homoskedastizität als auch Autokorrelation vorliegt, was bei der Ergebnisdiskussion zu berücksichtigen ist (siehe Tabelle 9). Für das 95. Perzentil wurden hingegen alle Voraussetzungen erfüllt.

Tabelle 9: *p*-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von *Vipera berus* in Graubünden 1990-2023; Nv.= Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)

Baryzentrum			95. Perzentil		
Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation	Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation
0.05794	0.001807	0.02414	0.4065	0.2965	0.4555

Die linearen Regressionsmodelle haben berechnet, dass das Baryzentrum der Kreuzotter in Graubünden pro Jahr um -5,35 m sinkt und das 95. Perzentil sich um -5,45 m nach unten verschiebt. Beide Ergebnisse sind sehr bis höchst signifikant und auch die Bestimmtheitsmaße von 0,39 und 0,24 sind verhältnismäßig hoch. Damit gehen die Trends des Val Müstair und Graubündens in unterschiedliche Richtungen und vor allem die oberen Verbreitungsgrenzen weichen stark voneinander ab, wie sich Tabelle 10 entnehmen lässt. Die Arbeitshypothese 3 wird aus diesem Grund sowohl für das Baryzentrum als auch das 95. Perzentil abgelehnt.

Tabelle 10: Zusammenfassung der Regressionskoeffizienten (Slope) für *Vipera berus* 1990-2023 (eigene Zusammenstellung)

Vipera berus	Val Müstair	Graubünden	Differenz	Trend
Baryzentrum	+5,94	-5,35***	11,29	↑ ↓
95. Perzentil	+14,77*	-5,45**	20,22	↑ ↓

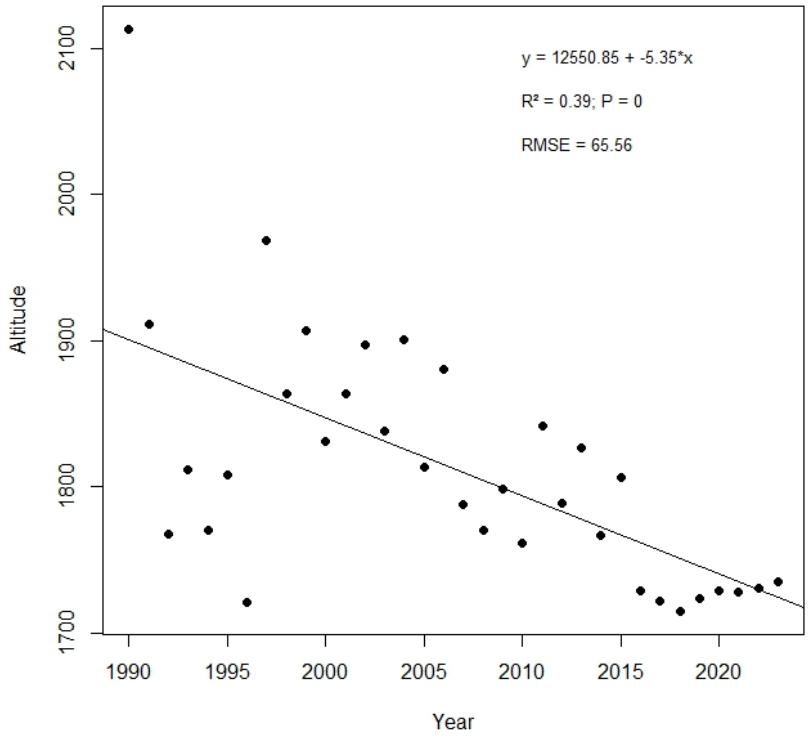


Abbildung 20: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera berus* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

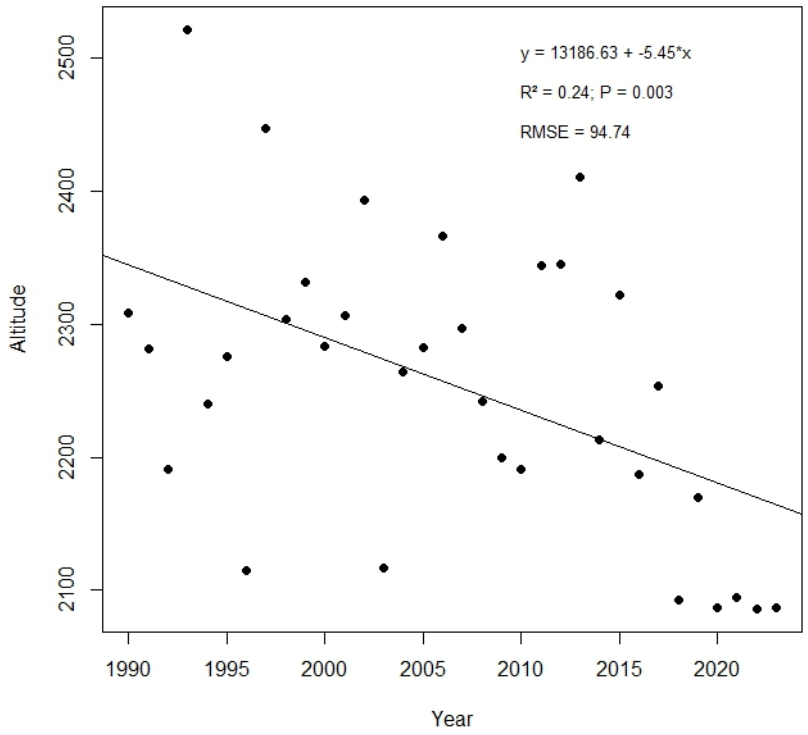


Abbildung 21: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera berus* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

5.3 *Vipera aspis*

5.3.1 *Vipera aspis* im Val Müstair

Durch die eigene Feldarbeit im Jahr 2024 wurden zwölf Aspisviper-Sichtungen erzielt. Beobachtet wurden die Tiere in einem Höhenbereich von 1.352 bis 1.536 m üNN. Häufig haben sie sich, im Vergleich zu den anderen Arten, weniger gedeckt auf Mauerkronen von Stützmauern oder am Rande von Trockensteinmauern aufgehalten. In den meisten Fällen waren diese Habitatstrukturen nach Südosten ausgerichtet, seltener nach Süden (5x). Die Wetterverhältnisse waren meist sonnig und trocken, wobei die Temperatur durchschnittlich bei 17,3 °C und die Luftfeuchtigkeit bei 48,5 % lag. Während einer Geländeuntersuchung kam es vereinzelt zu leichten Schauern, als ein melanistisches Individuum in der feuchten Wiese nahe einer Trockensteinmauer beobachtet werden konnte (Foto in Anhang 1). Bei den beobachteten Aspisvipern waren verschiedene Altersstufen vertreten. Auf der Wilde Nachbarn-Plattform gingen zwei weitere Sichtungen der Art ein.

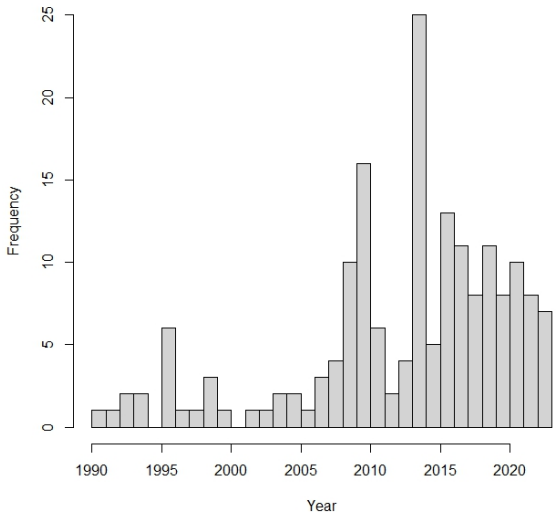


Abbildung 22: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Vipera aspis* im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung)

In den Jahren 1991, 1995 und 2001 wurden keine Sichtungen der Aspisviper im Val Müstair dokumentiert (siehe Abbildung 22). Die Anzahl der gemeldeten Sichtungen hat insbesondere ab TP3 deutlich zugenommen. Auffällig viele Sichtungen (n = 25) wurden für das Jahr 2014 dokumentiert.

Die Korrelationsanalyse zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) der Aspisviper-Sichtungen im Val Müstair hat ergeben, dass über die gesamte Zeit von 1990 bis 2023 kaum ein Zusammenhang zwischen den beiden Variablen besteht, siehe Tabelle 11. Betrachtet man die TPs jedoch einzeln, ergibt sich für die ersten beiden Zeitperioden ein positiver, für TP2 auch sehr signifikanter, Zusammenhang. Für TP3 und TP4 ist dieser allerdings leicht negativ und nicht signifikant.

Tabelle 11: Korrelationskoeffizienten zwischen dem (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Vipera aspis* im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	0.12
TP2	0.44**
TP3	-0.07
TP4	-0.14
TP1-TP4	0.01

Signifikanzstufen: p < 0.05 (*), p < 0.01 (**), p < 0.001 (***)

Auch für die Aspisviper wurde eine einfache Höhenstatistik mit denselben Parametern wie bereits bei der Kreuzotter berechnet. Diese befindet sich in Anhang 4. Es zeigt sich eine Zunahme der maximalen Höhe von 1.850 m (TP1) auf 2.083 m (TP3). Die Höhenamplitude variiert deutlich zwischen den Jahren, mit einer ausgeprägten Spannweite in den Jahren 1999, 2004 und 2015. Diese erreicht in TP3 mit 843 m ihr Maximum, fällt in TP4 jedoch stark ab (296 m). Insgesamt zeigt sich durch die Höhenstatistik und deren grafische Darstellung, Abbildung 23, ein leichter Anstieg der mittleren Verbreitung über die letzten drei Jahrzehnte. Das Baryzentrum steigt von 1.367 m auf 1.441 m, bevor es

in TP4 leicht sinkt. Mit einzelnen Ausreißern in den Jahre 1999, 2004 und 2016 schwankt das 95. Perzentil stärker, weist zusammengefasst aber ebenfalls eine leichte Verschiebung nach oben auf.

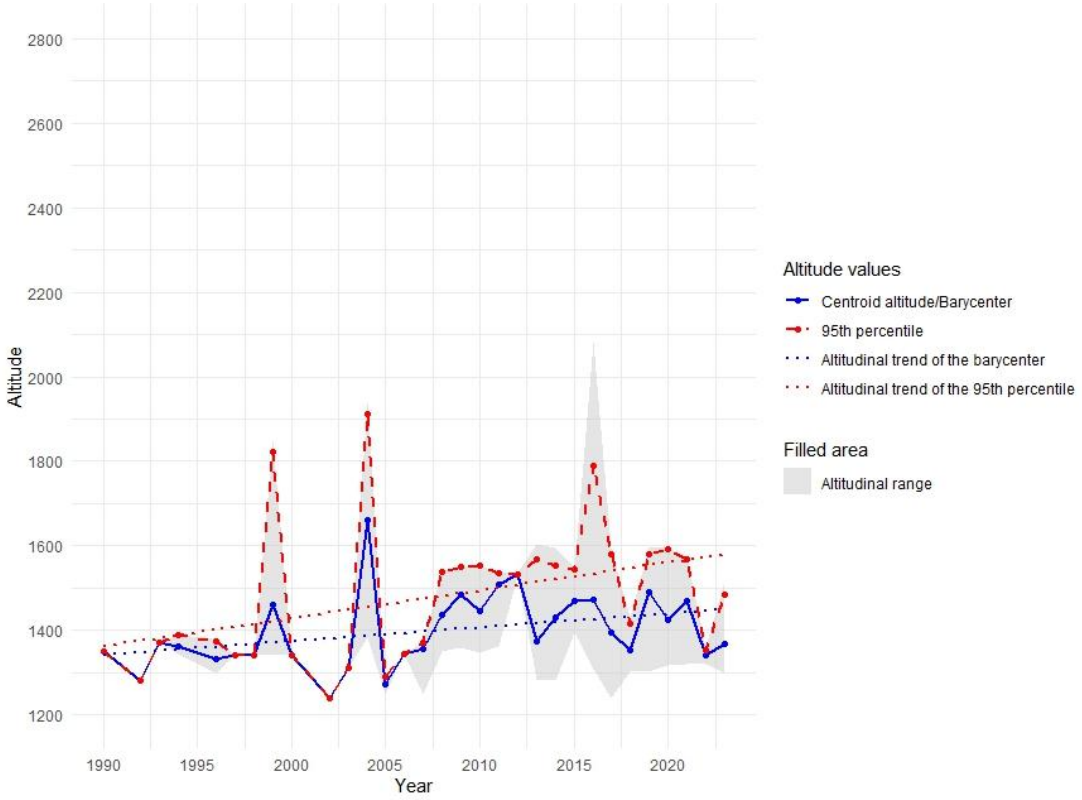


Abbildung 23: Höhenverbreitung von *Vipera aspis* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Für die lineare Regressionsmodellierung wurden bezüglich des Baryzentrums alle Voraussetzungen erfüllt (siehe Tabelle 12). Allerdings hat der Test ergeben, dass die Residuen des 95. Perzentils nicht normalverteilt sind, was eine lineare Regression grundsätzlich ungeeignet macht. Dieses Ergebnis wird in der späteren Diskussion näher thematisiert. Eine Heteroskedastizität und Autokorrelation konnten dennoch ausgeschlossen werden.

Tabelle 12: *p*-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von *Vipera aspis* im Val Müstair 1990-2023; Nv. = Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)

Baryzentrum			95. Perzentil		
Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation	Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation
0.6054	0.9036	0.5861	8.664e-05	0.6272	0.6759

Die beiden Regressionsmodelle sind auf Abbildung 24 und Abbildung 25 dargestellt. Die Berechnungen für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt haben ergeben, dass sich dieser pro Jahr um +3,25 m in die Höhe verschiebt, wobei keine Signifikanz vor-

liegt und das Bestimmtheitsmaß bei 0,09 liegt. Für die obere Verbreitungsgrenze wurde ein signifikanter Wert von +6,62 m pro Jahr mit einem R^2 von 0,16 ermittelt und die Arbeitshypothese 1 damit erfüllt.

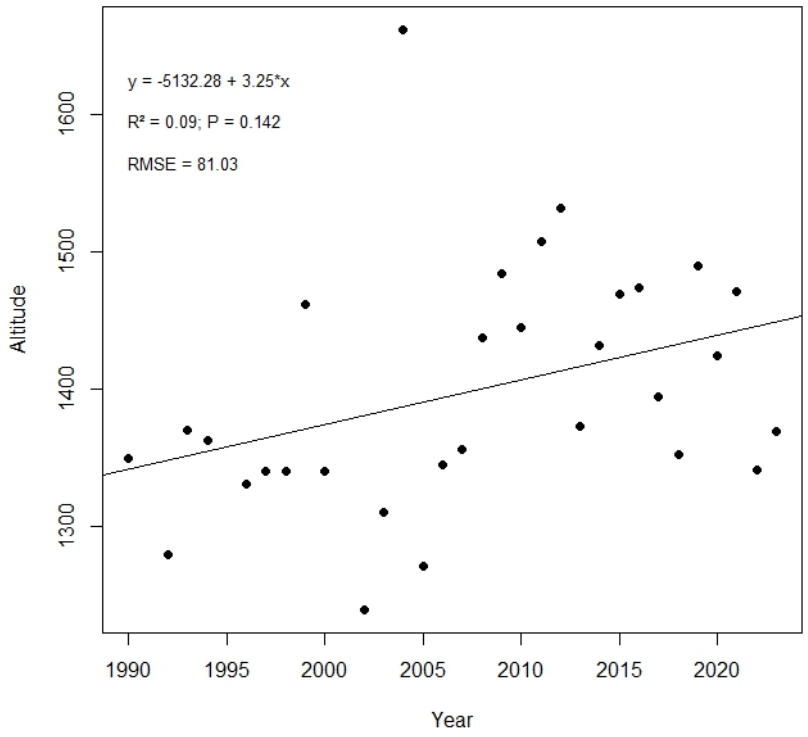


Abbildung 24: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera aspis* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

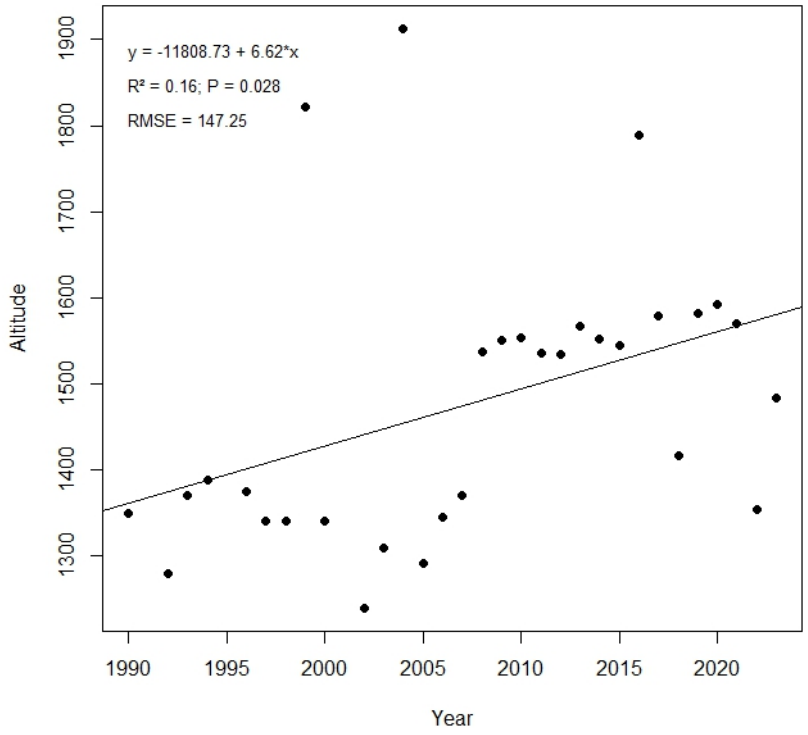


Abbildung 25: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera aspis* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

5.3.2 *Vipera aspis* in Graubünden

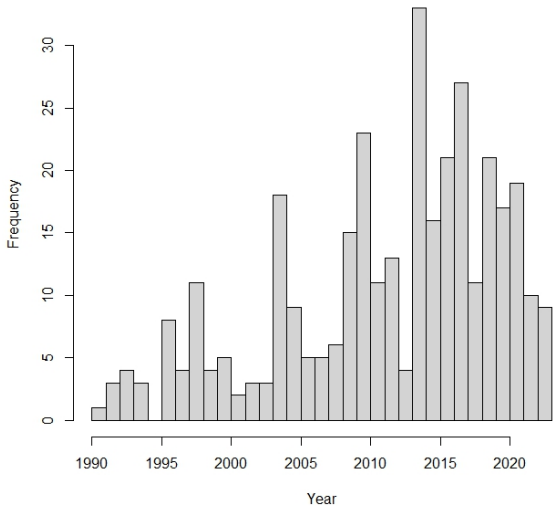


Abbildung 26: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Vipera aspis* in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung)

Die Höhenstatistik, siehe Anhang 4, und das Histogramm auf Abbildung 26 haben gezeigt, dass über die letzten Jahrzehnte erneut ein deutlicher Anstieg der Beobachtungen stattgefunden hat. Für die Jahre 1991 und 1995 liegen in diesem Datensatz keine Aspisviper-Sichtungen vor. Auffällig ist das Maximum im Jahr 2014, woraufhin ein leichter Rückgang auf dennoch hohem Niveau folgt.

Die Korrelationsanalyse für die Sichtungen der Aspisviper in ganz Graubünden zeigt über den gesamten Zeitraum hinweg einen schwach positiven, aber sehr signifikanten Zusammenhang (siehe Tabelle 13). Innerhalb der einzelnen Zeitperioden sind die Korrelationen größtenteils schwach und nicht signifikant, mit Ausnahme der TP2, bei der ein signifikanter positiver Zusammenhang festgestellt wurde.

Tabelle 13: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Vipera aspis* in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	-0.03
TP2	0.24*
TP3	0.04
TP4	0.06
TP1-TP4	0.12**

Signifikanzstufen: p < 0.05 (*), p < 0.01 (**), p < 0.001 (***)

Das Liniendiagramm auf Abbildung 27 stellt die Ergebnisse der Höhenstatistik wieder grafisch dar. Zu sehen ist eine leichte Zunahme des 95. Perzentils, während das Baryzentrum weitgehend stabil bleibt. Die altitudinale Spannweite ist in den Jahren 2004 (1.520 m), 2009 (1.074 m), 2012 (1.053 m) und 2016 (1.155 m) besonders groß. Die Minimalhöhen liegen in Graubünden beträchtlich unter denen des Val Müstair, während sich die Maximalhöhen weniger voneinander unterscheiden. Auffällig sind die sehr ähn-

lichen Höhen des 95. Perzentils im Val Müstair und in Graubünden über den gesamten Zeitraum.

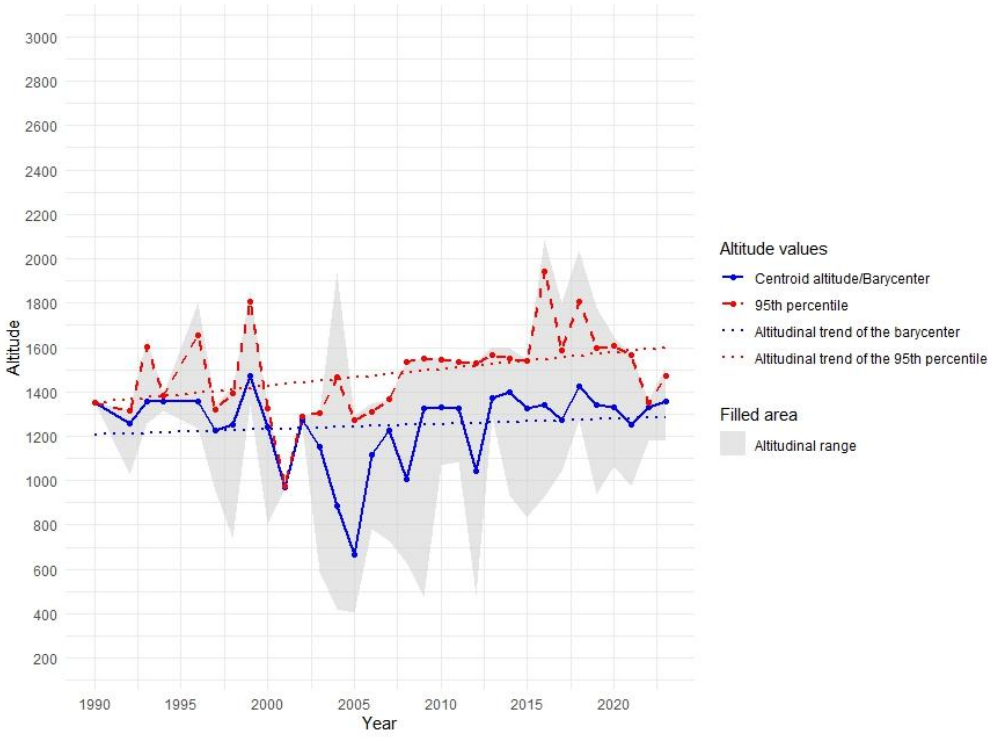


Abbildung 27: Höhenverbreitung von *Vipera aspis* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Bei der Prüfung der Voraussetzungen für die linearen Regressionsberechnungen war jedoch nur die Varianzhomogenität des Baryzentrums sowie das Ausschließen der Heteroskedastizität und Autokorrelation des 95. Perzentils gegeben (siehe Tabelle 14). Insbesondere die fehlenden Normalverteilungen der Residuen beider Höhen sind problematisch und in der Ergebnisdiskussion zu berücksichtigen.

