

Die potentiell natürliche Vegetation des Vinschgauer Sonnenberges

Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände

Dissertation

Durchgeführt am Institut für Botanik,
Department für Integrative Biologie,
Universität für Bodenkultur Wien,
bei ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Gerhard Karrer

vorgelegt von
Hanspeter Staffler

Bozen, Wien, im August 2009

Vorwort

Wenn sich eine wissenschaftliche Arbeit über ein Jahrzehnt erstreckt, dann ist sie entweder sehr umfangreich oder der Bearbeiter war aus irgendwelchen Gründen nicht in der Lage, die notwendige Zeit dafür aufzubringen. Bei vorliegender Dissertation waren wohl beide Gründe für den ungewöhnlich langen Zeitraum verantwortlich: zu Beginn im Jahre 1995 war der Enthusiasmus so groß, dass ich anstatt zielgerichtet nach vorne, neugierig in die Breite arbeitete. Damit wählte ich im guten Glauben einen Ansatz, wo Unmengen an Daten anfielen, die in weiterer Folge analysiert werden wollten.

Wie ich mich nach einem Jahr langsam zu sammeln begann, erreichte mich 1996 der Ruf aus meiner Heimat Südtirol und ich begann meine berufliche Laufbahn bei der Landesabteilung Wasserschutzbauten. Anfangs arbeitete ich beim ingenieurb biologischen Dienst in der Projektierung und Bauleitung und ab 2002 wurde ich Direktor des Amtes für Wildbach- und Lawinenverbauung Süd. Dort konnte ich mich mit Naturgefahren- und Risikomanagement auf breiter Basis beschäftigen.

Für die Dissertation waren sowohl die vorhandene Datenfülle als auch die nicht vorhandene Zeitressource ein gewaltiger Hemmschuh. Und dennoch gelang es in den Jahren 2001, 2003 und 2005 Teilpublikationen zu erstellen. Im Jahr 2007 schließlich – bedingt durch einen erneuten Berufswechsel – ergab sich ein Zeitfenster, wo ich den vierten Teil der Dissertation aus der Vergessenheit zurückholte, um mich ein letztes Mal damit zu beschäftigen.

Dank der Gutmütigkeit des Themas und Dank der Geduld meines Betreuers Gerhard Karrer ist es trotz allem gelungen, diese wissenschaftliche Arbeit neben meiner beruflichen Tätigkeit zu beenden.

Aber ohne meine Frau Jutta und ohne meinen Freund Thomas Wilhalm wäre dieses Werk wohl nie zustande gekommen. Beide haben mich immer wieder ermuntert weiterzumachen, meistens scherzhaft, manchmal ernsthaft aber immer wohlwollend. Jutta und Thomas gilt mein innigster Dank, sie mögen nun viel Freude beim Lesen dieser Arbeit haben.

Inhaltsverzeichnis

1 Einführendes Kapitel.....	1
1.1 Einleitung	1
1.2 Die Ausgangslage als historischer Streifzug	1
1.3 Ein typisch ökologischer Problemfall	2
1.4 Methodischer Zugang oder wie kann das Problem ganzheitlich gesehen werden	4
1.5 Die Umfeld-, Kulturstandorts- und Vergleichsanalyse	5
1.6 Der schrittweise Weg zur PNNV oder zu den waldbaulichen Zielbeständen.....	7
1.7 Zusammenfassung	11
1.8 Literatur	12
2 Wärmeliebende Wälder im Vinschgau (Südtirol / Italien).....	15
2.1 Einleitung.....	15
2.1.1 Allgemeines	15
2.1.2 Vegetation.....	15
2.1.3 Das Untersuchungsgebiet	16
2.1.4 Geologie und Geomorphologie.....	17
2.1.5 Böden	18
2.1.6 Siedlungsgeschichte.....	19
2.1.7 Fragestellung	19
2.2 Methode	20
2.2.1 Geländeerhebungen.....	20
2.2.2 Datenverwaltung und statistische Verfahren.....	20
2.3 Ergebnisse.....	22
2.3.1 Clusteranalyse und Testverfahren.....	22
2.3.2 Ordination	24
2.3.3 Vegetationstabelle	25
2.3.4 Standorts- und Bodenparameter	26
2.3.5 Syntaxonomische Übersicht	27
2.3.6 Ökologische, floristische und waldbauliche Beschreibung der Waldtypen	29
2.3.6.1 Hochmontaner Rotföhrenwald (Astragalo-Pinetum laricetosum deciduae)	29
2.3.6.2 Tiefmontaner Rotföhrenwald (Astragalo-Pinetum juniperetosum communis).....	31
2.3.6.3 Tiefmontaner Flaumeichenwald (Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis brachypodietosum rupestris).....	33
2.3.6.4 Submontaner Flaumeichenwald (Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis asplenietosum adianti-nigri)	35
2.3.6.5 Montaner, trockener Lärchenwald (Brachypodio rupestris - Laricetum deciduae cerastietosum arvensis)	37
2.3.6.6 Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald (Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae geetosum urbani)	39
2.4 Diskussion	41
2.4.1 Hochmontaner Rotföhrenwald (Astragalo-Pinetum laricetosum deciduae)	41
2.4.2 Tiefmontaner Rotföhrenwald (Astragalo-Pinetum juniperetosum communis).....	41
2.4.3 Tiefmontaner Flaumeichenwald (Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis brachypodietosum rupestris).....	42
2.4.4 Submontaner Flaumeichenwald (Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis asplenietosum adianti-nigri)	43
2.4.5 Montaner, trockener Lärchenwald (Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae cerastietosum arvensis)	44
2.4.6 Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald (Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae geetosum urbani)	45
2.5 Zusammenfassung	45
2.6 Literatur.....	47
2.7 Vegetationstabelle	50

3 Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol / Italien)	57
3.1 Einleitung	57
3.2 Das Untersuchungsgebiet	58
3.2.1 Lage	58
3.2.2 Klima	58
3.2.3 Geologie	59
3.2.4 Geomorphologie und Gesteinsbestand quartärer Ablagerungen	60
3.2.5 Böden	61
3.2.6 Vegetation	62
3.2.7 Siedlungsgeschichte und Landnutzung	62
3.3 Methode	62
3.3.1 Untersuchungsdesign	62
3.3.2 Auswahl der Probeflächen	63
3.3.3 Geländeerhebungen	63
3.3.4 Petrographische Analysen	63
3.3.5 Chemische und physikalische Analysen	63
3.3.6 Ermittlung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität (nWSK)	64
3.3.7 Statistische Verfahren	65
3.4 Ergebnisse	66
3.4.1 Petrographische Analysen	66
3.4.2 Clusterbildung nach Bodenmerkmalen	66
3.4.3 Profilbeschreibung	67
3.4.4 Physikalische Bodenparameter	69
3.4.5 Chemische Parameter im Mineralboden	72
3.4.6 Physikalische und chemische Parameter im Auflagehumus	81
3.5 Diskussion	85
3.5.1 Bodentypen	85
3.5.2 Humustypen	88
3.6 Zusammenfassung	89
3.7 Literatur	90
4 Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau (Südtirol / Italien)	93
4.1 Einleitung	93
4.1.1 Schwarzföhrenforste	93
4.1.2 Verbreitung der Schwarzföhre	94
4.1.3 Das Untersuchungsgebiet	95
4.1.4 Naturnahe Vegetation im Untersuchungsgebiet	96
4.1.5 Geologie und Geomorphologie	96
4.1.6 Böden	97
4.1.7 Siedlungsgeschichte	98
4.1.8 Fragestellung	99
4.2 Methode	99
4.2.1 Geländeerhebungen	99
4.2.2 Datenverwaltung und statistische Verfahren	100
4.3 Ergebnisse	103
4.3.1 Karte der Schwarzföhrenforste	103
4.3.2 Clusteranalyse und Testverfahren	103
4.3.3 Ordination	104
4.3.4 Pflanzensoziologisch gegliederte Vegetationstabelle (Tabelle 4.7 im Anhang)	106
4.3.5 Ökologische, floristische und waldbauliche Beschreibung der Schwarzföhrenforste (Carici supinae-Pinetum nigrae ass. nova hoc loco)	110
4.4 Diskussion	111
4.4.1 Gruppenstruktur und Gradienten	111
4.4.2 Vegetationstabelle	112
4.5 Zusammenfassung	115

4.6 Literatur.....	117
4.7 Vegetationstabelle	120
5 Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände.....	124
5.1 Einleitung.....	124
5.1.1 Ausgangslage und Problembeschreibung.....	124
5.1.2 Fragestellung und methodische Überlegungen.....	125
5.2 Methodik	127
5.2.1 Konzept der aktuellen, naturnahen Referenzbestände oder potenziell naturnahen Waldvegetation	127
5.2.2 Die Auswahl der Untersuchungsflächen	128
5.2.3 Vegetations- und standortkundliche Datenerhebung und -auswertung	128
5.2.4 Welche Referenzbestände können wo die Schwarzföhrenforste ersetzen?.....	130
5.3 Ergebnisse.....	132
5.3.1 Positionierung der Schwarzföhren-Aufnahmen im Verhältnis zu den aktuellen naturnahen Beständen (RNV) hinsichtlich der untersuchten Standortvariablen	132
5.3.2 Die Zuordnung von Zielbeständen (PNNV) zu konkreten Beständen mithilfe eines Mastersystems („Geländeschlüssel“)	139
5.3.3 Die GIS-gestützte Zuordnung konkreter Raumpositionen zu PNNV-Einheiten	141
5.4 Diskussion	143
5.4.1 Statistische Analyse.....	143
5.4.2 Standortsökologisches Mastersystem oder Geländeschlüssel	144
5.4.3 GIS-Analyse.....	146
5.4.4 Die zukünftige Entwicklung der Schwarzföhrenforste	146
5.5 Zusammenfassung	147
5.6 Literatur.....	149
6 Karten der potenziell naturnahen Waldvegetation	151
7 Vorträge und andere Beiträge	176
7.1 Postglaziale Waldentwicklung im Vinschgau - Ein Streifzug / Hanspeter Staffler, Goldrain im September 2003.....	176
7.2 Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau - Eine Forstgeschichte / Hanspeter Staffler, Schlandersburg im April 2004.....	183
7.3 Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau , Naturmuseum Bozen im September 2007	188
7.4 Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände /Replacement of Austrian Pine forest by natural forest, Naturmuseum Bozen im September 2008	190
7.5 Was machen diese Drahtkörbe im Kortscher Wald oder die Umwandlung der Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände.....	193
7.6 Landschaftsbild in der Zeit der Romantik – Ein Lokalausgensein.....	195
7.7 Die Schwarzföhre	199

1 Einführendes Kapitel

1.1 Einleitung

Diese Dissertation besteht aus einer Aneinanderreihung von vier eigenständigen Publikationen, die in den Jahren 2001 bis 2009 erarbeitet wurden. Zu Beginn der Untersuchungen wurde diese Vorgehensweise zwischen den Betreuern und dem Autor vereinbart. Dem Leser möchte ich deshalb dieses einführende Kapitel ans Herz legen, weil es den Bogen vom Beginn bis zum Ende des Projektes spannt und weil es den verbindenden Faden der vier Publikationen erläutert.

1.2 Die Ausgangslage als historischer Streifzug

Bereits in der Vergangenheit war der Sonnenberg im Vinschgau ein begehrtes Studiengebiet für Wissenschaftler verschiedener Fakultäten. Aufgrund der geringen Niederschläge und des anthropogenen Einflusses über Jahrtausende besitzt dieses Tal eine klimatologische, vegetationsökologische und landschaftsästhetische Sonderstellung im Ostalpenraum (SCHENK 1951, BRAUN-BLANQUET 1961, HÖLLERMANN 1963, FLORINETH 1974, OTTO 1974, STRIMMER 1974, FLIRI 1975, KÖLLEMANN 1979, KÖLLEMANN 1981, SCHWABE & KRATOCHWIL 1994, SCHWABE & KRATOCHWIL 2004).

Noch vor 100 Jahren – dies bezeugen Fotografien – war der Vinschger Sonnenberg bis auf eine Höhe von 1600 m ü.M. waldfrei (Foto 1.1). Die trockenen und warmen, im Winter zumeist schneefreien Hänge konnten das ganze Jahr über beweidet werden. Diese intensive Weidenutzung über Jahrtausende – ausgehend von den prähistorischen Siedlungen – hat die ehemaligen postglazialen, Wärme liebenden Hangwälder bis auf kleine Restbestände vollständig verdrängt. An Stelle dieser Wälder breiteten sich sekundäre Trockenrasen aus (BRAUN-BLANQUET 1961, GLEIRSCHER 1991, DAL RI & TECCHIATI 1995, WOPFNER 1995, GAMPER & STEINER 1999, GAMPER 2006, STEINER 2007).

Mit der Veränderung der sozioökonomischen Verhältnisse nach dem zweiten Weltkrieg nahm die Anzahl der Ziegen und Schafe ab und der Nutzungsdruck auf die Allmendegründe ging zurück. Daraufhin arbeitete die Forstbehörde im Jahre 1955 ein Projekt zur Aufforstung dieser Trockenrasen aus (DEUTSCH 1955, FISCHER 1974).

Erste Ansätze zur Aufforstung gab es schon gegen Ende des 19. und im ersten Drittel des 20. Jahrhunderts, wobei damals insgesamt 115 Hektar mit Schwarzföhren bepflanzt wurden. Die Schwarzföhre galt damals in Österreich-Ungarn und in Italien als DIE Baumart zur Wiederbewaldung von Karst- und Trockengebieten (FLORA 1879, DALLA TORRE & SARNTHEIN 1906, ANKO 1993, PIGNATTI 1998).

In den Fünfziger- und Sechzigerjahren des 20. Jahrhunderts wurden schließlich unter erheblichem Aufwand hunderte Hektar Trockenrasenstandorte aufgeforstet (Foto 1.2). Nach vielen Jahren der Nachbesserung und Pflege begann sich in der Folge ein geschlossener Schwarzföhrenforst auf einer Fläche von 940 Hektar zu entwickeln, der sich nicht nur ökologisch sondern auch ästhetisch von der Umgebung deutlich abzuheben begann (DEUTSCH 1959, SUMEREDER 1959, SUMEREDER 1960, PIRCHER 1966, KOFLER FUCHSBERG 2004).



Foto 1.1: Sonnenberg im Vinschgau bei Spondinig (um 1910).



Foto 1.2: Aufforstungsarbeiten am Sonnenberg zwischen Eyrs und Spondinig (um 1955).

1.3 Ein typisch ökologischer Problemfall

Mit der Einführung dieser nicht heimischen Baumart hat sich ein Problem ergeben, an das anfangs niemand gedacht hatte. Während der Kiefernprozessionsspinner noch im späten 19. Jahrhundert

hauptsächlich auf Rotföhre – welche grundsätzlich höhere Lagen besiedelt – vorkam, konnte er sich im Laufe des 20. Jahrhundert in den tiefer gelegenen und damit wärmeren Schwarzföhrenforsten prächtig entwickeln (Foto 1.3). Anfangs wurden die befallenen Äste mitsamt den Nestern von den Bäumen gesägt und verbrannt. Später dann, als die Bäume schon größer und die Nester mit den Sägen nicht mehr erreichbar waren, wurden sie mit Schrotladungen zerschossen. Mit zunehmender Bestandeshöhe und damit größeren Schussdistanzen wurde auch diese Maßnahme ineffizient und die Fraßschäden nahmen bedenkliche Ausmaße an (BAZING 1872, HELLRIGL 1995).



Foto 1.3: Durch den Kiefernprozessionsspinner geschädigte Schwarzföhren oberhalb von Vezzan (2003).

Neben den Fraßschäden an den Bäumen verursachen die Spinner noch andere Unannehmlichkeiten, da sie Allergien und Juckreiz verursachende Härchen absondern. Zudem entfachte sich im Jahr 1996 oberhalb von Laas ein Waldbrand im Schwarzföhrenbestand, der sich auf der schwer abbaubaren, harzreichen Nadelstreu gut entwickelte (Foto 1.4). Und nicht zuletzt wurde von Ökologen darauf hingewiesen, dass die dichten Schwarzföhrenforste aus vegetations- und wildökologischer Sicht wenig ansprechend sind und erhebliche Defizite aufweisen (WILHALM et al. 1995).

Aufgrund dieser Probleme wurde das Forstamt Schlanders 1995 aktiv und beschritt zwei Wege: als Sofortmaßnahme werden seitdem die Bestände jährlich mit einem speziellen *Bacillus thuringensis*-Stamm vom Helikopter aus besprüht, was die Populationsentwicklung des Spinners hemmt. Da dies lediglich als Symptombehandlung gelten kann, wurde damals auch eine gesamtheitliche Studie angeregt, die das Problem aus ökologischer und waldbaulicher Sicht betrachten sollte. Die dabei gestellten Fragen lauteten: Lassen sich die Schwarzföhrenforste in stabilere, nicht so anfällige Bestände umwandeln? Wenn ja, wie sollen diese zukünftigen Bestände beschaffen sein?



Foto 1.4: Waldbrandfläche bei Laas (1996).

1.4 Methodischer Zugang oder wie kann das Problem ganzheitlich gesehen werden

Vegetationsbestände, welche sich über Jahrtausende durch Einwanderung, Ansiedlung und Anpassung etabliert haben, befinden sich in einem relativ stabilen ökologischen Gleichgewicht mit der Umgebung. Dagegen müssen sich Pflanzen und Tiere, welche vom Menschen ihrer natürlichen Umgebung entnommen und in ein fremdes, durch andere historische, biotische und abiotische Faktoren geprägtes Umfeld verfrachtet werden, dort ihr Gleichgewicht erst aufbauen. Oftmals enden solche Transfers entweder für die eingeführte Art, für die neue Umgebung oder für beide Teile in einer Katastrophe.

Mit der Frage, welche Vegetation in Europas anthropogen geprägten Landschaften natürlich ist, hat sich die Wissenschaft seit längerem beschäftigt. Dass Europa bis zur Jungsteinzeit mit wenigen Ausnahmen weitgehend von Wäldern bewachsen war, belegen paläobotanische Untersuchungen. Das heißt, ein Großteil der heutzutage landwirtschaftlichen und durch sonstige menschliche Nutzung geprägten Gebiete ist potenzielles Waldland (ELLENBERG 1996).

Als im 20. Jahrhunderts die Vegetationskartierung in Europa erstmals Gestalt annahm, waren die Wissenschaftler mit einer Vielzahl an Vegetationseinheiten konfrontiert. Es gelang zwar, die Vegetationseinheiten zu erfassen und in einem übersichtlichen System zu beschreiben, die Vegetationskundler im Gelände konnten jedoch diese Fülle auf den Kartenblättern nicht darstellen.

Um dieses Problem zu umschiffen, definierte TÜXEN (1956) den Begriff der „heutigen potenziell natürlichen Vegetation“. Die heutige PNV sei eine rein gedanklich vorzustellende, nicht der zukünftigen, sondern gegenwärtigen Standortbedingungen entsprechende höchstentwickelte Vegetation. Anders ausgedrückt handelt es sich dabei um eine Standortkartierung unter stark pflanzensoziologischen Vorzeichen (TRAUTMANN 1966, WALSEMANN 1967, FUKAREK 1969, KREEB 1983, KOWARIK 1987, DIERSCHKE 1994, SEIBERT et al. 1995).

Eine den gegenwärtigen Standortsbedingungen gemäße höchstentwickelte Vegetation beschreibt demnach einen relativen ökologischen Gleichgewichtszustand und kann daher als relativ stabil gelten. Damit beinhaltet das PNV-Konzept alle wichtigen Voraussetzungen für eine ökologische und waldbauliche Strategie zur Umwandlung der Schwarzföhrenforste. Wir weichen aber aus pragmatischen Gründen leicht vom PNV-Konzept ab, da wir uns an der realen naturnahen Waldvegetation (RNV) orientieren. Diese real existierende Einheit kann ökologisch, landschaftsästhetisch und wirtschaftlich beschrieben und damit bewertet werden. Wird die RNV aber als zukünftiger Modellbestand akzeptiert, sprechen wir von der potenziell naturnahen Vegetation (PNNV) für die Schwarzföhrenstandorte.

Methodisch erfolgt in vorliegender Arbeit die Ermittlung der PNNV durch vegetationsökologisch-geographische Umfeldanalysen, vegetationsökologisch-historische Kulturstandortsanalysen sowie standortsökologische Vergleichsanalysen zwischen Kultur- und Referenzbeständen.

1.5 Die Umfeld-, Kulturstandorts- und Vergleichsanalyse

Die **vegetationsökologisch-geographische Umfeldanalyse** der Schwarzföhrenbestände (Kulturstandorte) ergab 63 Aufnahmepunkte naturnaher Referenzbestände (Abb. 1.1). Dabei kamen häufig nur Waldfragmente von Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenbeständen als Aufnahmeobjekte in Frage, weil sich das ursprüngliche, nacheiszeitliche Waldbild durch Beweidung sehr stark verändert hatte (STAFFLER & KARRER 2001).

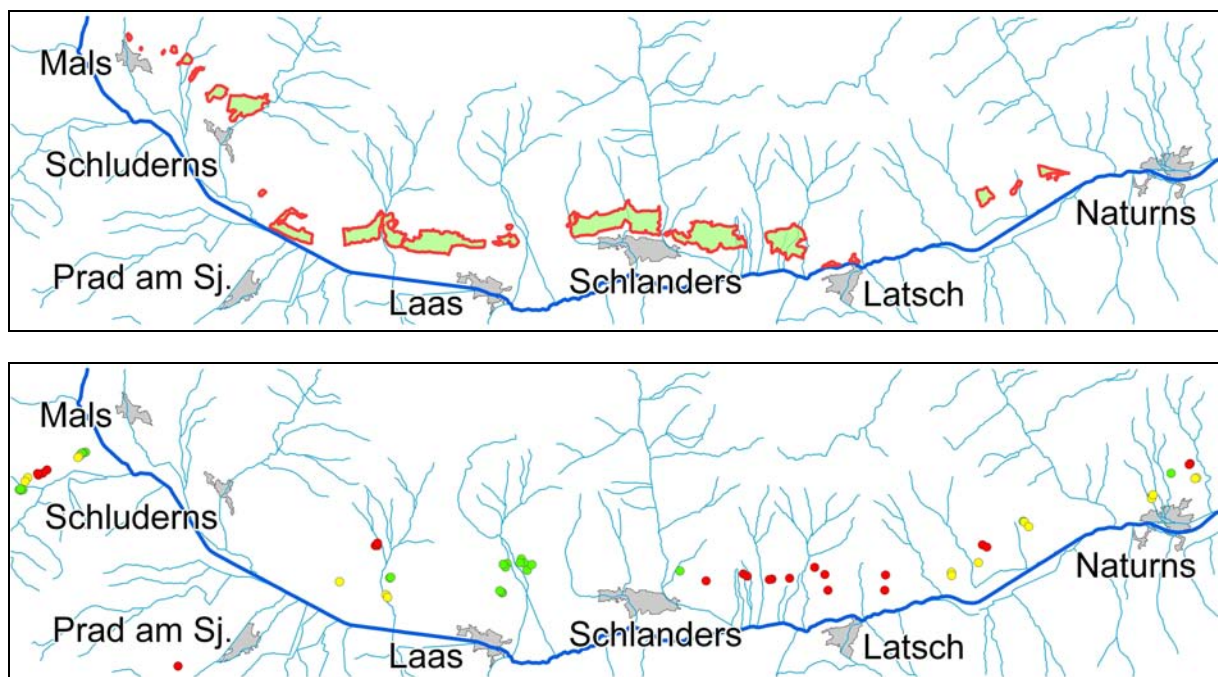


Abb. 1.1: Schwarzföhrenbestände oben und umliegende Referenzbestände (RNV) unten: rote Punkte (Rotföhrenbestände), gelbe Punkte (Flaumeichenbestände), grüne Punkte (Lärchenbestände).

Es war möglich, drei naturnahe Hauptwaldtypen – die wir als „reale naturnahe Vegetation“ (RNV) bezeichnen – zu definieren: Den Flaumeichenwald der sub- und tiefmontanen Höhenstufe (*Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis* Peer 1983) sowie die Rotföhren- (*Astragalo-Pinetum* Br.-Bl. 1946) und Lärchenwälder (*Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae* Staffler & Karrer 2001) der montanen Höhenstufe.

Im nächsten Arbeitsschritt (STAFFLER et al. 2003) erfolgte die Untersuchung der trockenen Waldböden in den Kultur- und Referenzbeständen mit feldbodenkundlichen, physikalischen und chemischen Methoden. Dabei konnten die drei Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker bestimmt werden. Die Pararendzina zeichnet sich durch schwach saure bis schwach alkalische, die verbrauchte Pararendzina durch mäßig bis stark saure pH-Werte aus. Im Gegensatz zur Pararendzina verfügt die verbrauchte Pararendzina über höhere Humus- und Stickstoffgehalte sowie über eine leichte Verbraunung. Der braune Ranker ist noch saurer und skelettreicher als die verbrauchte Pararendzina.

In der dritten Arbeit schließlich (STAFFLER & KARRER 2005) wurden die 940 Hektar Schwarzföhrenforste einer umfassenden **vegetationsökologisch-historischen Kulturstandortsanalyse** unterzogen. Die Bestände wurden in den vergangenen 140 Jahren in mehreren Phasen auf sekundären Trockenstandorten aufgeforstet und haben sich nach intensiver Pflege in den Fünfziger- und Sechzigerjahren etabliert (Foto. 1.5).



Foto 1.5: Schwarzföhrenbestände zwischen Eysrs, Laas und Tanas (2003)

Bei der letzten methodischen Überlegung ging es um die **standortsökologische Vergleichsanalyse** zwischen Schwarzföhrenforsten und Referenzbeständen, wobei untenstehende Arbeitshypothese formuliert wurde.

- | |
|--|
| <ol style="list-style-type: none">1) Wenn Standortsmerkmale $S = \text{Standortsmerkmale } R_n$ dann kann S durch R_n ersetzt werden2) Wenn Standortsmerkmale $S \neq \text{Standortsmerkmale } R_n$ dann kann S durch R_n nicht ersetzt werden |
|--|

wobei S = Schwarzföhrenbestand, R_n = Referenzbestände

Die Standortdaten für die Vergleichsanalyse entstammen der vegetationsökologisch-geographischen Umfeldanalyse und der vegetationsökologisch-historischen Kulturstandortsanalyse.

1.6 Der schrittweise Weg zur PNNV oder zu den waldbaulichen Zielbeständen

In der Synthese war es möglich, die eingangs gestellten Fragen zu beantworten. Die Antwort auf die Frage „Lassen sich die Schwarzföhrenforste in stabilere, nicht so anfällige Bestände umwandeln?“ wird mit ja beantwortet. Die Antwort auf die zweite Frage „... , wie sollen diese zukünftigen Bestände beschaffen sein?“ wurde in Form einer Karte der potenziell naturnahen Waldvegetation und in Form eines Geländeschlüssels gegeben (STAFFLER & KARRER 2009).

Eine erste Antwort ergab die **vegetationsökologisch-geographische Umfeldanalyse** der Referenzbestände (STAFFLER & KARRER 2001). Bereits diese Analyse von Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenbeständen ließ die Überlegung zu, dass es sich dabei um die potenzielle naturnahe Waldvegetation des Untersuchungsgebietes handeln könnte. Die alleinige Präsenz dieser Waldtypen im geographischen Raum der Schwarzföhrenbestände gibt hierfür einen wichtigen Hinweis. Noch blieb aber die Frage offen, ob die Schwarzföhrenstandorte überhaupt tauglich für diese Waldtypen waren.

Einen weiteren wichtigen Hinweis ergab die **vegetationsökologisch-historische Kulturstandortsanalyse** der Schwarzföhrenforste: in deren Krautschicht kommen Strauch- und Baumarten aus der Quercetalia-pubescentis-Gruppe vor. Diese Gruppe deutet unter anderem die pflanzensoziologische Nähe der heutigen Schwarzföhrenforste zu den naturnahen Flaumeichenwäldern an (BRAUN-BLANQUET 1961, STAFFLER & KARRER 2005).

Eine zusätzliche Beobachtung bestärkt diesen Hinweis: Obwohl die Flaumeiche nur ein einziges Mal als unterdrücktes Einzelindividuum in der Baumschicht notiert wurde, kommt sie in 58 % der Aufnahmeflächen als Verjüngung in der Krautschicht vor. Dies ist deshalb beachtlich, da die Samenbäume im gesamten Untersuchungsgebiet nur spärlich verteilt sind und die Eichelhäher teilweise weite Flugstrecken zurücklegen müssen. Eine ähnliche Beobachtung wurde auch in Rotföhrenwäldern im Wallis gemacht, wo sich die Flaumeiche auf 79 % aller Probeflächen verjüngt, obwohl sie nicht in der Baumschicht vorkommt (RIGLING et al. 2006, WEBER et al. 2005, WEBER et al. 2008). Demgegenüber steht die Schwarzföhre, die immer in der Baumschicht vorkommt, aber nur in 36 % der Aufnahmen in der Krautschicht anzutreffen ist (Tab. 1.1). Leider vermag die Flaumeiche momentan nicht in die Strauch- und Baumschicht durchzuwachsen, da sie noch im Jugendstadium dem Äsungsdruck des Schalenwildes zum Opfer fällt (AUTONOME PROVINZ BOZEN 1997).

	Schwarzföhre <i>Pinus nigra ssp. nigra</i> (Stetigkeit %)	Flaumeiche <i>Quercus pubescens</i> (Stetigkeit %)
B1	97 %	0 %
B2	6 %	3 %
S	5 %	0 %
K	36 %	58 %

Tab. 1.1: Auszug aus der Vegetationstabelle (Vegetationsaufnahmen der Schwarzföhrenforste, 35 Aufnahmen). Es ist die Stetigkeit in Prozent von Flaumeiche und Schwarzföhre über die Baumschicht 1 (B1), Baumschicht 2 (B2), Strauchschicht (S) und Krautschicht (K) dargestellt.

Die **standortsökologische Vergleichsanalyse** wurde an den sechs quantitativen Standortmerkmalen Meereshöhe, Exposition, Neigung, nutzbare Wasserspeicherkapazität, pH-Wert

und C/N-Verhältnis mittels Duncan-Test überprüft (Tab. 1.2). Die qualitativen Merkmale Boden- und Humustyp wurden in eine Kreuztabelle gestellt und auf Ähnlichkeiten geprüft (STAFFLER & KARRER 2009).

	Rotföhre hochmont.	Rotföhre tiefmontan	Flaumeiche tiefmontan	Flaumeiche submontan	Lärche montan trocken	Lärche montan fri-feucht	Schwarz- föhre
Meereshöhe							
Exposition							
Neigung							
nutzb. WSK							
pH-Wert							
C/N							
Bodentyp							
Humustyp							

Tab. 1.2: Die gelb hinterlegten Felder zeigen für den jeweiligen Standortsfaktor Standortsähnlichkeit zwischen den sieben Waldtypen an; die statistischen Unterschiede der Felder mit Karo sind bei genauer Betrachtung vernachlässigbar (s. unten); beim weißen Feld ist die Standortsähnlichkeit nicht gegeben.