Tabelle 14: *p*-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von *Vipera aspis* in Graubünden 1990-2023; Nv. = Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)

Baryzentrum			95. Perzentil		
Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation	Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation
0.0001991	0.4726	0.003517	0.0005377	0.5842	0.08822

Verglichen zum Val Müstair ist in Graubünden ein sehr ähnlicher Trend des Baryzentrums (+/-0,87 m) und 95. Perzentil (+/-0,95 m) zu erkennen, wie in Tabelle 15 zusammengefasst ist. Das Baryzentrum steigt pro Jahr um +2,38 m, allerdings ist der Wert nicht signifikant und das Bestimmtheitsmaß sehr gering. Die obere Verbreitungsgrenze verschiebt sich hingegen jährlich signifikant um +7,57 m nach oben und weist ein R^2 von 0,15 auf. Folglich ist die Arbeitshypothese 3 durch die fehlende Signifikanz des

Baryzentrums in Graubünden damit nur für die maximalen Verbreitungsgrenzen gegeben.

Tabelle 15: Vergleich der Untersuchungsergebnisse zum Baryzentrum und 95. Perzentil für *Vipera aspis* (eigene Zusammenstellung)

Vipera aspis	Val Müstair	Graubünden	Differenz	Trend
Baryzentrum	+3,25*	+2,38	0,87	↑ ↑
95. Perzentil	+6,62*	+7,57*	0,95	↑ ↑

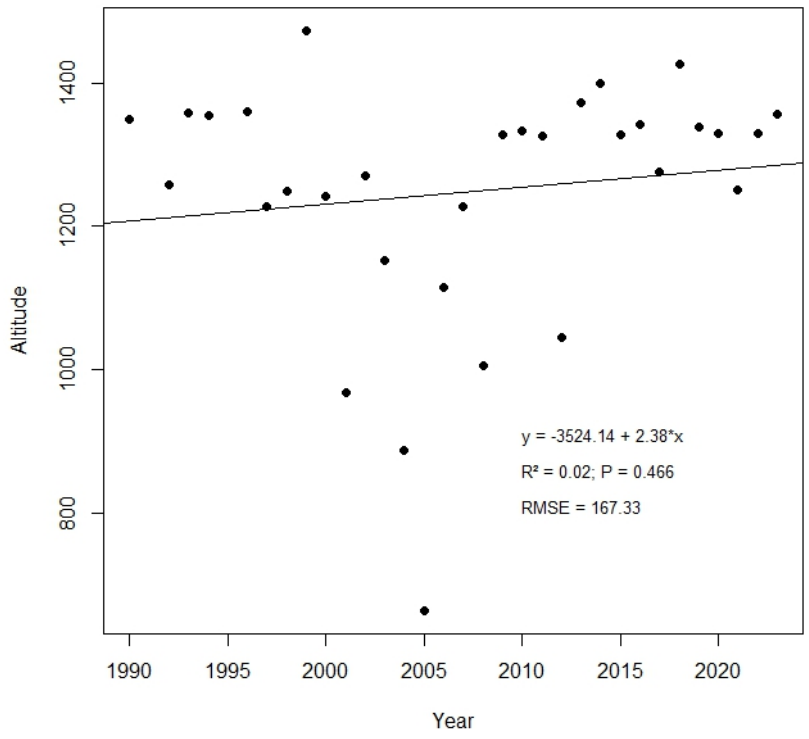


Abbildung 28: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera aspis* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

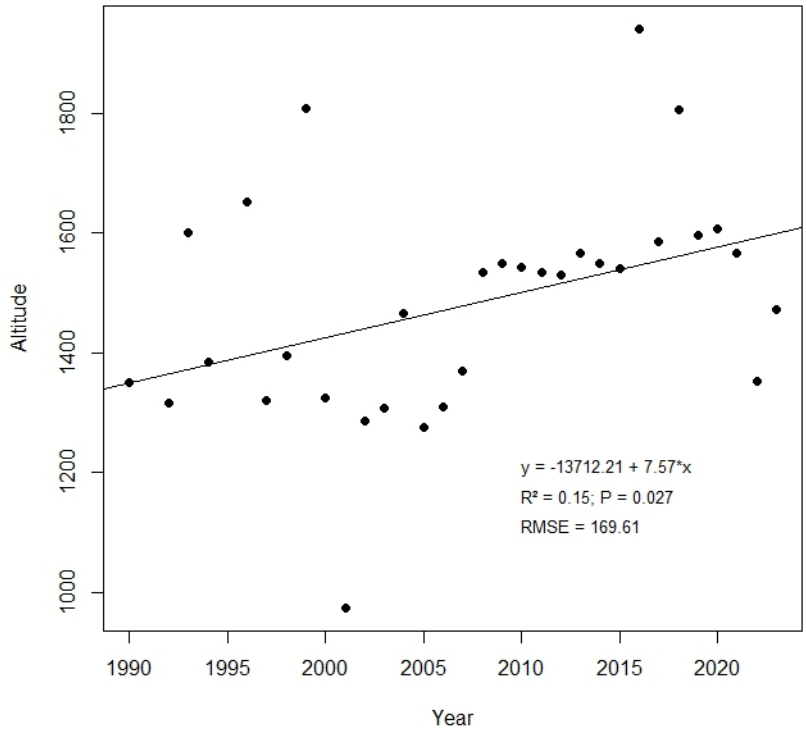


Abbildung 29: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R2, *p*-Wert und RMSE für *Vipera aspis* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

5.4 *Natrix helvetica*

5.4.1 *Natrix helvetica* im Val Müstair

In der gesamten Zeit der eigenen Feldarbeit wurden fünf Meldungen zur Barrenringelnatter dokumentiert. Allerdings hat es sich nur in zwei Fällen um lebende Individuen gehandelt. Hinzu kommen zwei tote Jungtiere und die Häutung einer ausgewachsenen Barrenringelnatter. Alle Sichtungen bzw. Funde konzentrierten sich auf einen kleinen Bereich in der Nähe zweier Teiche, die durch den Rombach mit Frischwasser versorgt werden. Die konkreten Standorte lagen auf 1.352 m üNN und waren südostexponiert. Die Temperaturen lagen während der Beobachtungen bei 14,8 und 15,4 °C und die Luftfeuchtigkeit bei 21,8 sowie 20,5 %. Bei den beiden Lebendsichtungen hat es sich um ein ausgewachsenes Weibchen mit einer Körperlänge über einem Meter sowie ein jüngeres Männchen (etwa 40 cm Körperlänge) gehandelt. Über Wilde Nachbarn wurde keine Barrenringelnatter-Sichtung im Val Müstair gemeldet.

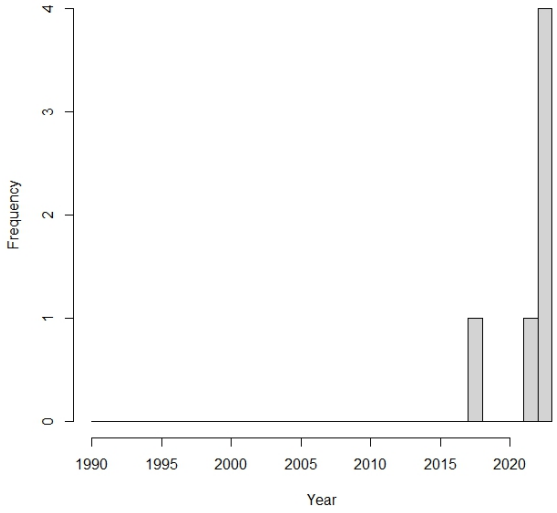


Abbildung 30: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Natrix helvetica* im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung)

Wie auf Abbildung 30 zu erkennen, liegt die erste dokumentierte Sichtung einer Barrenringelnatter im Val Müstair für das Jahr 2018 vor. Seit 2022 gehen mit steigender Tendenz jährlich Meldungen der Art ein (siehe auch Anhang 4). Damit ist eine wachsende Anzahl und Stetigkeit in den Daten zu bemerken.

Aufgrund nicht vorhandener Daten bzw. einer zu geringen Stichprobengröße wurde die Korrelation nur für den Zeitraum 1990 bis 2023 (TP1-TP4) analysiert. Diese ergab einen leichten, positiven, jedoch nicht signifikanten Zusammenhang, wie in Tabelle 16 abzulesen ist.

Tabelle 16: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Natrix helvetica* im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023, k.M.=keine Meldung) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	k.M.
TP2	k.M.
TP3	keine Berechnung, da n < 10
TP4	keine Berechnung, da n < 10
TP1-TP4	0.27

Signifikanzstufen: p < 0.05 (*), p < 0.01 (**), p < 0.001 (***)

Durch die geringe Stichprobengröße war es des Weiteren nicht möglich, lineare Regressionsmodelle für die Barrenringelnatter im Val Müstair zu berechnen. Zur Beantwortung der Forschungsfrage wurden die Sichtungsstandorte in QGIS genauer betrachtet. Die erste gemeldete Beobachtung im Jahr 2018 fand auf einer Höhe von 1.238 m üNN und entspricht bis heute der niedrigsten gemeldeten Sichtung im Val Müstair. Während es in TP3 bei diesem einen dokumentierten Fund blieb, wurden im Jahr 2022 und 2023 dann insgesamt fünf Barrenringelnattern am selben Ort beobachtet, an dem auch die Sichtungen im Jahr 2024 erfolgten. Die Standorthöhen lagen an dieser Stelle zwischen 1.335 und 1.352 m üNN.

5.4.2 *Natrix helvetica* in Graubünden

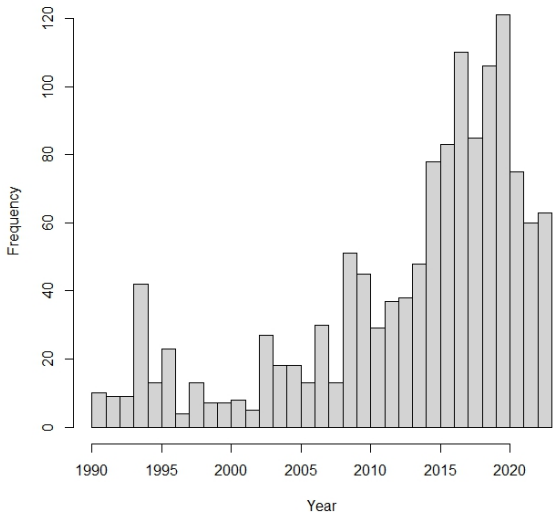


Abbildung 31: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Natrix helvetica* in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung)

Für ganz Graubünden sieht die Datenlage deutlich anders aus als für das Val Müstair. Seit 1990 liegen in jedem Jahr Sichtungsdaten der Barrenringelnatter in Graubünden vor. Erneut ist trotz einiger Schwankungen ein deutlicher Anstieg der Meldungen zu erkennen, besonders seit dem Jahr 2010. Der Höhepunkt wurde 2020 erreicht, woraufhin die Anzahl fällt.

Die Korrelationsanalyse hat ergeben, dass über den gesamten Zeitraum von 1990 bis 2023 kaum ein Zusammenhang zwischen dem Jahr und der Höhe einer Barrenringelnatter-Sichtung in Graubünden vorliegt. Wie Tabelle 17 zu entnehmen ist, wurde für TP1, TP2 und TP 4 ein schwach negativer Zusammenhang berechnet, der jeweils signifikant bis höchst signifikant ist. TP3 ist der einzige Zeitabschnitt mit einem leicht positiven Zusammenhang, der jedoch ebenfalls höchst signifikant ist.

Tabelle 17: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Natrix helvetica* in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	-0.18**
TP2	-0.19***
TP3	0.17***
TP4	-0.09*
TP1-TP4	0.03

Signifikanzstufen: p < 0.05 (*), p < 0.01 (**), p < 0.001 (***)

Durch die grafische Darstellung der Höhenstatistik auf Abbildung 32 wird deutlich, dass sich die Minimalhöhen über die gesamte Zeit in einem Bereich von 256 bis 269 m üNN befanden. Die Maximalhöhen sind von TP1 mit 1.485 m üNN zu TP3 mit 2.345 m üNN jedoch stark gestiegen. Das Baryzentrum ist über die letzten Jahrzehnte nur leicht abgesunken, dafür hat sich das 95. Perzentil deutlich nach oben verschoben, wodurch

sich die Höhenamplitude folglich vergrößert hat. Am meisten Höhenvarianz gab es in den Jahren 2016 (1.871 m), 2017 (1.796 m) und 2019 (1.737 m).

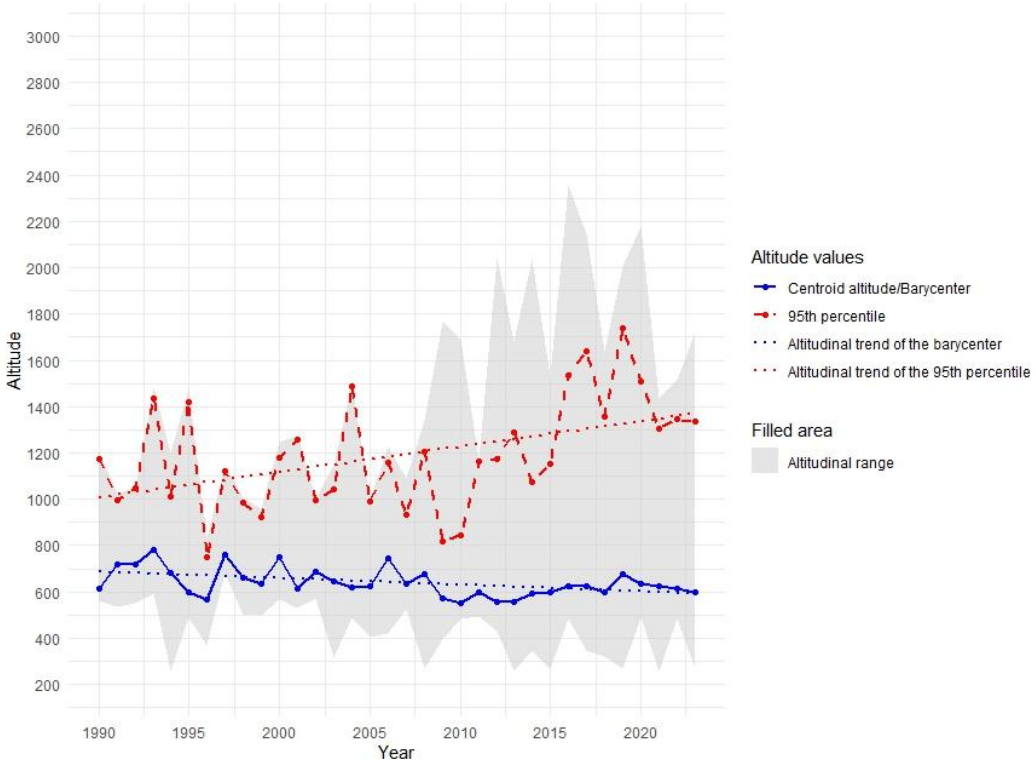


Abbildung 32: Höhenverbreitung von *Natrix helvetica* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Die Voraussetzungen für die linearen Regressionen waren bis auf die Varianzhomogenität (*p*-Wert: 0,04) des Baryzentrums gegeben (siehe Tabelle 18).

Tabelle 18: *p*-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von *Natrix helvetica* in Graubünden 1990-2023; Nv.= Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)

Baryzentrum			95. Perzentil		
Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation	Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation
0.81	0.04	0.21	0.16	0.93	0.23

Mithilfe der linearen Regressionsmodelle konnte berechnet werden, dass das Baryzentrum jährlich um -2,83 m sinkt. Der Wert ist mit einem *p*-Wert von 0,006 als sehr signifikant einzuordnen. Das Bestimmtheitsmaß liegt hierbei bei 0,21, was angibt, dass 21 % der Streuung der beobachteten Werte durch das Modell vorhergesagt werden können. Das 95. Perzentil verschiebt sich pro Jahr mit einem sehr signifikanten Wert von +10,97 m nach oben. Das R^2 liegt ebenfalls bei 0,21.

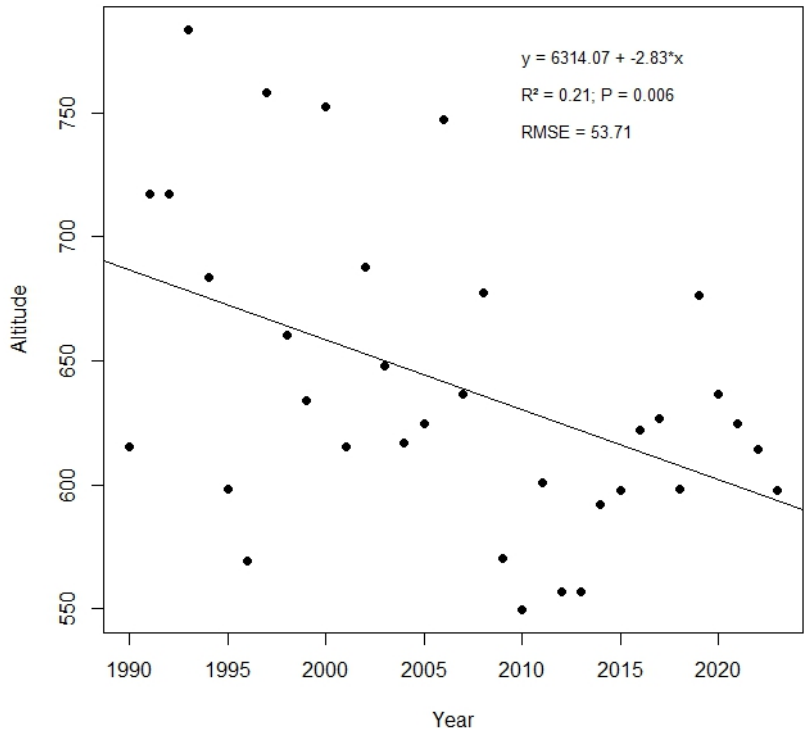


Abbildung 33: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Natrix helvetica* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

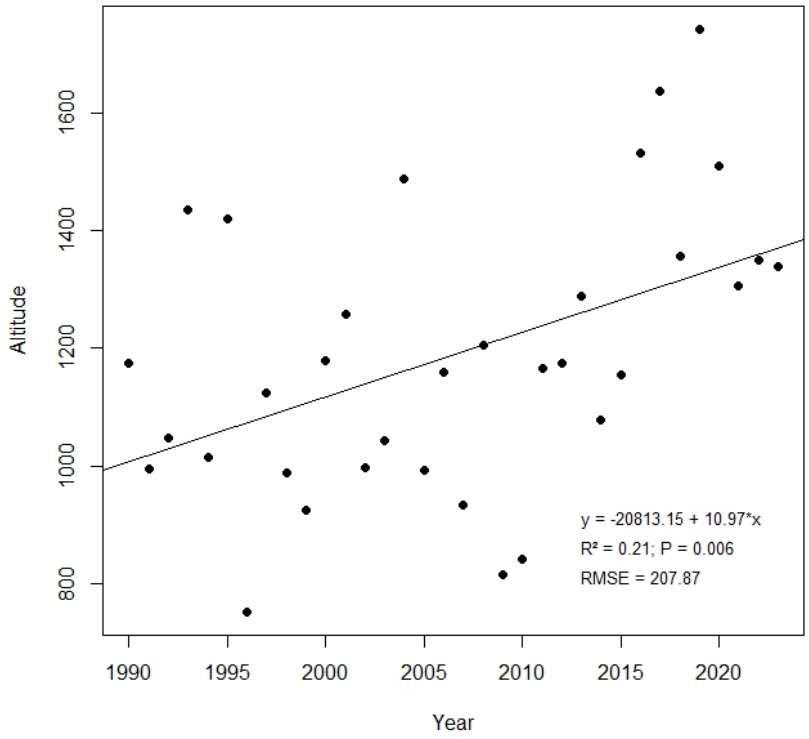


Abbildung 34: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R2, *p*-Wert und RMSE für *Natrix helvetica* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

5.5 *Coronella austriaca*

5.5.1 *Coronella austriaca* im Val Müstair

Über die Zeit der eigenen Feldarbeiten wurde insgesamt zehn lebende Schlingnattern und eine Häutung gesichtet. Die Individuen wurden allesamt in arttypischen Habitaten beobachtet, die sich auf einem Höhengradienten von 1.385 bis 1.750 m üNN erstreckten und meist nach Südosten, weniger häufig nach Süden (3x), ausgerichtet waren. Die Temperatur während der Beobachtungen lag im Schnitt bei 18,9 °C und die Luftfeuchtigkeit bei durchschnittlich 35,2 %. Einige Male haben sich mehrere Tiere gleichzeitig an einem Ort aufgehalten, zum Teil war darunter auch eine Aspisviper zu entdecken. Zu den typischen Lebensräumen gehörten, wie auch bei der Aspisviper, Trockenstein- und Stützmauern, wo sie sich meist gut versteckt in der niedrigen, zum Teil trockenen, Vegetation aufgehalten haben. Auf der Plattform der Wilden Nachbarn erfolgte keine Schlingnatter-Sichtung im Zeitraum der Untersuchungen.

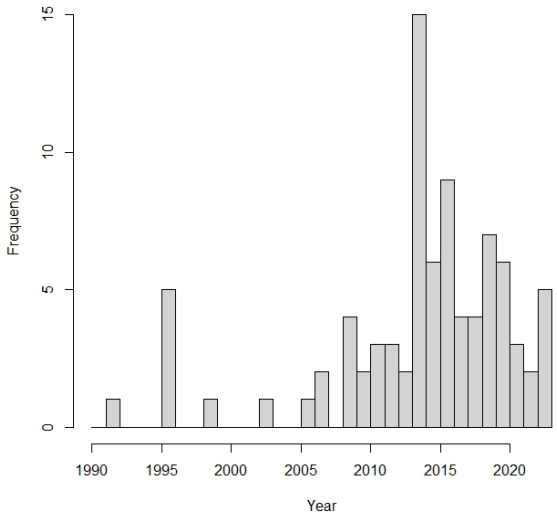


Abbildung 35: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Coronella austriaca* im Val Müstair 1990-2023 (eigene Darstellung)

Die meisten Schlingnatter-Sichtungen im Val Müstair wurden für das Jahr 2014 dokumentiert. Für die Jahre 1990 und 1991, 1993 bis einschließlich 1995, 1997 und 1998, 2000 bis inkl. 2002, 2004 und 2005 sowie 2008 liegen keine gemeldeten Sichtungen vor. Insgesamt ist aber erneut ein Anstieg der Meldungen seit 1990 zu verzeichnen, wobei die Zahlen seit 2014 rückläufig sind. Für das Jahr 2023 sind, wie für das Jahr 1996, fünf Beobachtungen in der Datenbank enthalten.

Zwischen dem Jahr und der Höhe hat sich für keine Zeitperiode ein signifikanter Zusammenhang herausgestellt. Es wurde zwar für jede TP ein positiver Korrelationskoeffizient berechnet, allerdings liegen keine Signifikanzen vor, wie Tabelle 19 zu entnehmen ist.

Tabelle 19: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Coronella austriaca* im Val Müstair in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	0.25
TP2	0.32
TP3	0.16
TP4	0.24
TP1-TP4	0.12

Signifikanzstufen: p < 0.05 (*), p < 0.01 (**), p < 0.001 (***)

Die niedrigste Schlingnatter-Sichtung im Val Müstair liegt bisher auf 1.235 m üNN, die höchste auf 2.243 m üNN. In den Jahren 1996 (920 m), 2013 (740 m), 2020 (741 m) und 2023 (896 m) war die Höhenamplitude am größten. Sowohl für das Baryzentrum als auch das 95. Perzentil lässt sich ein ähnlicher Trend beobachten. Beide Höhen sinken von TP1 zu TP2 ab, um daraufhin von TP2 zu TP3 und von TP3 zu TP4 wieder anzusteigen.

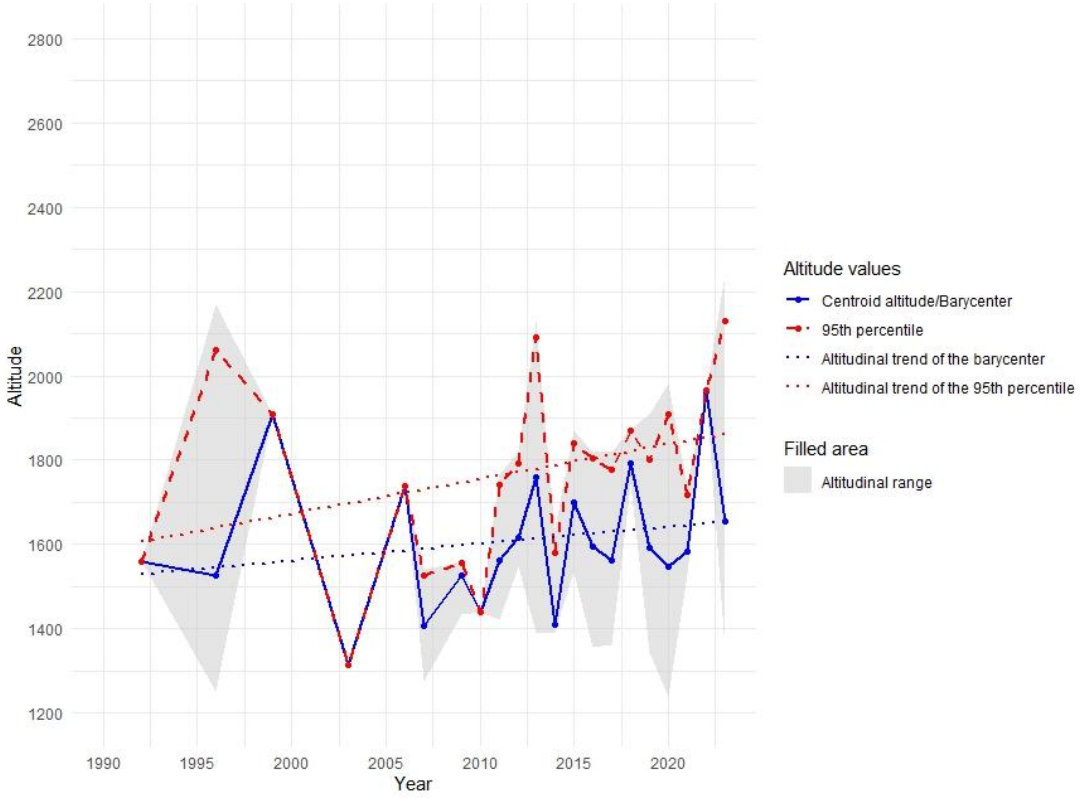


Abbildung 36: Höhenverbreitung von *Coronella austriaca* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Für die linearen Regressionsmodelle beider Höhen wurden alle Voraussetzungen erfüllt (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: *p*-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von *Coronella austriaca* im Val Müstair 1990-2023; Nv.=Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)

Baryzentrum			95. Perzentil		
Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation	Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation
0.2271	0.4363	0.964	0.5508	0.0513	0.2875

Die Modellierung hat ergeben, dass das Baryzentrum um +4,01 m und das 95. Perzentil um +8,26 m angestiegen ist. Allerdings ist keiner der beiden Werte signifikant und auch die Bestimmtheitsmaße sind sehr niedrig, wodurch die Arbeitshypothese 1 nicht erfüllt wird.

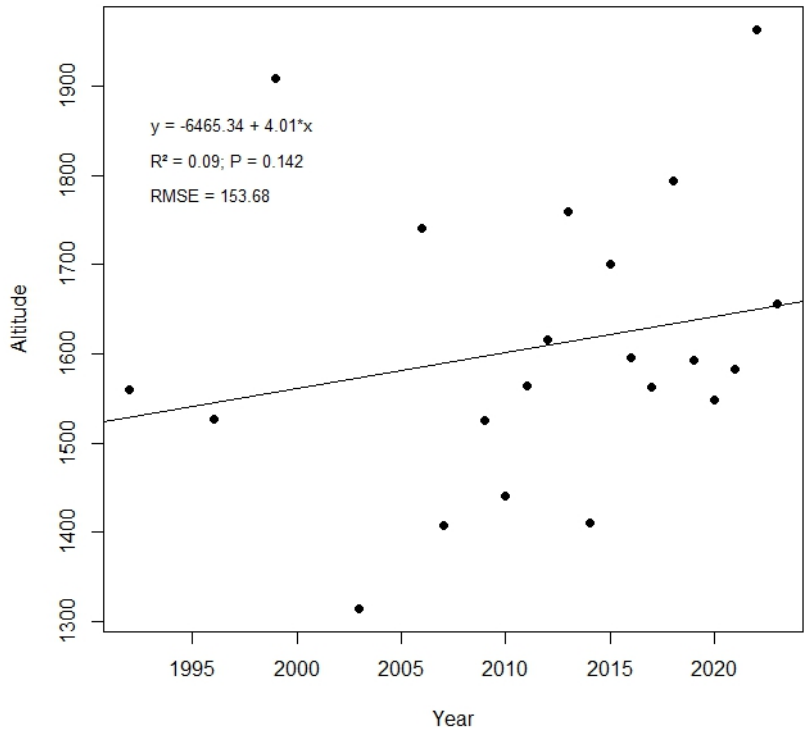


Abbildung 37: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R2, *p*-Wert und RMSE für *Coronella austriaca* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

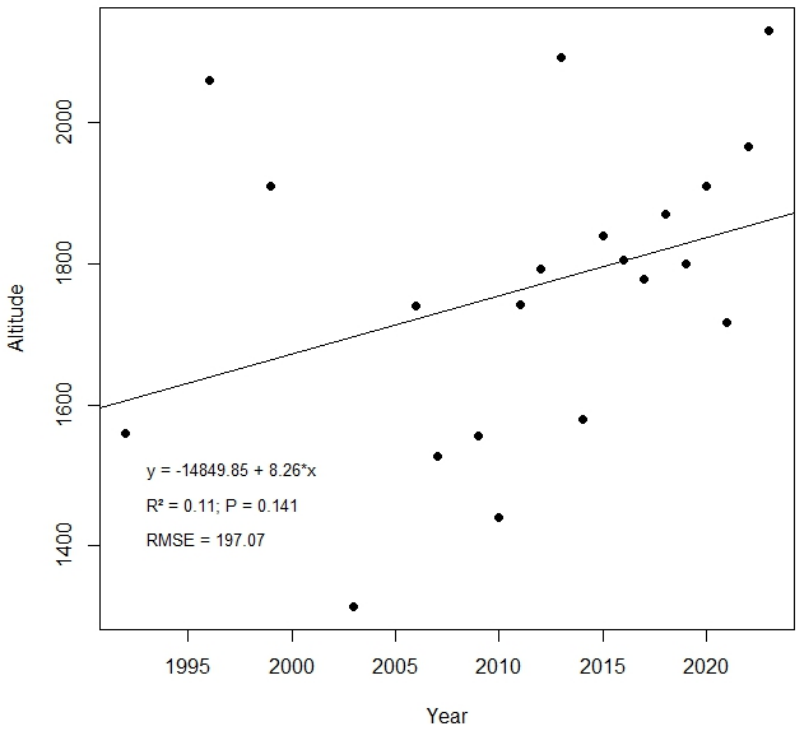


Abbildung 38: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Coronella austriaca* im Val Müstair von 1990-2023 (eigene Darstellung)

5.5.2 *Coronella austriaca* in Graubünden

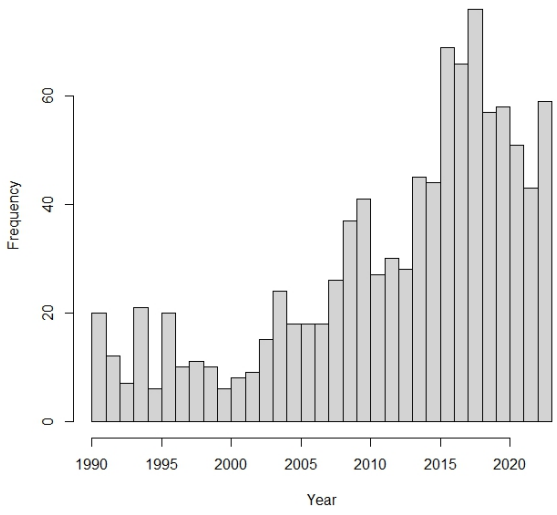


Abbildung 39: Anzahl der gemeldeten Sichtung von *Coronella austriaca* in Graubünden 1990-2023 (eigene Darstellung)

Wie dem Histogramm auf Abbildung 39 zu entnehmen, liegen für jedes Jahr von 1990 bis 2023 Sichtungsdaten zur Schlingnatter in Graubünden vor. Die Anzahl steigt wie gewohnt, insbesondere ab dem Jahr 2000, und hat ihren Höhenpunkt 2018.

Die Korrelationsanalyse hat einen höchst signifikanten Wert für den Zeitraum von 1990-2023 ergeben, allerdings mit einem sehr geringen, negativen Koeffizienten (siehe Tabelle 21). Zwischen den Zeitperioden wechseln die Ergebnisse von einem zunächst minimal positiven, jedoch nicht signifikanten Ergebnis in TP1, zu einem leicht negativen und sehr signifikanten Wert in TP2. Dieser Wechsel wiederholt sich von TP3 zu TP4.

Tabelle 21: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Jahr (Variable: *Year*) und der Höhe (Variable: *Altitude*) für *Coronella austriaca* in Graubünden in verschiedenen Zeitperioden (TP1=1990-1999, TP2=2000-2009, TP3=2010-2019, TP4=2020-2023) (eigene Zusammenstellung)

	Korrelationskoeffizient
TP1	0.09
TP2	-0.15**
TP3	0.05
TP4	-0.16**
TP1-TP4	-0.09***

Signifikanzstufen: p < 0.05 (*), p < 0.01 (**), p < 0.001 (***)

Die Minimalhöhen liegen im Vergleich zu denen des Val Müstair deutlich niedriger. Während sich die tiefste Sichtung im Val Müstair bisher auf 1.239 m üNN befindet, sind es in ganz Graubünden gerade einmal 307 m üNN. Die Maximalhöhen weichen über die beiden räumlichen Ausdehnungen weniger stark voneinander ab.

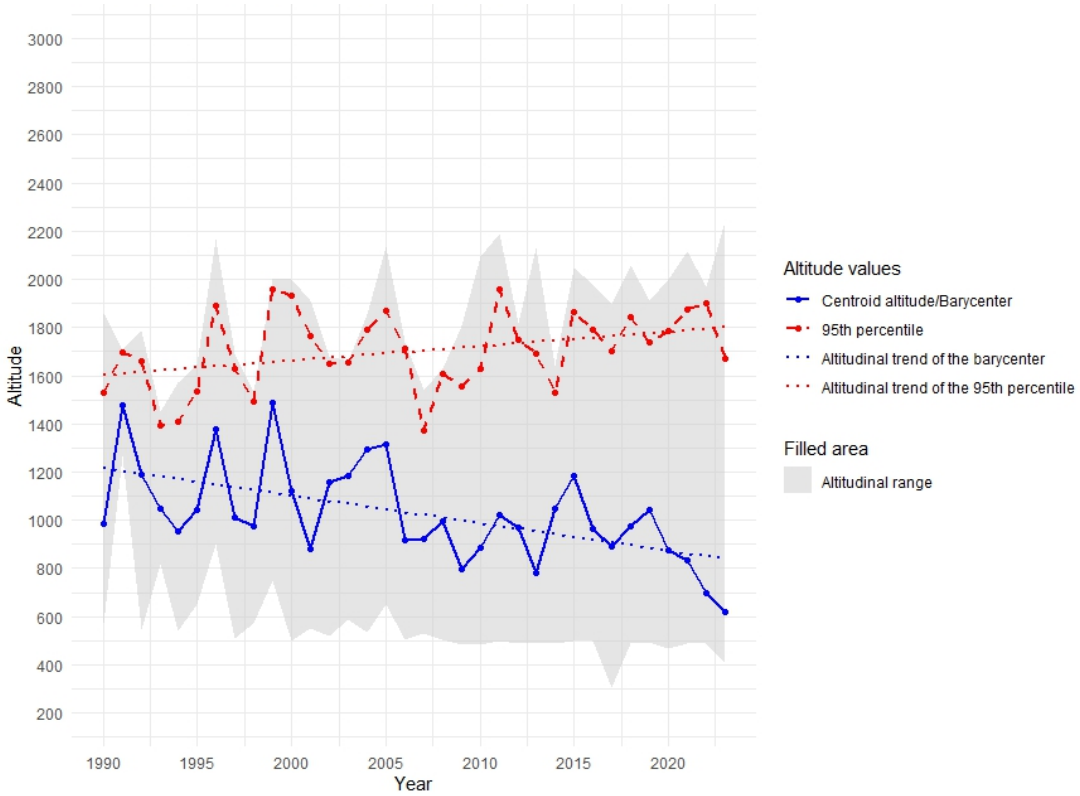


Abbildung 40: Höhenverbreitung von *Coronella austriaca* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Auch in diesem Fall waren, wie im Val Müstair, alle Voraussetzungen zur Durchführung der linearen Regressionsmodelle gegeben (siehe Tabelle 22).

Tabelle 22: *p*-Werte zur Überprüfung der Voraussetzungen für lineare Regressionsmodelle mit den Baryzentren sowie den 95. Perzentilen von *Coronella austriaca* in Graubünden 1990-2023; Nv.=Normalverteilung (eigene Zusammenstellung)

Baryzentrum			95. Perzentil		
Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation	Nv. der Residuen	Varianz-homogenität	keine Auto-korrelation
0.123	0.08919	0.1927	0.8583	0.1716	0.1027

Laut der Modelle, die auf Abbildung 41 und Abbildung 42 zu sehen sind, fällt das Baryzentrum pro Jahr um -11,43 m, während das 95. Perzentil jährlich um +5,96 m zunimmt. Der Wert für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt ist sehr signifikant und auch das Bestimmtheitsmaß ist mit 0,32 als verhältnismäßig hoch einzustufen. Für die obere Verbreitungsgrenze ist das Ergebnis nicht signifikant und das Bestimmtheitsmaß liegt nur bei 0,13.

Zwischen dem Trend des Baryzentrums im Val Müstair und dem in Graubünden besteht eine deutliche Diskrepanz, wie in Tabelle 23 zusammenfassen dargestellt ist. Während die mittlere Höhe im Val Müstair pro Jahr um +4,01 m steigt, sinkt sie im ganzen Kanton jährlich um -11,43 m. Die Arbeitshypothese 3 bestätigt sich dadurch für keinen der beiden Höhenwerte.

Tabelle 23: Vergleich der Untersuchungsergebnisse zum Baryzentrum und 95. Perzentil für *Coronella austriaca* (eigene Zusammenstellung)

Coronella austriaca	Val Müstair	Graubünden	Differenz	Trend
Baryzentrum	+4,01	-11,43**	15,44	↑ ↓
95. Perzentil	+8,26	+5,96*	2,3	↑ ↑

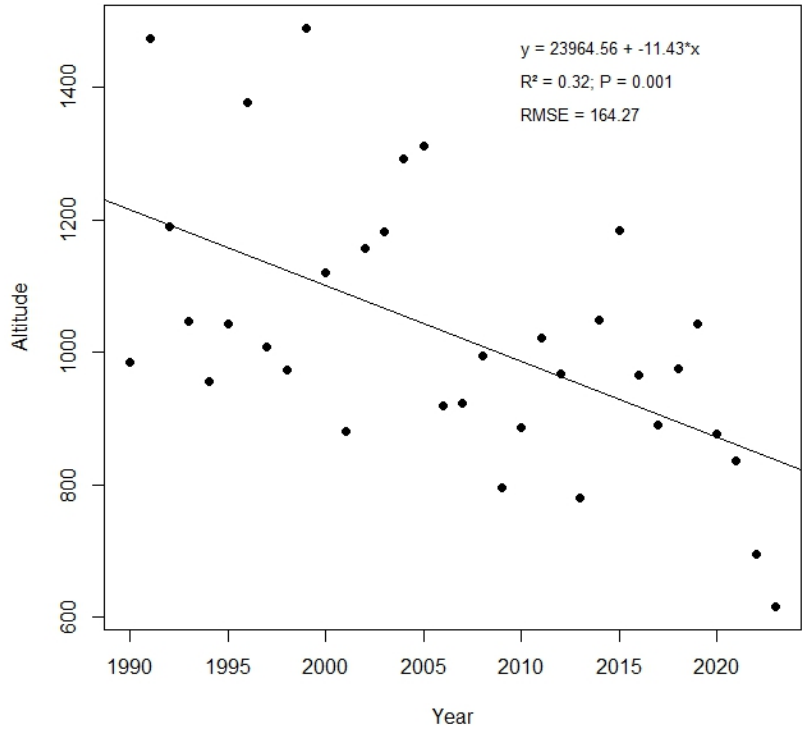


Abbildung 41: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des Baryzentrums – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Coronella austriaca* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

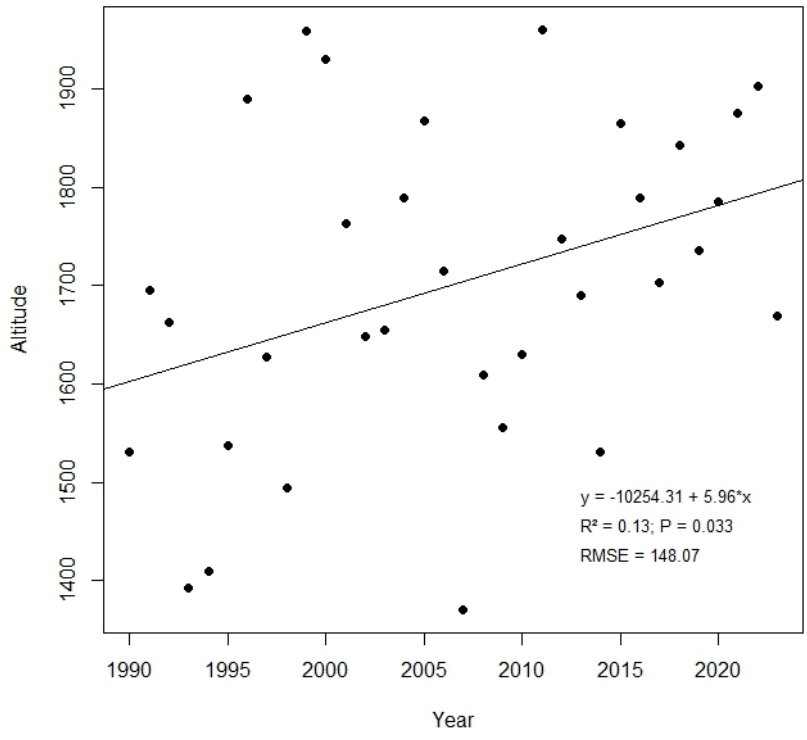


Abbildung 42: Grafische Ergebnisdarstellung des linearen Regressionsmodells zur Veränderung des 95. Perzentils – Streudiagramm mit Regressions-Geraden inkl. Geradengleichung, Bestimmtheitsmaß R^2, *p*-Wert und RMSE für *Coronella austriaca* in Graubünden von 1990-2023 (eigene Darstellung)

Die Ergebnisse aller 16 Regressionsmodelle sind in Anhang 5 tabellarisch zusammengefasst.

5.6 Einfluss des Klimas

Zur quantitativen Überprüfung des Zusammenhangs zwischen Temperatur und Höhenverlagerung wurden die Jahresmitteltemperaturen (Grad Celsius) von 1990 bis 2023 aus den lokalen Wetterstationen in Sta. Maria (1.386 m üNN) und Buffalora (1.971 m üNN) in der Gemeinde Val Müstair analysiert und mit den Sichtungshöhen in Beziehung gesetzt. Trotz der begrenzten Datengrundlage wurden dadurch bereits ähnliche Muster erkennbar. Wie auf Abbildung 43 zu sehen, haben beide Messstationen insgesamt einen deutlichen Anstieg der Jahresmitteltemperatur verzeichnet, insbesondere ab 2010. Zusammengefasst zeigt sich ein sehr ähnlicher Verlauf auf beiden Höhen, wobei die Temperaturen auf der tiefergelegenen Station in Sta. Maria stärker zunehmen als in Buffalora. In Buffalora war das Jahr 1994 (2,2 °C) auffällig warm und die beiden Folgejahre (1995: 0,7 °C, 1996: 0,5 °C) verhältnismäßig kalt. Mit insgesamt höheren absoluten Temperaturen zeigt sich dieser Verlauf auch in Sta. Maria.