Die gelb hinterlegten Felder zeigen auf, in welchen Standortseigenschaften sich die Referenz- und Schwarzföhrenbestände ähnlich sind. Beim weißen Feld ist die Standortsähnlichkeit mit den restlichen Waldtypen nicht gegeben, bei den Feldern mit Karo ist der statistische Unterschied gegeben, kann aber vernachlässigt werden. Von den 56 möglichen Kombinationen sind sich 11 Fälle oder 20% statistisch nicht ähnlich. Von diesen 11 Fällen sind aber 10 bei genauerer Prüfung bedingt doch vergleichbar; somit verbleibt 1 Fall oder 1,5 %, wo definitiv keine Standortsähnlichkeit gegeben ist.

Der **hochmontane Rotföhrenwald** unterscheidet sich beispielsweise in seiner mittleren Höhenlage von knapp 1400 m ü.M. (Median) signifikant vom Schwarzföhrenforst, dessen Median auf 1100 m ü.M. liegt. Dieser Unterschied ist aber für eine Bestandsumwandlung vernachlässigbar, weil die Höhenverteilung der Schwarzföhrenbestände das Resultat von Aufforstungen und nicht das Resultat einer ökologischen Etablierungsphase ist und weil sich der Höhengradient erst ab Höhendifferenzen von 400 m in der Ausbildung von Vegetationstypen bemerkbar macht (MAYER 1974, STAFFLER 1998).

Der **tiefmontane Flaumeichenwald** kommt auf steilen Hängen mit felsigem Untergrund und skelettreichen, braunen Rankern vor, was in den Werten für die Standortsfaktoren Neigung und nutzbare Wasserspeicherkapazität zum Ausdruck kommt. Darin unterscheidet er sich auch signifikant von den Schwarzföhrenforsten. Da es aber innerhalb der 1,5 fachen Standardabweichung zur Deckung kommt und der tiefmontane Flaumeichenwald unter schlechteren Standortbedingungen gedeiht, könnte er die „besseren“ Schwarzföhrenstandorte mit Sicherheit besiedeln. Wahrscheinlich würde die Flaumeiche aber auf diesen Standorten mit der Zeit von den konkurrenzkräftigeren Lärchen oder Rotföhren in den Nebenbestand verdrängt werden. Bezüglich Humustyp sind die Unterschiede zwischen Moder / mullartigem Moder im Flaumeichenwald und xeromorphem Moder im Schwarzföhrenwald deutlich. Dieser Faktor ist jedoch vernachlässigbar, da der Humustyp in erster Linie vom Bewuchs abhängig ist (STAFFLER et al. 2003).

Der Meereshöhenmedian des **submontanen Flaumeichenwaldes** liegt auf 800 m ü.M. und damit um 300 Höhenmeter tiefer als der Meereshöhenmedian der Schwarzföhrenforste. Die Bereiche der 1,5 fachen Standardabweichung überlappen sich jedoch deutlich. Somit kann der bestehende Unterschied vernachlässigt werden. Auch hier unterscheiden sich die Humustypen deutlich voneinander, was aber wiederum vernachlässigbar ist.

Vergleichbare Überlegungen gelten für die Standortfaktoren Meereshöhe und Humustyp bei den **montanen Lärchenwäldern**.

Beim **frisch-feuchten, montanen Lärchenwald** verhalten sich die Dinge etwas anders. Die Wuchsbedingungen als Resultat von C/N-Wert und Bodentyp am Lärchenstandort sind besser als jene in den Schwarzföhrenforsten, womit diese Lärchenvegetation nicht einfach übertragen werden kann. Da aber frisch-feuchte Bodenbedingungen in den Schwarzföhrenforsten sehr selten auftreten, hat dieser Unterschied insgesamt keine praktische Bedeutung.

Unter Berücksichtigung der eben genannten Faktoren kann ausgehend vom Kulturstandort Schwarzföhrenforst über die Umfeld-, Kulturstandorts- und Vergleichsanalyse die reale naturnahe Vegetation (RNV) ermittelt werden. Diese wird, sobald sie als Zielbestand für die Schwarzföhrenforste herangezogen wird, als potenziell naturnahe Vegetation (PNNV) bezeichnet (Abb. 1.2).

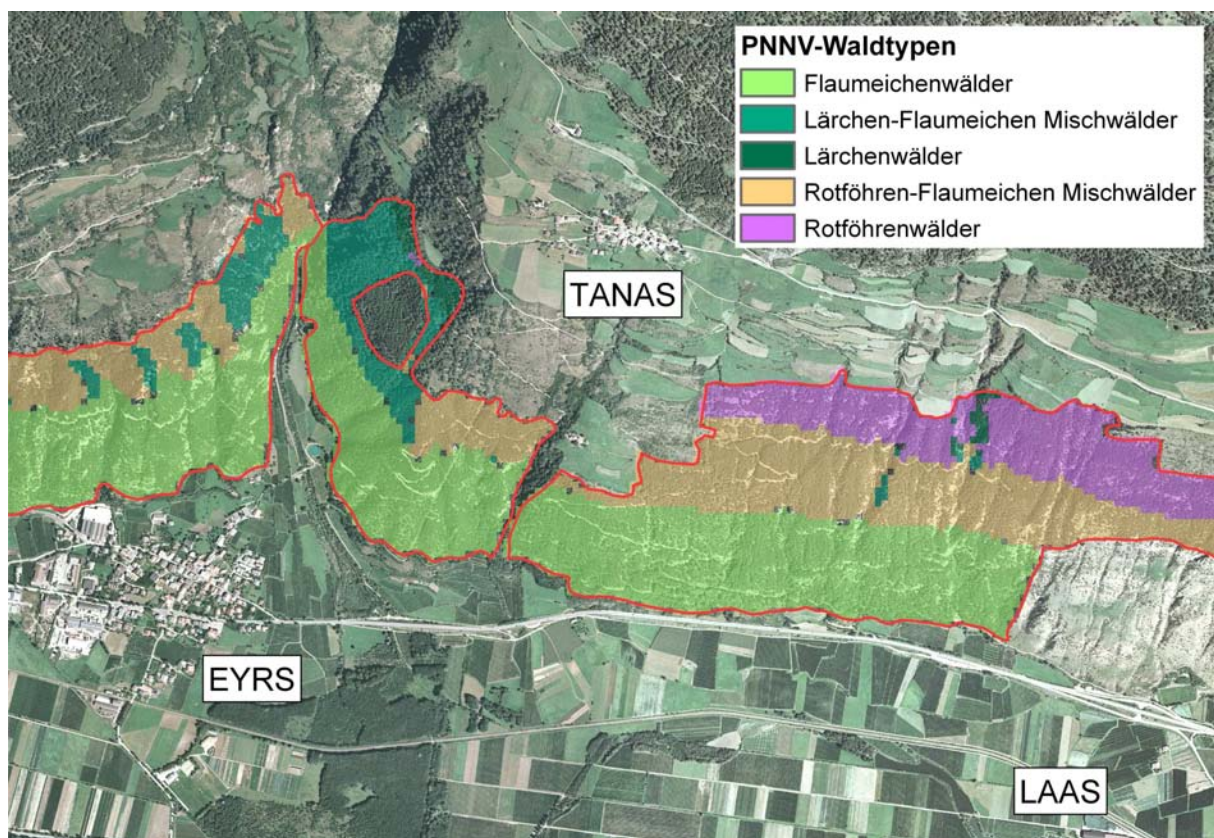


Abb. 1.2: Die potenziell naturnahe Vegetation (PNNV) zwischen Eyrs, Laas und Tanas.

All diese Fragen wurden in einem Projekt – welches parallel zu dieser Arbeit vom zuständigen Forstamt erstellt wurde – angegangen und beantwortet. So werden die Schwarzföhrenforste vor der Verjüngung durchforstet und aufgelichtet. Anschließend werden die Flaumeichen in Form von ein bis zwei quadratmetergroßen Zellen mit 10 bis 20 Jungpflanzen pro Zelle im Herbst gepflanzt und eingezäunt. Das Pflanzenmaterial entstammt einem lokalen Pflanzgarten der Forstbehörde und das Samenmaterial wird von Vinschger Flaumeichenbeständen gewonnen (Foto 1.6). In den folgenden

Jahren wird dann nach Bedarf vorsichtig das Kronendach durch die Entnahme von weiteren Schwarzföhren aufgelichtet.

Bei der Rotföhre, welche ebenfalls aus autochthonen Beständen gewonnen wird, ist die waldbauliche Vorgangsweise etwas anders: sie kommt in erster Linie auf Freiflächen zum Einsatz und wird nicht in Truppform gepflanzt. Freiflächen ergeben sich entweder nach Schadereignissen oder nach der zukünftigen, geplanten Nutzung der Schwarzföhrenforste in hochmontanen Lagen (FEICHTER & STAFFLER 1996, OBERLECHNER 2001, FEICHTER mündl.).

Zudem soll eine natürliche Sukzession zugelassen werden. So kann bereits jetzt eine Ausbreitung des Nussbaumes (*Juglans regia*) auf den besseren Standorten der Schwarzföhrenforste beobachtet werden (STAFFLER & KARRER 2005). Möglicherweise sind auch die aktuell festgestellten und im Geländeschlüssel definierten Höhengrenzen in Zukunft im Lichte eines allgemeinen Temperaturanstieges nicht mehr gültig: So kann es sein, dass der submontane Flaumeichenwald seine aktuelle Obergrenze von 1100 m ü.M. überschreitet und in höhere Lagen vordringt. Veränderungen im Vegetationsbild wie beispielsweise Versteppung in tiefen Lagen sind auch bei Änderung der Niederschlagsmengen oder -verteilung zu erwarten. All diese zukünftigen, vom Klima gesteuerten Prozesse sind in den kommenden Jahrzehnten ins Bestandesmanagement zu integrieren.

Die Schwarzföhre soll langfristig durch angepasste Baumarten ersetzt werden, dennoch soll kurz ihre zukünftige Rolle beleuchtet werden. Der trockenresistenten Baumart, welche sich auf den Vinschger Leiten mit viel Pflegeaufwand entwickelte, kommt heute eine wichtige Bedeutung als Vorwaldbaumart zu, weil vor allem die Flaumeichen in ihrer juvenilen Phase den Halbschatten benötigen.

Auf lange Sicht wird die Schwarzföhre in den sub- und tiefmontanen Bereichen aufgrund des Befalls von Kiefernprozessionsspinnern bis auf einige wenige Individuen ausfallen. In hochmontanen Bereichen kann sich die Schwarzföhre auch in Zukunft in Gesellschaft mit Rotföhre und Lärche etablieren, sofern der Kiefernprozessionsspinner – infolge eines möglichen Temperaturanstieges – nicht auch diese Lagen besiedelt.



Abb. 1.6: Flaumeichen-Biozelle aus dem Jahr 1996, Aufnahme 2009.

1.7 Zusammenfassung

Im 19. und 20. Jahrhundert wurden am Vinschgauer Sonnenberg in mehreren Perioden insgesamt 940 Hektar Schwarzföhrenbestände (*Pinus nigra ssp. nigra*) auf ehemaligen Trockenrasenstandorten aufgeforstet. Seit 1970 begann sich der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* DEN. & SCHIFF) in diesen Beständen optimal zu entwickeln. Anfangs, solange die Bäume noch klein waren, konnte dem Problem mechanisch begegnet werden, indem die Nester mitsamt den Ästen von den Bäumen abgesägt und anschließend verbrannt wurden. Mit zunehmender Höhe der Bäume war dies nicht mehr möglich und die Fraßschäden wurden immer gravierender.

In den vergangenen Jahren wurden die Schwarzföhren mit einem speziellen *Bacillus thuringensis*-Stamm vom Helikopter aus besprüht. Da es dabei aber nur um die Behandlung der Symptome geht, wurde vom zuständigen Forstamt eine ökologische Studie angeregt, die einen nachhaltigen Bestandesmanagementplan zum Ziel haben sollte.

In den vorliegenden vier Publikationen wurden sowohl die Schwarzföhrenforste als auch naturnahe Referenzbestände vegetations- und standortsökologisch untersucht. Dabei konnte auch ein Managementkonzept für die Schwarzföhrenforste erarbeitet werden.

Aufgrund der Analyseergebnisse lässt sich abschließend sagen, dass die Schwarzföhrenforste – je nach Standort – durch autochthone und naturnahe Flaumeichen-, Rotföhren- oder Lärchenbestände ersetzt werden können. Für die Standorte der Schwarzföhrenforste wurde die potenziell naturnahe Waldvegetation ermittelt, welche nun in Form einer Karte und eines Geländeschlüssels aufliegt.

1.8 Literatur

- ANKO B., 1993: Josef Ressel. Wiederbewaldungsplan für die Gemeindegründe in Istrien. Zveza drustev inženirjev in tehnikov gozdarstva in lesarstva Slovenije. Österreichischer Forstverein. Hrvatsko sumarsko drustvo. Regione autonoma Friuli-Venezia Giulia, Direzione regionale delle foreste e dei parchi. Trieste.
- AUTONOME PROVINZ BOZEN, 1997: Einfluß des Schalenwildes auf den Wald in Südtirol. Hrsg. Autonome Provinz Bozen/Südtirol, Amt für Jagd und Fischerei, Abteilung Forstwirtschaft.
- BAZING N., 1872: Waldvernachlässigung und Waldverwüstung in Tirol. Vortrag des Ministerial-Sekretärs Herrn Bazing in den Sitzungen der Meraner Alpenvereins-Section am 1. Februar und 18. März. Verlag der Alpenvereins-Section Meran.
- BRAUN-BLANQUET J., 1961: Die inneralpine Trockenvegetation: von der Provence bis zur Steiermark. 273 S. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- DAL RI, L., TECCHIATI U., 1995: Zur Vor- und Frühgeschichte des mittleren und unteren Vinschgaus. In: Archäologie und Kunstgeschichte in Kastelbell-Tschars und Umgebung. Herausgegeben von der Raiffeisenkasse Tschars in Zusammenarbeit mit dem Landesdenkmalamt Bozen. 167 S.
- DALLA TORRE K.W., SARNTHEIN, L., 1909: Die Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Siphonogama) von Tirol, Vorarlberg und Liechtenstein. Wagner. Innsbruck.
- DEUTSCH F., 1955: Die Aufforstung der Vinschgauer Leiten. Unveröff. Manuskript.
- DEUTSCH F., 1959: Aufforstung auf wasserarmen Gebirgsstandorten im Vinschgau. Allgemeine Forstzeitschrift. Sondernummer Forstkulturen und Wasserhaushalt. Gesamtschriftleitung: Prof. Dr. Rohmeder. 14. Jahrgang. Nr. 10. S. 206 – 209. München.
- DIERSCHKE H., 1994: Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. 683 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Auflage. Ulmer Verlag. Stuttgart.
- FEICHTER A., STAFFLER H., 1996: Zum Schutz des Lebensraumes: Die Aufforstungen am Vinschgauer Sonnenberg. Fortw. Cbl. 115, pp. 246-255. Blackwell Wissenschaftsverlag-Berlin.
- FISCHER K., 1974: Agrargeographie des westlichen Südtirols. Der Vinschgau und seine Nebentäler. 365 S. Wilhelm Baumüller Verlag. Wien – Stuttgart.
- FLIRI F., 1975: Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols. Folge I. 454 S. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck-München.
- FLORA H., 1879: Wiederaufforstung im Vinschgau. In: Mitteilungen des Deutschen und Oesterreichischen Alpenvereins. Redigiert von Th. Trautwein. Band V. Verlag des Vereins. München.
- FLORINETH F., 1974: Vegetation und Boden im Steppengebiet des oberen Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck. Band 61. S. 43 – 70. Innsbruck.
- FUKAREK F., 1969: Ein Beitrag zur potentiellen natürlichen Vegetation von Mecklenburg. Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 14, Todenmann ü. Rinteln.
- GAMPER P., STEINER H., 1999: Das Ganglegg bei Schluderns. Eine befestigte bronze- und eisenzeitliche Siedlung im oberen Vinschgau. 93 S. Athesia – Werkstatt. Bozen.
- GAMPER P., 2006: Die laténezeitliche Besiedlung am Ganglegg in Südtirol - neue Forschungen zur Fritzens-Sanzeno-Kultur. Internationale Archäologie ; 91. Rahden/Westf. : Leido, 415 pp.
- GLEIRSCHER P., 1991: Zum frühesten Siedlungsbild im oberen und mittleren Vinschgau mit Einschluß des Münstertales. In: Der Vinschgau und seine Nachbarräume. S. 35 – 50. Athesia. Bozen.
- HELLRIGL K., 1995: Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* DEN. & SCHIFF.) in Südtirol. Eine Befallsanalyse der letzten 50 Jahre. Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien des Forstwirtschaftsinspektorates Bozen.
- HÖLLERMANN P., 1963: Beispiele für anthropogen verstärkte Hangabtragungs- und formungsvorgänge in inneralpinen Tälern. Nachrichten der Akademie der Wissenschaften in Göttingen. S. 251 – 273. Vandenhoeck & Ruprecht in Göttingen.
- KOFLER FUCHSBERG E., 2004: Der Vinschgauer Sonnenberg. Versuch der Annäherung an eine Landschaft. Der Schlern. Heft 10, pp. 9-35. Athesia.
- KÖLLEMANN Ch., 1979: Der Flaumeichenbuschwald im unteren Vinschgau. Vegetationskundliche, bodenkundliche und ökologische Untersuchungen. 222 S. Dissertation an der Universität Innsbruck.

- KÖLLEMANN Ch., 1981: Die Trockenvegetation im Vinschgau. Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und –Tiere e.V., 46: S. 127 – 147. München.
- KOWARIK J., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregung zu einer zeitgemäßen Modifikation. Tuexenia 7, pp. 53-67. Göttingen.
- KREB K.H., 1983: Vegetationskunde: Methoden und Vegetationsformen unter Berücksichtigung ökosystemarer Aspekte. Ulmer. Stuttgart.
- MAYER H., 1974: Wälder des Ostalpenraumes. Stuttgart: Gustav Fischer.
- OBERLECHNER K., 2001: Anwuchserfolg von Flaumeichen (*Quercus pubescens*) in sekundären Schwarzkiefernbeständen (*Pinus nigra*) im Vinschgau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien. Institut für Waldbau. 105 S.
- OTTO A., 1974: Klimatologisch-ökologische Untersuchungen im Vinschgau (Südtirol). 389 S. Dissertation Univ. Innsbruck.
- PIGNATTI S., 1998: I boschi d'Italia. Sinecologia e biodiversita`. Unione Tipografico-Editrice Torinese. Torino.
- PIRCHER H., 1966: Relazione riassuntiva. Rimboschimenti Val Venosta 1951 – 1965. Unveröffentlichtes Manuskript. Autonome Provinz Bozen. Forstinspektorat Schlanders. 45 S.
- RIGLING A., DOBBERTIN M., GIMMI U., GRAF PANNATIER E., GUGERLI F., HEINIGER U., POLOMSKI J., REBETEZ M., RIGLING D., WEBER P., WERMELINGER B., WOHLGEMUTH T., 2006: Verdrängen Flaumeichen die Walliser Waldföhren? Merkblatt für die Praxis 41, WSL Birmensdorf: 16 S.
- SCHENK I., 1951: Die Klimainsel Vinschgau. Trient.
- SCHWABE A., KRATOCHWIL A., 1994: Gelten die biozönotischen Grundprinzipien auch für die landschaftsökologische Dimension? Einige Überlegungen mit Beispielen aus den Inneralpen. Phytocoenologia (Festschrift Ellenberg) 24: 1 - 22. Berlin-Stuttgart.
- SCHWABE A., KRATOCHWIL A., 2004: Festucetalia valesiacae communities and xerothermic vegetation complexes in the Central Alps related to environmental factors. Phytocoenologia 34: 329–446.
- SEIBERT P., CONRAD-BRAUNER M., 1995: Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Inntales. Tuexenia 15, pp. 25-43, Göttingen.
- STAFFLER H., 1998: Montane und subalpine Nadelwälder im oberen Vinschgau (Eine Übersicht). Der Schlern, Heft 4, S. 235-244. Athesia-Bozen.
- STAFFLER H., KARRER G., 2001: Wärmeliebende Wälder im Vinschgau (Südtirol/Italien). Sauteria Bd. 11. Biotopkartierung in Bergregionen & Beiträge der ostalpin-dinarischen Gesellschaft für Vegetationskunde in Pontresina. S. 301-358. Dorfbeuern; Salzburg; Brüssel. Just-Verlag.
- STAFFLER H., KATZENSTEINER K., HAGER H., KARRER G., 2003: Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol/Italien). Gredleriana, Vol. 3. pp. 377-414, Bozen.
- STAFFLER H., KARRER G., 2005: Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau (Südtirol/Italien). Gredleriana, Vol. 5. pp. 135-170, Bozen.
- STAFFLER H., KARRER G., 2009: Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenbestände in naturnahe Bestände. Eingereicht bei Gredleriana am 04.05.2009, angenommen am 18.08.2009, Bozen.
- STEINER H., 2007: Die befestigte Siedlung am Ganglegg im Vinschgau – Südtirol. Ergebnisse der Ausgrabungen 1997 - 2001 (Bronze-/Urnenfelderzeit) und naturwissenschaftliche Beiträge. Forschungen zur Denkmalpflege in Südtirol. Trento: Temi, 741 pp.
- STRIMMER A., 1974: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med, Ver. Innsbruck. Band 61. S. 7 – 42. Innsbruck.
- SUMEREDER K., 1959: Die Wiederaufforstung des Vinschgauer Leitengebietes. Dissertation an der Leopold-Franzens Universität, Innsbruck. 137 S.
- SUMEREDER K., 1960: Die kulturelle Bedeutung der Aufforstung im Vinschgau. Der Schlern 1960/S. 75-77. Athesia Bozen.
- TRAUTMANN W., 1966: Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 Blatt 85 Minden. Mit einer Einführung in die Grundlagen und Methoden der Kartierung der potentiellen natürlichen Vegetation. Schr.Reihe Vegetationskunde. 1. 138 S, Bad Godesberg.
- TÜXEN R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoz. 13, pp. 4-42. Stolzenau/Weser.
- WALSEMANN E., 1967: „Potentielle natürliche Vegetation“ (Gedanken zur Wortbedeutung und Grammatik). Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 11/12, Rinteln.

- WEBER P., 2005: Inter- and intraspecific competition in mixed *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* stands - Modelling stand dynamics based on tree-ring analysis. Diss., Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich, Nr. 16235. <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=16235>.
- WEBER P., RIGLING A., EILMANN B., MAYER P., WOHLGEMUTH T., DOBBERTIN M., 2008: Verjüngung und Konkurrenz der Flaumeiche im Wallis. Inf.bl. Forsch.berich Wald 22. WSL Birmensdorf.
- WILHALM TH., HELLRIGL S., KUSSTATSCHER K., 1995: Standortkundlich-ökologische Kartierung der Kortscher Leiten unter besonderer Berücksichtigung der Schwarzföhrenaufforstung. Unveröffentlichtes Manuskript. 46 S.
- WOPFNER H., 1995: Bergbauernbuch : von Arbeit und Leben des Tiroler Bergbauern / Hermann Wopfner. Hrsg. von Nikolaus Grass. Schlern-Schrift

2 Wärmeliebende Wälder im Vinschgau (Südtirol / Italien)

STAFFLER H., KARRER G., 2001: Wärmeliebende Wälder im Vinschgau (Südtirol/Italien). Sauteria Bd. 11. Biotopkartierung in Bergregionen & Beiträge der ostalpin-dinarischen Gesellschaft für Vegetationskunde in Pontresina. S. 301-358. Dorfbeuern; Salzburg; Brüssel. Just-Verlag.

2.1 Einleitung

2.1.1 Allgemeines

Am Vinschgauer Sonnenberg, den BRAUN-BLANQUET (1961) als „Sanktuarium der ostalpinen Trockenvegetation“ bezeichnete, wachsen heute auf ehemaligen Trockenrasenstandorten Schwarzföhren (*Pinus nigra* ARNOLD). Diese Bestände sind das Ergebnis von Aufforstungen in den fünfziger und sechziger Jahre des 20. Jahrhunderts. Bereits am Ende des 19. Jahrhunderts wurde die forstliche Tauglichkeit der Schwarzföhre für extrem trockene Böden erkannt. Damals wurden rund 115 ha zwischen den Ortschaften Mals und Vetzan bei Schlanders aufgeforstet (FLORA 1879; DEUTSCH 1955; SUMEREDER 1959).

Mittlerweile bedecken die Schwarzföhrenforste eine Fläche von rund 900 ha und unterbinden die Erosion. Somit scheint das ehemalige Ziel der Aufforstungspioniere, nämlich die starken Abtragserscheinungen am Sonnenberg zu vermindern (DEUTSCH 1959), erreicht worden zu sein.

Nun haben sich aber in letzter Zeit neue Schwierigkeiten ergeben: Neben den jährlichen Kalamitäten des Kiefernprozessionsspinnners (HELLRIGL 1995) ist auch die Waldbrandgefahr als Phänomen zu berücksichtigen. Die schwer abbaubare, harzreiche Nadelstreu der Schwarzföhre ist ein gutes Nährmedium für Feuer.

Um rechtzeitig eine Alternative für die waldbauliche Behandlung dieser Bestände zur Verfügung zu haben, wurde die vorliegende vegetationskundliche Arbeit als Grundlage für waldbauliche Strategien und als Teil einer Dissertation an der Universität für Bodenkultur durchgeführt.

2.1.2 Vegetation

BRAUN-BLANQUET (1961), STRIMMER (1974) und FLORINETH (1974) beschäftigten sich mit den Vegetations- und Bodenverhältnissen des Vinschgauer Sonnenberges. Die beiden letzten Autoren konzentrierten sich hauptsächlich auf die floristisch hochinteressanten Trockenrasen und streiften die Wälder des Sonnenberges nur am Rande. BRAUN-BLANQUET (1961) beschrieb den Orneto-Ostryon-Gürtel und die Astragalo-Pinetum-Gesellschaft im Vinschgau. Diese Assoziation wird „durch das Massenvorkommen schönblütiger Leguminosen charakterisiert“. Allen voran werden *Astragalus vesicarius* ssp. *pastellianus* und *Ononis rotundifolia* genannt, die zwischen den üppigen Horsten von *Carex humilis* gedeihen. PEER (1993; 1995) stellte den Vinschgauer-Tragant-Föhrenwald zum Ononido-Pinion-Verband und konnte die ökologische Sonderstellung dieses Waldtyps übersichtlich aufzeigen. Dieser zentralalpine Föhrenwald wurde von SCHMID (1936) als Pinetum silvestris astragalosum bezeichnet. PEDROTTI (1996) stellt in seiner pflanzensoziologischen Einteilung von Trentino-Südtirol die Rotföhrenwälder des Vinschgaus zur Ordnung Pulsatillo-Pinetalia und die Flaumeichen- und Blumeneschen - Hopfenbuchenbestände zur Ordnung Quercetalia pubescentis. KÖLLEMANN (1979; 1981) beschäftigte sich umfassend mit dem Flaumeichenbuschwald im unteren Vinschgau, wobei er vier Bestandesvarianten in Abhängigkeit von Bodenvegetation und

Überschirmungsgrad ausschied. PEER (1983; 1995) benannte die kontinentalen Flaumeichenbuschwälder des Vinschgaus als *Festuceto valesiacae-Quercetum pubescentis*. Für den Brixner Raum, für das untere Eisacktal, für den Ritten und für Bozen wurden ebenfalls wärmeliebende und auf trockenen Standorten wachsenden Flaumeichen- und Rotföhrenwälder sowie deren Übergänge zueinander von zahlreichen Autoren untersucht (HUBER 1961; PUTZER 1967; PEER 1973; MAYER 1974; CLEMENTI 1979; ERSCHBAMER 1981). Im Bereich des Alpenbogens wurden ähnliche Flaumeichen- und Rotföhrenwälder vor allem für das Wallis beschrieben (BRAUN-BLANQUET 1961; ELLENBERG & KLÖTZLI 1972; BURNAND 1976). BURNAND (1976) konnte gut zeigen, daß die obere Grenze der Flaumeichenbestände von den Wärmeverhältnissen am Standort abhängig ist.

Die Lärchenwälder sind ein dominierendes Landschaftsmerkmal im Tiroler Raum und sind im wesentlichen durch selektiven Aushieb von Fichte und Zirbe entstanden (WOPFNER 1995). In Südtirol wurden die Lärchenwiesen im Naturpark Trudner Horn (FLORIAN 1995) und die Lärchenweiden im Vinschgau (PEDROTTI et al. 1974; STAFFLER 1993) näher untersucht.

2.1.3 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von der Ortschaft Laatsch bei Mals talabwärts bis nach Naturns, wo am Sonnenhang große Flaumeichen-Blumeneschenbestände gedeihen (KÖLLEMANN 1979). Die boden- und vegetationskundlichen Erhebungen wurden am Sonnenberg in einer Höhe von 740 bis 1540 m ü. M. durchgeführt, wobei das Augenmerk einerseits auf die naturnahen Rotföhren-, Flaumeichen- und Lärchenrestbestände und andererseits auf die Schwarzföhrenforste gerichtet war. Über das Klima im Vinschgau wurde schon viel geschrieben. SCHENK (1951) prägte den Begriff „Die Klima-Insel Vinschgau“. Das Tal nimmt demnach eine klimatische Sonderstellung ein und gilt als das niederschlagsärmste Gebiet der gesamten Alpen (SCHENK 1951; OTTO 1974).

Die durchschnittlichen, jährlichen Niederschlagssummen in der Periode 1931 – 1960 betrugen in Glurns (915 m ü. M.) 442 mm und in Naturns (551 m ü. M.) 483 mm (FLIRI 1975).

Diese geringen Niederschläge bedingen gemeinsam mit den steilen, südexponierten Hängen die extrem trockenen und warmen Standorte am Sonnenberg.