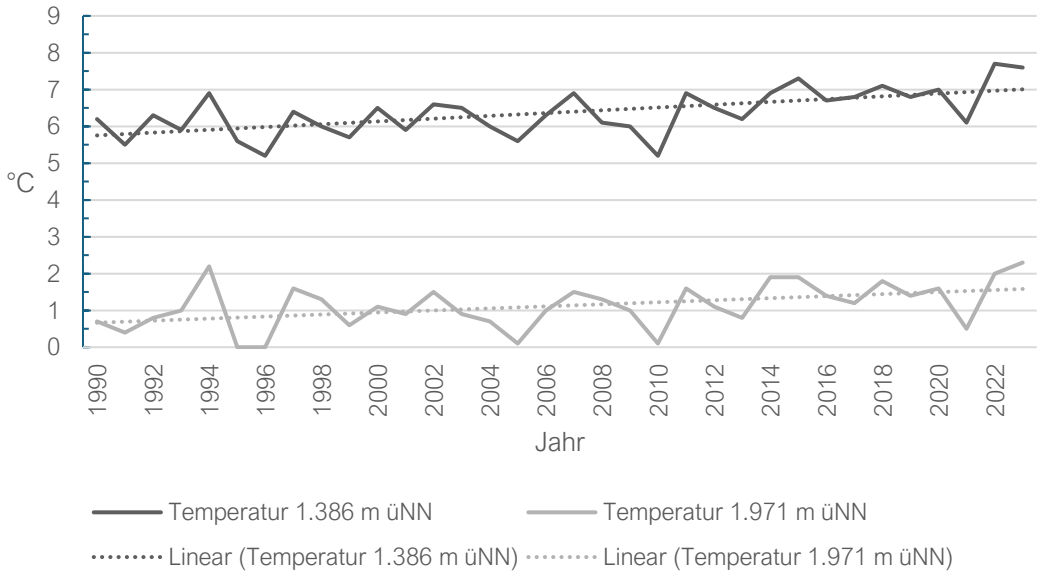


Abbildung 43: Verlauf des Jahresmittel der Lufttemperatur 2 m über dem Boden – Messungen der Wetterstation in Sta. Maria auf 1.386 m üNN und in Buffalora auf 1.971 m üNN (Gemeinde Val Müstair) (eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des IDAWEBS 2025)

Die Jahresniederschlagssumme (Millimeter) ist währenddessen konstanter. Weder auf der Station in Sta. Maria noch Buffalora ist eine deutliche Veränderung über die Zeit zu beobachten. Auffällig sind dennoch die verhältnismäßig niedrigen Werte von 2002 bis 2008 auf beiden Höhen mit einem Tiefstwert von 585 mm in Buffalora sowie das Jahr 2022 mit 581 mm in Sta. Maria. Zusammengefasst steigt die durchschnittliche Niederschlagssumme in Buffalora minimal an, während sie in Sta. Maria leicht sinkt.

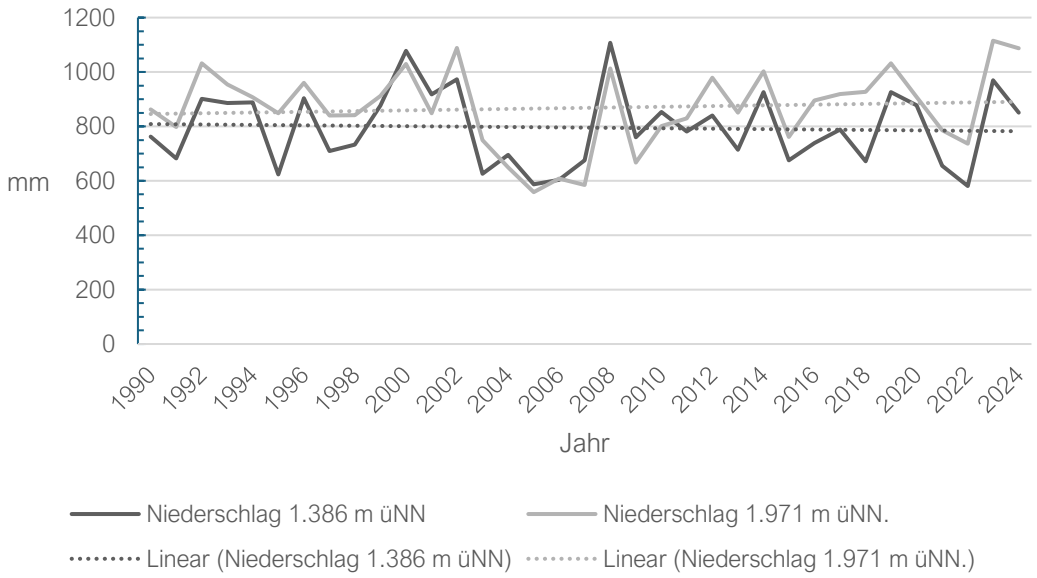


Abbildung 44: Verlauf der Jahresniederschlagssumme – Messungen der Wetterstation in Sta. Maria auf 1.386 m üNN und in Buffalora auf 1.971 m üNN (Gemeinde Val Müstair) (eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des IDAWEBS 2025)

Darüber hinaus wurden auch die saisonalen Niederschlagssummen untersucht. Die Sommerniederschlagsmengen liegen bei beiden Stationen über den Winterniederschlagssummen. Die starken Schwankungen der Niederschlagsmengen innerhalb eines Jahres sowie über den gesamten Zeitraum machen es schwierig, Veränderungen eindeutig identifizieren zu können. Die Modellrechnungen haben jedoch ergeben, dass die Winterniederschlagssummen in Sta. Maria um durchschnittlich -0,22 mm pro Jahr abnehmen. Auch die Sommerniederschlagssummen in Sta. Maria gehen laut der Ergebnisse jährlich um -0,17 mm zurück. Für die Werte der Station in Buffalora haben die Modelle einen minimalen Anstieg von +0,04 mm pro Jahr für die Winterniederschläge und +1,79 mm jährlich für die Sommerniederschläge berechnet. In Anhang 6 befinden sich zwei Grafiken mit den jeweiligen Niederschlagswerten (Punkte) und Regressionsgeraden. Die weite Streuung der Punkte um die Geraden verdeutlicht hierbei noch einmal, wie sehr die Niederschlagssummen schwanken.

6 Diskussion

Ziel dieses Kapitels ist es, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnen Ergebnisse im Kontext der formulierten Forschungsfragen und Hypothesen zu interpretieren. Die Diskussion orientiert sich dabei an aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen zur Höhenverbreitung von Reptilien unter dem Einfluss des Klimawandels und setzt die eigenen Resultate in Bezug zur bestehenden Literatur.

Die Arbeit basiert auf drei zentralen Forschungsfragen: Die erste Frage untersucht, ob sich die Höhenverbreitung der vier Schlangenarten im Val Müstair über die letzten Jahrzehnte signifikant verändert hat. Die zweite Frage widmet sich den klimatischen Ursachen dieser potenziellen Verschiebungen, insbesondere den Auswirkungen steigender Temperaturen und veränderter Niederschlagsmuster. Die dritte Frage analysiert, ob die im Val Müstair beobachteten Trends auch im gesamten Kanton Graubünden erkennbar sind. Auf Grundlage dieser Fragen wurden drei Arbeitshypothesen formuliert. Erstens wird angenommen, dass sich die obere Verbreitungsgrenze der Arten signifikant nach oben verschoben hat. Zweitens wird vermutet, dass klimatische Veränderungen, insbesondere steigende Temperaturen, zentrale Treiber dieser Höhenverschiebung sind. Drittens wird erwartet, dass die im Val Müstair beobachteten Trends auch für ganz Graubünden nachgewiesen werden können.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Analyse in Bezug auf diese Forschungsfragen diskutiert. Dabei werden mögliche Ursachen und Mechanismen für beobachtete Veränderungen beleuchtet, Limitationen und Herausforderungen kritisch reflektiert sowie potenzielle Implikationen für den Naturschutz abgeleitet.

6.1 Zusammenfassung der Ergebnisse

Durch die eigenen Feldarbeiten im Val Müstair 2024 wurden hauptsächlich Aspisvipern und Kreuzottern, etwas seltener Schlingnattern und insgesamt am wenigstens Barrenringelnattern beobachtet. Bei jeder der vier Arten waren verschiedene Altersstufen vertreten. Das größte beobachtete Verbreitungsareal hatte die Kreuzotter, gefolgt von der Schlingnatter und Aspisviper. Die Ringelnatter-Sichtungen haben sich hingegen auf einen Fundort begrenzt. Alle vier Arten waren in ihren arttypischen Lebensräumen zu finden, wie sie in den Artportraits, Unterkapitel 2.2.2, beschrieben wurden. Die höchste Sichtung war die einer Kreuzotter auf 2.349 m üNN, die tiefste die einer Barrenringelnatter auf 1.345 m üNN. Über Wilde Nachbarn sind elf Meldungen der Kreuzotter und

zwei Meldungen der Aspisviper im Gemeindegebiet Val Müstair eingegangen. Dokumentierte Sichtungen der Schling- oder Barrenringelnatter blieben über diesen Citizen Science-Aufruf aus.

Die Datenanalyse hat gezeigt, dass sich die Höhenverbreitung der vier untersuchten Schlangenarten im Val Müstair und im gesamten Kanton Graubünden von 1990 bis 2023 unterschiedlich entwickelt hat. Als Indikator für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt, also die Höhe, auf der die meisten Sichtungen verzeichnet sind, wurde das Baryzentrum (gewichtete Mittel) berechnet. Für die obere/höchstgelegene Verbreitungsgrenze wurde das 95. Perzentil herangezogen. Die Höhenwerte der Kreuzotter weisen unter allen Arten die stärkste Veränderung auf. Laut Modell hat sich die obere Verbreitungsgrenze der Kreuzotter im Val Müstair signifikant in höhere Lagen verschoben, wohingegen für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt keine signifikanten Veränderungen festgestellt wurden. In Graubünden weisen die Modellresultate sowohl für das Baryzentrum als auch das 95. Perzentil auf einen signifikanten Rückgang der beiden Verbreitungsindikatoren hin. Damit ist die Kreuzotter die einzige der untersuchten Arten, bei der sich die Trends in den beiden räumlichen Ausdehnungen Val Müstair und Graubünden deutlich voneinander unterscheiden.

Für die Aspisviper zeigen die Modelle im Val Müstair steigende Werte in Bezug auf den mittlere Verbreitungsschwerpunkt sowie die obere Verbreitungsgrenze, wobei Letzteres signifikant war. In Graubünden ergaben die Regressionsanalysen nur für das 95. Perzentil einen signifikanten Anstieg, während das Baryzentrum weitgehend stabil geblieben ist. Insgesamt sind die Veränderungen jedoch moderater als bei der Kreuzotter.

Im Fall der Barrenringelnatter konnten aufgrund der geringen Stichprobengröße im Val Müstair keine belastbaren modellbasierten Aussagen getroffen werden. Für ganz Graubünden war hingegen ein gegenläufiger Trend zu beobachten: Während der mittlere Verbreitungsschwerpunkt laut Modell leicht absank, wurde für die obere Verbreitungsgrenze eine Verschiebung nach oben berechnet. Beide Werte weisen eine Signifikanz auf.

Bei der Schlingnatter fallen die Höhenveränderungen vergleichsweise gering aus. Die Modelle im Val Müstair ergaben zwar einen Anstieg, allerdings waren die Höhenveränderungen nicht signifikant. Auf ganz Graubünden bezogen ist, wie bei der Barrenringelnatter, das Baryzentrum jedoch signifikant gesunken und das 95. Perzentil gestiegen.

Die Annahme, dass eine vermeintliche Verschiebung der Höhenverbreitung der vier Arten im Val Müstair insbesondere mit einem Temperaturanstieg in der Region zusam-

menhängt, konnte durch die Betrachtung der Temperaturwerte bestätigt werden. Die Niederschlagssummen zeigten starke interannuelle Schwankungen und insgesamt ließ sich nur bei den Sommerniederschlägen auf der Station bei Buffalora (1.971 m üNN) ein geringer Anstieg ausmachen. Die übrigen Niederschlagswerte verliefen auf den ganzen Zeitraum von 1990 bis 2024 bezogen konstanter.

6.2 Interpretation und Einordnung

6.2.1 Klimawandel als Einflussfaktor

Eine der zentralen Einflussgrößen, die den beobachteten Veränderungen in der Höhenverbreitung von Reptilienarten zugrunde liegt, ist der Klimawandel. Besonders in alpinen Ökosystemen sind die Auswirkungen der globalen Erwärmung früh und deutlich zu beobachten, da diese Regionen besonders sensibel auf Temperaturveränderungen reagieren (RÖDEL et al. 2016: 143; HUEMER et al. 2020: 264; GRUTTKE et al. 2013: 286). Der Klimawandel nimmt global Einfluss auf die Temperaturen und Niederschlagsmuster und hat damit Konsequenzen für die Habitatverfügbarkeit von Arten. Zahlreiche Studien belegen diesen Trend für verschiedene alpine Tierarten (VITTOZ et al. 2010: 351). Im Schweizerischen Nationalpark war beispielsweise das Alpenschneehuhn (*Lagopus muta*) im Jahr 2013 schon durchschnittlich 120 m weiter oben zu finden als noch 1990 (HALLER et al. 2013: 138). Auch der Schneehase (*Lepus timidus*) (REHNUS 2016: 7), der Alpensteinbock (*Capra ibex*) (HERFINDAL 2013: 24f.), der Rote Würfel-Dickkopffalter (*Spialia sertorius*) (CHERIX 2017, zitiert von SCNAT 2017) sowie Roesels Beißschrecke (*Metrioptera roeselii*) (SCHÜTZ et al. 2013, zitiert von HALLER et al. 2013: 108) sind heutzutage in höheren Lagen anzutreffen als noch vor wenigen Jahrzehnten.

Studien haben ergeben, dass sich die Jahresniederschlagssumme in der Schweiz über die letzten Jahrzehnte in den Alpen kaum verändert hat (DIOLAIUTI et al. 2012: 1) oder zumindest noch kein klarer Trend erkennbar ist (BAFU 2020: 36; GUNTERN 2016: 7). Das zeigen sowohl die Ergebnisse der jüngsten Klima-Normperiode 1991 bis 2020 der Schweiz (SCNAT 2021) als auch die Auswertung der Daten des IDAwebs zur Niederschlagssumme im Val Müstair. Während das Jahresmittel der Lufttemperatur im Untersuchungsgebiet seit 1990 sowohl in Sta. Maria (1.386 m üNN) als auch Buffalora (1.971 m üNN) deutlich angestiegen ist, ist die Jahresniederschlagssumme in Sta. Maria minimal gesunken und in Buffalora leicht gestiegen (vgl. auch KETTERER & HALLER 2009: 86). Die Winter- und Sommerniederschlagssummen in Sta. Maria haben sich im Gesamttrend seit 1990 kaum verändert. In Buffalora weist die Sommerniederschlags-

summe einen schwachen Anstieg auf. Durch starke Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren und Regionen ist es im Moment jedoch noch schwierig, Verteilungsänderungen zu analysieren (CROCI-MASPOLI & ESSEL 2013: 10). Dennoch lässt sich ableiten, dass die beobachteten Aufwärtstrends der Arten vor allem die ausgeprägte Erwärmung und die Zurückbildung der Schneedecke in den Alpen in den letzten Jahrzehnten widerspiegeln. Das Tempo der Klimaerwärmung im Alpenraum entspricht etwa +62-71 m Höhenzunahme pro Dekade, basierend auf einer Temperaturzunahme von 0,36 °C/Dekade und einer Temperaturabnahme mit der Höhe (englisch: *lapse rate*) von 0,51-0,58 °C pro 100 m Höhe (ROLLAND 2003 und KIRCHNER et al. 2013, zitiert von VITASSE et al. 2021: 1826). So gelten Reptilien, gemeinsam mit terrestrischen Insekten, als eine der wenigen Tiergruppen, die ihre obere Verbreitungsgrenze gleich schnell mit dem Tempo der Klimaerwärmung oder darüber hinaus verschieben (VITASSE et al. 2021: 1826). Besonders an den oberen Arealgrenzen wirkt die Temperatur als limitierender Faktor, während mittlere Höhenlagen durch die weiterhin vorhandene Habitatverfügbarkeit weniger schnell verlassen werden. Diese Beobachtung zeigt sich auch in den sich hier ergebenden unterschiedlichen Verschiebungsraten des mittleren Verbreitungsschwerpunktes sowie der oberen Verbreitungsgrenze.

Die Analyse der Daten zeigte, dass die untersuchten Schlangenarten, mit Ausnahme der Kreuzotter in Graubünden, ihre obere Verbreitungsgrenze in den letzten Jahrzehnten tendenziell in höhere Lagen verschoben haben. Das berechnete 95. Perzentil beleuchtet mögliche Veränderungen an der oberen thermischen Verbreitungsgrenze, die im Kontext des Klimawandels von besonderer Bedeutung ist. Die jährliche Zunahme des 95. Perzentils aller vier Arten um insgesamt durchschnittlich +4,84 m pro Jahr ist mit Werten vergleichbar, die in anderen Studien zur Höhenverlagerung von Tier- und Pflanzenarten genannt wurden. In der Arbeit von VITASSE et al. (2021) wurde für Reptilien von 1991 bis 2019 eine signifikante Verschiebung des 95. Perzentils/der oberen Verbreitungsgrenze (in der Arbeit von VITASSE et al. 2021: *leading edge elevation*) um +63,7 m pro Jahrzehnt angeben (VITASSE et al. 2021: 1822). Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese Berechnungen für insgesamt 14 verschiedene Reptilienarten und info fauna-Daten aus der ganzen Schweiz durchgeführt wurden. Trotz der eingeschränkten Vergleichbarkeit der oberen Verbreitungsgrenze von Reptilien in dieser Studie von VITASSE et al. (2021) und der vorliegenden Arbeit, lassen sich ähnliche Trends erkennen.

Für den mittleren Verbreitungsschwerpunkt der vier untersuchten Arten wurde in der vorliegenden Arbeit eine durchschnittliche Höhenverschiebung von zusammengefasst -

4,31 m pro Jahr berechnet. In der Studie von VITASSE et al. (2021) wurde im Gegensatz dazu nicht das Baryzentrum/gewichtete Mittel für die Analyse verwendet, sondern stattdessen der Median (50 %), der als Indikator für die optimale Verbreitungshöhe (in der Arbeit von VITASSE et al. 2021 *optimum elevation*) stehen soll. Daraus hat sich eine Verschiebung um +22,6 m pro Jahrzehnt für dieses Optimum der 14 betrachteten Reptilienarten der Schweiz ergeben (VITASSE et al. 2021: 1822). Das in der vorliegenden Arbeit betrachtete Baryzentrum, wie es auch in der Arbeit von HOFER et al. (2001) verwendet wurde, und der Median aus der Arbeit von VITASSE et al. (2021) sind methodisch unterschiedlich und daher nur eingeschränkt vergleichbar. Während der Median in Bezug auf Extremwerte ein sehr robustes Maß für das Höhenoptimum darstellt, erlaubt das Baryzentrum eine differenzierte Betrachtung der Verteilungsschwerpunkte, indem es die Häufigkeit der Nachweise auf verschiedenen Höhenlagen einbezieht. Dadurch eignet es sich besonders gut zur Darstellung von längerfristigen Verschiebungen im mittleren Verbreitungsbereich. Obwohl für die linearen Regressionsmodelle in der vorliegenden Arbeit das Baryzentrum herangezogen wurde, wurde im Zuge der Höhenstatistiken dennoch auch der Median berechnet und tabellarisch festgehalten. Kritisch zu hinterfragen ist jedoch, ob der Median tatsächlich in jedem Fall das Verbreitungsoptimum einer Art widerspiegelt. Ein ökologisches Optimum beschreibt den Bereich, in dem die günstigsten Lebensbedingungen einer Art in Bezug auf abiotische und biotische Ökofaktoren herrschen. Ohne standardisierte Erhebungen zur Populationsdichte oder Habitatgüte lässt sich dieses Optimum aber nicht eindeutig bestimmen. Daher ist der Median eher als Näherungswert zur Beschreibung potenzieller Höhenverlagerungen im zeitlichen Verlauf zu interpretieren.

Insgesamt sind in den Ergebnissen dieser Masterarbeit und den der Studie von VITASSE et al. (2021) trotz der Einschränkungen ähnliche Muster wiederzufinden. Während die obere Verbreitungsgrenze der vier hier untersuchten Schlangenarten, mit Ausnahme der Kreuzotter in Graubünden, laut der vorliegenden Modellergebnisse rasant gestiegen ist, hat sich der mittlere Verbreitungsschwerpunkt nur geringfügig verändert oder sogar leicht abgenommen. Auch in der Arbeit von VITASSE et al. (2021) zeigt sich, dass die Höhenverschiebung des sogenannten Optimums weniger schnell voranschreitet als jene der oberen Verbreitungsgrenze. Zudem ist das 95%-Konfidenzintervall des Optimums sehr breit (ca. -30 bis +80 m) und reicht weit in den Minusbereich (VITASSE et al. 2021: 1826), was zeigt, dass sich unter den 14 betrachteten Arten auch Fälle befinden, bei denen sich das Optimum nach unten verlagert hat. Hier gibt es Tendenzparallelen zu den eigenen Ergebnissen.

6.2.2 Regionale Unterschiede

Ein möglicher Erklärungsansatz für unterschiedliche Trends des Val Müstair und ganz Graubünden liegt in der regionalen Topografie und Habitatstruktur. Das Gemeindegebiet Val Müstair erstreckt sich auf einer Höhenamplitude von etwa 1.220 bis 3.180 m üNN und umfasst einen kleinen, topografisch aber sehr vielfältigen Teil des Kantons. Der Raum in den mittleren und unteren Lagen ist jedoch begrenzt, wodurch auch potenzielle Ausweichhabitate limitiert sind und die Arten schneller gezwungen sein könnten, in höhere Bereiche zu ziehen. Im Vergleich dazu liegt der tiefste Punkt des ganzen Kantons auf grob 260 m üNN und der höchste auf 4.050 m üNN (CANTON GRISONS 2025). Rein flächenmäßig ist ein größeres Angebot an mikroklimatisch geeigneten Ersatzlebensräumen vorhanden, wodurch dieser Effekt zumindest eine Zeit lang eventuell kompensiert werden könnte (SCHERRER & KÖRNER 2010: 406). Hinzu kommt, dass das Val Müstair in der inneralpinen Trockenzone liegt und ein besonders mildes Klima aufweist, wodurch die Höhenstufen/Baumgrenze bereits höher liegen als in anderen Teilen der Schweiz. Der klimawandelbedingte Temperaturanstieg könnte diese Bedingungen zusätzlich verstärken und ein Ausweichen der Arten früher notwendig machen.