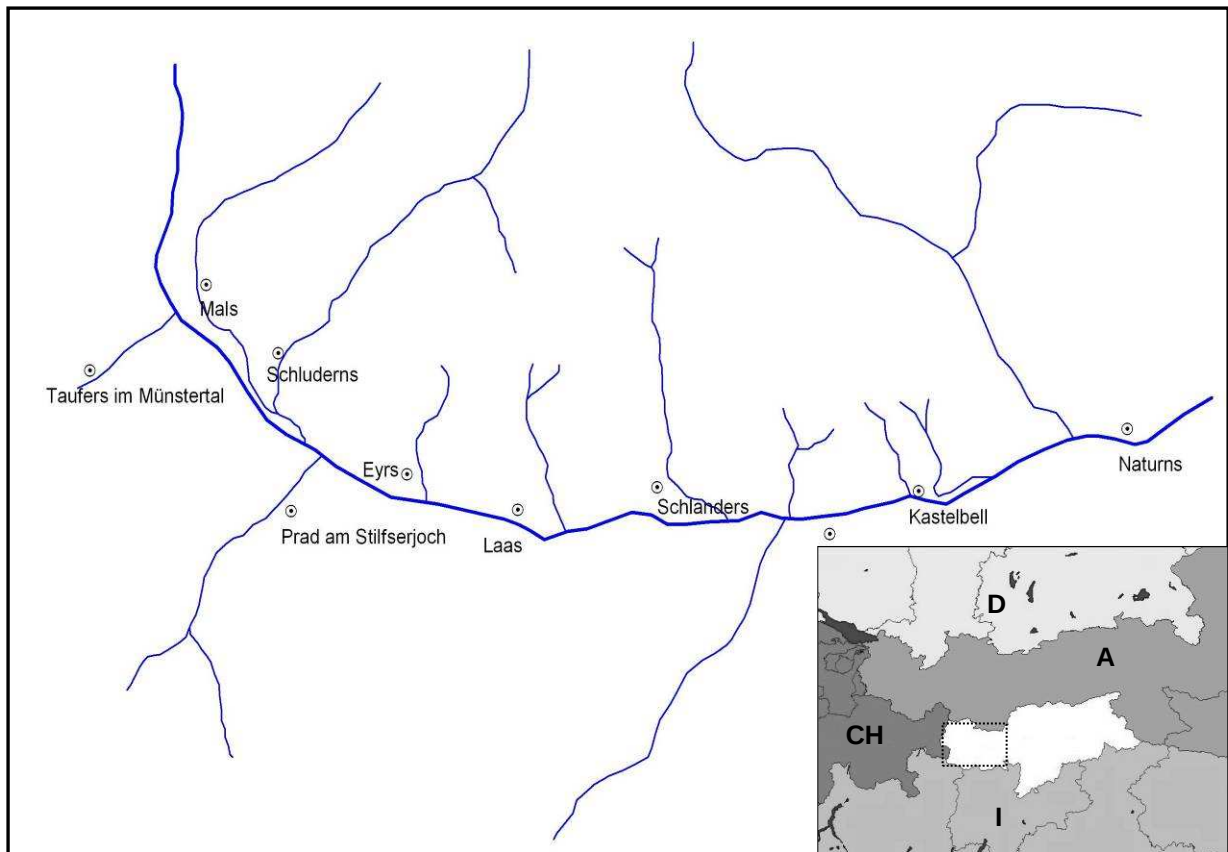


Abb. 2.1: Das Untersuchungsgebiet Vinschgau / Südtirol / Italien.

2.1.4 Geologie und Geomorphologie

Der Vinschgau liegt in den Zentralalpen und somit in einem Gebirgsabschnitt von ähnlichem Gesteinsbestand und verhältnismäßig einheitlichem geologischem Schicksal. Das Untersuchungsgebiet liegt größtenteils im Bereich der Vinschgauer Schieferzone, welche zwischen Schluderns und Staben in zwei Komplexe gegliedert wird: Von Schluderns bis Vetzan dominieren Phyllite und Phyllonite, von Vetzan bis nach Staben sind Orthogneise wie Augen- und Flasergneise von Bedeutung (POTRO 1982; THÖNI 1980). Neben den Phylliten und Orthogneisen, die beide neben den Hauptmineralien immer wieder Karbonate führen, gibt es im Untersuchungsgebiet noch Marmorlagen, welche einige Millimeter bis einige Meter mächtig sind (HAMMER 1912; POTRO 1982). Der eiszeitliche Etschgletscher hat ausgedehnte Reste seiner Moränenmasse an den Hängen des Vinschgaus zurückgelassen. Moränen finden sich besonders auf den Felsterrassen, welche dem präglazialen Talboden oder den glazialen Schliffkehlen entsprechen. Beispielgebend dafür sind die Terrassen bei Mals, Eys, Tanas-Allitz, Schlandersberg und Vetzan. Es handelt sich dabei um ziemlich stark verarbeitete Grundmoränen, welche kleine Geschiebeteile aus Triasdolomit vom Ortler oder aus dem Münstertal führen (HAMMER 1912). Neben den Moränendecken finden sich vor allem an Weganschnitten schön geschichtete Lagen, wo sich Sedimente unterschiedlicher Körnung abwechseln. Weite Bereiche des Untersuchungsgebietes zeichnen sich durch Hangschutt aus. Im Holozän kam es zu gravitativen Prozessen wie Muren, Erd- und Schuttkriechen. Dabei wurde autochthones Gesteins- und Schuttmaterial mit Moränenmaterial stark durchmischt. Die heute anzutreffenden Schuttdecken sind nach HÖLLERMANN (1963) als polygenetische Formen anzusprechen.

2.1.5 Böden

BRAUN-BLANQUET (1961) zählt die Böden der Vinschgauer Trockenrasen vom Typ des Festuco-Caricetum supinae zu den inneralpinen, humusarmen Trockenböden und vergleicht sie mit „schwarzerdeähnlichen Profilen“ aus dem Wallis und Aosta. Obschon diese Böden auf kristallinen Gesteinen und kalkarmen Fluß- und Moränenschotter liegen, sind sie in ihrer Bodenreaktion neutral bis schwach basisch und nur selten schwach sauer. Als häufigsten Bodentyp schieden FLORINETH (1974) und STRIMMER (1974) eine Pararendzina aus, welche durch Humushorizonte, Migrationsschutthorizonte und Kalkanreicherungshorizonte charakterisiert wurde. Auch wies FLORINETH (1974) darauf hin, daß sich aus den Pararendzinen durch Entkalkung verbrauchte Pararendzinen oder gar Braunerden entwickeln können.

Die trockenen Waldböden des Vinschgauer Sonnenberges wurden vom Erstautor mit feldbodenkundlichen und chemischen Methoden untersucht. Als erste Frage galt es, die systematische und genetische Position dieser Waldböden zu klären. Drei Leitbodentypen konnten bestimmt werden, wobei sich die Pararendzina deutlich vom braunen Ranker und von der verbrauchten Pararendzina unterscheiden läßt. Die letzten beiden Bodentypen stehen einander sehr nahe und unterscheiden sich im wesentlichen durch den Skelettgehalt. In wasserzügigen Gräben und auf flachen Unterhangstandorten konnten gut entwickelte, tiefgründige Braunerden beschrieben werden. Dieser Bodentyp ist aber flächenmäßig von untergeordneter Bedeutung.

Die Pararendzina zeichnet sich durch pH-Werte im schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich aus, wobei die pH-Werte mit zunehmender Tiefe ansteigen. Die Nachlieferung von Karbonat erfolgt aus den Kalkphylliten (POTRO 1982), Glimmerschiefern oder Moränendecken. Dieser humus- und stickstoffarme Bodentyp gilt als vollständig basenversorgt, als mittel- bis tiefgründig und mit einem relativ geringen Skelettgehalt. Als Bodenart dominiert lehmiger Sand, wobei das Einzelkornggefüge überwiegt. Die Wasserspeicherefähigkeit dieses Bodens ist eingeschränkt.

Als eine Fortentwicklung der Pararendzina muß die verbrauchte Pararendzina angesehen werden. Tiefere pH-Werte im mäßig bis stark sauren Bereich, höhere Humus- und Stickstoffgehalte sowie eine leichte Verbraunung lassen diesen Schluß zu. Dieser Bodentyp ist ebenfalls basenreich, hat aber kein freies Karbonat im Solum. Das Ausgangssubstrat in zwei Meter Tiefe ist jedoch mit Karbonaten angereichert. Der Skelettgehalt ist ungefähr so hoch wie bei der Pararendzina, der Boden ist mittelgründig, und die Summe aus Schluff und Ton ist etwas höher als bei der Pararendzina. Zusammenfassend gesehen ist die verbrauchte Pararendzina ein reiferer Bodentyp und verfügt über günstigere Nährstoff- und Wasserverhältnisse.

Der als braune Ranker bezeichnete Bodentyp ist im Profil noch etwas saurer als die verbrauchte Pararendzina und führt vor allem wesentlich mehr Skelett. Humus- und Stickstoffgehalte pro Volumeneinheit Feinboden sind auf dem Niveau jener der verbrauchten Pararendzina. Die Gesamtvorräte sind wegen des höheren Skelettgehalts deutlich geringer. Dieser Bodentyp ist flach- bis mittelgründig und wurde zumeist als spaltengründig angesprochen.

Die Humusformen stehen grundsätzlich in keinem Zusammenhang mit den Bodentypen. Sie sind abhängig vom Bewuchs und von der Wasserversorgung des Standortes. Unter Rot- und Schwarzföhren bildet sich ein zum Teil mächtiger xeromorpher Moder aus, der biologisch gehemmt ist und relativ viel organischen Kohlenstoff und Stickstoff speichert. Er zeichnet sich durch 2 – 4 cm starke O_h-Lagen und durch ein durchschnittliches C/N-Verhältnis von 28 aus.

Der Humustyp Moder findet sich hauptsächlich in Lärchenbeständen, wo er auch als Graswurzelfilz-Moder (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996) bezeichnet werden kann. Das durchschnittliche C/N-Verhältnis tendiert mit 29 bereits Richtung Rohhumus. Allerdings scheint die biologische Umsetzung doch etwas dynamischer zu sein als beim xeromorphen Moder.

Unter Flaumeichen- und Flaumeichen-Mischbeständen dominiert der mullartige Moder. Die Umsetzung läuft trotz großer Trockenheit besser als in den Nadelbeständen.

2.1.6 Siedlungsgeschichte

Wahrscheinlich sind bereits im 9. Jahrtausend v. Chr. die ersten Jäger und Sammler in den Vinschgau vorgedrungen. Die mittelsteinzeitlichen Menschen durchstreiften das Gebiet auf ihren Jagdzügen, worauf Zufallsfunde von Silexsplintern und Silexgeräten hinweisen. Die ältesten jungsteinzeitlichen Siedlungsspuren von zumindest teilweise landwirtschaftlich geprägten Gemeinschaften reichen in die Zeit um 4500 v. Chr. zurück. Entsprechende Funde gibt es vom Fuße des Burgfelsens von Schloß Juval und vom Tartscher Bichl. Aus der späten Jungsteinzeit und beginnenden Kupferzeit stammen die ältesten Grabungsfunde vom Ganglegg bei Schluderns. Dieser exponierte Hügel wurde ab der Bronzezeit bis ins erste Jahrhundert v. Chr. intensiv und durchgehend besiedelt. Jüngste Funde von verkohlten Sämereien und von Tierknochen erlauben einen guten Einblick in die bäuerliche Kultur der Bronze- und Eisenzeit. Römerzeitliche Siedlungsspuren findet man im Bereich der Dörfer Mals, Schlanders, Latsch, Naturns und Partschins (GLEIRSCHER 1991; DAL RI & TECCHIATI 1995; GAMPER & STEINER 1999).

Im Frühmittelalter scheint das Tal eher dünn besiedelt gewesen zu sein. Die hoch- und spätmittelalterliche Binnenkolonisation hat erst nach 1150 eingesetzt, vermutlich erst in der zweiten Hälfte des 13. Jahrhunderts unter dem Tiroler Landesfürsten Meinhard II. Die Grundherren wollten das landwirtschaftliche Potential der Hochgebirgsregion ausnützen und organisierten den Siedlungsneubau. Damals entstanden viele Schwaighöfe, wo zinspflichtige Schaf- oder Rinderzucht betrieben wurde (LOOSE 1976). In der Neuzeit, bis herauf in die Mitte des 20. Jahrhunderts waren die Milch- und Viehwirtschaft sowie etwas Obst- und Weinbau die typische landwirtschaftliche Wirtschaftsform (FISCHER 1974). Erst in den vergangenen Jahrzehnten entstanden die Obstanlagen, die heute den Talboden des mittleren und unteren Vinschgaus dominieren.

Somit dürfte die Weidewirtschaft am Vinschgauer Sonnenberg schon um 4500 vor Christi Geburt, in der frühen Jungsteinzeit, eingesetzt haben.

2.1.7 Fragestellung

Als Grundlage für die waldbauliche Umwandlung der Schwarzföhrenforste sollen die naturnahen Waldtypen der submontan-montanen Höhenstufe des Vinschgauer Sonnenberges herangezogen werden. Als naturnah wurden jene Waldtypen eingestuft, die offensichtlich nicht von Aufforstungen abstammten. Diese Waldtypen entsprechen nicht der potentiell natürlichen Vegetation im Sinne von TÜXEN (1956), sie haben sich trotz jahrtausendelanger Beweidung in Fragmenten halten können. Auf folgende Fragen soll mit dieser Arbeit eine Antwort gefunden werden: Welche naturnahen Waldtypen kommen im Untersuchungsgebiet vor? Welche vegetationskundliche und ökologische Position nehmen sie ein? Durch welche floristischen und ökologischen Faktoren lassen sie sich unterscheiden?

2.2 Methode

2.2.1 Geländeerhebungen

2.2.1.1 Vegetationskundliche Erhebungen

Ein Problem war von Anfang an klar: In der alten Kulturlandschaft des mittleren und oberen Vinschgaus ist es äußerst schwierig im geographischen Umfeld der Schwarzföhrenforste geeignete Aufnahmeflächen zu finden, da naturnahe Waldtypen – wenn überhaupt – nur kleinflächig vorkommen. Es war nicht möglich, eine systematische Auswahl der Untersuchungsflächen zu treffen, sondern jeder noch so kleine und isolierte Bestand mußte erhoben werden.

Wo es möglich war, wurde eine Fläche von 400 m² ausgesteckt und untersucht. Manchmal waren die Bestände in ihrer Form und Größe so beschaffen, daß eine Flächengröße von 100, 200 oder 300 m² gewählt werden mußte.

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt, wobei die diversen Baumschichten, die Strauchschicht sowie die Kraut- und Mooschicht getrennt angesprochen wurden. Die Nomenklatur richtete sich bei den Gefäßpflanzen nach EHRENDORFER (1973) und bei den Moosen nach FRAHM & FREY (1992). Die wenigen Ausnahmen, in denen einer anderen Nomenklatur gefolgt wurde, sind im Text oder in der Tabelle als Zitat angeführt. Es folgte noch eine standortkundliche, bodenkundliche und eine waldbauliche Beschreibung der Aufnahmefläche.

2.2.1.2 Standortkundliche, bodenkundliche und waldbauliche Erhebungen

Neben der Vegetationsaufnahme wurden von jeder Aufnahmeflächen noch Standortdaten wie Höhenlage, Exposition, Neigung, Makro- und Mesorelief sowie Gründigkeit erhoben. Weiters wurde jeweils eine Profilgrube bis maximal 50 cm Tiefe gegraben und horizontweise mittels eines Formblattes die Merkmale Bodenfarbe, Feuchte, Bodenart, Skelettgehalt und Karbonatgehalt beschrieben. Vom Oberboden (0 – 10 cm) wurde eine Probe gezogen und im Labor analysiert. Der Feinboden wurde vom Grobboden mittels eines Siebes (Maschenweite 2 mm) getrennt und im Agrikulturchemischen Labor Laimburg auf pH-Wert (H₂O und CaCl₂) sowie Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt hin untersucht. Es folgte eine waldbauliche Beschreibung des jeweiligen Bestandes. Angesprochen wurden dabei Mischungsanteil, Mischungsform, Schlußgrad, Schichtung, Entwicklungsphase, Wüchsigkeit, Schäden und anthropogener Einfluß. Stichprobenartig wurden das Alter mittels Zuwachsbohrer, die durchschnittliche Bestandeshöhe mittels des Bestandeshöhen-Meßgerätes Blume-Leiss und der Brusthöhendurchmesser mittels Kluppe ermittelt. Von den untersuchten Waldtypen wurden exemplarische Bestandesaufrisse angefertigt.

2.2.2 Datenverwaltung und statistische Verfahren

2.2.2.1 Dateneingabe und Datenverwaltung

Die Dateneingabe der Vegetationsaufnahmen erfolgte mit dem Programm HITAB (WIEDERMANN 1995). Für die Weiterverarbeitung wurden die Daten in die entsprechenden Formate umgewandelt. Zur tabellarischen Darstellung und Gliederung der Vegetationsaufnahmen diente das Microsoft-Programm EXCEL 97. Die Boden- und Standortparameter wurden im SPSS-Statistikpaket verwaltet und ausgewertet.

2.2.2.2 Clusteranalysen und Testverfahren

Unter Clusteranalyse versteht man statistische Verfahren zur Gruppenbildung (BACKHAUS et al. 1996). Eine Reihe von Stichprobenelementen werden in Gruppen von einander ähnlichen Individuen zusammengefaßt. Das Weiterarbeiten mit den Gruppen verbessert die Übersichtlichkeit und erleichtert das Erkennen von Zusammenhängen (WILDI 1986). Durchgeführt wurde die hierarchische Clusteranalyse mit dem Programm SYN-TAX (PODANI 1993) und zwar nach der Methode Complete linkage mit der Euklidischen Distanz. Die Artquantitäten wurden mittels BRAUN-BLANQUET-Code erfaßt und für die multivariate Analyse in die VAN DER MAAREL-Skala transformiert (DIERSCHKE 1994). Mit dem Verfahren OPTICLUS aus dem SYN-TAX-Paket (PODANI 1993) wurde das Ergebnis der Clusteranalyse auf seine Güte getestet.

2.2.2.3 Ordinationsverfahren

Um den Datensatz graphisch mit Bezug auf die floristischen Gradienten abzubilden, wurde er mit der Korrespondenzanalyse (CA) untersucht. Dies ist ein Verfahren der indirekten Gradientenanalyse, wo ausschließlich floristische Daten in den Rechengang eingehen. Die CA bietet im Vergleich zu anderen Ordinationstechniken den Vorteil, daß sie Aufnahmen und Arten in einem Rechengang ordnet und beide Koordinatensätze gleich skaliert, so daß sie übereinander projiziert werden können (JONGMAN et al. 1987). Ein weiterer Vorteil der CA ist der Umstand, daß sie nach jener Achse sucht, welche die Artoptima am weitesten aufspreitet. Die Verteilung der Arten bzw. Aufnahmen entlang der Achse spiegelt nicht einen einzelnen Umweltfaktor sondern ein Faktorenbündel wider. Aus diesem Grunde ist die standortkundliche Interpretation der Achsen schwierig (WILDI 1986). Für den vorliegenden Datensatz wurde die Korrespondenzanalyse mit dem Programm CANOCO (TER BRAAK 1987) gerechnet. Dabei wurden seltene Arten niedriger gewichtet (Downweighting of rare species).

2.2.2.4 Ordnen der Vegetationstabelle

Das Ergebnis der Clusteranalyse war die Grundlage für die Ordnung der Aufnahmen im Microsoft-Programm EXCEL 97. Die gebildeten Gruppen konnten mit einer Ausnahme übernommen werden: die Aufnahme 51 wurde von der Gruppe B_2 in die Gruppe B_1 gegeben. Die Artenblöcke wurden synoptisch-empirisch bzw. semistatistisch (ELLENBERG 1956), ohne Unterstützung durch eine numerische Analyse, gebildet.

2.2.2.5 Standorts- und Bodenparameter

Die im Gelände und Labor ermittelten Meßdaten wurden im SPSS-Statistikpaket gespeichert. Die nach den numerischen Analysen und der Erstellung der Vegetationstabelle festgelegten Gruppen bzw. Waldtypen wurden als Kategorien in die Datenmatrix eingefügt. Mithilfe des Graphikmoduls „Boxplot“ konnte die Streuung der diversen Standorts- und Bodenparameter über die Kategorien (Waldtypen) dargestellt werden. Ein Boxplot ist ein Diagrammtyp auf der Grundlage des Medians, der Quartile, der Ausreißer und Extremwerte. Die Box stellt den Interquartilbereich mit 50% der Werte dar. Die von der Box ausgehenden Linien führen jeweils bis zum höchsten und niedrigsten Wert, welche der 1,5fachen Standardabweichung entsprechen. Werte, die innerhalb der 3fachen Standardabweichung liegen werden als Ausreißer bezeichnet. Werte, die außerhalb der 3fachen Standardabweichung liegen sind Extremwerte. Die quer über die Box gelegte Linie gibt die Lage des Medians wieder.

2.2.2.6 Ökologische, floristische und waldbauliche Beschreibung der Waldtypen

Zur umfassenden Beschreibung der Waldtypen dient das Typusblatt (ELLENBERG & KLÖTZLI 1973; FREY 1995), wo die Standortparameter Höhenlage, Exposition und Neigung sowie die Bodenparameter Bodenreaktion, nutzbare Wasserspeicherkapazität und C/N-Verhältnisse mittels Boxplots und Exposition-Neigungsdiagramm dargestellt sind. Zusätzlich gibt es beschreibende Angaben zum Makrorelief, Boden- und Humustyp. Im Graphikteil finden sich ein exemplarischer Bestandesauf- und Grundriß sowie eine symbolische Karte des Untersuchungsgebietes mit der ungefähren Lage der Aufnahmeflächen.

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Clusteranalyse und Testverfahren

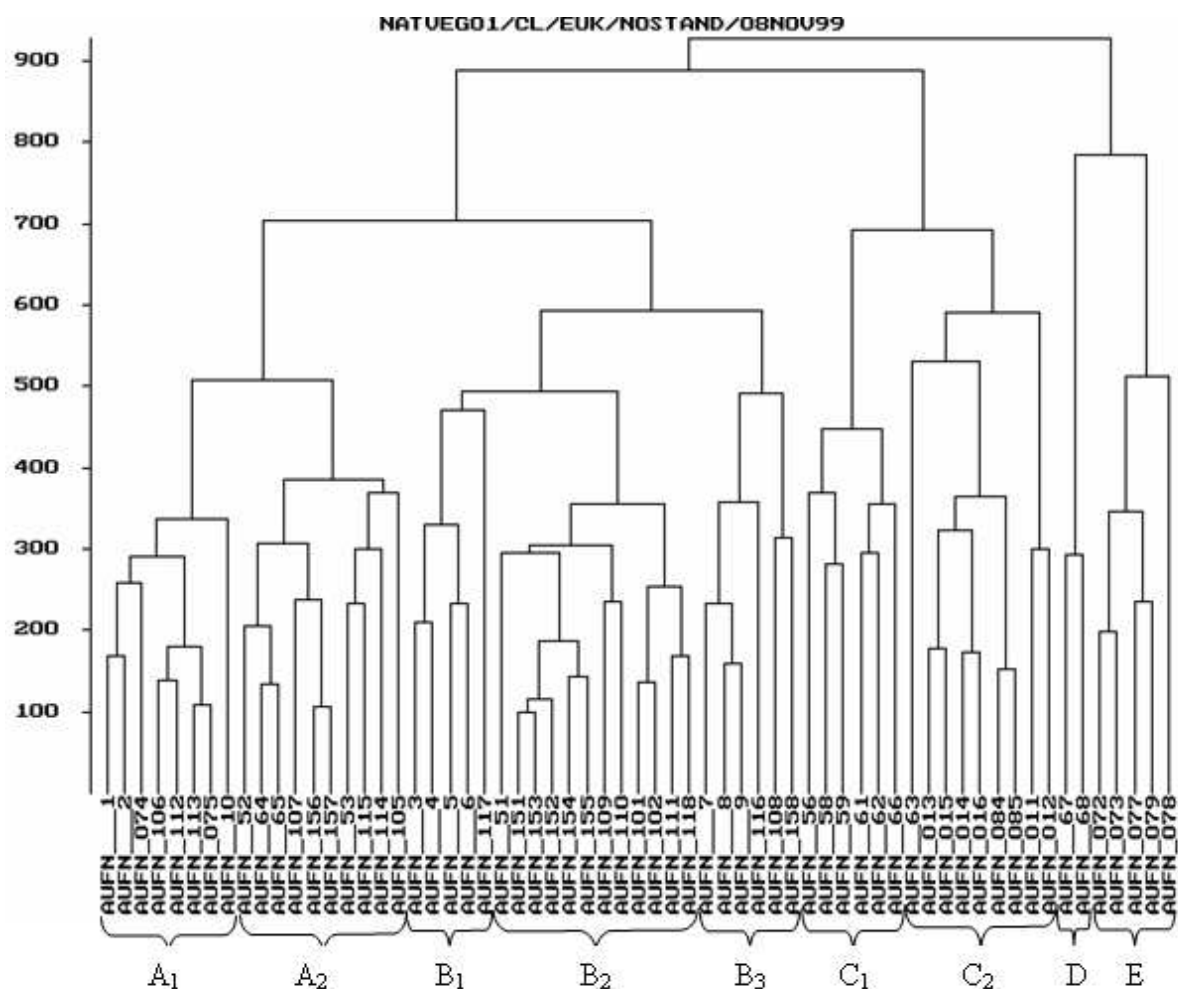


Abb. 2.2: Clusteranalyse (Complete linkage, Euklidean distance, no standardization) von 63 Vegetationsaufnahmen naturnaher Waldgesellschaften. A₁: Hochmontaner Rotföhrenwald; A₂: Tiefmontaner Rotföhrenwald; B₁: Tiefmontaner Flaumeichen-Lärchenwald; B₂: Submontaner Flaumeichen-Blumeneschenwald; B₃: Tiefmontaner Flaumeichenwald; C₁: Montaner, trockener Lärchenwald - Variante 1; C₂: Montaner, trockener Lärchenwald – Variante 2; D: Submontaner Flaumeichenwald bei Eys; E: Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald.

Charakteristisch für Complete-Linkage-Clustertechniken sind Dendrogramme mit deutlicher Gruppenstruktur. Auch in Abb. 2.2 wird dieses Phänomen deutlich.

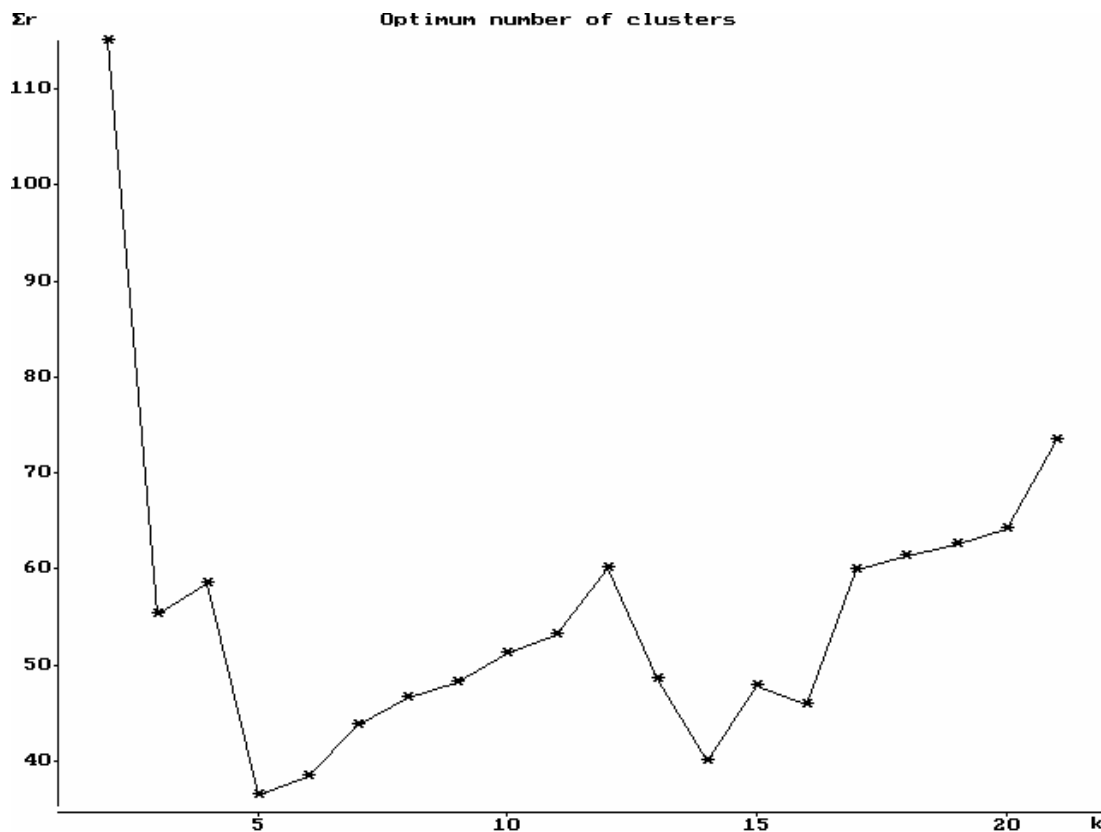


Abb. 2.3: Test der Güte der Klassifikation thermophiler Wälder des Vinschgau wie in Abb. 2.2 (Complete linkage) mittels OPTICLUS aus dem SYNTAX-Paket (PODANI 1993). Die Minima in der Kurve zeigen die optimalen Clusteranzahlen (k) für dieses Dendrogramm mit 5 bzw. 14 Gruppen durch die jeweils geringsten Anteile an nicht erklärter Restvarianz (Σr) im Gesamtdatensatz an.

Im Verfahren OPTICLUS (PODANI 1993) konnte gezeigt werden, daß sich bei fünf bzw. bei 14 Clustern (Vegetationseinheiten) deutliche Optima der Gruppenstruktur abzeichnen. Bei diesen Clusterzahlen werden die Gruppen durch das Artenverteilungsmuster am besten charakterisiert, d. h. der Anteil an nicht erklärter Restvarianz ist jeweils minimiert bei gleichzeitig optimierter (= minimierter) gruppeninterner Varianz. Dies bestätigt die von uns getroffene Gliederung in folgende vier bzw. fünf Hauptwaldtypen: Rotföhrenwälder (A_1 und A_2), Flaumeichenwälder (B_1 , B_2 und B_3), trockene Lärchenwälder (C_1 und C_2), frisch-feuchte Lärchenwälder (E) und mesophiler Flaumeichenbestand bei Eyrs (D).