Vor dem Hintergrund des klimatischen Wandels und den regionalen Unterschieden lassen sich die Verbreitungsmuster der einzelnen Arten im Folgenden differenzierter einordnen, wobei die Resilienz der untersuchten Populationen maßgeblich von ihrer genetischen Diversität und ökologischen Plastizität abhängt.

6.2.3 *Vipera berus*

Keine andere Schlangenart hat weltweit so ein großes Verbreitungsgebiet wie die Kreuzotter (MEYER et al. 2014: 269f.). Als Tier mit einer meist auffälligen morphologischen Erscheinung wurde sie entsprechend oft auch in Graubünden gemeldet. Die Art hat die Schweiz von Norden und Osten her besiedelt und bevorzugt im Mittel kühlere Klimabereiche als die übrigen Reptilienarten im Land (HOFER et al. 2001: 132, 134). Dieses Verhalten konnte auch in den Ergebnissen der eigenen Feldarbeit wiedergefunden werden. Während die Aspisviper und Schlingnatter ausschließlich an warmen und zumindest teilweise sonnigen Tagen gesichtet wurde, war die Kreuzotter insgesamt bei den niedrigsten Temperaturen (im Schnitt 15,8 °C), kürzesten Sonnenscheindauern und stärksten Winden zu beobachten. Sie ist auch die Art, die in den höchsten Lagen verbreitet ist. Bei den eigenen Geländearbeiten wurde ein Höhenspektrum von 1.707 bis 2.349 m üNN erreicht, wobei keine der beiden Höhen artuntypisch ist. Betrachtet man alle Kreuzotter-Daten aus dem Val Müstair seit 1990, beginnt die Höhenverbrei-

tung bei 1.311 m üNN und geht hoch bis auf 2.796 m üNN (beide Unschärferadien 10-50 m). So ist es wahrscheinlich, dass insbesondere die kälteangepasste Kreuzotter durch den Klimawandel und die steigenden Temperaturen gefährdet ist, da ihr Verbreitungsareal schrumpfen könnte. Eine Studie hat ergeben, dass Temperaturvariablen wie die mittlere Julitemperatur einen sehr starken Einfluss auf die regionale Verbreitung der Kreuzotter genommen haben (HOFER et al. 2001: 132, 136), was vermuten lässt, dass die Art sensibel auf die sich wandelnden Klimabedingungen reagiert.

Besonders auffällig sind die Trends des Val Müstair und Graubündens, die sich in verschiedene Richtungen zu bewegen scheinen. Während die obere Verbreitungsgrenze im Val Müstair bei der Kreuzotter unter den vier Arten laut Modell am stärksten signifikant gestiegen ist, sind sowohl das Baryzentrum als auch das 95. Perzentil für ganz Graubünden signifikant gesunken. Für die Kreuzotter-Daten des Val Müstair waren die Voraussetzungen (Normalverteilung der Residuen, Varianzhomogenität, keine Autokorrelation) für beide linearen Regressionsmodelle gegeben. Für ganz Graubünden wurde jedoch eine Heteroskedastizität und Autokorrelation für das Baryzentrum angezeigt, wodurch dieses Ergebnis mit Vorsicht zu betrachten ist. So wurde zwar Arbeitshypothese 1 (obere Verbreitungsgrenze hat sich im Val Müstair signifikant nach oben verschoben) bestätigt, Arbeitshypothese 3 (Trends im Val Müstair lassen sich auch für ganz Graubünden nachweisen) aber abgelehnt, was ein unerwartetes Ergebnis darstellt und verschiedene Ursachen haben könnte. Zum einen könnte das an den regionalen Gegebenheiten des Val Müstair und Graubündens bezüglich der Höhenamplitude und komplexen Topografie liegen. Darüber hinaus kommt zu einem Beobachtungsbias, da in Graubünden die Meldeintensität in tieferen Lagen höher ist, was einen scheinbaren Rückgang verstärken kann. Im Val Müstair konzentrieren sich die Beobachtungen insgesamt auf höhere Lagen. Beim Anstieg der Kreuzotter-Meldungen ist zu bedenken, dass die Daten des Schweizerischen Nationalparks ab dem Jahr 2003 vorliegen und ausschließlich Sichtungen der Kreuzotter umfassen. Das kann zu einem Anstieg der dokumentierten Beobachtungen ab den frühen 2000er Jahren beigetragen haben. Durch die Daten des Schweizerischen Nationalparks ist nicht nur die Stichprobengröße gestiegen, sondern wahrscheinlich auch der gesamte Höhendurchschnitt. Der SNP umfasst Höhenlagen von etwa 1.400 bis 3.174 m üNN, wodurch tendenziell mehr höher gelegene Fundstandorte verzeichnet werden. Außerdem hat sich auch der Schweizer Herpetologe Hans Schmocker auf die Art spezialisiert, wodurch ein Großteil seiner Daten ab 2014 Beobachtungen der Kreuzotter betreffen. Durch diese heterogene Da-

tenverteilung ist es daher fraglich, ob es sich wirklich um einen realen ökologischen Trend oder einen methodischen Artefakt handelt.

Studienergebnisse geben ebenfalls Hinweise darauf, dass die Höhenamplitude der Kreuzotter in Gebieten ohne Aspisviper ausgeprägter ist, was wiederum auf eine mögliche Konkurrenz durch die Aspisviper hindeutet (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983: 82; HOFER et al. 2001: 118). Die Kreuzotter fehlt größtenteils in Frankreich und Italien, in Teilen Südwestdeutschlands sowie an den Südhängen des Schwarzwaldes und der Schweizer Alpen, wo stattdessen die Aspisviper vorkommt (PODLOUCKY et al. 2023: 11). In der Ostschweiz und an der Alpennordflanke stellt die Kreuzotter die häufigste Schlangenart in Graubünden dar, während die Vorkommen in der Westschweiz stark fragmentiert oder bereits verschwunden sind (HOFER et al. 2001: 116f.). Bei den Kreuzotterpopulationen der Westschweiz handelt es sich um sogenannte Glazialrelikte, die durch die nacheiszeitliche Klimaerwärmung und das Vordringen der Aspisviper voneinander isoliert wurden (HOFER et al. 2001: 117). Durch die eigene Feldarbeit im Val Müstair konnte beobachtet werden, dass die Kreuzotter ab einer Höhe von etwa 1.650 m üNN auftrat und in tieferen Lagen scheinbar von der Aspisviper ersetzt wurde. Obwohl die Aspisviper nur in den südlichsten Regionen des Kantons vorkommt und die Kreuzotter damit bezüglich der Konkurrenz in weiten Teilen Graubündens die Möglichkeit hätte, in tiefere Lagen auszuweichen, ist aufgrund ihrer Wärmeempfindlichkeit nicht von einer solchen Entwicklung auszugehen. Im Schweizer Mittelland gibt es nur noch eine bekannte Population, die sich aufgrund des günstigen Mikroklimas in ein Hochmoor zurückgezogen hat (MEYER et al. 2014: 269).

6.2.4 *Vipera aspis*

Aspisvipern lassen sich in der Schweiz auf einer großen Höhenspanne von den tiefsten Lagen bis auf etwa 2.450 m beobachten, wodurch ihre Habitate entsprechend vielfältig sind (MEYER et al. 2014: 259). Sowohl an der Alpennordflanke als auch der Alpensüdseite ist die Art weit verbreitet (HOFER et al. 2001: 111f.). Innerhalb des Alpenraums liegt der Verbreitungsschwerpunkt laut HOFER et al. (2001) zwischen 1.080 und 1.430 m üNN. Diese Aussage deckt sich mit den Angaben aus der Arbeit von MEYER et al. (2022) sowie den hier analysierten Daten. Schon in der Arbeit von SCHNEPPAT & SCHMOCKER (1983) wurde das mit am lückenloseste Vorkommen für das Val Müstair erwähnt. Es ist denkbar, dass das milde, trockene Klima des Tales die Verbreitung der mediterran geprägten Aspisviper begünstigt hat.

Interessant ist zudem die ökophysiologische Einordnung der Art. Laut der Studie von HOFER et al. (2001) reagiert die Aspisviper stärker auf Feuchtigkeitsindikatoren wie Niederschlag oder Wasserbilanz als auf Temperaturveränderungen. Gemeinsam mit der Schlingnatter ist sie die einzige Reptilienart der Schweiz, für die dieser Zusammenhang in der Untersuchung von HOFER et al. (2001) nachgewiesen ist (HOFER et al. 2001: 134). Bei der eigenen Feldarbeit im Val Müstair lag die Lufttemperatur durchschnittlich bei 17,3 °C und die Luftfeuchtigkeit bei 48,5 %. Damit ist die Durchschnittstemperatur 1,5 °C höher als während der Kreuzotter-Sichtungen.

Im Val Müstair konnte für die Aspisviper eine signifikante Zunahme der mittleren Höhenverbreitung festgestellt werden. Dieses Ergebnis ist auffällig, da im Val Müstair nur für diese Art ein signifikanter Anstieg des Baryzentrums beobachtet wurde. Folglich besteht ein Hinweis darauf, dass sich der Schwerpunkt der Art im Val Müstair über die letzten drei Jahrzehnte nach oben verschoben hat. Die Modellvoraussetzungen für diese Analyse waren erfüllt, sodass von einer belastbaren Aussage ausgegangen werden kann. Bei der Prüfung der Modellvoraussetzung für das 95. Perzentil zeigte sich jedoch, dass die Residuen des Regressionsmodells nicht vollständig normalverteilt waren. Dadurch sollte der signifikante Anstieg, der für diesen Indikator berechnet wurde, vorsichtig betrachtet werden. Es wird dennoch vermutet, dass Arbeitshypothese 1 bestätigt werden kann.

Die Ergebnisse spiegeln sich teilweise auch in den eigenen Feldbeobachtungen und den Meldungen auf Wilde Nachbarn wider. Nachweise der Aspisviper erfolgten in diesem Rahmen in einer Höhenspanne von 1.352 bis 1.536 m üNN. Wenn allerdings alle Daten der Zeit ab 1990 berücksichtigt werden, erstreckt sich das Höhenspektrum im Val Müstair von 1.240 bis 2.083 m üNN. Bei der Aspisviper und Kreuzotter ist jedoch zu berücksichtigen, dass es aufgrund ihrer sehr ähnlichen Morphologie bei Laien immer wieder zu Verwechslungen kommt (PODLOUCKY et al. 2023: 8), was sich schließlich auch hier auf die Auswertung der Meldungsdaten (insbesondere von info fauna, da großer Teil Citizen Science) auswirken kann. Zudem sind die drei höchsten Sichtungen mit einem Unschärferadius von 250-1000 m angegeben, wodurch es zu erheblichen Unterschieden in der reellen Fundortshöhe kommen kann. Gerade diese höchsten Sichtungen führten zu starken Schwankungen der oberen Verbreitungsgrenze und könnten dazu geführt haben, dass die Residuen nicht komplett normalverteilt sind.

Auf kantonaler Ebene zeigt sich ein differenziertes Bild. Zwar stieg die obere Verbreitungsgrenze laut Modellberechnung signifikant, der mittlere Verbreitungsschwerpunkt hat sich jedoch nicht signifikant verändert. Auch die Residuen des Baryzentrums und

95. Perzentils für die Daten aus ganz Graubünden waren nicht normalverteilt, was die Interpretation der Ergebnisse erschwert. Ein möglicher Erklärungsansatz könnte in der geografischen Verbreitung der Art liegen. Die Aspisviper ist primär in den südlichsten Bereichen Graubündens vertreten und fehlt in großen Bereichen des Nordens, die aber dennoch mit in die Auswertung einfließen. Ob es sich hierbei also um tatsächliche klimabedingte Arealverlagerungen oder um punktuelle Ausnahmen handelt, bleibt angesichts der ungleich verteilten Nachweisdichte fraglich.

Insgesamt lässt sich aus den Ergebnissen zur Aspisviper schließen, dass die Art möglicherweise in der Lage ist, sich an veränderte klimatische Bedingungen im Alpenraum anzupassen. Dabei scheint sie mehr auf die Feuchtigkeit als auf die Temperatur zu reagieren (HOFER et al. 2001: 134). Sollten sich diese Vermutungen weiter bestätigen, könnte die Aspisviper eine Indikatorart für Veränderungen der Niederschlagsmuster darstellen.

6.2.5 *Natrix helvetica*

Durch die geringe Stichprobengröße für die Barrenringelnatter im Val Müstair konnten keine linearen Regressionsmodelle berechnet werden, die eine Antwort auf Forschungsfrage 1 geben könnten. Dennoch zeigte sich durch die Betrachtung der gemeldeten Fundorte im Val Müstair eine gewisse Entwicklung, die darauf schließen lässt, dass sich die Art seit einigen Jahren langsam talaufwärts ausbreitet. In einem Bericht über das Reptilienprojekt Graubünden für den Untersuchungszeitraum 1978 bis 1982 von SCHNEPPAT & SCHMOCKER (1983) wurde angemerkt, dass ein Nachweis der Barrenringelnatter im Val Müstair bis dahin sehr fraglich war. Jedoch lagen für das gesamte Engadin mit dem Val Müstair so gut wie keine Informationen dazu vor, was eine fundierte Einschätzung noch nicht möglich machte (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983: 80f.).

Die erste bestätigte Meldung einer Barrenringelnatter im Val Müstair fand 2018 auf 1.238 m üNN statt. In den Folgejahren hat sich die Art auf etwa 1.346 m üNN ausgebreitet, wo sie nun schon einige Jahre konstant beobachtet werden konnte. Da auch während der eigenen Feldarbeit am selben Fundstandort ein sehr großes, ausgewachsenes Weibchen, ein jüngeres Männchen sowie zwei tote Jungtiere und eine Häutung gesichtet wurden, lässt sich von einer gewissen Nutzungsdauer des Areals ausgehen. Individuen der Barrenringelnatter sind allerdings nur selten über längere Zeit an derselben Stelle wiederzufinden (KADEN 2014: 2), wodurch sich die spannende Frage stellt, ob die Art in den nächsten Jahren in neuen Habitaten/Planstellen nachgewiesen werden kann.

Bei dem Modell zum mittleren Verbreitungsschwerpunkt in ganz Graubünden konnte die Varianzhomogenität nicht bestätigt werden, was bei der Interpretation beachtet werden muss. Davon abgesehen waren alle anderen Modell-Voraussetzungen für das Baryzentrum und das 95. Perzentil aber gegeben. Die Ergebnisse der Barrenringelnatter in Graubünden zeigen ein interessantes und auf den ersten Blick ambivalentes Bild. Während das Baryzentrum signifikant abgesunken ist, hat sich das 95. Perzentil gleichzeitig signifikant erhöht. Die Barrenringelnatter wird somit heutzutage sowohl in tieferen als auch in höheren Lagen häufiger nachgewiesen als noch vor 30 Jahren, was auf eine Verbreiterung der Höhenamplitude und eine zunehmende ökologische Plastizität hinweist, aber auch mit der zunehmenden Meldeintensität zusammenhängen kann. In Texten aus dem Jahr 2001 wurde der höchste Fundort einer Barrenringelnatter in Graubünden noch auf 1.520 m üNN angegeben (HOFER et al. 2001: 63). Mittlerweile liegen Meldungen bis zu einer Höhe von 2.354 m üNN (punktgenau) vor. Die tiefste gemeldete Sichtung erfolgte 2013 auf 256 m üNN (Unschärferadius 50-250 m), also in den tiefsten Lagen Graubündens.

Ökologisch ist die Barrenringelnatter eine Generalistin, was sich in ihrer breiten Habitatnutzung, dem großen Nahrungsspektrum und der hohen Anpassungsfähigkeit widerspiegelt. Es ist denkbar, dass die Barrenringelnatter mit ihren generalistischen Eigenschaften in der Lage ist, auf lokal unterschiedliche klimatische Entwicklungen flexibler zu reagieren als beispielsweise die Kreuzotter. Die durchschnittliche Lufttemperatur lag bei der eigenen Feldarbeit bei 14,8 und 15,4 °C, was ähnliche Werte wie bei der Kreuzotter (15,8 °C) darstellt. Allerdings wurden während der eigenen Geländearbeiten nur zwei lebende Barrenringelnattern gesichtet, wodurch diese beiden Temperaturwerte allein weniger aussagekräftig sind. Die Barrenringelnatter bevorzugt Lebensräume nahe von Fließgewässern, Seen oder Teichen (HOFER et al. 2001: 63; MEYER et al. 2014: 241), wie sich auch durch die Erhebungen im Val Müstair gezeigt hat. Die beiden Tiere wurden nicht direkt am oder im Wasser gesehen, sondern etwa 20 m entfernt, in einem Fall sogar beim gleichzeitigen Sonnenbad mit einer Aspisviper. Die Präferenz dieser gewässernahen Lebensräume könnte jedoch eine größere Hürde als der Temperaturanstieg an sich darstellen, da für wassergebundene Habitate und den davon abhängigen Arten im Rahmen einer umfangreichen Analyse des Zustands und der Entwicklung der Biodiversität im Kanton die größten Defizite festgestellt wurden (KANTON GRAUBÜNDEN 2023: 30).

6.2.6 *Coronella austriaca*

Für die Schlingnatter zeigten sich im Val Müstair keine signifikanten Höhenveränderungen. Sowohl das Baryzentrum als auch das 95. Perzentil sind zwar gestiegen, doch die Zunahmen blieben statistisch nicht signifikant. Obwohl alle Voraussetzungen für die linearen Regressionsmodelle der beiden räumlichen Ausdehnungen gegeben waren, könnte dieses Ergebnis auf die begrenzte Datenlage im Val Müstair zurückzuführen sein. Von den hier untersuchten Arten ist die Schlingnatter im Gelände am schwierigsten aufzufinden, da sie morphologisch die unauffälligste und die am versteckstesten lebende Schlange in Graubünden ist. Dadurch könnte eine Unterrepräsentation der eigentlichen Verbreitung vorliegen. Nach SCHNEPPAT & SCHMOCKER (1983) gab es, Stand 1982, zunächst noch sehr große Informationslücken bezüglich der Verbreitung im Val Müstair. Bei der Betrachtung der Bestandsdaten wurde erkannt, dass die Schlingnatter dann in den Jahren 1996 und 1999 bereits auf etwa 1.909 und 2.170 m üNN (Unschärferadien 50-250 und 250-1.000 m) im Val Müstair gesichtet wurde, was das Modell-Ergebnis erklären könnte. Die höchste gemeldete Sichtung fand am GEO-Tag 2023 auf etwa 2.243 m üNN (punktgenau) statt.

Die Modelle haben für die Schlingnatter in Graubünden, wie bereits bei der Barrenringelnatter, einen signifikanten Rückgang des mittleren Verbreitungsschwerpunktes sowie einen signifikanten Anstieg der oberen Verbreitungsgrenze berechnet. Dieses Ergebnis deutet erneut auf eine Vergrößerung der Höhenamplitude hin, was zu den Verhaltensweisen der Schlingnatter passt. Die Bewertung der Schlingnatter in einer Empfindlichkeitsanalyse kommt zu dem Schluss, dass die thermophile Art mit ihren xerothermophilen Habitatpräferenzen vom Temperaturanstieg in den Alpen profitieren könnte (ENGELMANN 1993 und ARÁUJO et al. 2006, zitiert von HACHTEL et al. 2009b: 170). Höhere Sommertemperaturen verlängern nicht nur die Aktivitätsperiode, sondern könnten auch dazu beitragen, dass bisher klimatisch ungeeignete Höhenlagen künftig als Lebensraum erschlossen werden und sich die wärmeliebende, mediterran geprägte Schlingnatter ausbreitet (KINZELBACH 2007, zitiert von RÖDDER & SCHULTE 2009: 16). Dies stützt die beobachtete Zunahme der oberen Verbreitungsgrenze in Graubünden. Auch während der eigenen Feldarbeit wurde die Schlingnatter im Vergleich zu den anderen drei Untersuchungsarten bei den wärmsten Temperaturen (durchschnittlich 18,9 °C) beobachtet.

Gleichzeitig stellt das Absinken des Baryzentrums jedoch eine unerwartete Entwicklung dar, die einer kritischen Prüfung bedarf. Denkbar ist, dass diese Veränderung weniger auf eine ökologische Ausbreitung in tiefere Lagen zurückzuführen ist, sondern vielmehr

methodisch oder anthropogen beeinflusst wurde. So könnte eine verstärkte Beobachtungsaktivität in siedlungsnahen Talräumen, insbesondere durch Citizen Science-Projekte, zu einer Zunahme von Nachweisen in tieferen Höhenlagen geführt haben. Auch Habitatveränderungen in tieferen Lagen, etwa durch Offenhaltungsmaßnahmen oder anthropogene Mikrohabitate wie Steinmauern und Bahndämme, könnten das Vorkommen der Art begünstigt haben, ohne dass ein direkter klimatischer Einfluss vorliegt. Es darf nicht übersehen werden, dass die klimatische Eignung eines Lebensraums noch keine tatsächliche Besiedlung der Arten bedeutet. Eine vielfältige Habitatstruktur, Versteckmöglichkeiten und das Vorkommen geeigneter Beutetiere sind ebenfalls entscheidende Faktoren, wobei vermutet wird, dass sich der Klimawandel auch positiv auf wichtige Beutetiere wie Eidechsen auswirken könnte, wodurch es zu einem Verbesserten Nahrungsangebot kommen könnte (GÜNTHER & VÖLKL 1996, zitiert von HACHTEL et al. 2009b: 170). Auch wenn die Schlingnatter allgemein als Nahrungsspezialistin gilt und sich hauptsächlich von Eidechsen und Blindschleichen ernährt, wird mittlerweile davon ausgegangen, dass sie sich je nach Standort auch an andere Nahrungsangebote mit beispielsweise Mäusen und Spitzmäusen anpassen kann (MEYER et al. 2014: 226).

Insgesamt legen die Ergebnisse nahe, dass die Schlingnatter zumindest regional von den bisherigen klimatischen Veränderungen profitiert haben könnte. Zwischen der Schlingnatter und der Aspisviper/Kreuzotter besteht keine direkte Konkurrenz und so wurden die Arten auch bei der eigenen Feldarbeit gleichzeitig oder zumindest an einem Ort beobachtet. Allerdings fallen die Jungtiere der Aspisviper und Kreuzotter teilweise der Schlingnatter zur Beute (MEYER et al. 2014: 51). Die beobachtete Verbreiterung der Höhenamplitude bei der Schlingnatter könnte demnach Ausdruck einer laufenden Nischenerweiterung oder einer verstärkten Nutzung mikroklimatischer Refugien sein. Um diese Hypothese zu validieren, wären jedoch feinräumigere Analysen und die Berücksichtigung weiterer Umweltfaktoren, wie beispielsweise der Habitatstruktur oder der Landnutzungsdynamik, notwendig.

6.3 Methodische Reflexion und Forschungslimitationen

Während diese großräumigen klimatischen Entwicklungen eine wichtige Grundlage für die Interpretation der Ergebnisse darstellen, dürfen auch methodische und datenbezogene Einflussfaktoren nicht außer Acht gelassen werden. Die vorliegende Arbeit basiert auf einem umfangreichen Datensatz mit insgesamt 8.566 Nachweisen in Graubünden von 1990 bis 2024. Die Kombination aus professionell erhobenen Daten, Citizen Sci-

ence-Meldungen und eigenen Feldaufnahmen ermöglicht einen vielfältigen Einblick in die Höhenverbreitung der vier Schlangenarten und stärkt die Aussagekraft der Analysen. Gleichzeitig ist zu betonen, dass sich aus der Heterogenität der Daten gewisse methodische Herausforderungen ergeben, die eine kritische Reflexion der Ergebnisse unerlässlich machen.

Die Daten sind in ihrer Qualität, Vergleichbarkeit und Aussagekraft sehr unterschiedlich, was maßgeblich davon abhängt, wie, wo und unter welchen Voraussetzungen sie erhoben wurden. Langfristige Ökosystemforschungsprogramme (Long-term ecosystem research, LTER) existieren bereits in den Alpen, konzentrieren sich jedoch hauptsächlich auf Vegetation und Boden (VITASSE et al. 2021: 1830). Besonders in der Reptilienforschung fehlt es oft an einheitlichen Studiendesigns sowie standardisierten Nachweis- und Untersuchungsmethoden, was die Interpretation von Ergebnissen erheblich beeinflusst. Selbst unter idealen Bedingungen gestaltet sich die Erfassung von Reptilien oft schwierig (SCHNEPPAT & SCHMOCKER 1983: 53). Die Nachweiswahrscheinlichkeit kann gering sein und von verschiedenen Faktoren wie der Erfahrung der kartierenden Person und den Witterungsbedingungen abhängen (HACHTEL et al. 2009a: 87). Dies führt dazu, dass Negativnachweise, wenn denn vorhanden, nur bedingt aussagekräftig sind (HACHTEL et al. 2009a: 92) und Ergebnisse immer vor diesem Hintergrund interpretiert werden sollten.

Durch die eigene Feldarbeit kam es schlussendlich zu insgesamt 40 Sichtungen, die allein zwar keine gesicherte Aussage über das gesamte Vorkommen der vier Arten im Untersuchungsgebiet Val Müstair hergeben, aber dennoch einen persönlichen Eindruck von den Verhaltensweisen und präferierten Lebensräumen ermöglicht haben. Diese Erkenntnisse helfen enorm bei der Interpretation sowie Einordnung der Analyseergebnisse und ermöglichen gemeinsam mit den Citizen Science-Meldungen über Wilde Nachbarn einen aktuellen Bezug. Die Feldarbeiten hätten noch effektiver gestaltet werden können, wenn mehrere Personen beteiligt gewesen wären, um an Tagen mit geeigneten Bedingungen in mehr als einem Gebiet gleichzeitig Sichtbeobachtungen durchführen zu können. Insbesondere für die Schlingnatter hätten sich auch künstliche Versteckmöglichkeiten angeboten. Diese benötigen jedoch eine gewisse Zeit, um von den Tieren angenommen zu werden, und hätten dadurch bereits im Vorjahr installiert werden müssen.

Des Weiteren kann auch bei sorgfältiger Plausibilitätsprüfung durch info fauna nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne Informationen fehlerhaft oder ungenau sind (INFO FAUNA 2024: 2). Gerade bei älteren Meldungen ist zu beachten, dass die Un-

schärferadien der Fundortskoordinaten häufig mehr als 250 m betragen, was angesichts der verhältnismäßig kleinskaligen Lebensraumnutzung der Arten eine erhebliche Scheingenauigkeit bedeutet. Selbst die als punktgenau geltenden Koordinaten können 100 m oder mehr vom effektiven Fundort liegen und dadurch eine Scheingenauigkeit vortäuschen. Diese Tatsache macht es noch wichtiger, auf den Unschärferadius der Standorte zu achten. In diesem Kontext empfiehlt info fauna, die angegebenen Koordinaten in einem GIS individuell zu interpretieren, was aufgrund der großen Datenmenge (4.796 info fauna-Meldungen) in diesem Umfang jedoch nicht in jedem Fall möglich war. Dennoch konnten durch einzelne Kontrollen fehlerhafte Höhenwerte identifiziert und korrigiert sowie insbesondere die Bestandsdaten aus dem Val Müstair in einem GIS genauer geprüft werden. Eine Möglichkeit, um Ungenauigkeiten zu minimieren, wäre gewesen, nur die Daten mit den kleinsten Unschärferadien (0-10 m, 10-50 m) bei der Analyse zu berücksichtigen. Gerade für die erste Zeitperiode (TP1: 1990-1999) und zum Teil auch noch zweite Zeitperiode (TP2: 2000-2009) liegen jedoch nur wenige gemeldete Sichtungen vor und die, die existieren, besitzen häufig einen großen Unschärferadius (50-250 m, 250-1.000 m, 1.000-2.500 m). Würden diese Daten nicht mit in die Untersuchungen einfließen, wären die Stichprobenumfänge in den meisten Fällen zu klein, um statistische Modelle zu rechnen. Aus diesem Grund wurden alle Meldungen unabhängig von ihrem Radius mit einbezogen und vor diesem Hintergrund interpretiert.

Die Anzahl der Meldungen hat seit 1990 für jede der vier Arten deutlich zugenommen, was weniger auf tatsächliche Populationszuwächse als auf wachsende Schutzbemühungen sowie ein erhöhtes Meldeaufkommen durch Citizen Science zurückzuführen ist (BAFU & INFO FAUNA 2023: 28). Auch Laien können mittlerweile schnell und unkompliziert Meldungen tätigen, ohne dafür Fachwissen zu benötigen. Hinzu kommen technische Entwicklungen, die es ermöglichen, Sichtungsstandorte mithilfe von GPS-Geräten oder mobilen Endgeräten, wie Smartphones oder Tablets, noch im Gelände punktgenau festzuhalten, wodurch sich die Unschärferadien signifikant verkleinert haben.

Allerdings lassen sich die Beobachtungsaktivität und das Meldeverhalten nicht vollständig quantifizieren. Zwar wurde versucht, durch die Einteilung in Zeitperioden und die Konzentration auf Höhenverteilungen (Baryzentrum, 95. Perzentil) anstatt absoluter Häufigkeiten mögliche Verzerrungen abzumildern, eine vollständige Vermeidung von Beobachtungsbias ist bei dieser Form der Daten jedoch kaum möglich. Dennoch liefern die verwendeten Analysemethoden belastbare Hinweise auf bestehende Muster und Trends.

In der vorliegenden Arbeit wurden außerdem die Klimamessdaten der zwei im Untersuchungsgebiet liegenden Bodenstationen in Sta. Maria und Buffalora herangezogen. Sie liefern unter anderem punktuelle Informationen zu Jahresmittelwerten der Lufttemperatur (in °C, gemessen 2 m über dem Boden) sowie zur jährlichen und saisonalen Niederschlagssumme (in mm) der beiden Standorte. Durch diese Daten als auch eine ergänzende Literaturrecherche konnte Forschungsfrage 2 untersucht und die betreffende Arbeitshypothese bestätigt werden. Eine noch differenziertere, flächendeckendere Aussage hätte, wie beispielsweise in der Studie von FELDMEIER et al. (2020), durch die Analyse mit hochaufgelösten Klimarasterdaten erzielt werden können, da sie die Höhengradienten und kleinskaligen Mikroklimata genauer abbilden. Solche Daten lagen für diese Arbeit jedoch nicht vor und hätten zudem den methodischen und zeitlichen Rahmen der Untersuchung überschritten. In diesem Fall wurde ausschließlich die mögliche Verschiebung nach oben oder nach unten analysiert. Allerdings wurde bereits in der Forschungsarbeit von FELDMEIER et al. (2020) nachgewiesen, dass das nicht die einzige Anpassungsreaktion von ektothermen Arten sein kann. Genauso ist eine Verschiebung nach Norden möglich, wobei die Exposition ihrer Lebensräume stark höhenabhängig ist und sich ein Wechsel von wärmeren Südhängen zu kühleren Nordhängen nicht unabhängig von Höhenverlagerungen betrachten lässt (FELDMEIER et al. 2020: 1492). Für eine derartige Analyse braucht es jedoch hochaufgelöste Klimadaten.

Aus der Struktur des Gesamtdatensatzes ergeben sich auch statistische Herausforderungen. Die Anwendung linearer Regressionsmodelle setzt bestimmte Bedingungen voraus, wie etwa die Normalverteilung der Residuen, Varianzhomogenität und Unabhängigkeit der Fehler. Die Normalverteilung der Residuen ist eine Voraussetzung für valide Hypothesentests. Wenn diese nicht gegeben ist, bedeutet das eine klassische Annahmeverletzung bei der linearen Regression. Grund dafür können kleine Stichprobengrößen, Extremwerte oder nichtlineare Zusammenhänge sein. Zu letzterem kann es kommen, wenn es beispielsweise erst eine Phase ohne Veränderung gibt und dann ein plötzlicher Anstieg auftritt. Einflussfaktoren, wie etwa die Exposition, Habitatstruktur oder Witterung können die Höhe beeinflussen. Werden sie nicht im Modell berücksichtigt, können sie die Verteilung der Residuen beeinflussen und zu einer Verzerrung führen. Wenn die Varianz der Residuen über die Zeit nicht konstant ist, das heißt die sogenannte Fehlerstreu über die Jahre zu- oder abnimmt, wird das als Heteroskedastizität bezeichnet. Wahrscheinliche Ursachen dafür könnten eine zunehmende Meldegenauigkeit, stärkere Schwankungen in späteren Jahren in Hinblick auf Anzahl und Höhe, unterschiedliche Beobachtungsintensitäten auf extremeren Höhen sowie der Einfluss

von Citizen Science oder neuen Datenquellen, wie dem Schweizerischen Nationalpark, sein. Eine Autokorrelation zeigt an, dass die Residuen systematisch mit vorherigen Werten zusammenhängen. Auslöser dafür könnten langfristige ökologische Trends wie beispielsweise Populationszyklen, Klimaeffekte mit Verzögerung und die Verlagerung von Beobachtungsschwerpunkten sein, die nicht (ausschließlich) linear sind. Auch zeitlich strukturierte Erhebungen, zum Beispiel durch besonders viele Sichtungen über mehrere Jahre hinweg im selben Gebiet, oder nicht erfasste Variablen mit zeitlicher Komponente, etwa Habitatveränderungen, klimatische Schwankungen (z.B. schneereiche Jahre) oder Störungen (z.B. Tourismusdruck) können zu einer Autokorrelation beitragen.

Die modellierten Arealveränderungen sollten daher nicht als konkrete Prognosen, sondern als indikative Hinweise auf mögliche Verbreitungstrends interpretiert werden, aus denen sich im besten Fall ein Handlungsbedarf ableiten lässt. Die Untersuchung von Höhenveränderungen bei Reptilien in alpinen Regionen über mehrere Jahrzehnte stellt eine methodisch anspruchsvolle Aufgabe dar. In Anbetracht der schwierigen Nachweislage und der eingeschränkten Datenverfügbarkeit lassen sich einige methodische Herausforderungen nicht komplett vermeiden. Dennoch konnten durch die Kombination verschiedener Datenquellen, gezielte Nachbereitung und kritische Reflexion Ergebnisse erzielt werden, die speziell für das Val Müstair bisher einzigartig sind.

6.4 Implikationen für Forschung und Praxis

Das Ausmaß des Klimawandels und seine Folgen für die Biodiversität hängen maßgeblich von der Wirksamkeit nationaler und internationaler Klimaschutzmaßnahmen ab (VITTOZ et al. 2010: 351). Dabei trägt der Kanton Graubünden eine große Verantwortung für den alpinen und nivalen Lebensraum sowie die Arten, die in diesen Höhenstufen vorkommen (KANTON GRAUBÜNDEN 2023: 55). Um den Verlust an biologischer Vielfalt zu begrenzen, ist eine funktionale Vernetzung von Lebensräumen sowie auch der Schutz potenzieller zukünftiger Habitate in höheren Lagen essenziell (SYBERTZ & REICH 2018: 8). Gleichzeitig gilt es, Synergien zwischen Klima- und Naturschutz gezielt zu nutzen und potenzielle Zielkonflikte frühzeitig zu erkennen und zu minimieren (VITTOZ et al. 2010: 351). Dafür spielt ein kontinuierliches Monitoring besonders vulnerabler Arten wie der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter eine besondere Rolle, um so frühzeitig Handlungsbedarf zu identifizieren und gezielte Schutzmaßnahmen abzuleiten (VITTOZ et al. 2010: 351).

Das Val Müstair stellt bereits heute eine ökologisch besonders wertvolle Kulturlandschaft dar, in der durch die Arbeiten des Naturparks Biosfera Val Müstair und dessen Partner in Verwaltung sowie Land- und Forstwirtschaft vielfältige Naturschutzmaßnahmen und ein bedeutender Beitrag zum Erhalt der biologischen Vielfalt geleistet wird. Der hohe Stellenwert von Schutz- und Fördermaßnahmen ist insbesondere im Engagement für strukturreiche Lebensräume sowie im Monitoring verschiedener Artengruppen sichtbar. Dennoch zeigen die Ergebnisse dieser Untersuchungen, dass auch in einer bereits stark auf Naturschutz ausgerichteten Region wie dem Val Müstair gezielte Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Schlangenpopulationen sinnvoll erscheinen.

Besonders die Aspisviper und die Schlingnatter wurden auch bei der eigenen Feldarbeit so gut wie immer auf oder am Fuß von Trocken- und Stützmauern entdeckt, was die Relevanz dieser Habitatstrukturen betont. Empfehlenswert wäre es also, diese zu pflegen und zu schützen, wie es insbesondere im Val Müstair auch schon getan wird. Darüber hinaus ist es bei der Neuerrichtung solcher Mauern entscheidend, auf Mörtel zu verzichten, damit Reptilien die Zwischenräume auch als Winterquartier, Versteckmöglichkeit, Sonnenplatz oder sogar Nahrungsquelle nutzen können. Bis neuerrichtete Mauern von Reptilien angenommen werden, vergehen in der Regel jedoch Jahrzehnte (Tufnell & Hassenstein 2014). Ein vollständiger Abbruch und Neubau vorhandener Mauern sollte von daher unbedingt vermieden werden. Besonders in tieferen Regionen des Kantons Graubünden sind Lebensräume häufig fragmentiert, was zu einem starken Biodiversitätsgefälle entlang der Höhenstufen führt (Kanton Graubünden 2023: 30). Gepflegte Trockenmauern können gerade in tieferen, anthropogen geprägten Lagen einen bedeutenden Beitrag zur Habitatkonnektivität und somit zur Förderung von Schlangen und anderen Reptilien beitragen.

Viele Menschen haben immer noch ein negatives Bild von Schlangen. Durch Umweltbildung können nicht nur Vorurteile und Ängste genommen, sondern auch Tipps für den Reptilienschutz im Alltag weitergegeben werden. Bereits naturnahe Gärten mit beispielsweise Komposthaufen, die erst im Herbst umgeschichtet werden und so als Eiablageplatz dienen, können besonders in den unteren, dichter besiedelten Höhenstufen einen Beitrag leisten. Da viele Schlangenhabitate wie Wiesen und Waldränder auch durch eine landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst werden, ist es von besonderer Bedeutung, mit Akteuren aus diesem Sektor ins Gespräch zu treten. Auch bei den Schlangen, die während der eigenen Feldarbeit gesichtet wurden, fand auf der Fläche selbst oder in direkter Nähe eine landwirtschaftliche Nutzung statt. Konkrete Empfeh-

lungen für den praktischen Naturschutz könnten beispielsweise die Mahdzeitpunkte betreffen.

Gerade in einer touristisch stark frequentierten Region wie dem Val Müstair wäre es zudem sinnvoll, Besucher:innen beim Wandern oder Mountainbiken in der subalpinen und alpinen Höhenstufe gezielte Informationen über die dort vorkommenden Reptilienarten bereitzustellen. Dies könnte nicht nur das Verständnis für deren ökologische Bedeutung fördern, sondern auch zu einem rücksichtsvolleren Verhalten in sensiblen Lebensräumen beitragen. Allerdings sollten insbesondere die Habitate der Vipern nicht konkret gekennzeichnet werden, da sie auch heute noch immer wieder von Menschen gefangen und getötet werden, obwohl alle acht Schlangenarten seit 1967 unter Schutz stehen (HOFER et al. 2001: 1). Außerdem ist es wichtig, die Bevölkerung auch in Zukunft dazu zu animieren, Reptiliensichtungen über Wilde Nachbarn oder direkt an info fauna (mobile App: webfauna) zu melden, um die Datengrundlage und das Wissen über Reptilienvorkommen stetig zu erweitern (BAFU & INFO FAUNA 2023: 29). Gerade aus höheren Lagen ist die Datenverfügbarkeit bisher sehr begrenzt (FEICHTINGER 2024: 125), wodurch für diese Regionen noch keine fundierten Aussagen getroffen werden können.

Des Weiteren wurde bereits durch Forschungen nachgewiesen, dass sich durch den Klimawandel auch die Vegetationszonen in höhere Lagen verschieben (HUEMER et al. 2020: 265), was wiederrum die Habitate der untersuchten Schlangenarten beeinflussen könnte. Dies kann sowohl zu einem Verlust geeigneter Habitate in tieferen Lagen als auch zur Entstehung neuer Lebensräume in höheren Bereichen führen, wobei die Kompensation fraglich ist. In GUNTER et al. (2016) wird bereits von einer Zunahme an Arten tieferer und milderer Lagen in hochmontanen und subalpinen Lagen der Schweiz berichtet, was die Vegetation und somit potenziell die Reptilienhabitate verändern könnte. Durch die phänologischen und räumlichen Verschiebungen infolge des Klimawandels dürfte es zu Veränderungen in den Artenbeziehungen kommen. Derzeit existieren jedoch nur wenige Studien, die biotische Interaktionen über mehrere trophische Ebenen hinweg untersuchen. Biotische Wechselbeziehungen wie Konkurrenz, Prädation oder Symbiose spielen für das langfristige Überleben von Arten unter veränderten Umweltbedingungen häufig eine entscheidendere Rolle als rein abiotische Faktoren wie Temperaturveränderungen (RÖDEL et al. 2016: 143). Das Auftreten neuer Arten oder das Verschwinden etablierter Arten kann unerwartete und teils tiefgreifende ökologische Effekte nach sich ziehen, die sich bisher nur schwer vorhersagen lassen. Gerade

für Amphibien und Reptilien fehlen jedoch bislang noch Studien, die diese Zusammenhänge systematisch untersuchen (RÖDEL et al. 2016: 143).

Schutzmaßnahmen sollten sowohl die Erhaltung geeigneter Habitate in höheren Lagen als auch den gezielten Ausbau vernetzter Schutzgebiete und Migrationskorridore unterstützen, um Ausbreitungsbewegungen zu erleichtern (RÖDEL et al. 2016: 143). Um zum Beispiel der Barrenringelnatter auch in Zukunft Feuchtlebensräume im Val Müstair bieten zu können, ist es entscheidend, diese Habitate zu schützen, zu fördern und miteinander zu vernetzen. Integrierte Monitoringprogramme auf Ökosystemebene sollten gefördert werden, um bessere Prognosen über Veränderungen in Tiergemeinschaften zu ermöglichen. Speziell für das Val Müstair wäre es in Bezug darauf auch besonders interessant, die mögliche Kontaktzone und Konkurrenz der Aspisviper und Kreuzotter zu erforschen.

Für zukünftige Forschungsarbeiten bieten sich Fragen zu den physiologischen Toleranzgrenzen der untersuchten Schlangenarten gegenüber Temperaturanstiegen sowie zu möglichen genetischen Anpassungen an die Klimaveränderungen an. Eine präzisere Erfassung und Analyse der klimatischen Bedingungen an den jeweiligen Fundorten sind dabei von großer Bedeutung. Die Verwendung von hochaufgelösten Klimarasterdaten ermöglicht eine detaillierte Klimabeschreibung für jede Verbreitung, wodurch differenziertere statistische Auswertungen durchgeführt werden können. Dies könnte die Untersuchung einzelner Habitate und die Anwendung von Species Distribution Models (SDM) zur Vorhersage von Habitatveränderungen erheblich verbessern.

7 Fazit

Die vorliegende Arbeit untersuchte die Höhenverbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*), Aspisviper (*Vipera aspis*), Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*) in der schweizerischen Gemeinde Val Müstair und im Rest des Kantons Graubünden von 1990 bis 2024. Basierend auf insgesamt 8.566 Funddaten von info fauna, privaten Herpetologen und dem Schweizerischen Nationalpark sowie aus eigener Feldarbeit und einem Citizen Science-Verfahren 2024 im Val Müstair konnten artspezifische Reaktionen auf klimatische Veränderungen aufgezeigt werden. Diese umfangreichen Datensätze wurden zusammengeführt, aufbereitet und systematisch ausgewertet. Die Verbreitungsentwicklung wurde im Geoinformationssystem QGIS grafisch dargestellt und betrachtet. Für die statistische Analysen wurden im Statistikprogramm R pro Art und räumlicher Ausdehnung (Val Müstair, Graubünden) das Baryzentrum, also gewichtete Mittel, und 95. Perzentil bestimmt und lineare Regressionsmodelle berechnet.

Mithilfe der Untersuchung sollten Antworten auf die folgenden Forschungsfragen gefunden werden:

Forschungsfrage 1: Hat sich die Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair in den letzten drei Jahrzehnten signifikant verschoben?