2.3.2 Ordination

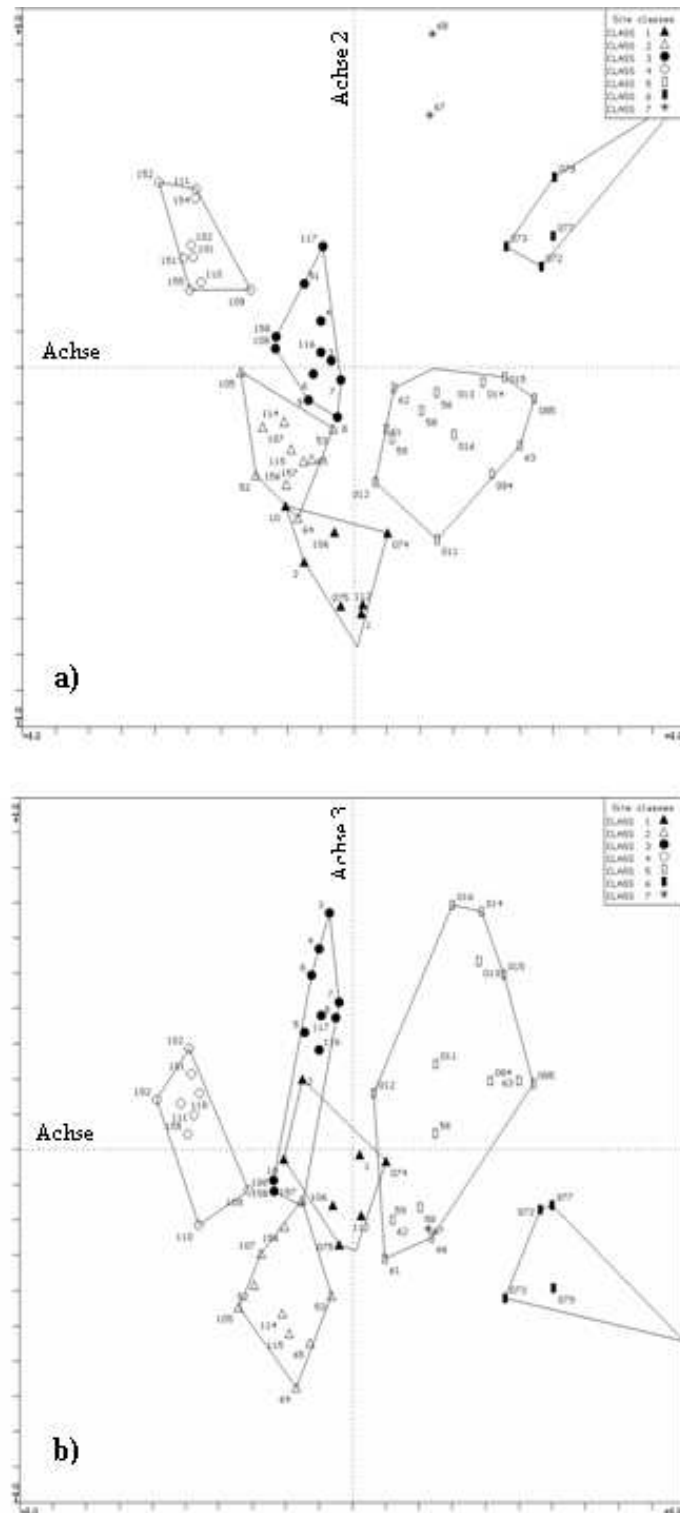


Abb. 2.4: Korrespondenzanalyse der 63 Vegetationsaufnahmen von naturnahen Waldgesellschaften im Vinschgau; Lage der Aufnahmen in den Ebenen von a) 1. und 2. Achse bzw. von b) 1. und 3. Achse. Class 1: Hochmontaner Rotföhrenwald; Class 2: Tiefmontaner Rotföhrenwald; Class 3: Tiefmontaner Flaumeichenwald; Class 4: Submontaner Flaumeichenwald; Class 5: Montaner, trockener Lärchenwald; Class 6: Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald; Class 7: Mesophiler Flaumeichenbestand bei Eyrs.

Es fällt sogleich auf, dass sich die Klassen 6 und 7 deutlich von den restlichen fünf Klassen abheben (Abb. 2.4a). Die Klasse 7 (Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald) ist floristisch und ökologisch besonders einzuordnen und hebt sich deutlich von den trockenen Klassen ab. Lediglich mit zwei Aufnahmen konnte der mesophile Flaumeichenbestand bei Eys dokumentiert werden, woraus sich die isolierte Position der Aufnahmen 67 und 68 erklärt. Die Klassen 1 bis 5 lassen im Diagramm der ersten beiden Achsen eine Differenzierung nach Meereshöhe erkennen. Die Amplitude reicht von der Klasse 4 (Submontaner Flaumeichenwald) bis zu den Klassen 1 (Hochmontaner Rotföhrenwald) und 5 (Montaner, trockener Lärchenwald). Mit Hilfe der Ordination kann einerseits die voneinander getrennte Position der Klassen gezeigt werden, andererseits stellt sie aber gut die floristische Nähe der Einheiten zueinander dar.

2.3.3 Vegetationstabelle

Die Vegetationstabelle (siehe 2.7) ist das Ergebnis aus den gewonnenen Einsichten der Cluster- und Korrespondenzanalyse. Die Anordnung der Aufnahmen stützt sich im Großen und Ganzen auf die numerische Analyse. Es wurde nur die Reihenfolge der Cluster verändert. Die Cluster B_2 und B_3 wurden in ihrer Position getauscht, da sie sich lediglich in der Baumschicht unterscheiden. B_1 und B_3 bilden gemeinsam die Assoziation des tiefmontanen, B_2 des submontanen Flaumeichenwaldes. Ebenfalls zu einer Assoziation zusammengefaßt wurden die Cluster C_1 und C_2 . Beide sind im wesentlichen expositionsbedingte Varianten des montanen, trockenen Lärchenwaldes. Die lediglich aus zwei Aufnahmen bestehende Cluster D (Mesophiler Flaumeichenwald) steht dem montanen, frisch-feuchten Lärchenwald nahe, wurde aber auf Grund ihrer Physiognomie zu den Flaumeichenwäldern gestellt.

Arten aus der Kraut- und Mooschicht mit der Stetigkeit I ($< 25\%$) blieben, sofern sie nicht von diagnostischer Bedeutung waren, unberücksichtigt und sind am Ende der Vegetationstabelle aufgelistet.

2.3.4 Standorts- und Bodenparameter

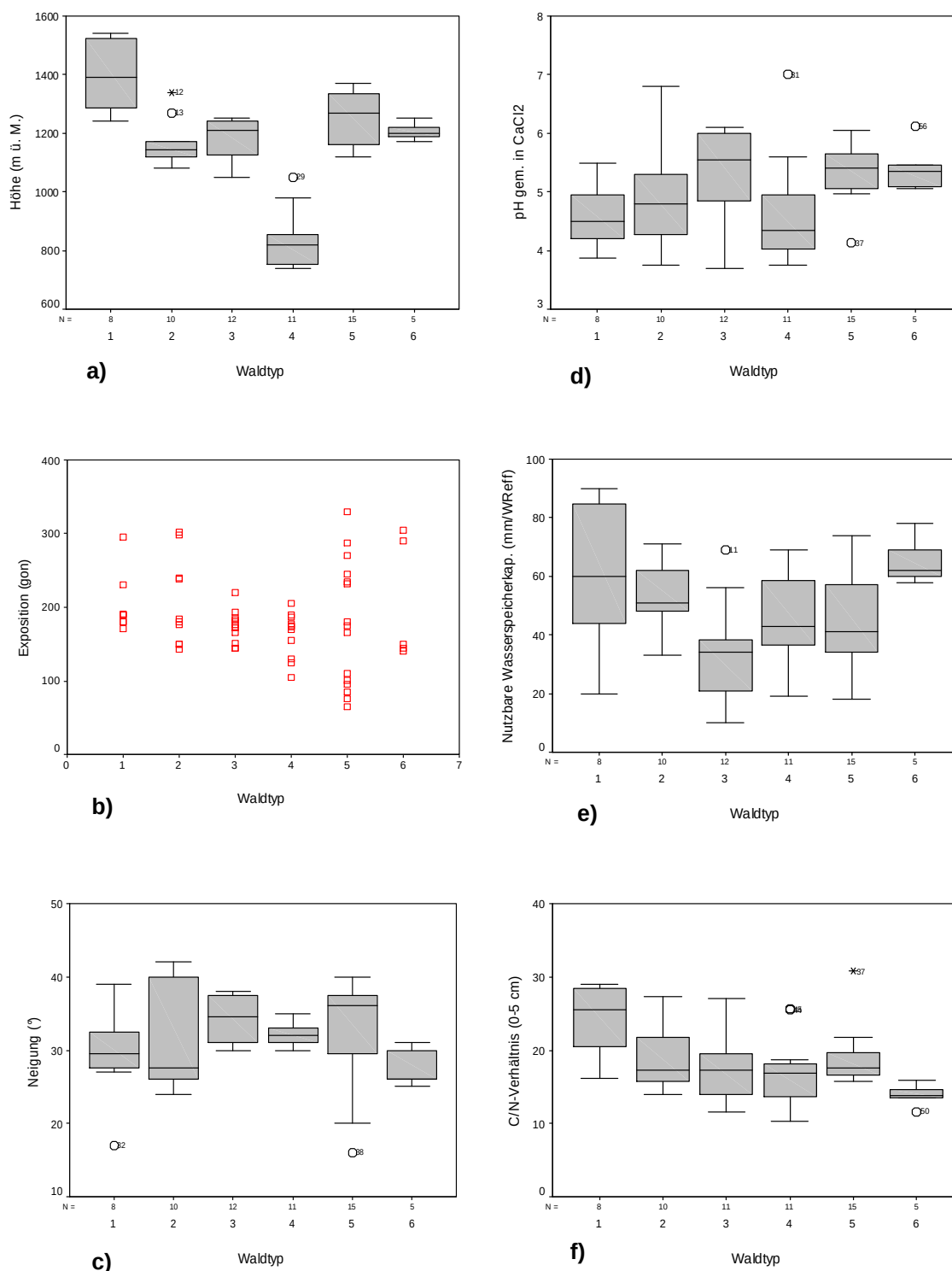


Abb. 2.5: Boxplots von Standortdaten getrennt nach Waldtypen: a) Seehöhe, b) Exposition, c) Neigung, d) pH-Wert gemessen in CaCl₂, e) Nutzbare Wasserspeicherkapazität (in mm/effektiver Wurzelraum), f) C/N-Verhältnis (0 – 10 cm).

Waldtypen: 1: Hochmontaner Rotföhrenwald
2: Tiefmontaner Rotföhrenwald
3: Tiefmontaner Flaumeichenwald

4: Submontaner Flaumeichenwald
5: Montaner, trockener Lärchenwald
6: Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald

Die Höhenamplitude (Abb. 2.5a) aller untersuchten Waldtypen reicht von 740 bis 1540 m ü. M. Im hochmontanen Bereich kommen neben den Rotföhrenwäldern auch Lärchenwälder vor, die sich bis in subalpine Lagen ausdehnen. Die submontanen Lagen werden von Flaumeichenwäldern besiedelt, die sich zungenförmig bis in die tiefmontane Stufe erstrecken. Zwischen reinen Flaumeichenwäldern und Rotföhren- bzw. Lärchenwäldern gibt es eine Reihe von Mischformen.

Rotföhren- und Flaumeichenwälder kommen hauptsächlich auf Südost- bis Südwesthängen vor (Abb. 2.5b). Die Lärchenwälder wachsen, abgesehen von drei Aufnahmen, eher auf Ost- und Westhängen. Die drei südexponierten Lärchenstandorte wurden auf einem flachen Schuttkegel aufgenommen.

Bei der Hangneigung (Abb. 2.5c) unterscheiden sich die sechs Waldtypen kaum voneinander und eventuelle Unterschiede dürften rein zufällig sein. Ebenso wenig stehen die pH-Werte des Oberbodens (Abb. 2.5d) im Zusammenhang mit den Waldtypen.

Die nutzbare Wasserspeicherkapazität (mm / effektiver Wurzelraum) zeigt das Wasserhaltepotential der Böden an (Abb. 5e). Bei austrocknenden Winden oder bei geringem Wasserangebot, beides spielt im Vinschgau eine wichtige Rolle, sind die Daten vorsichtig zu beurteilen. Interessant ist die relative Lage der Boxplots zueinander: der frisch-feuchte Lärchenwald hat eine hohe, der tiefmontane Flaumeichenwald eine geringe nutzbare Wasserspeicherkapazität. Dies entspricht durchaus der Ansprache der Wasserversorgung am Standort. Etwas überraschend sind jedoch die hohen Werte bei den Rotföhrenbeständen, die im Gelände eigentlich immer als sehr trocken angesprochen wurden. Obschon das Wasserspeicherpotential recht hoch ist, sind die Böden aufgrund des geringen Wasserangebotes trocken.

Die C/N-Verhältnisse (Abb. 2.5f) des Oberbodens entsprechen den Erwartungen. Das weiteste C/N-Verhältnis findet sich unter den trockenen Rotföhrenbeständen, das engste konnte unter den frisch-feuchten Lärchenbeständen gemessen werden.

2.3.5 Syntaxonomische Übersicht

Bei der Vergabe von Namen für die Assoziationen und Subassoziationen wurde nach dem Code von BARKMAN et al. (1986) vorgegangen. Für die beschriebenen Subassoziationen kann die Typusaufnahme aus der Vegetationstabelle im Anhang entnommen werden, für die neu beschriebenen Lärchen- und für die emendierten Flaumeichen-Assoziationen werden die jeweiligen Typusaufnahmen vollständig in diesem Kapitel angeführt.

2.3.5.1 Rotföhrenwälder

Pulsatillo-Pinetea OBERD. 1967 (MUCINA et al. 1993)

Pulsatillo-Pinetalia OBERD. 1967 (MUCINA et al. 1993)

Ononido Pinion BR.-BL. 1950 (MUCINA et al. 1993)

Astragalo-Pinetum Br.-Bl. 1961 laricetosum deciduae subass. nov. hoc. loco.

Typusaufnahme – Subassoziation: Aufnahme 113, 1380 m ü. M., Neig. 28°, Exp. W

Astragalo-Pinetum Br.-Bl. 1961 juniperetosum communis subass. nov. hoc. loco.

Typusaufnahme – Subassoziation: Aufnahme 115, 1170 m ü. M., Neig. 27°, Exp. S

2.3.5.2 Flaumeichenwälder

Querco-Fagetea BR.-BL. et VLIEGER 137 (PEER 1995)

Orno-Cotinetalia Jak. 1961 (Quercetalia pubescentis-petraeae BR.-BL. et TX. 1931) (PEER 1995)

Orneto-Ostryon (TOMAZ. 1940) Br.-Bl.1961 (PEER 1995)

Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis (PEER 1983) em. STAFFLER & KARRER hoc. loco

Typusaufnahme – Assoziation: Aufnahme 5 (PEER 1983), 550 m ü. M., Neig. 40°, Exp. S

1	4	Quer pube	K	+	Scab gram	K	+	Care lipa	K	1	Care humi
1	+	Frax ornu	K	+	Trif arve	K	+	Koel grac	K	+	Thym serp
S	1	Quer pube	K	+	Arte camp	K	+	Lotu corn	K	+	Aspl tric
S	+	Juni comm	K	+	Vero spic	K	+	Dian sylv	K	+	Trif alpe
S	+	Berb vulg	K	1	Phle phle	K	+	Hier pilo	K	+	Vinc hiru
K	+	Sese vari	K	+	Cent stoe	K	+	Sedu mont	K	+	Hype perf
K	+	Erys rhae	K	+	Petr saxi	K	+	Teuc cham	K	+	Semp tect
K	+	Achi tome	K	3	Fest vale	K	+	Sile otit	K	+	Hier race
K	+	Gali pumi	K	+	Pote pusi	K	1	Fest rupi	K	+	Phyt beto

1 Baumschicht 1; 2 Baumschicht 2; S Strauchschicht; K Krautschicht; M Moosschicht

Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis (PEER 1983) STAFFLER & KARRER brachypodietosum rupestris subass. nov. hoc. loco.

Typusaufnahme – Subassoziation: Aufnahme 7, 1200 m ü. M., Neig. 30°, Exp. SE

Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis (PEER 1983) STAFFLER & KARRER asplenietosum adiant-nigri subass. nov. hoc. loco.

Typusaufnahme – Subassoziation: Aufnahme 154, 820 m ü. M., Neig. 34°, Exp. SE

2.3.5.3 Lärchenwälder

Vaccinio-Piceetea BR.-BL. 1939 (MUCINA et al. 1993)

Piceetalia excelsae PAWLOWSKI et al. 1928 (MUCINA et al. 1993)

Piceion excelsae PAWLOWSKI 1928 (MUCINA et al. 1993)

Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae ass. nov. hoc. loco

Typusaufnahme – Assoziation: Aufnahme 85, 1320 m ü. M., Neig. 38°, Exp. E

1	4	Lari deci	K +	Epil mont	K +	Ranu nemo	K 3	Fest hete
2	+	Lari deci	K +	Euph cypa	K +	Rham cath	K r	Card impa
S	+	Berb vulg	K +	Frag vesc	K +	Rubu idae	K r	Cirs erio
S	+	Rosa agre	K +	Gali luci	K +	Tara offi	K r	Cirs vulg
S	1	Juni comm	K +	Gali moll	K +	Teuc cham	K r	Gali rotu
S	1	Lari deci	K +	Gali pumi	K +	Thal foet	K r	Gali spur
K	+	Achi mill	K +	Gera robe	K +	Urti dioi	K r	Moeh trin
K	+	Berb vulg	K +	Hier sylv	K +	Vero offi	K r	Myos sylv
K	+	Camp pers	K +	Juni comm	K +	Viol hirt	K r	Stel medi
K	+	Card nuta	K +	Koel pyra	K +	Viol rivi	M +	Hylo sple
K	+	Care digi	K +	Lari deci	K 1	Anth odor	M +	Pleu schr
K	+	Cera arve	K +	Loni xylo	K 1	Camp rapu	M +	Rhyt triq
K	+	Chae vill	K +	Lotu corn	K 1	Lath prat	M +	Sela helv
K	+	Cyno offi	K +	Luzu luzu	K 1	Phyt beto		
K	+	Dact glom	K +	Oxal acec	K 1	Poa angu		
K	+	Digi gran	K +	Prun maha	K 3	Brac rupe		

Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae cerastietosum arvensis subass. nov. hoc. loco

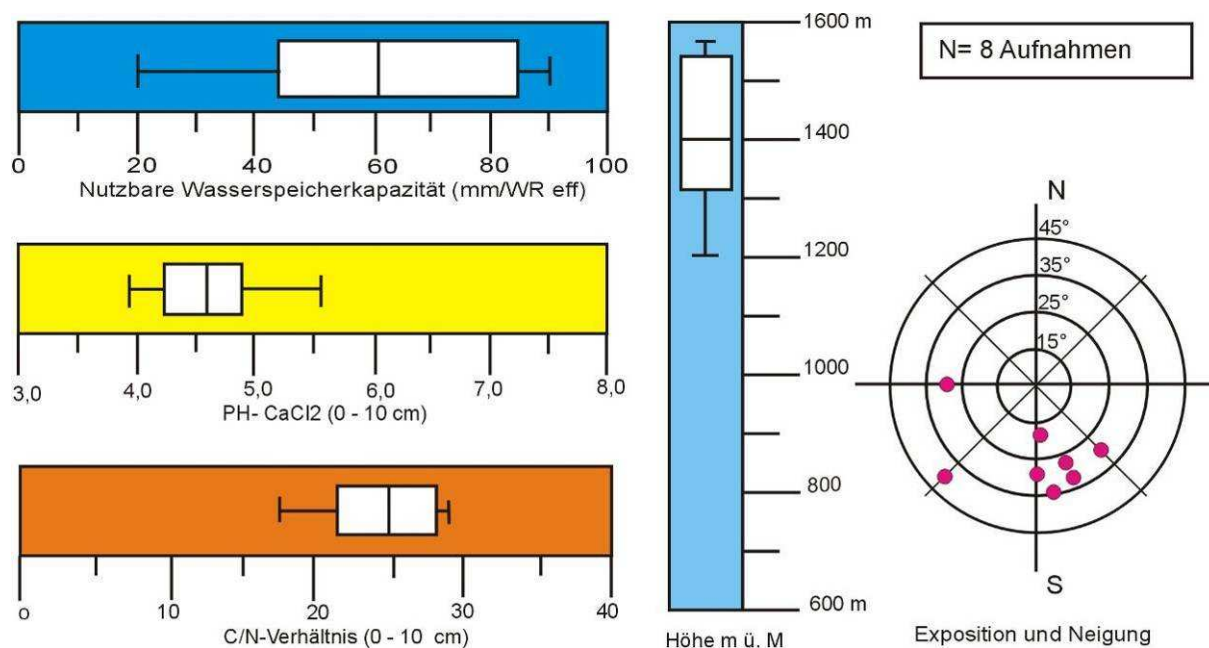
Typusaufnahme – Subassoziation: Aufnahme 85, 1320 m ü. M., Neig. 38°, Exp. E

Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae geetosum urbani subass. nov. hoc. loco

Typusaufnahme – Subassoziation: Aufnahme 72, 1170 m ü. M., Neig. 25°, Exp. W

2.3.6 Ökologische, floristische und waldbauliche Beschreibung der Waldtypen

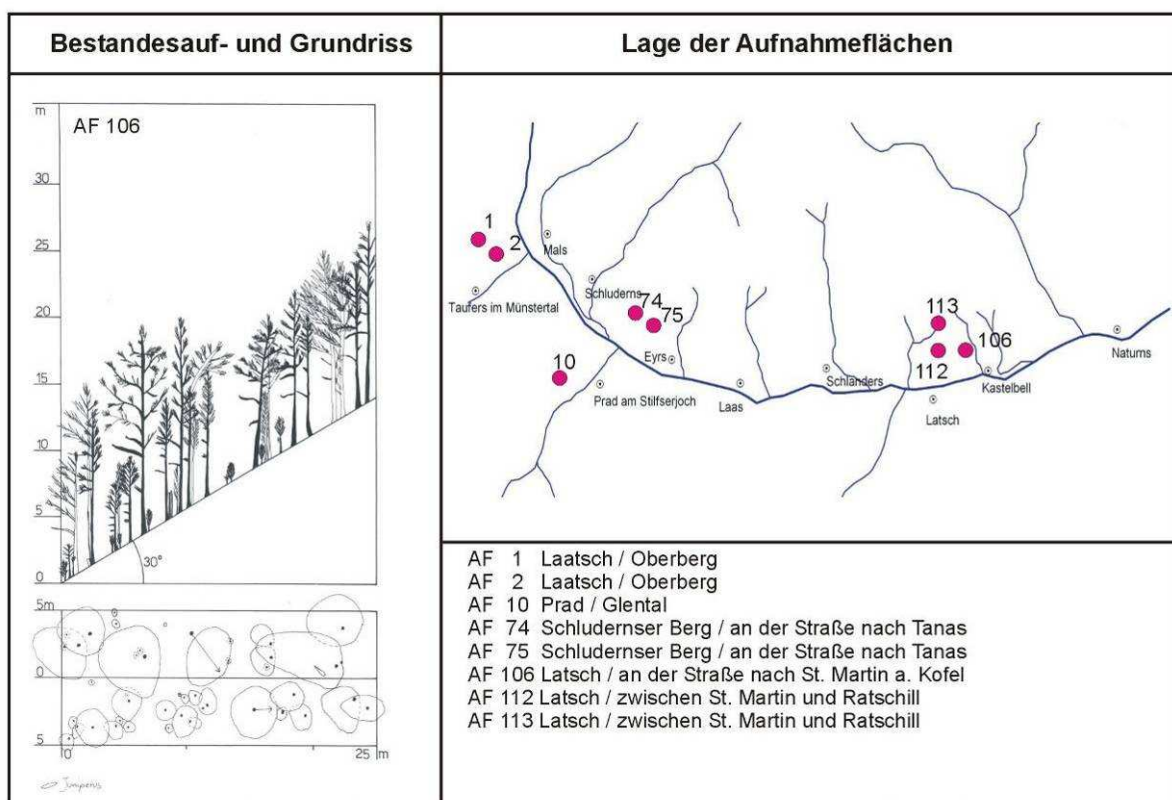
2.3.6.1 Hochmontaner Rotföhrenwald (*Astragalo-Pinetum laricetosum deciduae*)



Makrorelief:
Mittelhang

Bodentyp:
Verbraunte Pararendzina
(Pararendzina)

Humustyp:
Xeromorpher Moder



Lage und Standort

Dieser Waldtyp kommt im gesamten Untersuchungsgebiet von Kastelbell bis ins Münstertal vor. Im oberen Vinschgau ist das Areal stark zersplittert, wobei lediglich bei Prad ein größerer Bestand wächst. Am Eingang des Münstertales gibt es neben den Rotföhren-Reinbeständen auch Übergangsformen zu Lärchen- und zu Flaumeichenbeständen. Oberhalb von Schluderns finden sich nochmals kleine Bestände, die aber im Unterwuchs den Lärchenwäldern sehr ähnlich sind. Von Schlanders talabwärts kommen größere Bestände vor, die hauptsächlich auf süd- bis südostexponierten, steilen bis sehr steilen, trockenen Hängen wachsen. Als Bodentyp tritt am häufigsten verbraunte Pararendzina auf, manchmal findet man auch typische Pararendzina. Die Bodenreaktion der obersten 10 Zentimeter reicht von stark sauer bis mittel sauer, wobei sich bei der Pararendzina das freie Karbonat im Unterboden befindet. Unter den Rotföhren bildet sich ein xeromorpher Moder aus, was durch das weite C/N-Verhältnis belegt wird.

Bestandesbeschreibung

Es handelt sich zumeist um einschichtige Altholzbestände, die bei einem Alter von 120 Jahren eine mittlere Höhe von 18 m erreichen. Lärchen und gelegentlich auch Fichten sind einzeln beigemischt, wobei die Lärche in der Oberschicht leicht vorwüchsig ist. Das Kronendach ist locker bis geschlossen und die Wüchsigkeit ist mittelmäßig bis schlecht. Die Bäume sind meist gerade ausgeformt. Auf kleinen Lichtungen stellen sich gelegentlich Jungwuchskerne aus Rotföhre, Lärche und Fichte ein. Die Strauchschicht ist insgesamt schwach entwickelt. In der mäßig wüchsigen, etwas artenarmen Krautschicht (durchschnittlich 37 Arten pro Aufnahme) kommen Arten wie *Luzula luzuloides*, *Hieracium sylvaticum* aber auch *Avenella flexuosa* vor. Zum Teil findet heute noch Ziegen- und Schafweide statt.

Dominante und stete Arten

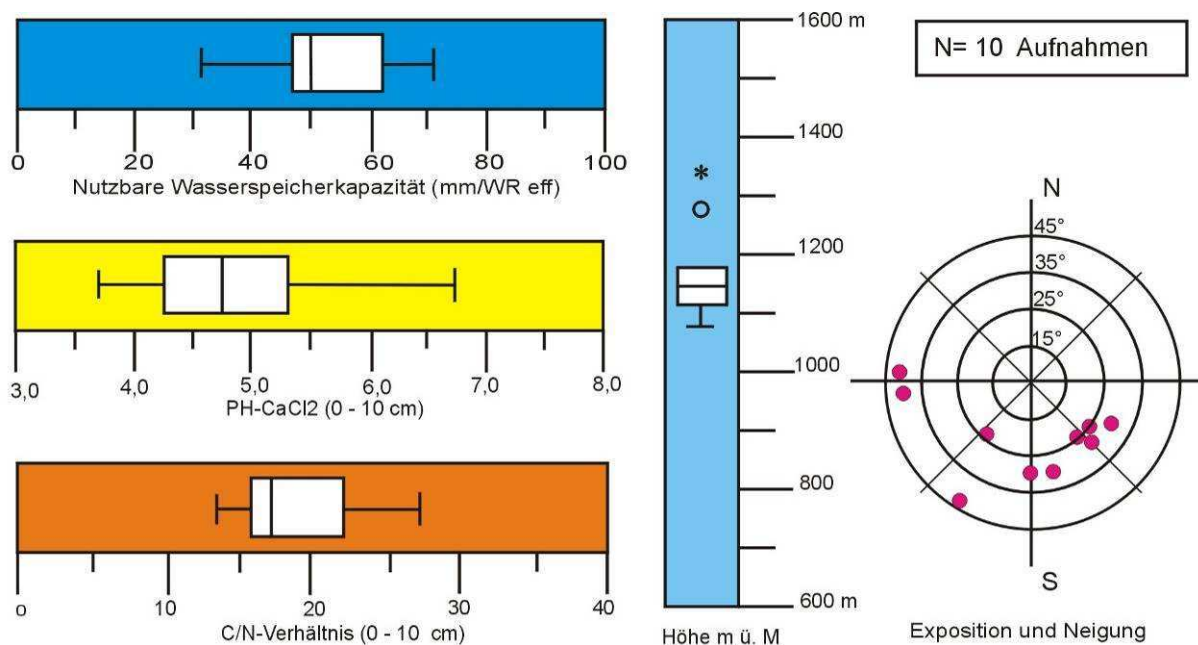
Krautschicht (Deckung 10 – 40%): *Saponaria ocymoides*, *Carex humilis*, *Veronica officinalis*, *Poa nemoralis*, *Hieracium sylvaticum*, *Silene nutans*, *Festuca rupicola*.

Moosschicht (Deckung 2 – 30%): *Dicranum scoparium*, *Hypnum cupressiforme*.

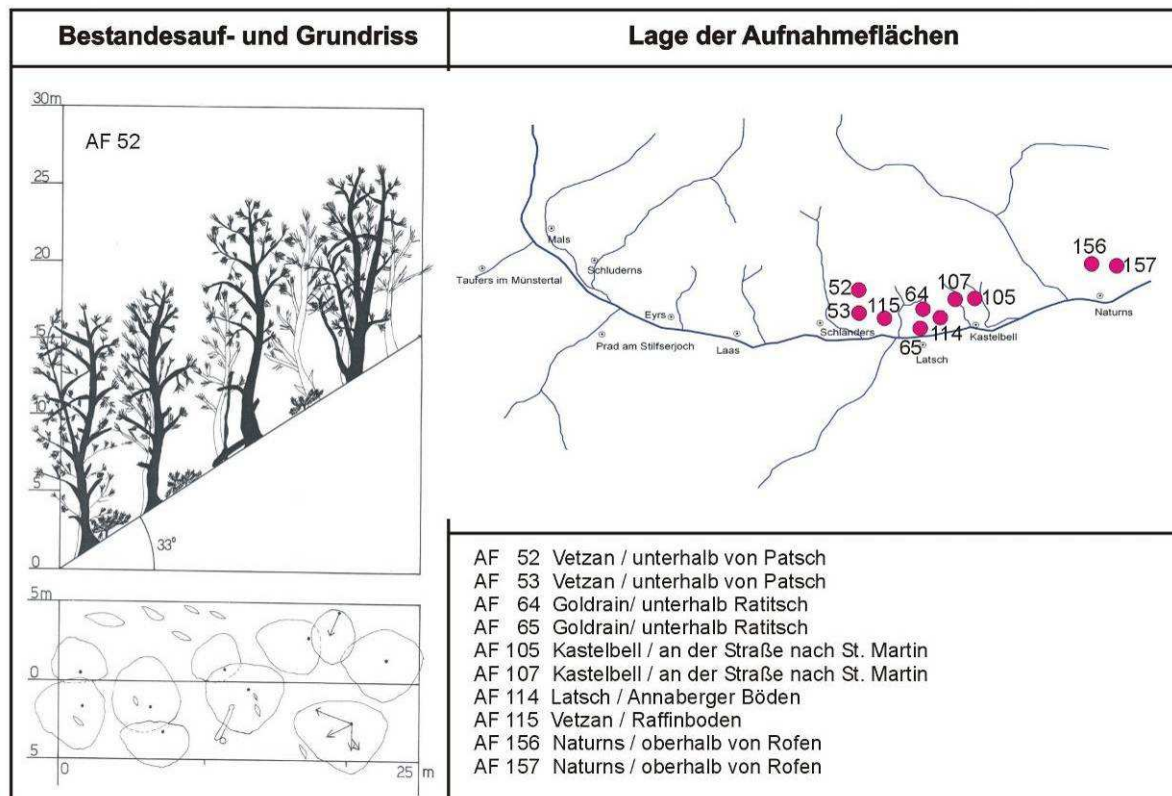
Trennarten gegen den tiefmontanen Rotföhrenwald:

Larix decidua, *Picea abies*, *Poa nemoralis*, *Hieracium sylvaticum*, *Luzula luzuloides*, *Avenella flexuosa*, *Dicranum scoparium*.