Für die Kreuzotter und Aspisviper im Val Müstair haben die Modelle einen signifikanten Anstieg der oberen Verbreitungsgrenze ergeben, was einen Hinweis auf klimabedingte Arealveränderungen darstellen könnte. Für die Barrenringelnatter konnte aufgrund der geringen Datenlage keine statistische Auswertung erfolgen, aber durch die Analyse der Datenstruktur, die Betrachtung der Fundorte im GIS und die Sichtung bestehender Literatur wird von einem deutlichen Höhenanstieg in ihrer Verbreitung ausgegangen. Die Schlingnatter zeigte im Val Müstair keine signifikanten Veränderungen in ihrer Höhenverbreitung, was auf ihre wärmeliebende Lebensweise zurückgeführt werden kann.

Forschungsfrage 2: Lassen sich mögliche Verschiebungen der Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair auf veränderte Klimabedingungen – insbesondere einen Temperaturanstieg und veränderte Niederschlagsmuster – in der Region zurückführen?

Es zeigte sich ein klarer Zusammenhang zwischen dem Temperaturanstieg und den Arealverschiebungen, insbesondere bei der kälteangepassten Kreuzotter. Die jährliche und saisonale Niederschlagssumme hat sich im Val Müstair kaum verändert, wodurch dieser Faktor keinen erkennbaren Einfluss nahm.

Forschungsfrage 3: Lassen sich die beobachteten Trends in der Höhenverbreitung der Kreuzotter, Aspisviper, Barrenringelnatter und Schlingnatter im Val Müstair auch im restlichen Kanton Graubünden wiederfinden?

Die Trends des Val Müstair lassen sich nur teilweise auf ganz Graubünden übertragen. Den deutlichsten Unterschied haben die Modelle für die obere Verbreitungsgrenze der Kreuzotter ergeben. Während die obere Verbreitungsgrenze im Val Müstair stark gestiegen ist, ist sie in ganz Graubünden signifikant gesunken, was auf regionale Unterschiede hindeutet und die Bedeutung kleinräumigerer Analysen in der Klimafolgenforschung betont. Für die Aspisviper haben alle Modelle ergeben, dass sich die Höhenverbreitung nach oben verschoben hat, wodurch die dritte Forschungsfrage bejaht werden kann. Während es im Val Müstair nicht genügend Sichtungsdaten der Barrenringelnatter für eine statistische Analyse gibt und für die Schlingnatter keine signifikanten Veränderungen im Val Müstair angezeigt wurden, hat sich in Graubünden für beide Arten der mittlere Verbreitungsschwerpunkt signifikant nach unten und die obere Verbreitungsgrenze signifikant nach oben verschoben. Das könnte in beiden Fällen auf eine Vergrößerung der Höhenamplitude hindeuten. Durch die Heterogenität der Daten sind die Ergebnisse unbedingt vor dem Hintergrund dieser statistischen Unsicherheiten zu betrachten.

Die Untersuchungen liefern neue Erkenntnisse zur Höhenverbreitung der Schlangen im Val Müstair und schaffen eine Grundlage für naturschutzfachliche Entscheidungen und zukünftige Biodiversitätsprojekte in Schutzgebieten wie der Biosfera Val Müstair. Dabei stärkt die Kombination aus langfristigen Daten, Citizen Science-Beiträgen und aktuellen Felderhebungen die Aussagekraft der Ergebnisse. Dennoch bleiben Fragen zu klimatisch geeigneten Mikrohabitaten im Untersuchungsraum, dem Konkurrenzverhalten zwischen der Kreuzotter und der Aspisviper oder zur genetischen Anpassungsfähigkeit offen, für die weiterer Forschungsbedarf besteht. Zukünftige Forschungen könnten an diese Arbeit anknüpfen, indem weiterhin Parameter wie Mikroklimadaten und Habitatstruktur erfasst und in Analysen berücksichtigt werden. Schutzgebiete und Migrationskorridore sind nur wirksam, wenn klimatische Veränderungen in ihre Planung einfließen.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Klimawandel wirkt, jedoch nicht nur in eine Richtung. Die Reaktionen der Arten sind unterschiedlich, lokal geprägt und abhängig von ihren ökologischen Nischen. An dieser Stelle liegen die Herausforderung und zugleich der Erkenntnisgewinn für den zukünftigen Naturschutz.

Literaturverzeichnis

Braun-Blanquet, Josias (1962): *Die Vegetation der inneralpinen Trockentäler und ihr Ursprung*. – Mitteilungen der Ostalpin-Dinarischen pflanzensoziologischen Arbeitsgemeinschaft 1962 (2): S. 23-27.

Chen, I-Ching, Hill, Jane K., Ohlemüller, Ralf, Roy, David B. & Chris D. Thomas (2011): *Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming*. – Science 2011 (333): S. 1024-1026.

Croci-Maspoli, M. & F. Essel (2013): Klimatologische Grundlagen. Klimawandel, Beobachtungen, Szenarien. – In: Essl, Franz & Wolfgang Rabitsch (Hrsg.): *Biodiversität und Klimawandel Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. – Berlin Heidelberg (Springer Spektrum): S. 4-29.

Diolaiuti, Guglielmina Adele, Bocchiola, Daniele, Vagliasindi, M., D'Agata, C. & C. Smiraglia (2012): *The 1975-2005 glacier changes in Aosta Valley (Italy) and the relations with climate evolution*. – Progress in Physical Geography Earth and Environment 2012 36 (6): S. 764-785.

Dirnböck T., Dullinger, S., Essl, F. & W. Rabitsch (2013): Die Alpen im Klimawandel. – In: Essl, Franz & Wolfgang Rabitsch (Hrsg.): *Biodiversität und Klimawandel Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. – Berlin Heidelberg (Springer Spektrum): S. 192-202.

Dyacov, Nikolay (2010): *Gradient Analysis: Theory, Approaches and Application*. – Department of Dendrology, Faculty of Forestry, University of Forestry – Sofia. Environmental Science 2010: S. 3-14.

Essl, F., Rabitsch, W. & G.-R. Walther (2013): Neuartige Ökosysteme. – In: Essl, Franz & Wolfgang Rabitsch (Hrsg.): *Biodiversität und Klimawandel Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. – Berlin Heidelberg (Springer Spektrum): S. 124-131.

Essl, Franz & Wolfgang Rabitsch (2013): *Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. – Heidelberg: Springer Spektrum.

Feichtinger, Linda (2024): *GEO-Tag der Natur 2023 im Naturpark Biosfera Val Müstair*. – Jber. Natf. Ges. Graubünden 2024 (123): S. 109-126.

Feldmeier, Stephan, Schmidt, Benedikt R., Zimmermann, Niklaus E., Veith, Michael, Francesco Ficetola, Gentile & Stefan Lötters (2020): *Shifting aspect or elevation? The climate change response of ectotherms in a complex mountain topography*. – Diversity Distribution 2020 (26): S. 1483-1495.

Foster, Jim (1999): Reptile survey: *An introduction in planning, conducting and interpreting survey for snake and lizard conservation*. – Froglife Advice Sheet (10): S. 1-12.

GALLIARD, JEAN-FRANÇOIS LE, MASSOT, MANUEL, BARON, JEAN-PIERRE & JEAN CLOBER (2011): *Ecological Effects of Climate Change on European Reptiles*. – In: BRODIE, J.F., POST, E. & D. DOAK (Hrsg.): Conserving wildlife populations in a changing climate. – Chicago (University of Chicago Press): S. 179-203.

GEHRIG-FASEL, JACQUELINE, GUISAN, ANTOINE & NIKLAUS E. ZIMMERMANN (2007): *Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment?*. – Journal of Vegetation Science 2007 (18): S. 571-582.

GIBBONS, J. WHITFIELD, SCOTT, DAVID E., RYAN, TRAVIS J., BUHLMANN, KURT A., TUBERVILLE, TRACEY D., METTS, BRIAN S., GREENE, JUDITH L., MILLS, TONY, LEIDEN, YALE, POPPY, SEAN & CHRISTOPHER T. WINNE (2000): *The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change*. – Bio Science 2000 Vol. 50 (8): S. 653-666.

GLANDT, DIETER (2016): *Amphibien und Reptilien. Herpetologie für Einsteiger*. – Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

GLANDT, DIETER (2018): *Praxisleitfaden Amphibien- und Reptilienschutz. Schnell-präzise-hilfreich*. – Berlin Heidelberg: Springer-Verlag GmbH Deutschland, ein Teil von Springer Nature.

GROß, JÜRGEN (2010): *Grundlegende Statistik mit R. Eine anwendungsorientierte Einführung in die Verwendung der Statistik Software R*. – Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag.

GRUTTKE, H., RABITSCH, W., ESSL, F. & S. BALZER (2013): Bedrohung und Schutzprioritäten für Arten und Lebensräume. – In: ESSL, FRANZ & WOLFGANG RABITSCH (Hrsg.): *Biodiversität und Klimawandel Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. – Berlin Heidelberg (Springer Spektrum): S. 284-295.

GUNTERN, JODOK (2016): *Klimawandel und Biodiversität. Auswirkungen und mögliche Stossrichtungen für Massnahmen im Kanton Zürich. Fachbericht als Grundlage für die Ergänzung des Naturschutzgesamtkonzeptes des Kantons Zürich im Auftrag der Fachstelle Naturschutz, Amt für Landschaft und Natur.* – Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT) - Forum Biodiversität Schweiz: S. 1-78.

GUSTIN, CLAUDIO (2014): Cumün da Val Müstair. Gemeinde Val Müstair. – In: MANATSCHAL, JON, GROND, BEAT, GUSTIN, CLAUDIO & HANS-PETER SCHREICH (Hrsg.): *Das Münstertal im Wandel der Zeit*. – St. Moritz: Gammeter Druck und Verlag St. Moritz AG.

HACHTEL, MONIKA, PETER SCHMIDT, BROCKSIEPER, ULRICH & CHRISTIAN RODER (2009a): *Erfassung von Reptilien – eine Übersicht über den Einsatz künstlicher Verstecke (KV) und die Kombination mit anderen Methoden*. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 15: S. 85-134.

HACHTEL, MONIKA, SCHLÜPMANN, MARTIN & KLAUS WEDDELING (2009b): *Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraus-*

sichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. – In: BEHRENS, MARTIN, FARTMANN, THOMAS & NORBERT HÖLZEL (Hrsg.): Amphibien und Reptilien. – Münster (Institut für Landschaftsökologie): S. 160-175.

HALLER, HEINRICH, EISENHUT, ANTONIA & RUDOLF HALLER (2013): *Atlas des Schweizerischen Nationalparks. Die ersten 100 Jahre*. Band 99/I. – Bern: Haupt Verlag.

HARSCH, MELANIE A., HULME, PHILIP E., MCGLONE, MATT S. & RICHARD P. DUNCAN (2009): *Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming*. – Ecology Letters 2009 (12): S. 1040-1049.

HEDDERICH, JÜRGEN & LOTHAR SACHS (2020): *Angewandte Statistik. Methodensammlung mit R*. 17., überarbeitete und ergänzte Aufl. – Berlin Heidelberg: Springer Spektrum.

HERFINDAL, IVAR (2013): *Veränderungen in der Raumnutzung*. – Cratschla 2013 (3): S. 24-25.

HEWITT, GODFREY (2000): *The genetic legacy of the Quaternary ice ages*. – Nature 2000 (405): S. 907-913.

HOFER, ULRICH, MONNEY, JEAN-CLAUDE & GORAN DUŠEJ (2001): *Die Reptilien der Schweiz: Verbreitung, Lebensräume, Schutz = Les reptiles de Suisse: Repartition, Habitats, Protection = I rettili della Svizzera: Distribuzione, Habitat, Protezione*. – Basel: Springer Basel AG.

HUEMER, PETER, SONNTAG, HERMANN, BARKMANN, FRIEDERIKE & ANDRÉ STADLER (2020): Die *Tierwelt der Alpen im Klimawandel*. – In: LOZÁN, J. L., BRECKLE, S.-W., GRASSL, H. et al. (Hrsg.): *Warnsignal Klima: Hochgebirge im Wandel*. – Hamburg (Verlag Wissenschaftliche Auswertungen in Kooperation mit GEO-Magazin-Hamburg): S. 264-271.

HUPKE, KLAUS-DIETER (2020): *Naturschutz: Eine kritische Einführung*. 2. Aufl. – Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

KADEREIT, JOACHIM W., KÖRNER, CHRISTIAN, KOST, BENEDIKT & UWE SONNEWALD (2014): *Strasburger. Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften*. 33.Aufl. – Berlin Heidelberg: Springer Spektrum.

KÉRY, MARC (2002): *Inferring the Absence of a Species: A Case Study of Snakes*. – The Journal of Wildlife Management Vol. 66 2002 (2): S. 330-338.

KÖRNER, CHRISTIAN (2000): *Why are there global gradients in species richness? Mountains might hold the answer*. – Trends in Ecology & Evolution 2007 (22): S. 569-574.

LENOIR, JONATHAN, GÉGOUT, J. C., MARQUET, P. A., DE RUFFRAY, P. & H. BRISSE (2008): *A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century*. – Science 2008 (320): S. 1768-1771.

LEUSCHNER, CHRISTOPH & FLORIAN SCHIPKA (2004): *Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland*. – Bonn-Bad Godesberg: BfN-Skripten.

LOURENÇO-DE-MORAES, RICARDO, LANSAC-TOHA, FERNANDO MIRANDA, SCHWIND, LEILANE TALITA FATORETO, ARRIEIRA, RODRIGO LEITE, ROSA, RAFAEL ROGÉRIO, TERRIBILE, LEVI CARINA, LEMES, PRISCILA, RANGEL, THIAGO FERNANDO, DINIZ-FILHO, JOSÉ ALEXANDRE FELIZOLA, BASTOS, ROGÉRIO PEREIRA & DAYANI BAILLY (2019): *Climate change will decrease the range size of snake species under negligible protection in the Brazilian Atlantic Forest hotspot*. – Scientific Reports 2019 (9:8523): S. 1-14.

MEYER, ANDREAS, ZUMBACH, SILVIA, SCHMIDT, BENEDIKT R. & JEAN-CLAUDE MONNEY (2014): *Auf Schlangenspuren und Krötenpfaden. Amphibien und Reptilien der Schweiz*. 2. überarbeitete Aufl. – Bern: Haupt Verlag.

MIZSEI, EDVÁRD, RADOVICS, DÁVID, RÁK, GERGŐ, BUDAI, MÁTYÁS, BANCSIK, BARNABÁS, SZABOLCS, MÁRTON, SOS, TIBOR & SZABOLCS LENGYEL (2024): *Alpine viper in changing climate: thermal ecology and prospects of a cold-adapted reptile in the warming Mediterranean*. – Scientific Reports 2024 (14:18988): S. 1-11.

NENTWIG, WOLFGANG, BACHER, SVEN & ROLAND BRANDL (2011): *Ökologie kompakt*. 3. Auflage. – Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

OCCC (2007): *Das Klima ändert – was nun? Der neue UN-Klimabericht (IPCC 2007) und die wichtigsten Ergebnisse aus Sicht der Schweiz*. – Bern: Organe consultatif sur les changements climatiques.

OTTE, NORBERT, BOHLE, DANIEL & BURKHARD THIESMEIER (2020): *Die Kreuzotter. Ein Leben in ziemlich festen Bahnen*. – Bielefeld: Laurenti-Verlag.

PARMESAN, CAMILLE & GARY YOHE (2003): *A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems*. – Nature 2003 (421): S. 37-42.

PARMESAN, CAMILLE (2006): *Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change*. – Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 2006 (37): S. 637-669.

PAULI, HARALD, GOTTFRIED, MICHAEL, DULLINGER, STEFAN, ABDALADZE, OTARI, AKHALKATSI, MAIA, ALONSO, JOSÉ LUIS BENITO, COLDEA, GHEORGHE, DICK, JAN, ERSCHBAMER, BRIGITTA, CALZADO, ROSA FERNÁNDEZ, GHOSN, DANY, HOLTEN, JARLE I., KANKA, ROBERT, KAZAKIS, GEORGE, KOLLÁR, JOZEF, LARSSON, PER, MOISEEV, PAVEL, MOISEEV, DMITRY, MOLAU, ULF, MESA, JOAQUÍN MOLERO, NAGY, LASZLO, PELINO, GIOVANNI, PUŞCAŞ, MIHAI, ROSSI, GRAZIANO, STANISCI, ANGELA, SYVERHUSET, ANNE O., THEURILLAT, JEAN-PAUL, TOMASELLI, MARCELLO, UNTERLUGGAUER, PETER, VILLAR, LUIS, VITTOZ, PASCAL & GEORG GRABHERR (2012): *Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits*. – Science 2012 (336): S. 353-355.

PETZOLDT, THOMAS (2019): *Datenanalyse mit R. Ausgewählte Beispiele*. – Dresden: Technische Universität.

PODLOUCKY, RICHARD, JOGER, ULRICH, KAMMEL, WERNER, KRUPITZ, WERNER, MEYER, ANDREAS, URSENBACHER, SYLVAIN & ROLAND PROESS (2023): *Die Kreuzotter – Reptil des Jahres 2024*. – Salzhemmendorf: DGHT.

POTT, RICHARD & JOACHIM HÜPPE (2007): *Spezielle Geobotanik*. – Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

RABITSCH, W., ESSL, F., KÜHN, I., NEHRING, S., ZANGGER, A. & C. BÜHLER (2013): Arealänderungen. – In: ESSL, FRANZ & WOLFGANG RABITSCH (Hrsg.): *Biodiversität und Klimawandel Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. – Berlin Heidelberg (Springer Spektrum): S. 59-66.

REBETEZ, MARTINE & MICHAEL REINHARD (2008): *Monthly air temperature trends in Switzerland 1901–2000 and 1975–2004*. – Theoretical and Applied Climatology 2008 (91): S. 27-34.

REHNUS, MAIK (2016): *10 Jahre Schneehasenforschung im Schweizerischen Nationalpark*. – Cratschla 2016 (2): S. 6-7.

RÖDDER, DENNIS & ULRICH SCHULTE (2009): *Amphibien und Reptilien im anthropogenen Klimawandel: Was wissen wir und was erwarten wir?*. – Zeitschrift für Feldherpetologie 2010 (17): S. 1-22.

RÖDEL, M.-O., C. DITTRICH, S. KIRCHHOF & J. PENNER (2016): *Amphibien und Reptilien im Klimawandel: eine differenzierte Sicht der Gefahren und Anpassungen*. – In: LOZÁN, J. L., S.-W. BRECKLE, R. MÜLLER & E. RACHOR (Hrsg.): *Warnsignal Klima: Die Biodiversität*. – Hamburg: Verl. Wissenschaftliche Auswertungen: S. 139-144.

SCHAEFER, MATTHIAS (2018): *Brohmer. Fauna von Deutschland*. 25., durchgesehene Auflage. – Wiebelsheim: Quelle & Meyer Verlag.

SCHERRER, DANIEL & CHRISTIAN KÖRNER (2010): *Topographically controlled thermal-habitat differentiation buffers alpine plant diversity against climate warming*. – Journal of Biogeography 2011 (38/2): S. 406-416.

SCHMIDT, PETER & JOCHEN GRODDECK (2006): *Kriechtiere (Reptilia)*. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Halle 2006 (Sonderheft 2): S. 269-285.

SCHNEPPAT, ULRICH & HANS SCHMOCKER (1983): *Die Verbreitung der Reptilien im Kanton Graubünden. Ein Bericht über das Reptilienprojekt Graubünden für den Untersuchungszeitraum 1978-1982*. – Jber. Natf. Ges. Graubünden 1983 (100): S. 47-133.

SCHWEIGER, O., ESSL, F., KRUESS, A., RABITSCH, W. & A. SSYMANK (2013): Zukünftige Änderungen ökologischer Beziehungen. – In: ESSL, FRANZ & WOLFGANG RABITSCH (Hrsg.): *Biodiversität und Klimawandel Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. – Berlin Heidelberg (Springer Spektrum): S. 108-117.

STUART, SIMON N., CHANSON, JANICE S., COX, NEIL A., YOUNG, BRUCE E., RODRIGUES, ANA S.L., FISCHMAN, DEBRA L. & ROBERT W. WALLER (2004): *Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide*. – Science 2005 (306): S. 1-5.

SYBERTZ, JANINE & MICHAEL REICH (2018): *Tierarten im Klimawandel in Harz und Lüneburger Heide*. 1. Auflage. – Hannover: Schriftenreihe Institut für Umweltplanung.

THEURILLAT, JEAN-PAUL & ANTOINE GUISAN (2001): *Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps: A Review*. – Climatic Change 2001 (50/1): S. 77-101.

TUFNELL, RICHARD & MARIANNE HASSENSTEIN (2014): *Trockenmauern: Grundlagen, Bauanleitung, Bedeutung*. 1. Aufl. – Bern, Stuttgart, Wien: Haupt.

TURNER, REBECCA K. & ILYA M. D. MACLEAN (2021): *Microclimate-driven trends in spring-emergence phenology in a temperate reptile (Vipera berus): Evidence for a potential "climate trap"?*. – Ecology and Evolution 2022 (12): S. 1-12.

VITASSE, YANN, URSENBACHER, SYLVAIN, KLEIN, GEOFFREY, BOHNENSTENGEL, THIERRY, CHITTARO, YANNICK, DELESTRADE, ANNE, MONNERAT, CHRISTIAN, REBETEZ, MARTINE, RIXEN, CHRISTIAN, STREBEL, NICOLAS, SCHMIDT, BENEDIKT R., WIPF, SONJA, WOHLGEMUTH, THOMAS, GILLES YOCCOZ, NIGEL & JONATHAN LENOIR (2021): *Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps*. – Biological Reviews 2021 (96): S. 1816-1835.

VITTOZ, PASCAL, CHERIX, DANIEL, GONSETH, YVES, LUBINI, VERENA, MAGGINI, RAMONA, ZBINDEN, NIKLAUS & SILVIA ZUMBACH (2010): Klimawandel. – In: CHERIX, DANIEL (Hrsg.): *Landschaftsarchitektur visualisieren*. – Bristol-Stiftung (Bern): S. 350-377.

WEDDELING, KLAUS, SACHTELEBEN, JENS, BEHRENS, MARTIN & MELANIE NEUKIRCHEN (2009): *Ziele und Methoden des bundesweiten FFH-Monitorings am Beispiel der Amphibien- und Reptilienarten*. – Zeitschrift für Feldherpetologie 2009 (15): S. 135-152.

Internetquellen

BAFU (2020): *Klimawandel in der Schweiz. Indikatoren zu Ursachen, Auswirkungen, Massnahmen*. - <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/klima/publikationen-studien/publikationen/klimaaenderung-schweiz.html>, 19.05.2025.

NETZWERK SCHWEIZER PÄRKE (o.J.): *Biosfera Val Müstair - Regionaler Naturpark seit 2011*. - <https://www.parks.swiss/de/die-schweizer-paerke/uebersicht/biosfera-val-muestair>, 10.12.2024.