2.3.6.2 Tiefmontaner Rotföhrenwald (*Astragalo-Pinetum juniperetosum communis*)



Makrorelief: Mittelhang	Bodentyp: Verbraunte Pararendzina / Pararendzina	Humustyp: Xeromorpher Moder (Moder)
-----------------------------------	---	--



Lage und Standort

Das Areal liegt im mittleren und unteren Vinschgau und erstreckt sich von Schlanders bis Naturns. Im oberen Vinschgau befinden sich in dieser Höhenlage entweder Trockenrasen oder Schwarzföhrenaufforstungen. Die Kontaktgesellschaft in den tieferen Lagen ist der Flaumeichenbuschwald, in den höheren Lagen der hochmontane Rotföhrenwald (Abb. 2.5a). Im Wesentlichen wächst der tiefmontane Rotföhrenwald auf südost- bis südwestexponierten, steilen Hängen. Lediglich die Aufnahmeflächen 64, 65 sind westexponiert. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität ist geringer als beim hochmontanen Rotföhrenwald (Abb. 2.5c), die pH-Werte liegen im sauren Bereich. Wie beim hochmontanen Rotföhrenwald dominieren als Bodentypen verbraunte Pararendzina sowie Pararendzina. Auch hier bildet sich als Auflage ein xeromorpher Moder aus. Was aber den tiefmontanen Rotföhrenwald besonders charakterisiert, ist dessen Verzahnung mit Trockenrasenfragmenten. Der Gesamtstandort muß als sehr trocken bis äußerst trocken eingestuft werden.

Bestandesbeschreibung

Die locker bis lichten, schlecht wüchsigen Baumholz- und Altholzbestände sind häufig starkastig und krummwüchsig. Sie erreichen eine Höhe von 10 bis 13 m bei einem Alter von 90 Jahren. Vereinzelt bildet die Blumenesche einen schwach entwickelten Nebenbestand. Im Bestandesinneren dominiert in der gut entwickelten Strauchschicht der Wacholder, der von der Berberitze begleitet wird. Die artenreiche Krautschicht (im Schnitt 52 Arten pro Aufnahme) wird von *Carex humilis* dominiert. Auffallend gut ist die Naturverjüngung von Flaumeiche und Blumenesche. Die Moosschicht ist in der Regel mäßig gut entwickelt.

Dominante und stete Arten

Strauchschicht (Deckung 2 – 30%): *Juniperus communis*, *Berberis vulgaris*.

Krautschicht (Deckung 25 – 75%): *Saponaria ocymoides*, *Carex humilis*, *Quercus pubescens*, *Asplenium trichomanes*, *Festuca rupicola*, *Hieracium pilosella*, *Galium lucidum*, *Sedum montanum*, *Polypodium vulgare*, *Thymus praecox*, *Lotus corniculatus*, *Sempervivum arachnoideum*, *Euphorbia cyparissias*, *Pimpinella saxifraga*.

Moosschicht (Deckung 2 – 40%): *Hypnum cupressiforme*, *Abietinella abietina*, *Rhytidium rugosum*.

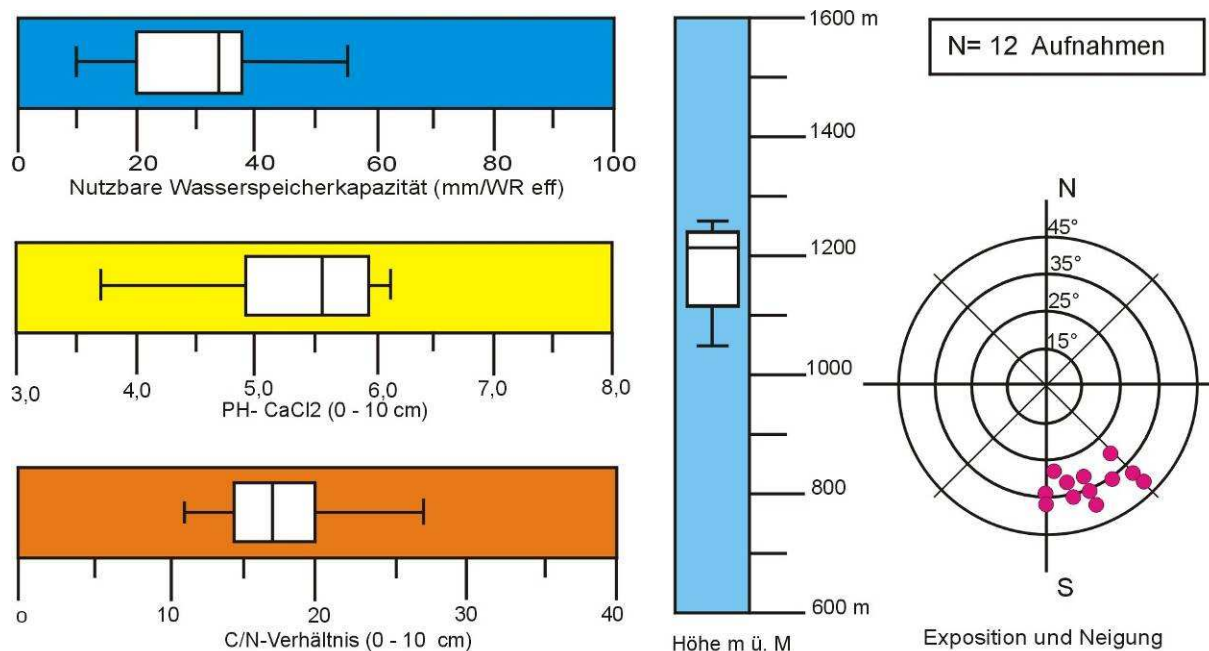
Trennarten gegen den hochmontanen Rotföhrenwald

Juniperus communis, *Berberis vulgaris*, *Quercus pubescens*, *Fraxinus ornus*, *Asplenium trichomanes*, *Galium lucidum*, *Thymus praecox*, *Phleum phleoides*, *Teucrium chamaedrys*, *Potentilla pusilla*, *Viola rupestris*, *Erysimum rhaeticum*, *Achillea tomentosa*, *Abietinella abietina*, *Rhytidium rugosum*.

Trennarten gegen den tiefmontanen Flaumeichenwald

Pinus sylvestris, *Euphorbia cyparissias*, *Potentilla pusilla*, *Hypnum cupressiforme*, *Abietinella abietina*, *Rhytidium rugosum*.

2.3.6.3 Tiefmontaner Flaumeichenwald (*Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis brachypodietosum rupestris*)

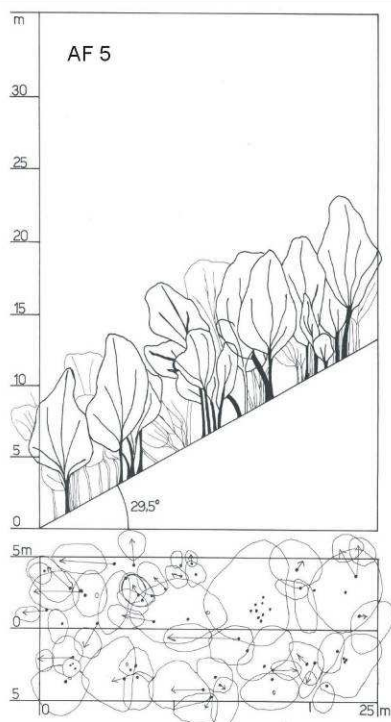


Makrorelief:
Mittelhang

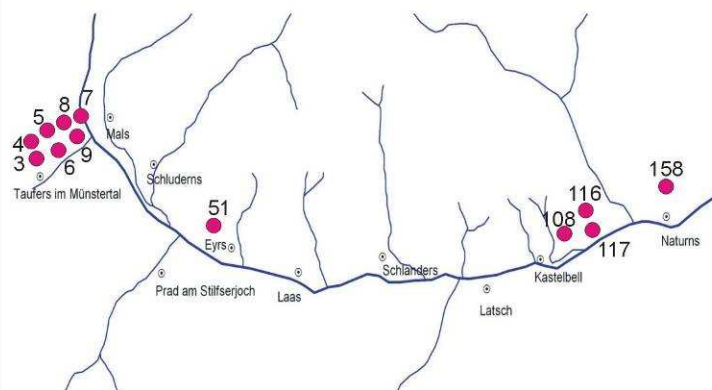
Bodentyp:
Brauner Ranker /
Verbraunte Pararendzina

Humustyp:
Moder/
Mullartiger Moder

Bestandesauf- und Grundriss



Lage der Aufnahmeflächen



- AF 3, AF 4 Laatsch / Oberberg
- AF 5, AF 6 Laatsch / Oberberg - Predigitzi
- AF 7, AF 8 Laatsch / Predigitzi
- AF 9 Laatsch / Predigitzi
- AF 51 Eyrser Leiten
- AF 108 Galsaun / oberhalb von Hochgalsaun
- AF 116 Tschars / oberhalb von Oberschöneegg
- AF 117 Tschars / bei Oberschöneegg
- AF 158 Naturns / zwischen Rofen und Farnell, an der Straße

Lage und Standort

Der erste Verbreitungsschwerpunkt befindet sich am Eingang des Münstertales in schwer zugänglichem Felsbereich sowie in Schuttrinnen, wo die Flaumeiche als schuttstauendes Element wirkt. Der zweite Schwerpunkt liegt zwischen Kastelbell und Naturns, wo die Bestände Schutzwaldcharakter gegen Steinschlag haben. Bei Eyrs konnte ein kleiner Bestand aufgenommen werden, der allerdings bestätigt durch die Clusteranalyse zu den submontanen Flaumeichenwäldern tendiert. In der Ordination (Abb. 2.4a) nimmt die Aufnahme 51 eine intermediäre Stellung ein. Aus praktischen Gründen wurde sie dennoch in die Gruppe der tiefmontanen Flaumeichenwälder gestellt. Alle Bestände wachsen auf steilen Süd- bis Südosthängen. Als Bodentyp kommt sehr trockener brauner Ranker vor. Die pH-Werte liegen im mittelsauren Bereich, als Humustyp dominieren Moder und mullartiger Moder.

Bestandesbeschreibung

Der tiefmontane Flaumeichenwald kann in zwei Varianten unterteilt werden: Die erste Variante wird durch ein- bis zweischichtige Bestände charakterisiert. Die Oberschicht bildet ein geschlossenes Kronendach, die Mittelschicht ist nur schwach entwickelt. Die Flaumeichen sind häufig krummwüchsig und mehrstämmig (Stockausschlag) und erreichen eine durchschnittliche Höhe von 8 bis 10 m bei einem Alter von ca. 80 Jahren. Es sind dies die Bestände in Schuttrinnen und in Steinschlagzonen.

Als zweite Variante scheinen die zweischichtigen Lärchen-Flaumeichenbestände auf, wobei die Lärche mit durchschnittlich 20 m Höhe deutlich vorwüchsig ist und die Flaumeiche mit durchschnittlich 11 m zumeist eine geschlossene Mittelschicht bildet. Im Untervinschgau mischt sich auch noch die Blumenesche im Nebenbestand bei. Diesen Bestandestyp findet man vorwiegend auf ehemals intensiv beweideten Flächen. Die Strauchschicht ist in beiden Varianten nur mäßig entwickelt. In der artenreichen (im Schnitt 61 Arten pro Aufnahme) Krautschicht verjüngt sich die Flaumeiche sehr gut, die Blumenesche ist nur in den Untervinschgauer Beständen vorhanden. Die Mooschicht ist nur wenig ausgeprägt.

Dominante und stete Arten

Strauchschicht (Deckung 2-10(40)%): *Juniperus communis*. Krautschicht (Deckung 3 – 35 (70)%): *Coronilla emerus*, *Brachypodium rupestre*, *Campanula rapunculoides*, *Phyteuma betonicifolium*, *Festuca valesiaca*, *Erysimum rhaeticum*, *Verbascum austriacum*, *Saponaria ocymoides*, *Carex humilis*, *Quercus pubescens*, *Asplenium trichomanes*, *Poa nemoralis*. Mooschicht (Deckung 1-5%): *Porella platyphylla*, *Tortula ruralis*.

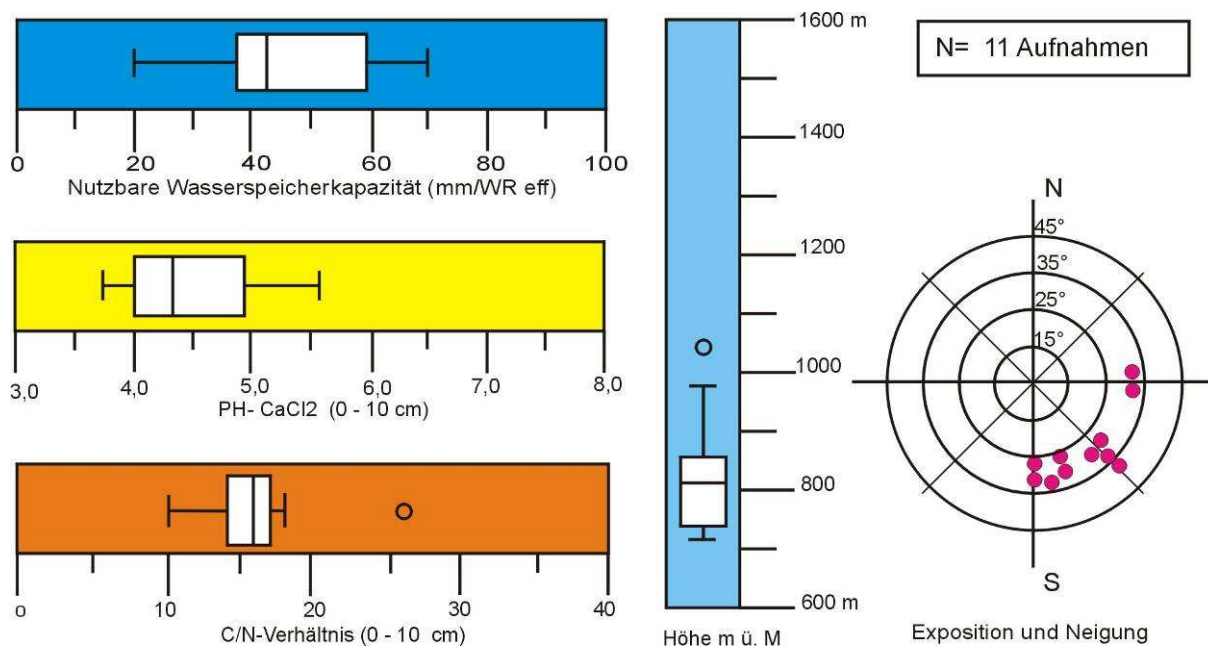
Trennarten gegen den submontanen Flaumeichenwald

Poa nemoralis, *Coronilla emerus*, *Brachypodium rupestre*, *Campanula rapunculoides*, *Veronica officinalis*.

Trennarten gegen den tiefmontanen Rotföhrenwald

Coronilla emerus, *Brachypodium rupestre*, *Campanula rapunculoides*, *Phyteuma betonicifolium*, *Verbascum austriacum*, *Poa nemoralis*.

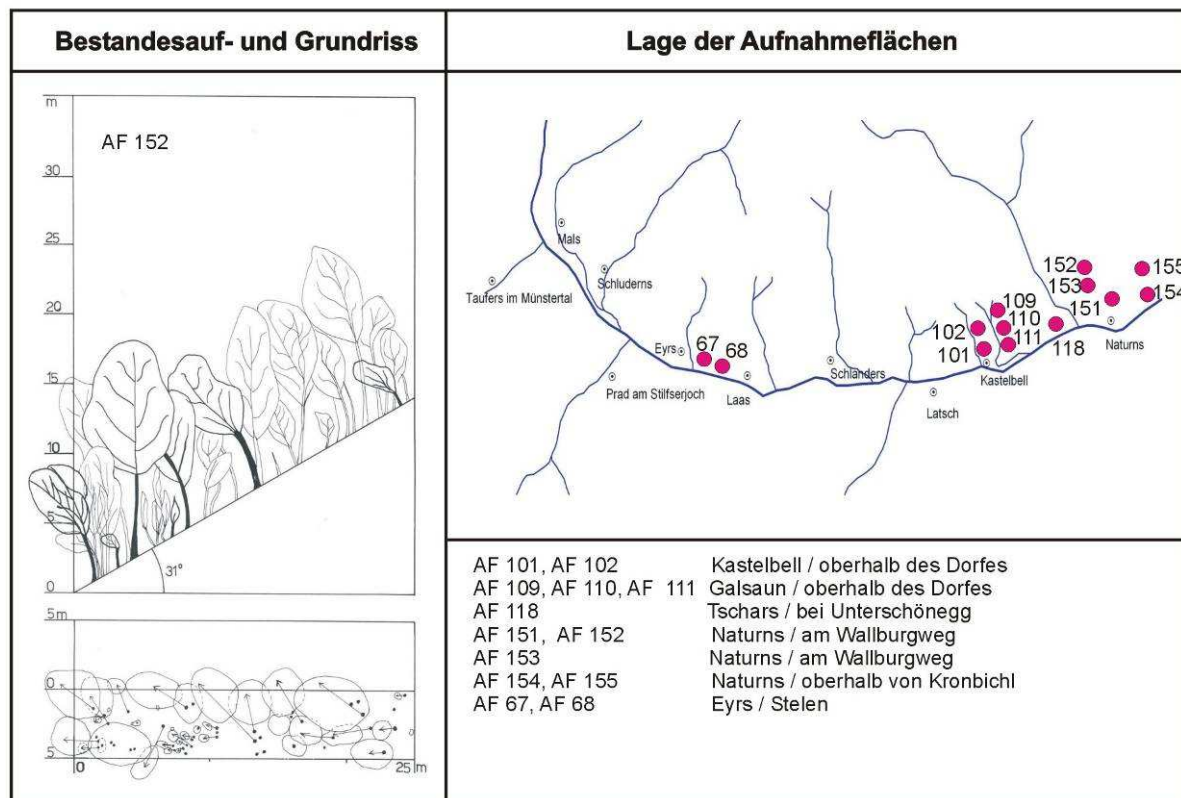
2.3.6.4 Submontaner Flaumeichenwald (*Festuco valesiacae*-*Quercetum pubescentis* asplenietosum *adianti-nigri*)



Makrorelief:
Mittelhang

Bodentyp:
Verbraunte Pararendzina

Humustyp:
Mullartiger Moder / Moder



Lage und Standort

Die Standorte liegen im unteren Vinschgau im Gebiet zwischen Kastelbell und Naturns. Von der Schnalstalmündung abwärts bildet der Flaumeichenwald einen zusammenhängenden Waldgürtel im submontanen Bereich. Die Bestände besiedeln steile Süd- und Südosthänge aus Blocksturz- oder Schuttmaterial. Der häufigste Bodentyp ist verbrauchte Pararendzina, worauf sich mullartiger Moder oder Moder ausbildet. Das C/N-Verhältnis des Oberbodens ist mäßig eng und die Bodenreaktion ist als mäßig sauer zu bezeichnen. Bei Eyrs, auf einer Höhe von 910 m konnte ein kleiner Eichenhain (Einheit D) erhoben werden, der hier auf Grund seiner geringen Ausdehnung nicht eigens beschrieben wird.

Bestandesbeschreibung

Zumeist trifft man auf geschlossene Stangenholzbestände mit einer durchschnittlichen Höhe von 12 bis 14 m bei einem Alter von 40 bis 60 Jahren. Die Bestände sind meistens mehrschichtig aufgebaut, wobei einzeln beigemischte Lärchen und Rotföhren vorwüchsig sind. Die Flaumeiche bildet die geschlossene Mittelschicht, worin die Blumenesche einzeln bis truppweise beigemischt ist. Der Nebenbestand setzt sich gleichermaßen aus Blumenesche und Flaumeiche zusammen. Die Stangenholzbestände sind zum Großteil aus Stockausschlägen entstanden, wobei gelegentlich auch einzelne Kernwüchse anzutreffen sind. Sowohl die Strauch- als auch die Krautschicht sind im Bestandesinneren schwach entwickelt. In der Krautschicht gibt es neben der dominanten *Carex humilis* eine gut entwickelte Verjüngung durch Flaumeiche und Blumenesche. Nur in wenigen Fällen findet man diese Baumarten in der Strauchschicht. Innerhalb dieser Gruppe lassen sich nochmals eine artenarme und eine artenreiche Variante unterscheiden. Die artenarme Variante wurde bei Naturns aufgenommen, wo die Bestände geschlossen und etwas dunkel sind. In der artenreichen Variante kommen vor allem Pflanzen aus dem Trockenrasen hinzu, weil sich die Flaumeichengruppen mit kleinen Lichtungen verzahnen oder weil Trockenrasenelemente wie *Sempervivum tectorum*, *Stachys recta*, *Petrorhagia saxifraga*, *Achillea tomentosa* sowie *Medicago falcata* auf die ehemals offeneren Bestände hinweisen.

Dominante und stete Arten:

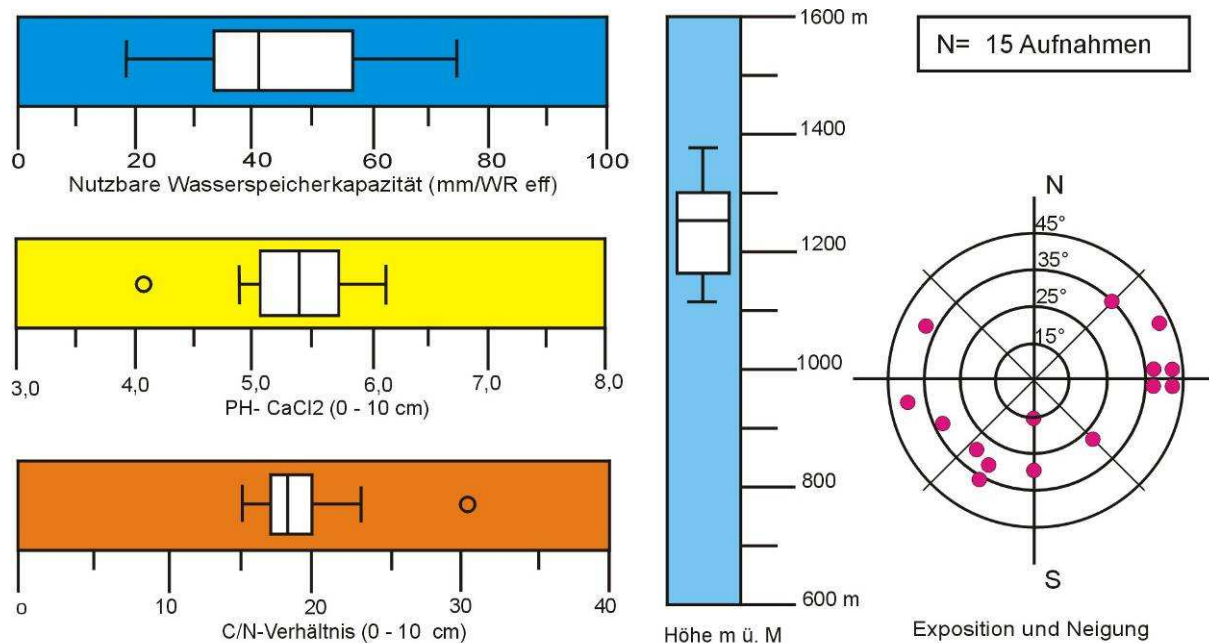
Krautschicht (Deckung 10 – 35%): *Fraxinus ornus*, *Quercus pubescens*, *Carex humilis*, *Hieracium umbellatum*, *Asplenium adiantum nigrum*, *Festuca stricta* ssp. *bauzanina*, *Saponaria ocymoides*, *Aplenium trichomanes*, *Galium lucidum*, *Polypodium vulgare*, *Phleum phleoides*, *Teucrium chamaedrys*.

Moosschicht (Deckung 2 – 5%): *Brachythecium velutinum*, *Porella platyphylla*.

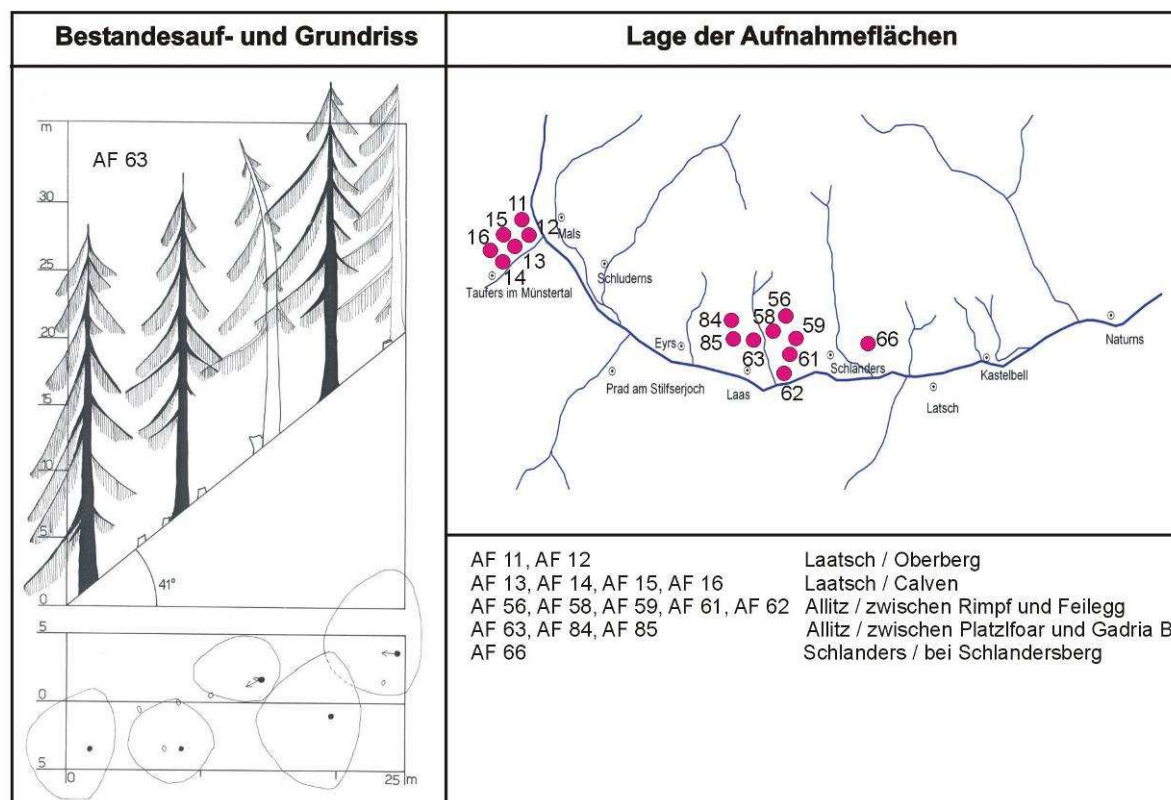
Trennarten gegen den tiefmontanen Flaumeichenwald

Fraxinus ornus, *Hieracium umbellatum*, *Asplenium adiantum-nigrum*, *Festuca stricta* ssp. *bauzanina*, *Campanula bononiensis*.

2.3.6.5 Montaner, trockener Lärchenwald (*Brachypodio rupestris* - *Laricetum deciduae cerastietosum arvensis*)



Makrorelief: Mittelhang / (Unterhang)	Bodentyp: Verbraunte Pararendzina Pararendzina	Humustyp: Moder / Mullartiger Moder
---	---	---



Lage und Standort

Am Eingang des Münstertales sowie zwischen Eyrs und Schlanders wachsen Lärchen-Weidewälder in der tiefmontanen Höhenstufe. Man findet sie auf ost- bis westexponierten, steilen Hängen. In Abhängigkeit von der Exposition lassen sich zwei Varianten beschreiben: Eine sehr trockene Variante mit *Carex humilis* an den Westhängen und eine trocken-mesophile Variante mit *Festuca heterophylla* auf den Osthängen. Als Bodentyp dominiert die mittelsaure verbrauchte Pararendzina, worauf ein Moder (Graswurzelfilz-Moder) liegt.

Bestandesbeschreibung

Meist handelt es sich um lockere Baumholz- oder Altholzbestände, die auf den trockenen Westhängen schlecht wüchsig und mäßig ausgeformt sind. Sie erreichen eine durchschnittliche Höhe von 18 bis 20 m. Typisch für diesen bodentrockenen Bestandestyp ist die ausgeprägte Strauchschicht, die von *Juniperus communis* dominiert wird. Auf den Osthängen ist die Wüchsigkeit und die Ausformung der Lärchen wesentlich besser, die durchschnittliche Höhe der Bestände liegt dort bei 25 m. Die Bestände sind sehr oft einschichtig aufgebaut, nur in einigen Fällen, wo sich Rotföhre, Flaumeiche oder auch Birke beimischen, kommen zwei bis drei Schichten vor. Hier ist gleichzeitig die Strauchschicht bei weitem nicht so ausgeprägt und der Wacholder tritt in seiner Häufigkeit stark zurück. Die von *Brachypodium rupestre* dominierte Krautschicht unterbindet die Naturverjüngung. Nur einzelne junge Flaumeichen und Lärchen führen ein Kümmerdasein. Insgesamt handelt es sich um die typischen montanen Weidewälder des Vinschgaus.

Dominante und stete Arten

Krautschicht (Deckung (10)35 – 90(95)%): *Brachypodium rupestre*, *Campanula rapunculoides*, *Galium pumilum*, *Dactylis glomerata*, *Cerastium arvense*, *Campanula rotundifolia*, *Lonicera xylosteum*, *Poa nemoralis*, *Galium lucidum*, *Berberis vulgaris*, *Veronica officinalis*.

Auf den Osthängen: *Fragaria vesca*, *Hieracium bifidum*, *Vicia incana*, *Carex digitata*, *Viola riviniana*, *Veronica chamaedrys*, *Cystopteris fragilis*, *Pteridium aquilinum*.

Auf den Westhängen: *Bromus erectus*, *Trifolium pratense*, *Phyteuma betonicifolium*, *Viola rupestris*, *Arenaria serpyllifolia*. Moosschicht auf Osthängen (Deckung 2- 30%): *Hypnum cupressiforme*, *Hylocomium splendens*.

Moosschicht auf Westhängen (Deckung (5) 19 – 30%): *Rhytidium rugosum*, *Abietinella abietina*.

Trennarten gegen den frisch-feuchten Lärchenwald

Festuca heterophylla, *Cerastium arvense*, *Galium lucidum*.

Trennarten gegen den tiefmontanen Flaumeichenwald

Lonicera xylosteum, *Dactylis glomerata*, *Cerastium arvense*, *Campanula rotundifolia*, *Rhamnus cathartica*.

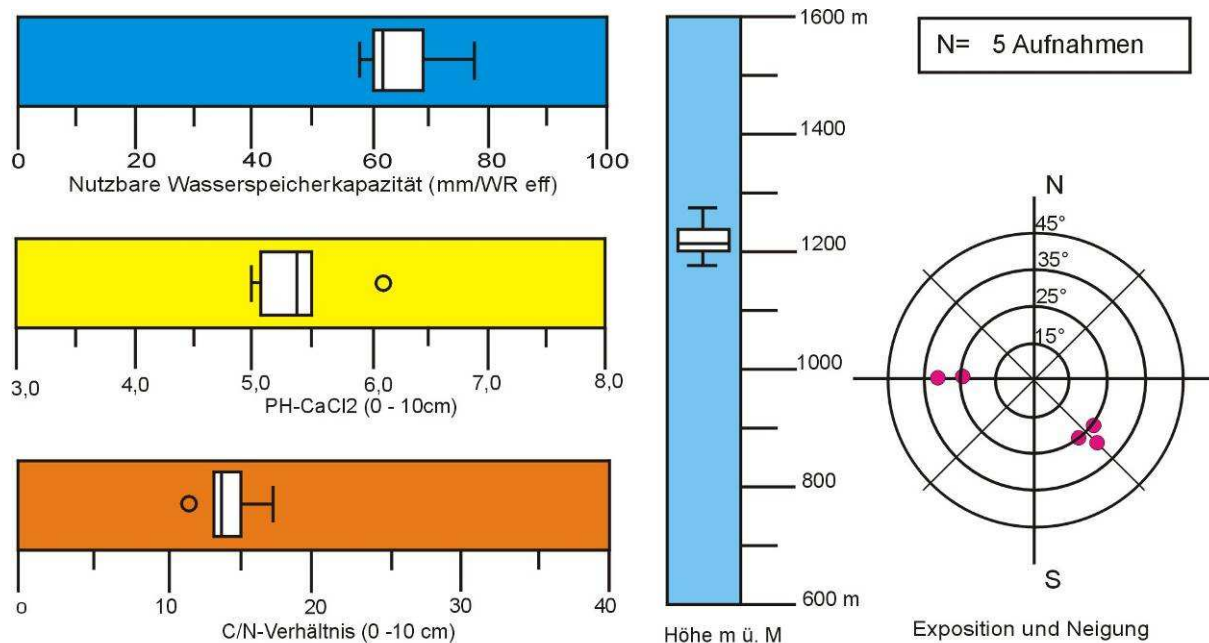
Trennarten gegen den tiefmontanen Rotföhrenwald

Lonicera xylosteum, *Brachypodium rupestre*, *Campanula rapunculoides*, *Dactylis glomerata*, *Festuca heterophylla*, *Cerastium arvense*, *Campanula rotundifolia*, *Poa nemoralis*

Trennarten gegen den hochmontanen Rotföhrenwald

Lonicera xylosteum, *Brachypodium rupestre*, *Campanula rapunculoides*, *Galium pumilum*, *Dactylis glomerata*.

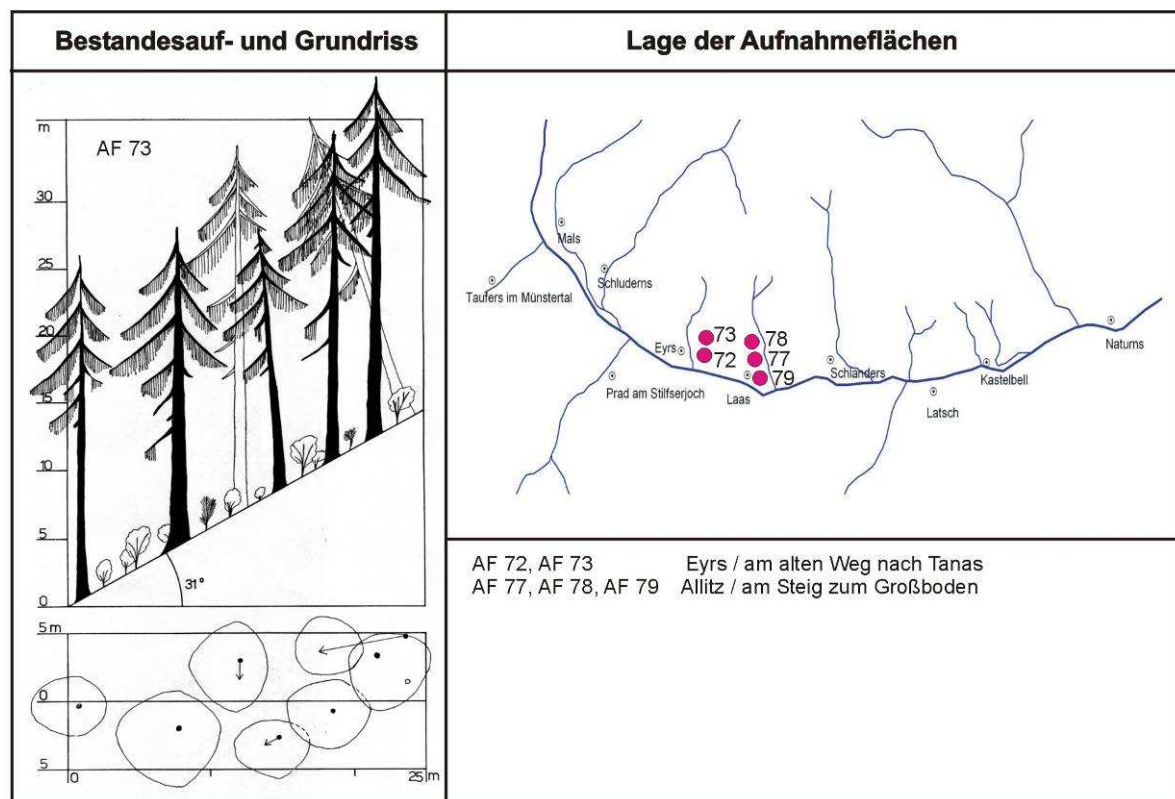
2.3.6.6 Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald (*Brachypodio rupestris*-*Laricetum deciduae* geetosum urbani)



Makrorelief:
Graben / Unterhang

Bodentyp:
Braunerde

Humustyp:
Mullartiger Moder



Lage und Standort

Dieser Waldtyp konnte zwischen Eyrs und Laas in Grabenstandorten und auf Unterhängen, wo sich Wasser und Nährstoffe anreichern aufgenommen, werden. Auch oberhalb von Kortsch und Schlanders kommt er in feuchten Gräben vor. Als Bodentyp findet man tiefgründige, mittelsaure Braunerde, worauf ein mullartiger Moder liegt. Das C/N-Verhältnis von ca. 13 deutet eine hohe Umsetzungsrate an.

Bestandesbeschreibung

Auf den frisch-feuchten Standorten sind die Lärchen sehr gut wüchsig und erreichen bei einem Alter von 85 Jahren eine Höhe von 30 m. Die Bäume sind geradschaftig, und die einschichtigen Bestände weisen einen lockeren Schlußgrad auf. Ein typisches Bestandesmerkmal ist die üppige Strauchschicht, in der die Rote Heckenkirsche und der Liguster dominieren. In der ebenfalls gut entwickelten Krautschicht kommen neben *Brachypodium rupestre* auch *Fragaria vesca*, *Galium mollugo*, *Geum urbanum* und *Elymus caninus* vor. Die Artengarnitur zeigt einen überdurchschnittlich gut wasser- und nährstoffversorgten Standort an.

Dominante und stete Arten

Strauchschicht (Deckung 20 – 70%): *Lonicera xylosteum*, *Ligustrum vulgare*, *Berberis vulgaris*, *Prunus mahaleb*, *Juniperus communis*.

Krautschicht (Deckung 50 – 80%): *Geum urbanum*, *Elymus caninus*, *Geranium robertianum*, *Prunus mahaleb*, *Ligustrum vulgare*, *Urtica dioica*, *Astragalus glycyphyllos*, *Moehringia trinervia*, *Brachypodium rupestre*, *Campanula rapunculoides*, *Fragaria vesca*, *Lonicera xylosteum*, *Galium mollugo*, *Rubus idaeus*, *Carex humilis*.

Trennarten gegen den trockenen Lärchenwald

Geum urbanum, *Elymus caninus*, *Geranium robertianum*, *Prunus mahaleb*, *Ligustrum vulgare*, *Urtica dioica*, *Astragalus glycyphyllos*, *Moehringia trinervia*.

2.4 Diskussion

2.4.1 Hochmontaner Rotföhrenwald (*Astragalo-Pinetum laricetosum deciduae*)

Dieser wie auch der nächstfolgende Waldtyp kann dem Astragalo-Pinetum BR.-BL. 1961 zugeordnet werden. Die hier unterschiedenen Subassoziationen wurden mit regionaler Gültigkeit ausgeschieden. Inwieweit sie überregionale Bedeutung haben, müßte durch eine Gesamtbearbeitung abgeklärt werden.

Im Tiroler Oberinntal wächst auf Dolomitstandorten der zentralalpine Schneeheide-Kiefernwald. Die Kiefer besiedelt dort edaphisch extremste Standorte und bildet eine wenig veränderliche Dauerwaldgesellschaft aus (HÖLZEL 1996). Auf den hochmontanen Trockenhängen des Vinschgau, wo Flaumeichen aus Temperaturgründen nicht mehr vorkommen und wo Lärche oder Fichte wegen des angespannten Wasserhaushaltes nicht oder kaum Fuß fassen, dominieren Rotföhrenbestände. Sie haben durchaus primären Charakter und sind somit als Dauerwaldgesellschaft im Sinne von MAYER (1974) einzustufen, die jedoch durch Beweidung beeinflusst wurde.

Das Areal ist heute im unteren und mittleren Vinschgau zusammenhängend. Erst oberhalb von Schlanders löst es sich in Inselvorkommen auf. Es ist aber anzunehmen, daß früher ein geschlossener Rotföhrengürtel bis ins Münstertal reichte, wo heute noch Bestände vorhanden sind. Wahrscheinlich wurden diese Wälder im oberen Vinschgau wesentlich stärker durch anthropozogene Beeinflussung vernichtet, da sie in der Nähe von den Dauersiedlungen lagen. Im unteren Vinschgau, wo die Siedlungen durchschnittlich auf 600 m ü. M. liegen, war der Weide- und Holznutzungsdruck in den sub- und tiefmontanen Beständen groß. Die hochmontanen Wälder lagen bereits etwas entlegen und wurden nicht so stark genutzt.

2.4.2 Tiefmontaner Rotföhrenwald (*Astragalo-Pinetum juniperetosum communis*)

Der tiefmontane Rotföhrenwald entspricht im Wesentlichen dem Astragalo-Pinetum von BRAUN-BLANQUET (1961). Auffallend im Vergleich zu diesen ist, daß in den vorliegenden Aufnahmen die charakteristischen Leguminosen bezüglich Häufigkeit seltener und bezüglich Deckung geringer sind. Wahrscheinlich liegt dieser Beobachtung eine geographische Komponente zu Grunde. Im Gebiet zwischen Glurns und Prad, wo BRAUN-BLANQUET (1961) seine klassischen Aufnahmen durchführte, kommen auch heute noch *Astragalus pastellianus*, *Ononis rotundifolia* und *Astragalus onobrychis* nebeneinander vor. Obwohl diese Arten auch anderswo im Untersuchungsgebiet auftreten, sind sie selten gemeinsam anzutreffen.

Was die Entstehung und Entwicklung der Bestände angeht, dürfte es Unterschiede geben. Während die Bestände des mittleren und unteren Vinschgau primären Charakter haben und als Bindeglied zwischen den sub- bzw. tiefmontanen Flaumeichenwäldern und den hochmontanen Rotföhrenwäldern aufzufassen sind, haben die Bestände bei Glurns und Prad eher sekundären Charakter. Sie sind vermutlich zum Großteil – abgesehen von den Felsstandorten – durch Beweidung und durch Streunutzung aus Mischwäldern entstanden. Da die Beweidung seit 1950 im Gebiet zurückgegangen ist, haben sich neben den Rotföhren auch Lärchen und Laubbäume wieder angesiedelt. Gut ist diese Entwicklung zwischen Prad und Agums zu beobachten.

Bei den tiefmontanen Beständen des Sonnenberges handelte es sich um ehemals echte, d.h. natürliche Mischbestände, woraus im Laufe der Zeit die Flaumeiche infolge der Beweidung verdrängt

wurde. Darauf weist die Beobachtung hin, daß heute in der Krautschicht weder Flaumeiche noch Blumenesche fehlen. In den anderen Bestandesschichten kommen sie aber kaum vor, was auf deren Ausfall durch Kleintier- oder Wildverbiß hindeutet.

2.4.3 Tiefmontaner Flaumeichenwald (*Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis brachypodietosum rupestris*)

Die Flaumeichenwälder des Vinschgaus wurden von BRAUN-BLANQUET (1961) syntaxonomisch als zum *Orneto-Ostryon* gehörig eingestuft. Tatsächlich kann man die Vinschgauer Bestände als artenärmere geographische Vorposten der thermophilen Flaumeichenwälder zwischen Bozen und Meran auffassen (PEER 1983). Inwieweit die geographische Differenzierung nach PEER (1983) Gültigkeit hat, kann nur eine ausgreifende und vergleichende Analyse der Flaumeichenwälder in der weiteren Umgebung klären. Die Syntaxa von PEER (1983) wurden offensichtlich nicht gültig beschrieben, da er keine Aufnahme seiner Tabelle als nomenklatorischen Typus ausweist (EXNER briefl. Hinweis). Wir übernehmen seinen, auch unserer Meinung nach passenden Assoziationsnamen für die Vinschgauer Flaumeichenwälder unter Auswahl von Aufnahme 5 (PEER 1983) als nomenklatorische Typusaufnahme (BARKMAN et al. 1987). Diese Aufnahme stammt vom Naturnser Sonnenberg und liegt in direkter Nachbarschaft zu unseren Aufnahmen 151 bis 155 (siehe Vegetationstabelle 2.7).

Im Gebiet lassen sich eine submontane und eine tiefmontane Subassoziation unterscheiden, wobei zwei Standortsfaktoren für das Vordringen der Flaumeichenbestände in die tiefmontane Höhenstufe ausschlaggebend sein dürften. Einerseits handelt es sich um tiefmontane Gunstlagen und andererseits dürfte Steinschlag der Flaumeiche einigen Konkurrenzvorteil bringen. Ihre Möglichkeit zur vegetativen Regeneration nach mechanischer Beschädigung läßt sie im Vergleich zur Rotföhre besser aussteigen.

Neben dem reinen Flaumeichenwald gibt es auch zweischichtige Lärchen-Flaumeichenbestände, die als anthropo-zoogenes Sukzessionsstadium aufgefasst werden können. Uralte, einzeln stehende Lärchen-Überhälter sind der Weide und der Holznutzung nicht zum Opfer gefallen. Heute, wo vor allem die Weidenutzung eine wesentlich geringere Rolle spielt, konnten sich unter den Lärchen wieder Flaumeichen ansiedeln.

Daß die obere Grenze der Flaumeiche von den Strahlungsverhältnissen und der Meereshöhe, also von den Wärmebedingungen am Standort abhängig ist, konnte BURNAND (1976) zeigen. Warum aber die Rotföhre nicht oder nur vereinzelt in den submontanen Höhengürtel hinabsteigt, bedarf einiger Überlegungen.

Es ist sicher anzunehmen, daß die Rotföhre in dichten und dunklen Flaumeichenbeständen keine Bedingungen vorfindet, die ihrer Verjüngung entgegenkommt. Nach Zerstörung des Flaumeichenwaldes etwa durch Brand käme die Rotföhre auch im submontanen Bereich als Pionierbaum auf. Mit dem Fortschreiten der Sukzession kommt früher oder später das lichtökologische Aus für die Rotföhrenverjüngung und spätestens dann, wenn die Bäume an Altersmortalität zu Grunde gehen, bleibt ein Flaumeichen-Reinbestand übrig. Doch ein weiterer ökologischer Faktor scheint von Bedeutung zu sein: Im vorigen Jahrhundert beschrieb BAZING (1872), wie man gegen die „Spinnraupe“ im Vinschgau einschreiten müsse, so daß ihr nicht „in weniger als einem Menschenalter der ganze noch vorhandene spärliche Kiefernbestand (*Pinus sylvestris*, Anm. der Verfasser) zum Opfer fallen muß“. DEUTSCH (1955) hielt fest: „Bis jetzt hat sich die Schwarzkiefer

dem Befall durch den Prozessionsspinner gegenüber auch viel widerstandsfähig erwiesen als die Weißföhre.“ Der Kiefernprozessionsspinner hat also schon früher Schäden an den Rotföhren angerichtet und hat sich in den vergangenen vier Jahrzehnten sekundär auf die angepflanzten Schwarzföhren ausgebreitet. Nun gibt es aber für den Falter eine temperaturbedingte obere Ausbreitungsgrenze, die bei 1100 m ü. M. liegt (HELLRIGL 1995). Dies ist auch jener Höhenbereich, indem die Flaumeiche von der Rotföhre abgelöst wird. Es ist also denkbar, daß die Rotföhre durch den Prozessionsspinner aus dem submontanen Höhengürtel hinausreguliert wurde, wodurch reine Flaumeichenwälder entstehen konnten.

Mit großer Wahrscheinlichkeit reichte früher ein geschlossenes Flaumeichenareal bis ins Münstertal, wo heute noch oberhalb des Calvenwaldes Bestände anzutreffen sind. Wenn auch das heutige Areal zwischen Schlanders und dem Münstertal unterbrochen scheint, so findet man doch bei genauerem Hinsehen Flaumeichenbestände in Eyrs und Einzelbäume in Hecken oberhalb von Schluderns und Spondinig. Daß die Flaumeiche früher im oberen Vinschgau häufiger und vor allem in ansehnlicher Größe vorgekommen sein muß, darauf verweist eine historische Quelle aus dem Jahr 1287. Im Registrum Goswins von Marienberg (ROLIO 1996) steht geschrieben: „Festzuhalten ist auch, daß wir im Dorf Laatsch (am Eingang des Münstertales, Anm. d. Verfasser) und bei der dortigen Nachbarschaft Rechte besitzen, daß wir jährlich in ihrem Walde Holz holen dürfen, Eichen, Eichenholz, zum Gebrauch und Nutzen unseres Hauses, und daß wir soviel Holz holen dürfen, wie wir es für unsere Arbeiten notwendig brauchen.“ Offensichtlich hat es in Laatsch noch im Hochmittelalter stattliche Eichenwälder gegeben, aus denen das Kloster jährlich nach Bedarf Holz beziehen konnte. So scheint es, daß erst die mittelalterliche Bevölkerungszunahme und der daraus entstandene Nutzungsdruck die Flaumeichenbestände so stark zurückdrängten.

2.4.4 Submontaner Flaumeichenwald (*Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis* asplenietosum adianti-nigri)

Das heutige geschlossene Etschtal - Areal klingt bei Kastelbell aus. Weiter oben im Tal, bei Eyrs, findet sich noch ein kleiner Bestand, der aufgrund seiner Höhenlage noch zum submontanen Flaumeichenwald, der bis ca. 1000 m ü. M. reicht, gestellt wird. Er ist aber hinsichtlich Nährstoff- und Wasserhaushalt wesentlich besser versorgt und ist somit eine spezielle Variante. Es ist anzunehmen, dass das Areal früher bis in die Gegend von Schlanders gereicht hat. Es scheint aber genauso plausibel, dass diese Bestände zuallererst durch die jungsteinzeitliche oder kupferzeitliche Einflussnahme des Menschen zurückgedrängt wurden.

Die Variante mit dem geschlossenen Kronendach und entsprechend ungestörter, großer Aufnahmeflächen zeichnet sich durch wenige Arten pro Aufnahme aus. Dort, wo sich die Kleinbestände mit Trockenraseninseln verzahnen, schnellte die Artenzahl pro Aufnahme flächig sofort empor. Arten der Trockenrasen können von der Seite her in die Bestände eindringen. Eigentlich handelt es sich in diesen Fall aufgrund des kleinstrukturierten Vegetationsmosaiks um Vegetationskomplexe. Ob nun diese Trockenraseninseln einen primären (pedologischen) oder sekundären (Weideeinfluß) Charakter haben, müßte im Detail überprüft werden. Wahrscheinlich spielen beide Faktoren in unterschiedlichem Maße eine Rolle. KÖLLEMAN (1979) hat die Übergänge vom geschlossenen Flaumeichenbestand zum lockeren Buschbestand und weiter zum offenen Trockenrasen im Detail beschrieben. Es ist aber auch damit zu rechnen, daß sich die Trockenrasenelemente zu Zeiten lückigerer Bestandesstruktur etabliert hatten und daß klonale,

langlebige Arten sich auch nach zunehmendem Bestandesschluß – gewissermaßen als genetische Zeigerarten (AICHINGER 1951) – bis heute halten konnten.

Die besonders typischen Arten sind als geographische Differenzialarten zu bezeichnen. Vor allem *Asplenium adiantum-nigrum*, *Festuca stricta* subsp. *bauzanina* (PILS 1983) und *Campanula bononiensis* haben ihr Areal von Kastelbell abwärts.

Am besten wäre der Vinschgauer Flaumeichenwald wohl als *Festuco valesiacae* agg.-*Quercetum pubescentis* zu bezeichnen, da *Festuca valesiaca* SCHLEICH ex. GAUDIN, *Festuca rupicola* HEUFF. und *Festuca stricta* HOST subsp. *bauzanina* (PILS 1983) in den Beständen vorkommen. Dabei haben *Festuca valesiaca* und *Festuca rupicola* ihren Verbreitungsschwerpunkt im tiefmontanen, *Festuca stricta* subsp. *bauzanina* hingegen im submontanen Flaumeichenwald.

2.4.5 Montaner, trockener Lärchenwald (*Brachypodio rupestris*-*Laricetum deciduae cerastietosum arvensis*)

Thermophile Lärchenwälder der Zentralalpen wurden bis heute kaum syntaxonomisch bearbeitet. Vergleichbar, aber wahrscheinlich nicht dieselbe Einheit sind eventuell die Ostioler Lärchenwälder im Virgental (*Junipero sabinae*-*Laricetum* WAGNER 1979). Da in dieser Arbeit und in jener von STAFFLER (1993) umfangreiches Aufnahmемaterial und detaillierte standortkundlich Daten vorliegen, wird dieser für den Vinschgau charakteristische Waldtyp erstmals als Assoziation beschrieben.

Es handelt sich dabei um lichte Lärchenbestände mit einer geschlossenen, üppig wachsenden Bodenvegetation. Jahrhundertlang wurden sie primär als Weideland und erst sekundär zur Holzgewinnung genutzt. Die Beweidung und die Verfilzung der Auflage hemmen die Naturverjüngung. Nur vereinzelt findet man Jungpflanzen.

Schwierig zu beantworten ist die Frage, aus welchem Waldtyp diese Bestände entstanden sind. Es scheint plausibel, daß es sich ursprünglich um lärchendominierte Wälder mit Fichte oder Rotföhre handelte. Die Lärche als Lichtbaumart vermochte sich auf den steilen Hängen, bevorteilt durch den Genuß des Seitenlichtes, gegen die Fichte zu behaupten. Auch gibt es, bedingt durch die Steilheit des Geländes, immer bodenoffene Stellen, wo die Lärche das ihr entsprechende Keimbett vorfindet.

Der Mensch hat durch die Weidewirtschaft und durch selektiven Hieb aus Lärchen-Mischwäldern reine Lärchenwälder geschaffen (WOPFNER 1995). Für diese Behauptung fehlt uns zwar der zwingende naturwissenschaftliche Nachweis durch Pollenanalysen, aber aktuelle Beobachtungen lassen diesen Schluß zu. So hat sich beispielsweise in einem Lärchenwald bei der Calven (Eingang des Münstertales) seit der Weideauffassung ein Fichtenjungwuchs eingestellt, der heute eine dichte Unterschicht bildet. Allerdings handelt es sich um einen überdurchschnittlich gut wüchsigen, und dynamischen Murkegel-Standort. Ähnliches könnte sich auch, zwar in stark abgeschwächter Form und in wesentlich größeren Zeiträumen, in den steilen und trockenen Hang-Lärchenwäldern abspielen, wobei dort die Lärche immer eine dominante Rolle spielen würde. Je flacher oder frischer, also je wüchsiger ein Lärchenstandort ist, desto eher würden bei der Auffassung der Waldweide im montanen Bereich die Fichte, im subalpinen die Zirbe oder in tieferen Lagen Laubbäume den Hauptbestand bilden.

2.4.6 Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald (*Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae geetosum urbani*)

An Unterhangstandorten, auf Hangterrassen oder in Gräben kommt dieser äußerst wüchsige Waldtyp vor. Flächenmäßig ist er von geringer Bedeutung. Die zumeist tiefgründigen Braunerdeböden sind mit Wasser und Nährstoffen gut versorgt. Charakteristisch ist die üppige Strauchschicht. In der Krautschicht kommen unter anderem Fagetalia-, Alno-Ulmion- oder Tilio-Acerion-Arten vor. Es ist denkbar, daß mit der Zeit auf diesen Standorten bei Weideausschluß Esche und Bergahorn aufkommen. Allerdings sind diese frisch-mesophilen Standorte am Sonnenberg nur punktuell anzutreffen.

2.5 Zusammenfassung

Es wurde versucht, die naturnahe Waldvegetation des Vinschgauer Sonnenberges, von der Talsohle bis auf 1540 m ü. M., aus ökologischer und floristischer Sicht zu erheben. Dies war insofern kein leichtes Unterfangen, als daß in dieser alten Kulturlandschaft über weite Strecken nur Waldfragmente als Aufnahmeobjekte zur Verfügung standen. So konnten zum Beispiel im oberen Vinschgau lediglich winzige Bestände von Flaumeiche und Rotföhre erhoben werden. Im Mittel- und Untervinschgau gab es dieselben Schwierigkeiten bei den Lärchen-Weidewäldern. Dennoch ergaben diese teilweise nur punktuellen Informationen ein allgemeingültiges Bild der Waldvegetation.

Es war möglich, drei Hauptwaldtypen zu definieren: Den Flaumeichenwald (*Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis*) der submontanen Höhenlage sowie den Rotföhrenwald (*Astragalo-Pinetum*) und den Lärchenwald (*Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae*) der montanen Stufe. Jeder dieser Waldtypen lässt sich noch in Subtypen differenzieren.

Der submontane Flaumeichenwald des mittleren und unteren Vinschgaus zeichnet sich durch die Anwesenheit der Blumenesche aus und erreicht seine obere Verbreitungsgrenze bei 1000 m ü. M. An einigen Stellen, es handelt sich entweder um tiefmontane Gunstlagen oder um Steinschlagzonen, erreicht die Flaumeiche 1200 m ü. M.. Die Blumenesche kommt darin nur mehr sehr selten vor, dafür gesellt sich aber die Lärche hinzu. Typisch ist das häufige Auftreten von *Brachypodium rupestre*. Ebenso gibt es im tiefmontanen Höhengürtel Rotföhrenbestände, die eigentlich Übergangsbestände zu Flaumeichenwäldern darstellen. Durch die starke Beweidung dürften Flaumeiche und Blumenesche in der Vergangenheit zurückgedrängt worden sein. Darauf deutet deren reichlich vorkommende Verjüngung hin, die heute durch das Wild oder auch durch Ziegen und Schafe klein gehalten wird. Im hochmontanen Bereich, also von 1200 bis 1600 m ü. M., wachsen Rotföhren in Form einer Dauerwaldgesellschaft. Die Flaumeiche kann in dieser Höhenlage wegen der ungünstigen Wärmebedingungen nicht mehr mithalten, Lärche und Fichte vermögen auf Grund der immer noch sehr trockenen Verhältnisse nicht Fuß fassen. Die Exposition dieser Bestände reicht von südost bis südwest. Darin unterscheiden sie sich von den hochmontanen, trockenen Lärchen-Weidewäldern, die eher die Südhänge meiden und an den etwas schattigeren Ost- oder Südwest- bis Westhängen vorkommen. Der Gesamtstandort dieses Waldtypes ist immer etwas frischer als jener der hochmontanen Rotföhrenbestände. Neben den trockenen Lärchenwäldern gibt es auf frisch-feuchten Sonderstandorten wie Unterhängen oder Gräben einen sehr wüchsigen Lärchenwaldtyp. Er zeichnet sich durch eine üppige Strauchschicht und durch Fagetalia-, Alno-Ulmion- und Tilio-Acerion-Arten in der Krautschicht aus.

Summary

In this paper we focus on the natural forest vegetation of the southern slopes of the Vinschgau „Sonnenberg“ (South-Tyrol, Italy) from the bottom of the valley up to altitudes of 1540 m s.m. The object is hard to describe phytosociologically because of the intense and long lasting human influence on the forests of this landscape and the smallness of the forest remnants. We only found very tiny stands - with pubescent oak and Scots pine in the western part of the Vinschgau valley and, with European larch, in the central and eastern Vinschgau valley. Nevertheless these remnants can serve for a general view on the natural forest vegetation of the Vinschgau „Sonnenberg“.

We could describe three main forest types at the level of associations, commonly differentiated to subassociations and variants: the submontane forest with pubescent oak (*Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis*) and - at the montane belt - a Scots pine forest (*Astragalo-Pinetum sylvestre*) and a European larch forest (*Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae*).

The *Festuco-Quercetum* represents the zonal vegetation at south facing slopes up to 1000 m s.m. Pubescent oak dominates and even reaches altitudes of 1200 m at sites very favourable with respect to temperature as well as at positions with heavy avalanches of stones. It is accompanied all over by the ornamental ash (*Fraxinus ornus*) and – with increasing quantities to the upper limit – by European larch. The dominating species in the herb layer commonly is *Brachypodium rupestre*. Especially at the lower montane belt (1000 – 1200 m s.m.) pubescent oak and ornamental ash often were wiped out locally by human activities (i. e. browsing by goats and sheeps) and Scots pine took their place in the process of spontaneous reforestation. Nowadays progressive succession to broad leaved forests is documented well by dense layers of juvenile pubescent oak and ornamental ash at such altitudes.

The *Astragalo-Pinetum* represents an azonal vegetation type (permanent community) at relief positions very dry and relatively poor in nutrients between 1200 and 1600 m s.m. At those sites pubescent oak is not competitive because of temperatures too low, and larch as well as spruce cannot survive because of extreme drought. Scots pine forests preferably can be found at slopes exposed southeast to southwest.