CANTON GRISONS (2025): *Survey of the Grisons*. - <https://www.gr.ch/EN/grisons/Seiten/Ueberblick.aspx>, 15.04.2025.

CUMÜN DA VAL MÜSTAIR (o.J.): *Unsere Gemeinde*. - <https://www.cdvm.ch/de/gemeinde-val-muestair/unsere-gemeinde/>, 18.06.2024.

DEUTSCHER ALPENVEREIN (2024): *Angepasstes Leben. Höhenstufen der Alpen*. - <https://www.alpenverein.de/artikel/hohenstufen-der-alpen_b357eec5-01a6-4c3e-96a7-add6683313b4>, 07.05.2025.

GLOOR, SANDRA (2024): *Beobachtungen von Reptilien vom Talboden bis zu den Bergspitzen gesucht*. - <https://engiadina-val-muestair.wildenachbarn.ch/news/beobachtungen-von-reptilien-vom-talboden-bis-zu-den-bergspitzen-gesucht>, 13.02.2025.

INFO FAUNA (2021): *Was geschieht mit Reptilien, wenn sich das Klima erwärmt?*. - <https://www.infofauna.ch/de/beratungsstellen/reptilien-karch/fragen-antworten/reptilien-und-klimaerwaermung#gsc.tab=0>, 07.05.2025.

METEOSCHWEIZ (o.J.): *Temperaturabnahme mit der Höhe*. - <https://www.meteoschweiz.admin.ch/wetter/wetter-und-klima-von-a-bis-z/temperatur/temperaturabnahme-mit-der-hoehe.html>, 30.12.2024.

NATURPARK BIOSFERA VAL MÜSTAIR (o.J.): *Jau sun Biosfera - Der Naturpark stellt sich vor*. - <https://www.val-muestair.ch/de/naturpark/portrait/biosfera-val-muestair>, 11.12.2024.

SCNAT (AKADEMIE DER NATURWISSENSCHAFTEN SCHWEIZ) (2017): *Spuren des Klimawandels im Nationalpark*. - <https://scnat.ch/de/uuid/i/5b397f75-63a7-5d56-9417-858950c00d26-Spuren_des_Klimawandels_im_Nationalpark>, 11.04.2025.

SCNAT (AKADEMIE DER NATURWISSENSCHAFTEN SCHWEIZ) (2021): *Klima-Normwerte 1991-2020 für die Schweiz*. - <https://scnat.ch/de/uuid/i/d827445d-e844-5d84-ab92-4cdcf6e639a9-Klima-Normwerte_1991-2020_für_die_Schweiz>, 24.05.2025.

WILDE NACHBARN (o.J.): *Prüfung der Meldung*. - <https://www.wildenachbarn.ch/info/pruefung-der-meldungen>, 21.03.2025.

WSL (EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT) (2021): *Alpen im Klimawandel: Viele Arten passen sich zu langsam an*. - <https://www.wsl.ch/de/news/alpen-im-klimawandel-viele-arten-passen-sich-zu-langsam-an/>, 12.05.2025.

Online-PDF

BAFU & INFO FAUNA (2023): *Rote Liste der Reptilien. Gefährdete Arten der Schweiz*. - <https://www.bafu.admin.ch/uv-2330-d>, 21.05.2025.

BÖHME, WOLFGANG & DENNIS RÖDDER (2014): *Amphibien und Reptilien: Verbreitungs- und Verhaltensänderungen aufgrund der Erderwärmung*. – In: LOZÁN, J.L., GRASSL, H., KARBE, L. & G. JENDRITZKY (Hrsg.): *Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen*. 2. Auflage. Elektron. Veröffent. (Kap.2.5). <www.warnsignale.uni-hamburg.de>, 11.02.2024.

INFO FAUNA (2024): *Bemerkungen zur Datenverwendung mit Markierungen*. – nicht öffentlich.

KADEN, DONALD (2014): *Die Ringelnatter – Lebensweise und Schutzmöglichkeiten*. - <https://www.infofauna.ch/sites/default/files/files/publications/ringelnatter_2014.pdf>, 14.04.2025.

KANTON GRAUBÜNDEN (2023): *Biodiversitätsstrategie Graubünden 2023-2032*. - <https://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/ekud/anu/ANU_Dokumente/ANU-404-67d_BDS_Strategie.pdf>, 14.04.2025.

KETTERER, CHRISTINE & RUEDI HALLER (2009): *200 Jahre Wetter, Witterung und Klima im Gebiet des Schweizer Nationalparks auf der Grundlage von Messungen und regionalen Klimasimulationen Rückblick und Szenarien*. - <https://www.parcs.ch/snp/pdf_public/3013_2009_cketterer_%20klima_witterung.pdf>, 23.04.2025.

Anhang

Anhang 1:	Weitere Bilder der vier Schlangenarten	XVI
Anhang 2:	Aufnahmebogen	XVIII
Anhang 3:	Citizen Science-Aufruf Wilde Nachbarn	XIX
Anhang 4:	Höhenstatistiken	XX
Anhang 5:	Ergebniszusammenfassung der linearen Regressionen	XXII
Anhang 6:	Diagramme zu den saisonalen Niederschlagssummen	XXIII

Anhang 1: Weitere Bilder der vier Schlangenarten

Kreuzotter (*Vipera berus*)



Abbildung A 1: *Vipera berus* (LEIßRING 2024)

Aspisviper (*Vipera aspis*)



Abbildung A 2: melanotische *Vipera aspis* (LEIßRING 2024)

Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*)



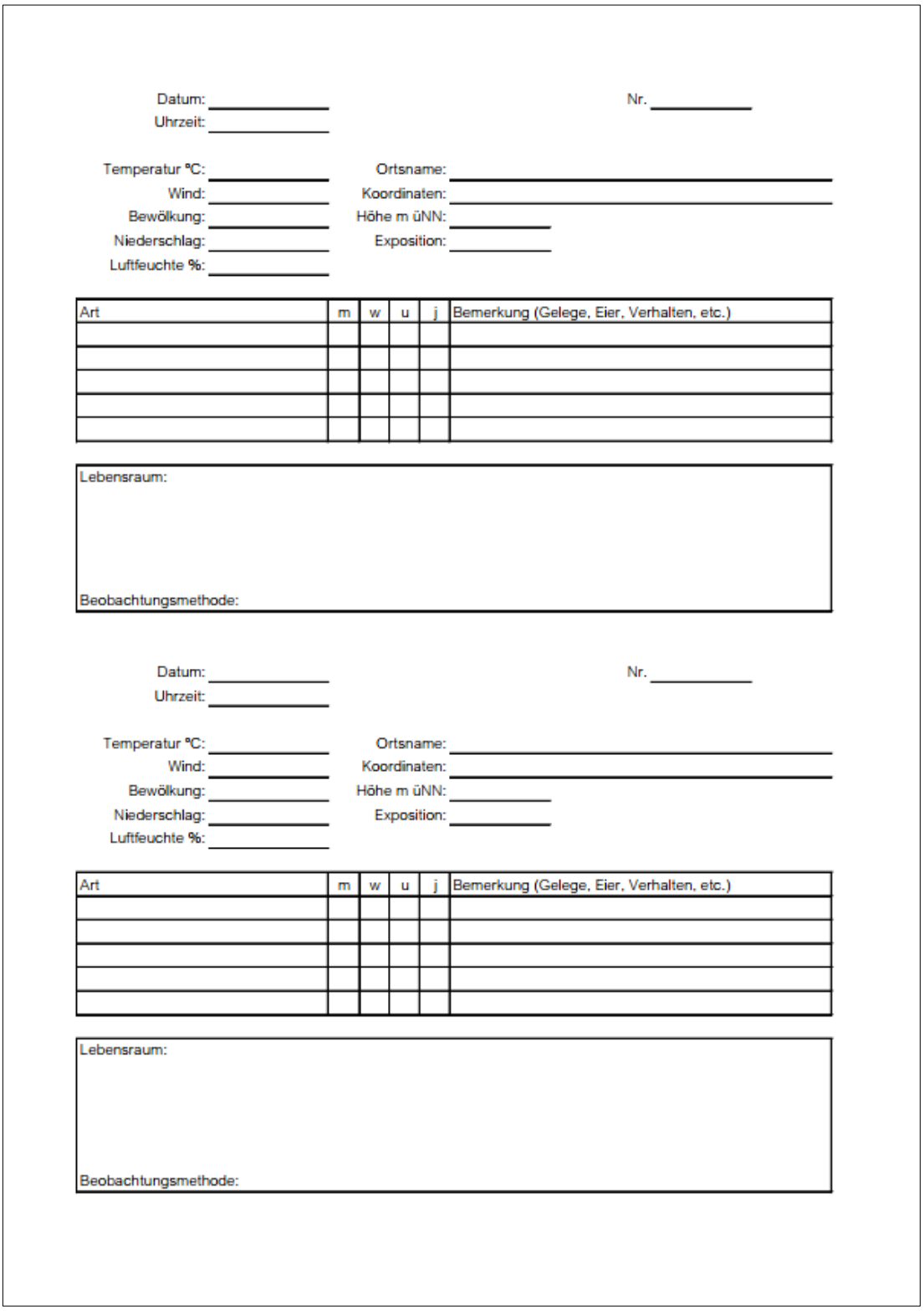
Abbildung A 3: totes Jungtier der *Natrix helvetica* (LEIßRING 2024)

Schlingnatter (*Coronella austriaca*)



Abbildung A 4: *Coronella austriaca* an einer Stützmauer (LEIßRING 2024)

Anhang 2: Aufnahmebogen



Datum: _____ Nr. _____
Uhrzeit: _____

Temperatur °C: _____ Ortsname: _____
Wind: _____ Koordinaten: _____
Bewölkung: _____ Höhe m üNN: _____
Niederschlag: _____ Exposition: _____
Luftfeuchte %: _____

Art	m	w	u	j	Bemerkung (Gelege, Eier, Verhalten, etc.)

Lebensraum:

Beobachtungsmethode:

Datum: _____ Nr. _____
Uhrzeit: _____

Temperatur °C: _____ Ortsname: _____
Wind: _____ Koordinaten: _____
Bewölkung: _____ Höhe m üNN: _____
Niederschlag: _____ Exposition: _____
Luftfeuchte %: _____

Art	m	w	u	j	Bemerkung (Gelege, Eier, Verhalten, etc.)

Lebensraum:

Beobachtungsmethode:

Abbildung A 5: Aufnahmebogen für die eigenen Geländearbeiten (LEIßRING 2024)

Anhang 3: Citizen Science-Aufruf Wilde Nachbarn



Abbildung A 6: Flyer zum Citizen Science-Aufruf über Wilde Nachbarn (WILDE NACHBARN 2024)

Anhang 4: Höhenstatistiken

Tabelle A 1: Höhenstatistiken *Vipera berus* (VIBE); VM = Val Müstair, GB = Graubünden, Initials = Abkürzung wiss. Artname, TP = Time Period, Min = Minimalhöhe, Max = Maximalhöhe, Amp = Höhenamplitude, Median = Höhenmedian, Bary = Baryzentrum, P95 = 95. Perzentil, Count = Stichprobengröße (eigene Zusammenstellung)

VIBE	TP	Min	Max	Amp	Median	Bary	P95	Count
VM	TP1	1567	2350	783	1769	1826	2311	30
	TP2	1680	2261	581	1763	1855	2240	21
	TP3	1400	2796	1396	2017	1966	2434	46
	TP4	1311	2312	1001	1752	1837	2245	19
	TP1-TP4	1311	2796	1485	1785	1882	2321	116
	TP2024	1443	2495	1052	1740	1876	2373	23
GB	TP1	1109	2705	1596	1780	1782	2324	156
	TP2	1145	2755	1610	1944	1830	2297	618
	TP3	1060	2962	1902	1742	1729	2234	2856
	TP4	1153	2764	1611	1735	1730	2091	2244
	TP1-TP4	1060	2962	1902	1745	1735	2202	5874

Tabelle A 2: Höhenstatistiken *Vipera aspis* (VIAS); VM = Val Müstair, GB = Graubünden, Initials = Abkürzung wiss. Artname, TP = Time Period, Min = Minimalhöhe, Max = Maximalhöhe, Amp = Höhenamplitude, Median = Höhenmedian, Bary = Baryzentrum, P95 = 95. Perzentil, Count = Stichprobengröße (eigene Zusammenstellung)

VIAS	TP	Min	Max	Amp	Median	Bary	P95	Count
VM	TP1	1280	1850	570	1345	1367	1628	17
	TP2	1240	1940	700	1370	1412	1551	25
	TP3	1240	2083	843	1416	1441	1594	101
	TP4	1300	1596	296	1343	1400	1578	33
	TP1-TP4	1240	2083	843	1396	1423	1588	176
	TP2024	1352	1536	184	1524	1495	1534	14
GB	TP1	740	1850	1110	1325	1322	1666	38
	TP2	404	1940	1536	1106	995	1546	71
	TP3	481	2083	1602	1354	1338	1594	180
	TP4	977	1652	675	1321	1302	1577	55
	TP1-TP4	404	2083	1679	1320	1249	1575	344

Tabelle A 3: Höhenstatistiken *Natrix helvetica* (NAHE); VM = Val Müstair, GB = Graubünden, Initials = Abkürzung wiss. Artname, TP = Time Period, Min = Minimalhöhe, Max = Maximalhöhe, Amp = Höhenamplitude, Median = Höhenmedian, Bary = Baryzentrum, P95 = 95. Perzentil, Count = Stichprobengröße, k.M. = keine Meldung (eigene Zusammenstellung)

NAHE	TP	Min	Max	Amp.	Median	Bary	P95	Count
VM	TP1	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	0
	TP2	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	0
	TP3	1238	1238	0	1238	1238	1238	1
	TP4	1335	1348	13	1339	1340	1347	5
	TP1-TP4	1238	1348	110	1339	1327	1346	6
	TP2024	1345	1352	7	1352	1352	1352	5
GB	TP1	260	1485	1225	676	643	1203	130
	TP2	269	1764	1495	644	621	1154	190
	TP3	256	2354	2098	606	606	1489	659
	TP4	259	2178	1919	643	622	1413	319
	TP1-TP4	256	2354	2098	640	616	1381	1298

Tabelle A 4: Höhenstatistiken *Coronella austriaca* (COAU); VM = Val Müstair, GB = Graubünden, Initials = Abkürzung wiss. Artname, TP = Time Period, Min = Minimalhöhe, Max = Maximalhöhe, Amp = Höhenamplitude, Median = Höhenmedian, Bary = Baryzentrum, P95 = 95. Perzentil, Count = Stichprobengröße (eigene Zusammenstellung)

COAU	TP	Min	Max	Amp	Median	Bary	P95	Count
VM	TP1	1250	2170	920	1560	1626	2092	7
	TP2	1275	1740	465	1547	1496	1676	8
	TP3	1343	2129	786	1539	1517	1871	55
	TP4	1239	2243	1004	1600	1627	2046	16
	TP1-TP4	1239	2243	1004	1543	1537	1965	86
	TP2024	1385	1750	365	1532	1526	1641	11
GB	TP1	508	2170	1662	1135	1141	1724	117
	TP2	483	2136	1653	1153	1020	1743	179
	TP3	307	2187	1880	1135	973	1790	483
	TP4	403	2243	1840	680	740	1828	211
	TP1-TP4	307	2243	1936	1083	936	1790	990

Anhang 5: Ergebniszusammenfassung der linearen Regressionen

Tabelle A 5: Ergebniszusammenfassung der linearen Regressionsmodelle; ß = Steigungskoeffizient, *p*-Wert = Signifikanzwert, R2 = Bestimmtheitsmaß, RMSE = mittleres Abweichungsquadrat, SD = Standardabweichung, k.W. = kein Wert (eigene Zusammenstellung)

Art	räumliche Ausdehnung	Höhenwert	ß	*p*-Wert	R^2	RMSE (m)	SD (m)
Vipera berus	Val Müstair	Bary	+5,94	0,142	0,09	185,79	198,34
		P95	+14,77	0,012	0,24	256,73	299,69
	Graubünden	Bary	-5,35	0	0,39	65,56	85,26
		P95	-5,45	0,003	0,24	94,74	110,42
Vipera aspis	Val Müstair	Bary	+3,25	0,048	0,13	81,03	88,24
		P95	+6,62	0,028	0,16	147,25	162,93
	Graubünden	Bary	+2,38	0,466	0,02	167,33	171,55
		P95	+7,57	0,027	0,15	169,61	187,12
Natrix Helvetica	Val Müstair	Bary	k.W.	k.W.	k.W.	k.W.	k.W.
		P95	k.W.	k.W.	k.W.	k.W.	k.W.
	Graubünden	Bary	-2,82	0,006	0,21	53,68	61,36
		P95	+10,97	0,006	0,21	207,87	237,57
Coronella austriaca	Val Müstair	Bary	+4,01	0,351	0,05	153,68	161,22
		P95	+8,26	0,141	0,11	197,07	214,10
	Graubünden	Bary	-11,43	0,001	0,32	164,27	201,90
		P95	+5,96	0,033	0,13	148,07	161,59

Anhang 6: Diagramme zu den saisonalen Niederschlagssummen

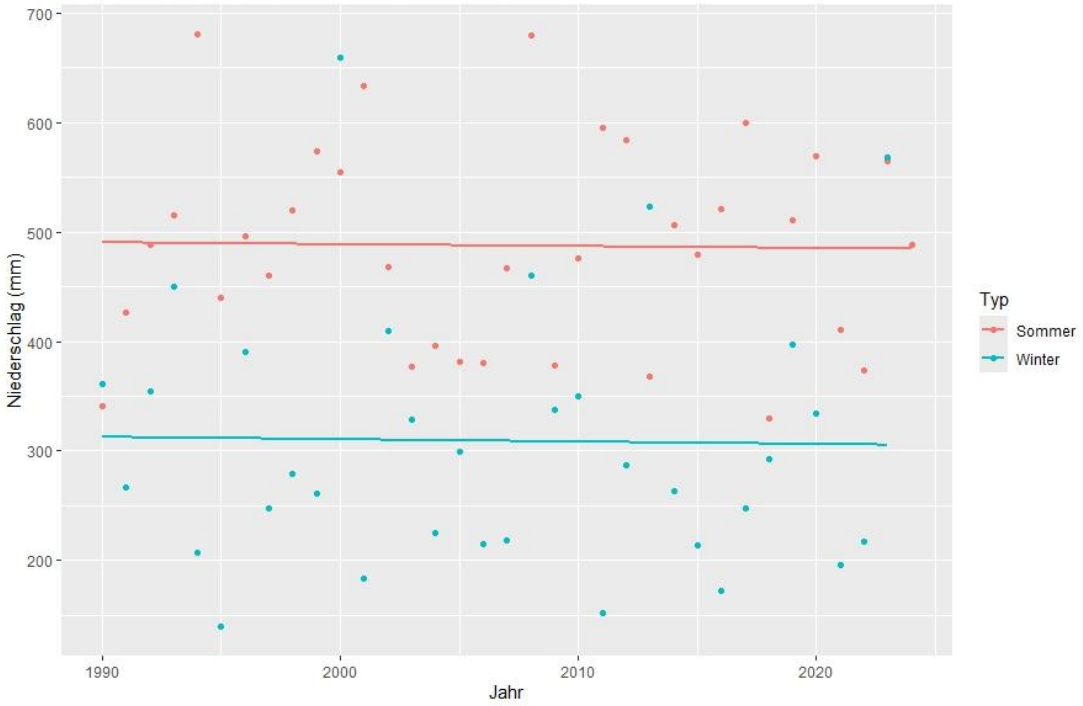


Abbildung A 7: Saisonale Niederschlagssummen Sta. Maria (1.386 m üNN); Winter = Oktober bis März, Sommer = April bis September (eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des IDAWEBS 2025)

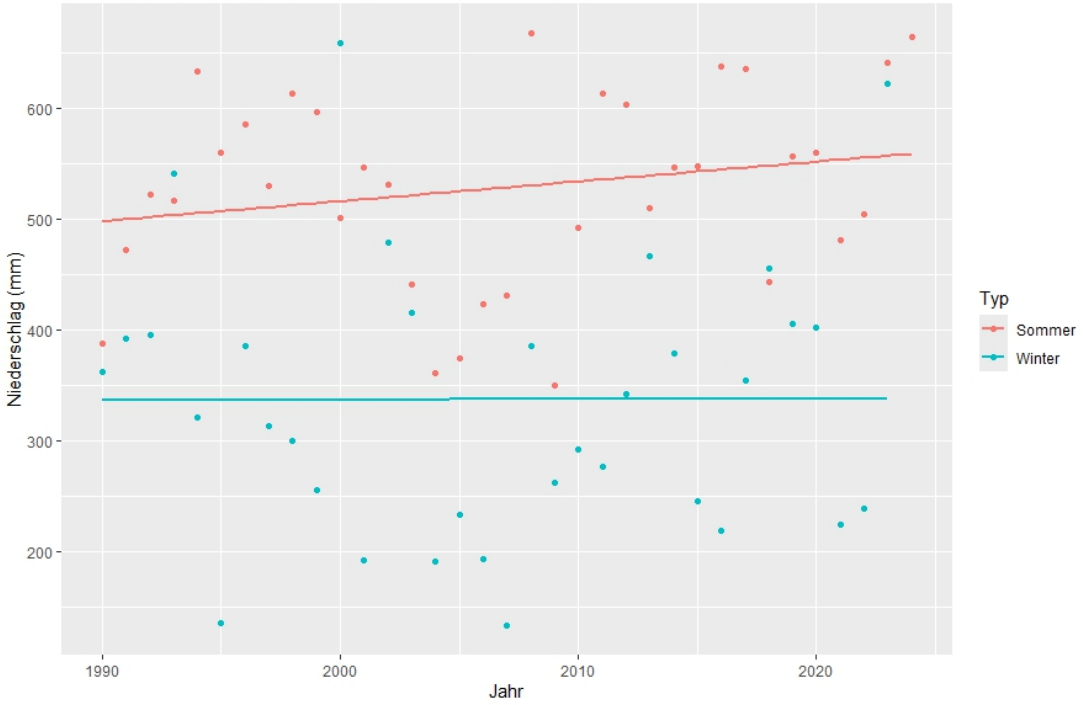


Abbildung A 8: Saisonale Niederschlagssummen Buffalora (1.971 m üNN); Winter = Oktober bis März, Sommer = April bis September (eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des IDAWEBS 2025)

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Außerdem versichere ich, dass ich die allgemeinen Prinzipien wissenschaftlicher Arbeit und Veröffentlichung, wie sie in den Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg festgelegt sind, befolgt habe.

Oldenburg, 26.05.2025



Olivia Leißring