The zonal vegetation type *Brachypodio-Laricetum* occurs at the same altitudes (upper montane belt) like the pine forest but it prefers moderate slopes exposed to the east or to the west. It's site conditions are less extreme with respect to temperature and water supply (moderately fresh to fresh). We found secondary larch forests at fresh to very fresh sites with very vigorous shrub and herb layers dominated by species from mesophilous forests (*Fagetalia*-, *Alno-Ulmion*-and *Tilio-Acerion*-species).

Keywords: Italy, South-Tyrol, Vinschgau valley, forest vegetation, *Pinus sylvestris* forest, *Quercus pubescens* forest, larch forest, vegetation ecology, forest ecology.

Dank

Unser Dank gilt Dr. Andreas Feichter für die Anregung zu dieser Arbeit und für die finanzielle Unterstützung bei den Geländeaufnahmen, Dr. Thomas Wilhalm für die vielen Diskussionen und für die Korrektur des Manuskriptes, Mag. Andreas Exner für die Hilfe bei den syntaxonomischen Nomenklaturregeln, Doz. Dr. Gerhard Pils für die Nachbestimmung von Gräsern aus der *Festuca valesiaca*-Gruppe, Herrn Heribert Köckinger für die Bestimmung von Moosen und Herrn Dr. Günther Gottschlich für die Überprüfung der kritischen Taxa aus der Gattung *Hieracium*.

2.6 Literatur

- AICHINGER, E., 1951: Soziationen, Assoziationen, Waldentwicklungstypen. Angew. Pflanzensoziol. 1: S. 21-68. Wien.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W.; WEIBER, R., 1996: Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 8. verb. Aufl. 591 S. Springer – Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.
- BARKMAN, J.; MORAVEC, J.; RAUSCHERT, S., 1986: Code of phytosociological nomenclature. Vegetatio, 67. p. 145 – 195.
- BAZING, 1872: Waldvernachlässigung und Waldverwüstung in Tirol. Vortrag des Ministerial-Sekretärs Herrn Bazing in den Sitzungen der Meraner Alpenvereins-Section am 1. Februar und 18. März. Verlag der Alpenvereins-Section Meran.
- BINZ, A.; HEITZ CH., 1990: Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz. Mit Berücksichtigung der Grenzgebiete. 19. Auflage. 659 S. Schwabe & CO AG Verlag. Basel.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1961: Die inneralpine Trockenvegetation : von der Provence bis zur Steiermark. 273 S. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 865 S. Springer-Verlag. Wien, New York.
- BURNAND, J., 1976: Quercus pubescens – Wälder und ihre ökologischen Grenzen im Wallis (Zentralalpen). Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich. 138 S.
- DAL RI & TECCHIATI, 1995: Zur Vor- und Frühgeschichte des mittleren und unteren Vinschgaus. In: Archäologie und Kunstgeschichte in Kastelbell-Tschars und Umgebung. Herausgegeben von der Raiffeisenkasse Tschars in Zusammenarbeit mit dem Landesdenkmalamt Bozen. 167 S.
- DEUTSCH, F., 1955: Die Aufforstung der Vinschgauer Leiten. Unveröff. Manuskript.
- DEUTSCH, F., 1959: Aufforstung auf wasserarmen Gebirgsstandorten im Vinschgau. Allgemeine Forstzeitschrift. Sondernummer Forstkulturen und Wasserhaushalt. Gesamtschriftleitung: Prof. Dr. Rohmeder. 14. Jahrgang. Nr. 10. S. 206 – 209. München.
- DIERSCHKE, H., 1994: Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. 683 S. Ulmer Verlag. Stuttgart.
- EHRENDORFER, F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Zweite erweiterte Auflage bearb. von W. Gutermann. 318 S. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- ELLENBERG, H., 1956: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. In: Walter, H. Einführung in die Phytologie. Band IV: Grundlagen der Vegetationsgliederung, I. Teil. 136 S. E. Ulmer Verlag Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; KLÖTZLI, F., 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Herausgeber / Editeur / Editore der Direktor der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen. Bd. 48. Heft 4. S. 589 – 930. Zürich.
- ERSCHBAMER, B., 1981: Vegetationsmosaik im Flaumeichenwald des Bozner Trockengebietes und Überlebenstrategien dominanter Pflanzen. Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen am Guntschnaberg. 178 S. Dissertation an der Universität Innsbruck.
- FISCHER, K., 1974: Agrargeographie des westlichen Südtirols. Der Vinschgau und seine Nebentäler. 365 S. Wilhelm Baumüller Verlag. Wien – Stuttgart.
- FLIRI, F., 1975: Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols. Folge I. 454 S. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck-München.
- FLORA, H., 1879: Wiederaufforstung im Vinschgau. In: Mitteilungen des Deutschen und Oesterreichischen Alpenvereins. Redigiert von Th. Trautwein. Band V. Verlag des Vereins. München.
- FLORINETH, F., 1974: Vegetation und Boden im Steppengebiet des oberen Vinschgaues, Südtirol: Italien. Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck. Band 61. S. 43 – 70. Innsbruck.
- FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME, 1996: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Bearbeitet und zusammengestellt vom „Arbeitskreis Standortskartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 352 S. 5. Auflage. IHW-Verlag. Eching bei München.
- FRAHM, J.-P. & FREY W., 1992: Moosflora. 3. überarbeitete Auflage. Ulmer. Stuttgart.
- GAMPER & STEINER, 1999: Das Ganglegg bei Schluderns. Eine befestigte bronze- und eisenzeitliche Siedlung im oberen Vinschgau. 93 S. Athesia – Werkstatt. Bozen.
- GLEIRSCHER, P., 1991: Zum frühesten Siedlungsbild im oberen und mittleren Vinschgau mit Einschluß des Münstertales. In: Der Vinschgau und seine Nachbarräume. S. 35 – 50. Athesia. Bozen.
- HAMMER, W., 1912: Erläuterungen zur Geologischen Karte. SW-Gruppe Nr.66, Glurns und Ortler. Verlag der k.k. Geologischen Reichsanstalt. Wien.
- HAMMER, W., 1922: Geologischer Führer durch die Westtiroler Zentralalpen. Berlin.
- HAMMER, W. UND JOHN, C.V., 1909: Augengneise und verwandte Gesteine aus dem oberen Vinschgau. Jb. d. k.k. Geol. RA 59, 691-773. Wien.

- HELLRIGL, K., 1995: Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* Den. & Schiff.) in Südtirol. Eine Befallsanalyse der letzten 50 Jahre. Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien des Forstwirtschaftsinspektorates Bozen.
- HÖLLERMANN, P., 1963: Beispiele für anthropogen verstärkte Hangabtragungs- und formungsvorgänge in inneralpinen Tälern. Nachrichten der Akademie der Wissenschaften in Göttingen. S. 251 – 273. Vandenhoeck & Ruprecht in Göttingen.
- HÖLZEL, N., 1996: Schneeheide–Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen. Laufener Forschungsbericht 3. 192 S. Herausgeber: Bayrische Akademie für Natur und Landschaftspflege. Laufen.
- HUBER, B., 1961: Im Orneto-Ostryon des mittleren Eisack- und oberen Etschtales. 15 S. Sonderdruck aus Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, Nr. 62.
- JONGMAN, R.H.; TER BRAAK, C.J.F.; VAN TONGEREN, O.F.R., 1987: Data analysis in community and landscape ecology. 299 pp. Pudoc, Wageningen.
- KÖLLEMAN, CH., 1981: Die Trockenvegetation im Vinschgau. Sonderdruck aus dem Jahrbuch 1981 / 46. Jahrgang des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und – Tiere e.V. S. 127 – 147. München.
- KÖLLEMAN, CH., 1979: Der Flaumeichenbuschwald im unteren Vinschgau. Vegetationskundliche, bodenkundliche und ökologische Untersuchungen. 222 S. Dissertation an der Universität Innsbruck.
- LOOSE, R., 1976: Siedlungsgenese des oberen Vinschgaus. Forschungen zur deutschen Landeskunde. Band 208. 247 S. Trier.
- MAYER, H., 1974: Wälder des Ostalpenraumes. Standort, Aufbau und waldbauliche Bedeutung der wichtigsten Waldgesellschaften in den Ostalpen samt Vorland. 344 S. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- MUCINA, L.; GRABHERR, G.; WALLNÖFER, S., 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 3. Wälder und Gebüsche / hrsg. von Mucina L. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart, New York.
- OTTO, A., 1974: Klimatologisch-ökologische Untersuchungen im Vinschgau (Südtirol). 389 S. Dissertation Univ. Innsbruck.
- PEDROTTI, F., 1996: Suddivisione fitosociologica del Trentino-Alto Adige. Atti del 24° Simposio della Società Estalpino-Dinarica di Fitosociologia. S. 63-79. Ann. Mus. civ. Rovereto.
- PEDROTTI, F., ORSOMANDO, E., CORTINI PEDROTTI C., 1974: Carta della Vegetazione del Parco Nazionale dello Stelvio. 86 S. Edizione dell'Amministrazione del Parco Nazionale dello Stelvio. Bormio.
- PEER, T., 1983: Situation der Flaumeichenbuschwälder in Südtirol. Akademija Nauka Umjetnosti Bosne i Hercegovine. Radovi Knjiga 72. Odjeljenje Prirodnih i Matematičkih Nauka Knjiga 21. S. 459 – 464. Sarajevo.
- PEER, T., 1993: Die Föhrenwälder in Südtirol in ihren räumlichen und ökologischen Beziehungen. Festschrift Zoller. Dissertationes Botanicae 196: S. 191-208. J. Cramer in der Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung. Berlin-Stuttgart.
- PEER, T., 1995: Die natürliche Pflanzendecke Südtirols. Begleittext zur Karte der natürlichen Vegetation 1:200.000. Hrsg.: Amt für Landschaftsplanung. Abteilung Landschafts- und Naturschutz. Autonome Provinz Bozen/Südtirol.
- PILS, G., 1983: Systematik, Karyologie und Verbreitung der *Festuca valesiaca*-Gruppe (Poaceae) in Österreich und Südtirol. Phytos (Austria). Vol. 24. S. 35 – 77.
- PODANI, J., 1993: SYN-TAX-pc. Computer Programs for Multivariate Data Analysis in Ecology and Systematics. Version 5.0. Scientia Publishing, Budapest.
- POTRO, N. M., 1982: Petrographie, Metamorphose, Tektonik und Metallogenese im mittleren Vinschgau / Südtirol (N-Italien). Dissertation an der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.
- ROLIO, CH., 1996: Das Registrum Goswins von Marienberg. Veröffentlichungen des Südtiroler Landesarchivs. 462 S. Wagner. Innsbruck.
- SCHENK, I., 1951: Die Klimainsel Vinschgau. Trient.
- SCHMID, E., 1936: Die Reliktföhrenwälder der Alpen. Pflanzengeographische Kommission der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft. Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz, Heft 21. 190 S. Verlag Hans Huber, Bern.
- STACUL, P., 1965/66/67: Zur Geologie des Vinschgaus. In: Der obere Weg. Jahrbuch des Südtiroler Kulturinstitutes. S. 58 – 75. Bozen.
- STAFFLER, H., 1993: Waldgesellschaften im oberen Vinschgau als Grundlage für ein Wildbewirtschaftungskonzept. Diplomarbeit am Institut für Botanik. 70 S. Universität für Bodenkultur, Wien.
- STRIMMER, A., 1974: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck. Band 61. S. 7 – 42. Innsbruck.

- SUMEREDER, K., 1959: Die Wiederaufforstung des Vinschgauer Leitengebietes. Dissertation an der Leopold-Franzens Universität, Innsbruck. 137 S.
- TER BRAAK, C.J.F., 1987-1992: CANOCO – a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- THÖNI, M., 1980: Zur Westbewegung der Ötztaler Masse. Räumliche und zeitliche Fragen an der Schlinigüberschiebung. Mitt. Ges. Geologie- und Bergbaustudenten in Österreich, 26. S. 247-275. Wien.
- THÖNI, M., 1981: Degree and Evolution of the Alpine Metamorphism in the Austroalpine Unit W of the Hohe Tauern in the light of K/Ar and Rb/Sr Age Determinations on Micas. Jahrb. Geol. B.-A. Band 124, Heft 1. S. 111-174. Wien.
- TÜXEN, R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angw. Pflanzensoziologie 13. S. 4 – 42. Stolzenau / Weser.
- WAGNER, H., 1979: Das Virgental/Osttirol, eine bisher zu wenig beachtete inneralpine Trockeninsel. - Phytocoenologie, 6: S. 303-316.
- WIEDERMANN, R., 1995: Pflanzensoziologisches Datenmanagement mittels PC-Programm HITAB5, Carinthia II, , 53. Sonderheft, S.133-134.
- WILDI, O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel. 90. Heft. 226 S. Zürich.
- WOPFNER, H., 1995: Bergbauernbuch : von Arbeit und Leben des Tiroler Bergbauern / Hermann Wopfner. Hrsg. von Nikolaus Grass. Schlern-Schriften ; Innsbruck : Wagner

Autoren:

Dipl. Ing. Hanspeter Staffler

Autonome Provinz Bozen - Südtirol
Abteilung 30 - Wasserschutzbauten -
Sonderbetrieb für Bodenschutz, Wildbach- und Lawinenverbauung
C. Battisti Str. 23
I- 39100 Bozen, Italien

Univ. Prof. Mag. Dr. Gerhard Karrer

Institut für Botanik
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel Str. 33
A-1180 Wien, Österreich

2.7 Vegetationstabelle

Cluster	A ₁		A ₂		B ₁		B ₃		B ₂		D	C ₁		C ₂		E		
	Astragalo-Pinetum				Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis								Brachypodio rupestris-Laricetum deciduae					
	laricetosum deciduae		juniperetosum communis		brachypodietosum rupestris				asplienetosum adianti-nigri				cerastietosum arvensis		geetosum urbani			
	Carex humilis Variante		Festuca heterophylla Variante															
AUFNPNV.H50	AUFN_1	AUFN_2	AUFN_074	AUFN_106	AUFN_112	AUFN_113	AUFN_075	AUFN_10	AUFN_52	AUFN_64	AUFN_65	AUFN_107	AUFN_156	AUFN_157	AUFN_53	AUFN_115	AUFN_114	AUFN_105
Hanspeter Staffler, Gerhard Karrer, Mai 2000	1	2	074	106	112	113	075	10	52	64	65	107	156	157	53	115	114	105
Datum [t-m-j]	05.07.1995	07.07.1995	28.06.1996	31.07.1995	09.08.1995	09.08.1995	28.06.1996	23.08.1995	01.08.1995	18.08.1995	18.08.1995	31.07.1995	02.07.1996	02.07.1996	01.08.1995	23.08.1995	09.08.1995	31.07.1995
Seehöhe [m]	1240	1240	1540	1400	1510	1380	1540	1250	1340	1150	1080	1150	1120	1130	1270	1170	1140	1090
Exposition	SSE	S	SW	SE	S	W	S	SSE	SW	W	W	SE	SE	SE	SSE	SW	SW	SE
Neigung [°]	45	400	350	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400
Fläche [m²]	27	34	39	29	27	28	31	30	42	41	41	28	25	26	29	27	24	36
nWSK (in mm/Wreff)	0	84	74	43	90	85	46	20	36	50	48	35	62	68	58	71	49	33
HCl-Test am Profil	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
pH-Wert (gem. in CaCl2)	4.2	5.5	4.2	4.6	5.5	4.4	3.9	4.8	5.3	6.8	6.7	4.5	3.8	4.3	4.5	4.2	5.2	6
C/N-Verhältnis	26	29	24	20	16	21	29	28	17	21	22	16	27	23	17	17	14	10
Veg.deck. B1 (%)	60	50	50	75	65	70	70	45	60	60	55	80	65	70	65	55	60	60
Veg.deck. B2 (%)	0	10	10	0	5	5	5	0	0	20	20	5	30	20	10	25	20	20
Veg.deck. S (%)	5	10	5	45	20	20	20	5	5	25	25	10	15	10	35	10	10	10
Veg.deck. K (%)	10	10	40	45	20	15	20	10	10	30	30	65	25	30	65	25	25	20
Veg.deck. M (%)	15	20	2	5	0	0	0	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Artname	Schicht	Steilkl																
Cluster	A1	A2																
Larix decidua	1	III	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Pinus sylvestris ssp.sylv.	1	III	4	3	4	4	4	3	4	4	4	5	4	4	4	4	3	4
Quercus pubescens s.l.	1	II	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Fraxinus ornus	1	I	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Picea abies	1	I	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

51

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

3 Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol / Italien)

STAFFLER H., KATZENSTEINER K., HAGER H., KARRER G., 2003: Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol/Italien). Gredleriana, Vol. 3. pp. 377-414, Bozen.

3.1 Einleitung

Am Vinschgauer Sonnenberg, der von BRAUN-BLANQUET (1961) als „Sanktuarium der ostalpinen Trockenvegetation“ bezeichnet wurde, wachsen heute auf ehemaligen Trockenrasenstandorten Schwarzföhren (*Pinus nigra* ARNOLD). Diese Bestände sind das Ergebnis intensiver Aufforstungen in den fünfziger und sechziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts. Bereits am Ende des 19. Jahrhunderts wurde die forstliche Tauglichkeit der Schwarzföhre für extrem trockene Böden erkannt. Damals wurden rund 115 ha zwischen den Ortschaften Mals und Vetzan bei Schlanders aufgeforstet (FLORA 1879; DEUTSCH 1955; SUMEREDER 1959).

Mittlerweile bedecken die Schwarzföhrenforste eine Fläche von rund 940 ha und vermindern den Oberflächenabfluss sowie die damit verbundene Erosion. Somit scheint das ehemalige Ziel der Aufforstungspioniere, nämlich die Abtragserscheinungen am Sonnenberg zu vermindern (DEUTSCH 1959), erreicht worden zu sein.

Nun haben sich aber in letzter Zeit neue Schwierigkeiten ergeben: Neben den jährlichen Kalamitäten des Kiefernprozessionsspinnners (HELLRIGL 1995) ist neuerdings auch die Waldbrandgefahr zu beachten. Die schwer abbaubare, harzreiche Nadelstreu der Schwarzföhre ist ein gutes Nährmedium für Feuer. Deshalb beabsichtigt die Forstbehörde, die anfälligen Bestände in naturnähere und weniger anfälligere umzuwandeln.

Um rechtzeitig eine Alternativstrategie für die waldbauliche Behandlung dieser Bestände zur Verfügung zu haben, wurde mit der Forstbehörde ein Projekt gestartet, das in seiner Synthese zur Ermittlung der potentiell natürlichen Vegetation (PNV) an jenen Standorten führen soll, die heute von der Schwarzföhre bewachsen sind. Als wichtige Referenz für die PNV dienen die noch bestehenden naturnahen Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenwälder am Vinschgauer Sonnenberg, die bereits im Vorfeld vegetations- und standortkundlich untersucht worden sind (STAFFLER & KARRER 2001). Waldbaulich lässt sich die PNV als Bestockungsziel oder als Soll-Bestandestyp definieren. Da es sich bei den Schwarzföhrenforsten nicht um Wirtschafts- sondern um Schutzwälder handelt, verspricht das PNV-Konzept eine möglichst hohe Stabilität und Vitalität der zukünftigen Bestände.

In vorliegender Arbeit sollen die Hauptbodentypen der obgenannten Wälder erhoben und mit chemischen bzw. physikalischen Parametern charakterisiert werden. Diese Ergebnisse fließen in einen der folgenden Arbeitsschritte ein, in dem die Standortfaktoren der Schwarzföhrenbestände mit jenen der naturnahen Flaumeichen-, Rotkiefer- und Lärchenbestände zu vergleichen sind. Es wird dabei die Frage geprüft werden, ob und wo sich auf heutigen Schwarzföhrenstandorten durch gezielte waldbauliche Steuerung autochthone Flaumeichen-, Rotkiefern- oder Lärchenbestände entwickeln können.

3.2 Das Untersuchungsgebiet

3.2.1 Lage

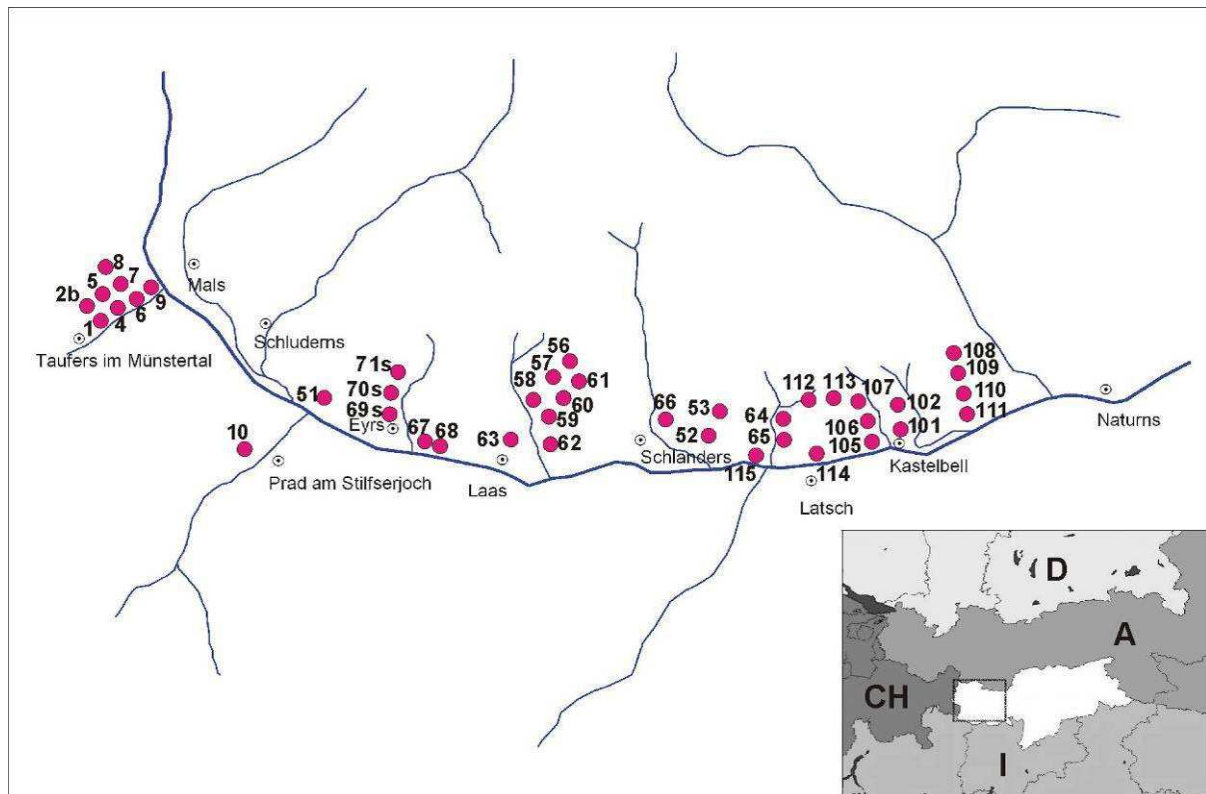


Abb. 3.1: Das Untersuchungsgebiet am Vinschgauer Sonnenberg von Mals bis nach Naturns. An insgesamt 40 Punkten wurden Bodenprofile bis 50 cm Tiefe gegraben und feldbodenkundlich beschrieben. Pro Horizont (0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm) wurden Bodenproben für Laboranalysen entnommen.

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 3.1) erstreckt sich von der Ortschaft Laatsch bei Mals talabwärts bis nach Naturns, wo am Sonnenhang ausgedehnte Flaumeichen-Blumeneschen-Bestände gedeihen. Die bodenkundlichen Erhebungen wurden am Sonnenberg in einer Höhe von 740 bis 1540 m ü. M. durchgeführt, wobei das Augenmerk einerseits auf die naturnahen Rotföhren-, Flaumeichen- und Lärchenbestände als Referenzbestände einer PNV und andererseits auf die Schwarzföhrenforste gerichtet war.

3.2.2 Klima

Über das Klima im Vinschgau wurde schon viel geschrieben. SCHENK (1951) prägte den Begriff „Die Klima-Insel Vinschgau“. Das Tal nimmt demnach eine klimatische Sonderstellung ein und gilt als das niederschlagsärmste Gebiet der gesamten Alpen (OTTO 1974; SCHENK 1951). Die durchschnittlichen, jährlichen Niederschlagssummen in der Periode 1931 – 1960 betrugen in Glurns (915 m ü. M.) 442 mm und in Naturns (551 m ü. M.) 483 mm (FLIRI 1975). Diese geringen Niederschläge bedingen gemeinsam mit den steilen, südexponierten Hängen die extrem trockenen Standortverhältnisse am Sonnenberg.

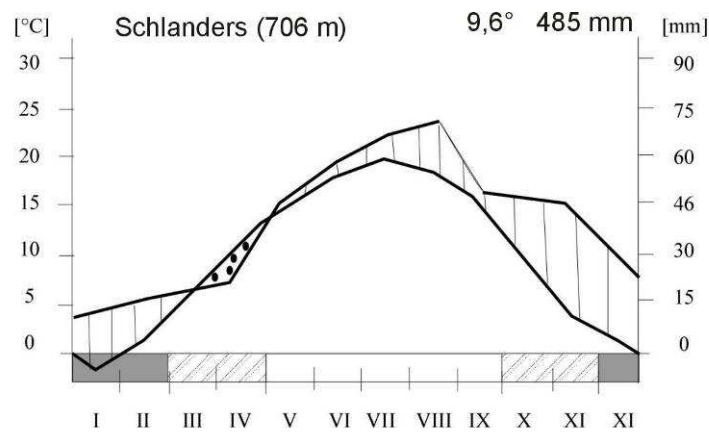


Abb. 3.2: Klimadiagramm von Schlanders aus den Jahren 1931-1960. Punktiert: Trockenzeit, vertikalschraffiert: humide Jahreszeit, grau: kalte Jahreszeit (mittleres Tagesminimum unter 0 °C). Absolutes Temperaturmaximum: 35 °C, absolutes Minimum um: - 16 °C. mittlere Jahrestemperatur: 9,6°, mittlerer Jahresniederschlag: 485 mm (nach STRIMMER 1974).

3.2.3 Geologie

Der Vinschgau liegt in den Zentralalpen und damit in einem Gebirgsabschnitt von wenig variablem Gesteinsbestand und verhältnismäßig einheitlichem geologischen Schicksal. Die Vinschgauer Zentralalpen können folgendermaßen gegliedert werden (STACUL 1966/67/68; THÖNI 1980; THÖNI 1981):

1. Ötztal-Stubai Kristallin
2. Die Vinschgauer Schieferzone oder die Eyrser Phyllite
3. Ortler Altkristallin mit Laaser Serie
4. Marteller Quarzphyllitkomplex
5. Ortler Trias

Die ersten vier Einheiten bestehen aus kristallinen Gesteinen mit einzelnen Bändern und Linsen aus Marmor; die Ortler Trias hingegen setzt sich im Wesentlichen aus carbonatischen, meist dolomitischen Gesteinen zusammen.

Das Untersuchungsgebiet liegt größtenteils im Bereich der Vinschgauer Schieferzone. Lediglich die Gegend am Eingang des Münstertales gehört zur Münstertaler Augengneismasse, welche als kristalline Basis der Unterengadiner Dolomiten gilt. Diese Münstertaler Augengneismasse ist durch die Schlinigüberschiebung von der Vinschgauer Schieferzone und dem Ötztal-Stubai-Kristallin getrennt (HAMMER 1922).

Die Vinschgauer Schieferzone – ein West-Ost streichender Gesteinsstreifen bunter Zusammensetzung – kann zwischen Schluderns und Naturns in zwei Komplexe gegliedert werden: Von Schluderns bis Latsch dominieren Phyllite und Phyllonite, von Latsch bis nach Naturns kommen Orthogneise wie Augen- und Flasergneise unterschiedlichen Mineralgehalts vor (POTRO 1982; THÖNI 1980). Die augenscheinlichen Landschaftsformen des Sonnenberges können direkt von der unterschiedlichen Verwitterbarkeit der beiden Gesteinskomplexe abgeleitet werden: Die Phyllite verwittern sehr leicht und plattig, so dass sich weiche und ausgeglichene – wenn auch steile – Hangformen bilden. Im Bereich der kompakteren Orthogneise, zwischen Latsch und Naturns, erheben sich plötzlich senkrechte Felswände, welche den Hängen einen schroffen Charakter verleihen.

Um nun bodenbildende und bodenchemische Prozesse richtig einschätzen zu können, bedarf es einer genaueren Betrachtung der Petrographie und Mineralzusammensetzung dieser Gesteine.

3.2.3.1 Komplex der Orthogneise

Wie bereits oben angeführt, kommt diese West-Ost streichende Gesteinsgruppe zwischen Latsch und Naturns vor, wobei sie vom Talboden bis auf Hanghöhen von 2000 m ü. M. reicht. Diese Augen- und Flasergneise sowie Granit-Gneise bestehen hauptsächlich aus Quarz, K-Feldspat, Plagioklas, Muskovit und Biotit (HAMMER & JOHN 1909). Zu diesen Hauptmineralien gesellt sich akzessorisch unter anderem noch Calcit hinzu, welcher gelegentlich auch in sekundärer Form auftritt (POTRO 1982).

3.2.3.2 Komplex der Phyllite

Die Phyllite beschränken sich auf den stark durchbewegten Gebirgsteil, welcher sich von Schluderns bis Latsch erstreckt. HAMMER (1912) nennt diese Gesteine „Phyllite des Eyrser und Schlanderser Sonnenbergs“ und beschreibt sie als „... lichtgrünlichgraue oder silberglänzende, schwach flaserige, dünnblättrige Schiefer, deren Flächen mit feinsten lichten Glimmerschuppenaggregaten überdeckt sind, ...“. Quarz, Serizit-Muskovit sowie Chlorit sind die wichtigsten Mineralien, dazu gesellen sich als Nebengemengteile Carbonate, Epidot-Klinozoisit und lagenweise kohliges Pigment. POTRO (1982) teilt den Phyllitkomplex in elf Gesteinsvarietäten ein, wobei mehrere davon neben den Hauptmineralien Carbonate führen. So kommen in den Serizitphylliten gut verzwilligte Calcit-Aggregate und faustgroße carbonatführende Quarzlinsen vor. Ebenso tritt Calcit in den Quarzphylliten auf. Auch in den Kohlenstoffphylliten oberhalb von Spondinig und Eyrers gibt es quarzbetonte Lagen, welche örtlich neben Chlorit reichlich Carbonat führen. Als Carbonate wurden Ankerit ($\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$), Siderit (FeCO_3) und Calcit (CaCO_3) festgestellt. Lagenweise besitzt das Gestein durch die Beimengung von primär-sedimentärem Calcit den Charakter eines Kalkphyllites (POTRO 1982), wobei der Calcitgehalt bis zu zehn Modalprozent ausmachen kann (MAIR mündl.).

3.2.3.3 Marmor und Kalksinter

Neben den besprochenen Orthogneisen und Phylliten gibt es im Untersuchungsgebiet noch Marmorlagen, welche einige Millimeter bis maximal zwei Meter mächtig sind. Bei näherer Betrachtung erweist sich das Gestein als metamorpher Kalk (HAMMER 1912; POTRO 1982).

An einigen Stellen des Untersuchungsgebietes finden sich rezente oder vertrocknete Kalksinterquellen. HAMMER (1912) führt an, dass Sickerwässer den Kalk aus höhergelegenen carbonathaltigen Moränen aufnehmen und ihn durch kleine Quellen zu Tage fördern, wo er dann verkrustet und mit vorhandenen Schutt Breccien oder Konglomerate bildet.

3.2.4 Geomorphologie und Gesteinsbestand quartärer Ablagerungen

3.2.4.1 Glaziale und spätglaziale Moränen

Der glaziale und spätglaziale Etschgletscher hat Reste seiner Moränenmassen in Form von Grund- und Ufermoränen an den Hängen des Vinschgaues zurückgelassen. Grundmoränen finden sich auf Felsterrassen, welche dem präglazialen Talboden oder den glazialen Schliiffkehlen entsprechen. Beispielgebend dafür sind die Terrassen oberhalb von Mals und Eyrers, bei Tanas und Schlandersberg sowie oberhalb Vetzan. Es handelt sich dabei um ziemlich stark verarbeitete Grundmoränen, welche kleine Geschiebeteile aus Triasdolomit vom Ortler oder aus dem Münstertal führen (HAMMER 1912). Einige hundert Höhenmeter tiefer, am Sonnenberg, bilden Ufermoränen des Gschnitzstadiums eine

ausgesprochene Terrassierung, die sich talabwärts senkt (PENCK und BRÜCKNER 1909). Die angeführten Moränen sind allesamt wichtige Carbonatlieferanten für bodenbildende Prozesse.

3.2.4.2 Terrassenschotter und Hangschutt

Neben den durch unregelmäßige Lagerung charakterisierbaren Moränendecken finden sich vor allem an Weganschnitten schön geschichtete Lagen, wo sich Sedimente unterschiedlicher Körnung abwechseln. Obwohl heute weit und breit kein Bach mehr fließt, müssen diese Formen – wahrscheinlich am Ende der letzten Vereisung – durch Wassertransport entstanden sein. Teils wurde dabei autochthones Gesteinsmaterial, teils aber auch Moränenmaterial verlagert.

Weite Bereiche des Untersuchungsgebietes zeichnen sich durch Hangschutt aus. An den Wänden von Profilgruben lassen sich die hangparallel eingerichteten Gesteine erkennen, welche auf Solifluktion im ausgehenden Pleistozän hindeuten. Im Holozän kam es aller Wahrscheinlichkeit nach an Stelle der Solifluktion zu anderen gravitativen Prozessen wie Muren, Erd- und Schuttkriechen. Anscheinend wurde im Laufe dieser Prozesse autochthones Gesteins- und Schuttmaterial mit Moränenmaterial stark durchmischt, da sich in Profilgruben immer wieder ortsfremde Gesteine finden. Somit sind die heute anzutreffenden Schuttdecken nach HÖLLERMANN (1963) als polygenetische Formen anzusprechen.

3.2.4.3 Erosionsformen

Die Erosionsformen am Vinschgauer Sonnenberg wurden von HÖLLERMANN (1963) ausführlich beschrieben. Bei Eys und Spondinig ist der Hang eindrucksvoll durch Schluchten und Gräben gegliedert. Ähnliche Erosionsformen – allerdings in abgeschwächter Form – finden sich aber im gesamten Untersuchungsgebiet. Die Gräben haben sich entweder in die weichen Moränendecken oder in das wenig widerstandsfähige Gestein eingetieft. Früher müssen diese Gerinne bei sommerlichen Starkniederschlägen, gespeist durch die anliegenden, stark beweideten und deshalb gehölzarmen Trockenrasen, reichlich Geschiebe zum Hangfuß befördert haben. Heute sind Erosionsprozesse kaum mehr zu beobachten, vor allem wegen der Aufforstungen und durch den Rückgang der Beweidungsintensität.

3.2.5 Böden

BRAUN-BLANQUET (1961) zählt die Böden des Vinschgauer Sonnenberges zu den inneralpinen, humusarmen Trockenböden und vergleicht sie mit „schwarzerdeähnlichen Profilen“ aus dem Wallis und Aosta. Obschon – wird weiters angemerkt – diese Böden auf kristallinen Gesteinen und kalkarmen Fluss- und Moränenschottern liegen, sind sie in ihrer Bodenreaktion neutral bis schwach basisch und nur selten schwach sauer.

Ein gutes Jahrzehnt später beschäftigten sich STRIMMER (1974) und FLORINETH (1974) mit den Bodenverhältnissen des Vinschgauer Sonnenberges. Als häufigsten Bodentyp schieden die Autoren eine Pararendzina aus, welche durch Humushorizonte, Migrationsschutthorizonte und Kalkanreicherungs-horizonte charakterisiert wurde. Auch wies FLORINETH (1974) darauf hin, dass sich aus den Pararendzinen durch Entkalkung verbraunte Pararendzinen oder gar Braunerden entwickeln können.

3.2.6 Vegetation

BRAUN-BLANQUET (1961), STRIMMER (1974) und FLORINETH (1974) setzten sich mit der Vegetation des Vinschgauer Sonnenberges auseinander. Die beiden letzten Autoren konzentrierten sich hauptsächlich auf die floristisch hochinteressanten Trockenrasen wie das Festuceto-Poetum xerophilae, das Festuceto-Caricetum supinae, das Stipeto-Seselietum variae und streiften die Wälder des Sonnenberges nur am Rande. BRAUN-BLANQUET (1961) beschrieb den Orneto-Ostryon-Gürtel und die Astragalo-Pinetum-Gesellschaft im Vinschgau. PEER (1993; 1995) stellte den Vinschgauer- Tragant-Föhrenwald zum Ononido-Pinion-Verband und konnte die ökologische Sonderstellung dieses Waldtyps übersichtlich aufzeigen. KÖLLEMANN (1979; 1981) beschäftigte sich umfassend mit dem Flaumeichenbuschwald im unteren Vinschgau. PEER (1983; 1995) benannte die kontinentalen Flaumeichenbuschwälder des Vinschgaus als Festuceto valesiacae-Quercetum pubescentis. Eine zusammenfassende Arbeit über die wärmeliebenden Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenwälder im Vinschgau wurde erst kürzlich aufgelegt (STAFFLER & KARRER 2001).

3.2.7 Siedlungsgeschichte und Landnutzung

Wahrscheinlich sind bereits im 9. Jahrtausend v. Chr. die ersten Jäger und Sammler in den Vinschgau vorgedrungen. Die ältesten jungsteinzeitlichen Siedlungsspuren von zumindest teilweise landwirtschaftlich geprägten Gemeinschaften reichen in die Zeit um 4500 v. Chr. zurück. Jüngste Funde von verkohlten Sämereien und von Tierknochen erlauben einen guten Einblick in die bäuerliche Kultur der Bronze- und Eisenzeit. Römerzeitliche Siedlungsspuren findet man im Bereich der Dörfer Mals, Schlanders, Latsch, Naturns und Partschins (GLEIRSCHER 1991; DAL RI & TECCHIATI 1995; GAMPER & STEINER 1999).

Im Frühmittelalter scheint das Tal eher dünn besiedelt gewesen zu sein. Die hoch- und spätmittelalterliche Binnenkolonisation hat erst nach 1150 eingesetzt, vermutlich erst in der zweiten Hälfte des 13. Jahrhunderts unter dem Tiroler Landesfürsten Meinhard II. . In der Neuzeit, bis herauf in die Mitte des 20. Jahrhunderts waren die Milch- und Viehwirtschaft sowie etwas Obst- und Weinbau die typische landwirtschaftliche Wirtschaftsform (LOOSE 1976, FISCHER 1974).

Somit dürfte die Weidewirtschaft am Vinschgauer Sonnenberg schon um 4500 vor Christi Geburt eingesetzt haben. Sie hat die Landschaft und die Böden maßgeblich geprägt.

3.3 Methode

3.3.1 Untersuchungsdesign

Um einen waldbaulichen Soll-Zustand der Schwarzföhrenforste definieren zu können, wurde in mehreren Schritten vorgegangen: Zu Beginn galt es die Schwarzföhrenforste und die umliegenden naturnahen Waldtypen wie Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenwälder bodenkundlich zu erheben. Insgesamt wurden genau 100 Aufnahmeflächen bearbeitet. Auf allen Aufnahmeflächen wurden Bodenprofile bis 50 cm Tiefe gegraben und Proben aus den obersten 10 Zentimetern des Mineralbodens gezogen. Mit Hilfe eines Aufnahmeblattes erfolgte die Beschreibung der Profilhorizonte. Bei 40 Aufnahmepunkten wurden zusätzlich Materialproben für Laboranalysen aus den Horizonten 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm und 31 – 50 cm und der Auflage

entnommen. Aus diesem Probenmaterial stammen die Daten für die vorliegende Beschreibung der Hauptbodentypen im Untersuchungsgebiet.

3.3.2 Auswahl der Probeflächen

Es war wegen der sehr reich strukturierten Kulturlandschaft im Untersuchungsgebiet nicht möglich, eine systematische Auswahl der Probeflächen zu treffen. Jeder noch so kleine und isolierte naturnahe Waldbestand musste deshalb erhoben werden. Die Auswahl der Bestände wurde entweder vom Gegenhang oder am Orthofoto getroffen. In den Schwarzföhrenforsten wurden die Probeflächen gleichmäßig verteilt, aber nicht systematisch angelegt.

3.3.3 Geländeerhebungen

Auf 40 Probeflächen (Abb. 3.1) wurden neben den allgemeinen Standortdaten wie Höhenlage, Exposition, Neigung, Relief, Geologie und anthropogene Einflüsse die dieser Arbeit zugrundeliegenden Daten durch Beschreibung der Bodenprofile und durch Entnahme von Bodenproben erhoben. Auf jeder Probefläche wurde ein Profil bis maximal 50 cm Tiefe gegraben und die Profilwand beschrieben. Daten über die Stärke der Humuslagen und Mineralbodenhorizonte, Farbe, Gefüge, Bodenart (Fingerprobe), Skelettgehalt (Vol.-%), Gründigkeit (ermittelt durch mehrere Einschläge mit dem Schlagbohrer) und mit 10%iger HCl getesteter Carbonatgehalt von C0 (carbonatfrei) bis C7 (Kalk) wurden in ein Aufnahmeformular eingetragen (AG BODENKUNDE 1982; BLUM et al. 1986). Anschließend erfolgte die Entnahme von würfelförmigen Materialproben (das Volumen wurde aus der Länge der Kanten ermittelt) aus den Profilhorizonten 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm und 31 – 50 cm. Ebenso wurde mit Hilfe eines Holzrahmens (30 × 30 cm) die Auflage abgetragen, anschließend gewogen und in Nylonsäckchen verpackt. Zudem wurden die einzelnen Humushorizonte (L, F, H) morphologisch bestimmt und deren jeweilige Stärke gemessen. Schließlich wurde der Humustyp vor Ort angesprochen.

3.3.4 Petrographische Analysen

Im Zuge der Feldarbeiten wurden oberhalb von Laas zwischen den Probepunkten 63 und 68 (Abb. 3.1) die Gesteinsproben P93 und P98 entnommen, welche von Herrn Dr. Volkmar Mair am Institut für Mineralogie und Petrographie der Universität Innsbruck petrographisch charakterisiert wurden. Die Gesteinsproben wurden jeweils makroskopisch untersucht, dann wurde je ein Schliff parallel und senkrecht zur Hauptrichtung (Schieferung) angefertigt. Der Mineralbestand wurde bestimmt und der Gehalt an Carbonat geschätzt.

3.3.5 Chemische und physikalische Analysen

Die Humus- und Bodenproben ($\varnothing < 2$ mm) wurden im Agrikulturchemischen Labor Laimburg der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol aufbereitet und mit folgenden Methoden analysiert:

- Mit einem Sieb von 2 mm Maschenweite wurde der erdfrische Feinboden vom Grobboden getrennt und das Gewicht beider Fraktionsklassen auf 0,1 Gramm genau bestimmt.
- pH-Wert-Bestimmung mittels elektrometrischer Messung der H-Ionen-Aktivität in einer Suspension von Boden mit a) destilliertem Wasser und b) 0,01 molarer CaCl_2 .

- Messung des Carbonatgehaltes durch die gasvolumetrische Bestimmung von CO₂, welches durch die Reaktion von HCl mit Carbonaten entsteht (Methode Scheibler).
- Gravimetrische Wassergehaltsbestimmung durch Trocknung von 10 g lufttrockenem Feinboden oder Humus bei 105° Celsius bis zur Gewichtskonstanz.
- Bestimmung der Bodenart von 28 Bodenproben durch die Sedimentationsmethode mit Glaszylinder und Pipette. Ausgewählt wurden solche Proben, die nach der Fingerprobe sehr sandig, sehr lehmig oder sehr schluffig erschienen.
- Elementaranalytische Bestimmung von C_{org} mittels der Apparatur LECO RC-412. Der Humusgehalt wird mit dem Faktor 1,72 aus dem organischen Kohlenstoff (C_{org}) errechnet (ENGLISH 1992).
- Elementaranalytische Bestimmung von Gesamtstickstoff (N_{tot}) mittels der Apparatur LECO FP-2000.
- Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK) bei Bodenproben pH > 6,5 durch Rücktausch des eingetauschten Bariums mit 0,2 molarer HCl und anschließender Messung des Bariums im Atomemissions-Spektrometer ICP-PERKIN ELMER OPTIMA 3000. Für Ca²⁺ und Mg²⁺ wurde nach dem Modifikationsvorschlag von MUTSCH (unveröff. Manuskript) zur ÖNORM L 1086 vorgegangen.
- Gehalt an austauschbaren Kationen im Bariumchlorid-Extrakt mit Analyse im Atomemissions-Spektrometer ICP-PERKIN ELMER OPTIMA 3000. Das austauschbare Natrium wurde an 47 Stichproben gemessen, um eine Vorstellung über dessen Anteil an der Summe der basischen Kationen (S-Wert) bzw. an der Kationenaustauschkapazität (KAK) zu erhalten.
- So wie bei Natrium wurden die Gehalte an Eisen, Mangan und Aluminium ebenfalls in 47 Stichproben gemessen, wobei lediglich Proben mit pH-Werten kleiner 6,2 analysiert wurden. Die Protonenkonzentration (H⁺) wurde aus dem gemessenen pH-Wert (CaCl₂) nach der Formel von MUTSCH (unveröff. Manuskript) berechnet, wobei der zu subtrahierende Wert 0,02 einem mittleren pH-Wert von 5,0 der Austauschlösung entspricht.

$$H^+ = 2000 * e^{-pH * \ln 10} - 0,02$$

3.3.6 Ermittlung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität (nWSK)

Die nutzbare Wasserspeicherkapazität lässt sich nach BENECKE & EBERL (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996) von gemessenen Bodenparametern ableiten: Für Lagerungsdichte und Bodenart ergibt sich aus einem Nomogramm die nutzbare Wasserspeicherkapazität in mm/m Horizontmächtigkeit. Zu dieser abgelesenen nutzbaren Wasserspeicherkapazität sind je nach Humus- und Tongehalt Zuschläge hinzuzufügen, welche ebenso einem entsprechenden Nomogramm zu entnehmen sind. Der so erhaltene Wert bezieht sich auf die Horizontmächtigkeit von einem Meter Feinboden. Deshalb wird der Wert erstens auf die effektive Horizontmächtigkeit umgerechnet und zweitens mit dem im jeweiligen Horizont vorhandenen Skelettgehalt reduziert. Die Summe der horizontbezogenen, mit dem jeweiligen Skelettgehalt reduzierten nutzbaren Wasserspeicherkapazitäten ergibt die nutzbare Wasserspeicherkapazität des Profils.

3.3.7 Statistische Verfahren

3.3.7.1 Datenverwaltung

Sämtliche Boden- und Standortdaten wurden im Statistikpaket SPSS 7.5 (Base 7.5 für Windows 1997) gespeichert und bearbeitet. Als Rechner diente ein Olivetti PC – Modulo Pro 200 MT.

3.3.7.2 Clusteranalyse

Unter Clusteranalyse versteht man statistische Verfahren zur Gruppenbildung (BACKHAUS et al. 1996). Eine Reihe von Stichprobenelementen werden dabei in Gruppen von einander ähnlichen Individuen zusammengefasst. Das Weiterarbeiten mit den Gruppen verbessert die Übersichtlichkeit und erleichtert das Erkennen von Zusammenhängen (WILDI 1986). Durchgeführt wurde eine hierarchisch agglomerative Clusteranalyse mit dem Programm SPSS 7.5 und zwar nach der Methode average linkage (within group) mit der Euklidischen Distanz. Die Eingangsvariablen wurden einer z-Standardisierung unterzogen.

3.3.7.3 Eingangsparameter in die Clusteranalyse

Aus der Fülle von Daten wurde versucht, aggregierte Parameter zu ermitteln. Dafür boten sich die mit dem absoluten Reziprokwert der Bodentiefe (cm) gewichteten mittleren Bodenparameter an (KATZENSTEINER 1992). Damit wird die ernährungsphysiologische Bedeutung des Ah-Horizontes, des Ober- und Unterbodens entsprechend berücksichtigt. Lediglich die pH-Werte gingen als nicht gewichtete Parameter in die Berechnung ein, weil sie als Indices für den Carbonatgehalt im Profil herangezogen wurden. Insgesamt gingen Parameter von 40 Bodenprofilen in die Clusteranalyse ein. Die Daten eines einzelnen Braunerde-Bodenprofils wurden nicht mit in den Datensatz aufgenommen, weil sie mittels Boxplots nicht darstellbar sind.

Es wurden folgende Parameter für die Clusteranalyse verwendet:

- Mit dem Reziprokwert der Bodentiefe gewichtete Parameter: C/N-Verhältnis, S-Wert, Skelettgehalt (Vol.-%).
- Nicht gewichtete Parameter: pH-Werte (CaCl_2) aus dem Oberboden (0 – 5 cm) und Unterboden (21 – 30 cm).

3.3.7.4 Darstellung der Bodenparameter mittels Boxplots

Die nach der Clusteranalyse festgelegten drei Gruppen bzw. Hauptbodentypen wurden als Kategorien in die Datenmatrix eingefügt. Mithilfe des Graphikmoduls „Boxplot“ konnte die Streuung der diversen physikalischen und chemischen Bodenparameter über die Kategorien (Hauptbodentypen) dargestellt werden.

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Petrographische Analysen

3.4.1.1 Mylonitischer Glimmerschiefer

Makroskopisch handelt es sich bei der Probe P98 um ein hellgraues, dünnsschiefriges Gestein mit einer auffallenden Wechsellagerung von hellgrauen und bräunlich angewitterten Lagen. Die Schieferung ist sehr deutlich ausgerichtet mit einem stark gerichteten Linear in Schieferungsrichtung, was typisch für Mylonite ist.

Dieser mylonitische Glimmerschiefer besteht aus folgenden Mineralien: Quarz, Muskovit, Plagioklas, Chlorit und Ankerit. Akzessorisch treten Turmalin, Erzminerale, Goethit, Hämatit, Apatit und Zirkon auf. Ankerit (Eisendolomit) macht etwa 5 bis 8% des Modalbestandes aus. Die Ankeritkristalle sind unterschiedlich groß, zeigen jedoch immer eine relativ starke Verwitterung der Ränder. Diese Verwitterung der Carbonate mit der Bildung von Eisenhydroxid führt zu den makroskopisch auffallenden braunen Lagen im Gestein.

3.4.1.2 Carbonatknauer

Die Carbonatknauer (P93) besteht makroskopisch aus einem hellen gelblichen Kern und einem dunkelbraunen Rand. Aufgrund der Umrisse und der Einbettung in das Nebengestein handelt es sich um eine boudinierte Carbonatschicht.

Im Mikroskop zeigt sich, dass die Knauer fast ausschließlich aus Carbonat besteht. Die Kristalle sind unterschiedlich groß, zeigen jedoch starke Verwitterungserscheinungen: die Ränder und die Bereiche entlang von Spaltbarkeiten sind zu Goethit umgewandelt. Eingelagert in die Carbonate finden sich unregelmäßige Linsen und Butzen von Quarz und Muskovit.

3.4.2 Clusterbildung nach Bodenmerkmalen

Wie im Kapitel 3.7 beschrieben, bildet die Clusteranalyse aus einer Reihe von Stichproben Gruppen, deren Individuen sich hinsichtlich der gewählten Eingangsparameter ähnlich sind. Aus der Clusteranalyse (Abb. 3.3) ist ersichtlich, dass alle Stichproben in drei bzw. vier übergeordnete Gruppen zusammengefasst werden können. Die Stichprobenelemente 1, 10 und 2b bilden gemeinsam eine Gruppe, die als „skelettreiche“ Variante der Gruppe 1 gelten kann. Nach Datensichtung der drei Bodenprofile wurden sie auf Grund der Merkmale C/N-Verhältnis, S-Wert und pH-Werte der Gruppe 1 zugeordnet. Aus diesem Grund wurde die Lösung mit drei Clustern gewählt:

Gruppe 1 setzt sich aus carbonat- und skelettarmen Böden (verbraunte Pararendzina) zusammen; Gruppe 2 aus den carbonatarmen und skelettreichen Böden (braune Ranker) und in Gruppe 3 sind die carbonatreichen Böden zusammengefasst (Pararendzina).

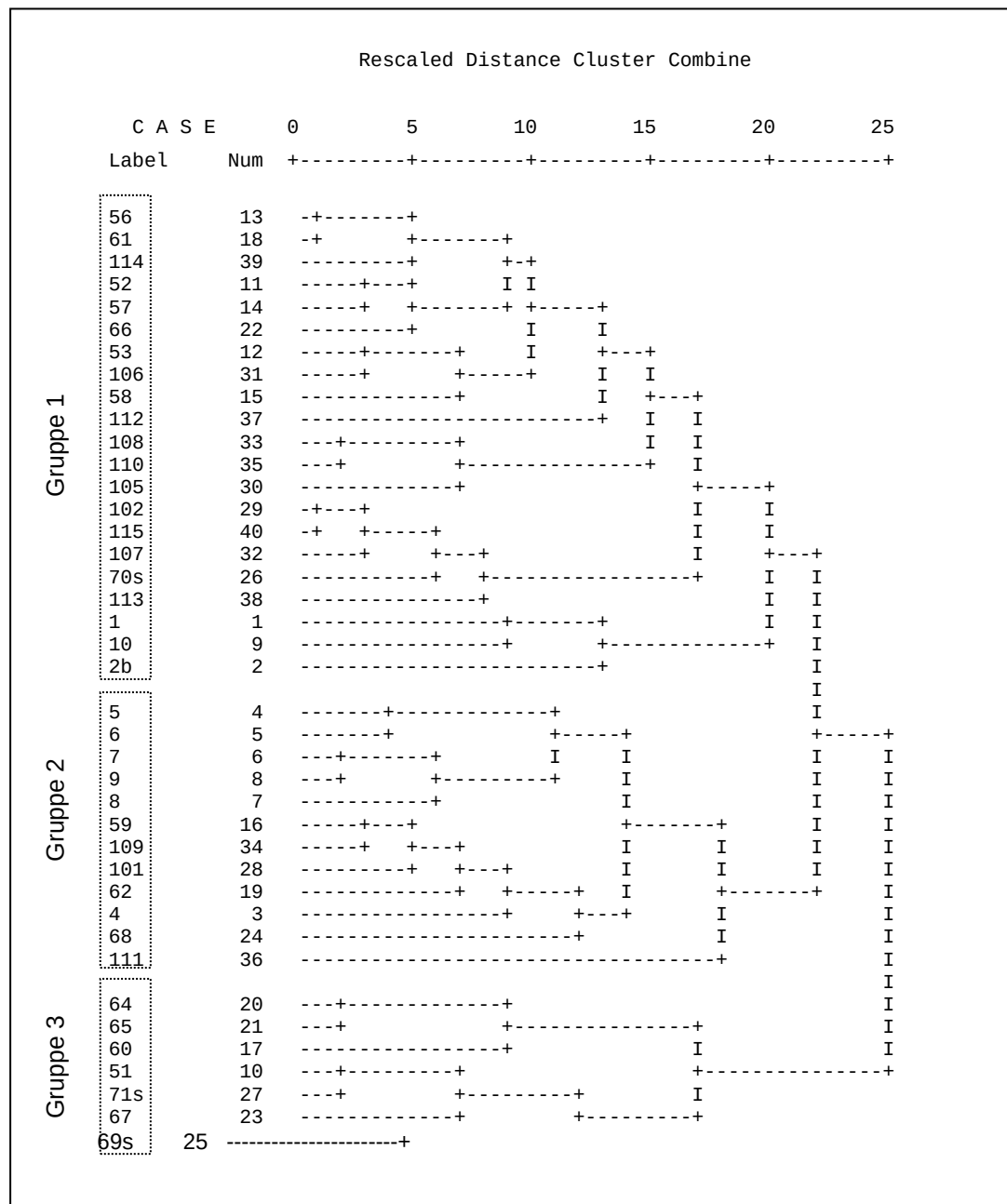


Abb. 3.3: Clusteranalyse von 40 Bodenprofilen (Abb. 3.1) nach der agglomerativen Fusionstechnik average linkage (within group), Euklidische Distanz und Z-Standardisierung der Eingangsvariablen. **Gruppe 1:** Verbraunte Pararendzina; **Gruppe 2:** Brauner Ranker; **Gruppe 3:** Pararendzina.

3.4.3 Profilbeschreibung

3.4.3.1 Allgemeines

Die Bezeichnungen Pararendzina, verbraunte Pararendzina und brauner Ranker wurden in Anlehnung an NESTROY et al. (2000) gewählt. Auf eine weitere Unterteilung der drei Hauptgruppen wurde aus Gründen der Nachvollziehbarkeit im Gelände verzichtet. Obschon sich diese drei Hauptbodentypen durch die Clusteranalyse und ebenso im Gelände gut voneinander unterscheiden lassen, sei angemerkt, dass sie untereinander verwandt und damit in eine Bodencatena zu stellen sind. Daneben wurde in einem feuchten Graben ein Braunerdeprofil aufgenommen, welches im kommenden Kapitel aus Gründen der Vollständigkeit abgebildet ist.

3.4.3.2 Pararendzina [Ah-C(Cv)]

Mineralboden	Tiefe (cm)	Farbe	Gefüge	Bodenart	Skelett (Vol-%)	CaCO ₃ -Klasse
Ah	3	grau - schwarz	körnig	anlehmiger Sand	15	C0/C1
C(Cv)	50	grau, hellgrau	körnig	anlehmiger Sand	25 - 50	C2 bis C5

3.4.3.3 Verbraunte Pararendzina [Ah-Cv(Bv)-C]

Mineralboden	Tiefe (cm)	Farbe	Gefüge	Bodenart	Skelett (Vol-%)	CaCO ₃ -Klasse
Ah	3	grau - schwarz	körnig	anlehmiger Sand	15	C0
Cv (Bv)	25	hellbraun	körnig	schwach bis stark lehmiger Sand	30	C0
C	50	grau, hellgrau	körnig	anlehmiger Sand	60	C0/C1

3.4.3.4 Brauner Ranker [Ah-(Bv)-C]

Mineralboden	Tiefe (cm)	Farbe	Gefüge	Bodenart	Skelett (Vol-%)	CaCO ₃ -Klasse
Ah	5	grau - schwarz	körnig	schwach lehmiger Sand	40	C0
C	30	hellbraun	körnig	schwach lehmiger Sand	80	C0

3.4.3.5 Braunerde [Ah-Bv-C]

Mineralboden	Tiefe (cm)	Farbe	Gefüge	Bodenart	Skelett (Vol.-%)	CaCO ₃ -Klasse
Ahbiog	7	grau - schwarz	krümelig	sandiger Lehm	15	C0
Bv	35	braun	polyedrisch	sandiger Lehm	20	C0
Bv/C	50	braun - hellbbraun	polyedrisch	sandiger Lehm	50	C0

3.4.4 Physikalische Bodenparameter

3.4.4.1 Skelettgehalt

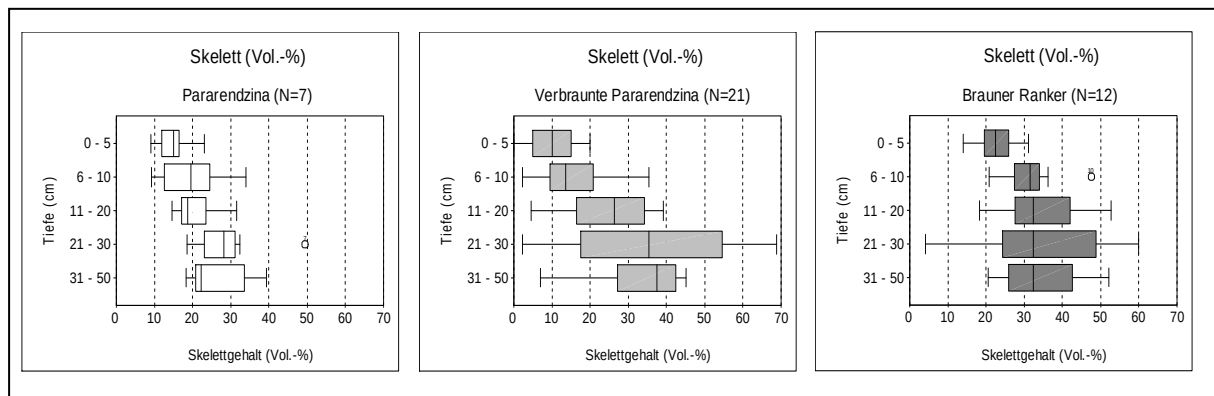


Abb. 3.4: Boxplotdarstellung der Skelettgehalte bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbraunte Pararendzina und brauner Ranker.

Als Skelett- oder Grobboden wird die Korngrößenfraktion größer als zwei Millimeter bezeichnet. Der Skelettgehalt ist das wichtigste Differenzialmerkmal zur Unterscheidung der verbraunten Pararendzina vom braunen Ranker (Abb. 3.4). Dieser hat vor allem im Oberboden mit 20 bis 35 Volumsprozent wesentlich mehr Skelett als die skelettärmere verbraunte Pararendzina. In Wirklichkeit liegt der Skelettgehalt beim braunen Ranker noch wesentlich höher: Oft war es aufgrund des steinig-blockigen Bodens nur an ausgewählten, relativ skelettarmen Stellen möglich, die Bodenproben zu werben. Im Geländeprotokoll wurde der geschätzte Skelettgehalt zumeist mit über 50 Volumsprozent und die Gründigkeit als spaltengründig angegeben. Brauner Ranker kommt hauptsächlich im steilen, felsigen Gelände oder auf Schutthängen unterhalb von Felswänden vor. Die Pararendzina hat den geringsten Skelettgehalt.

3.4.4.2 Bodenart

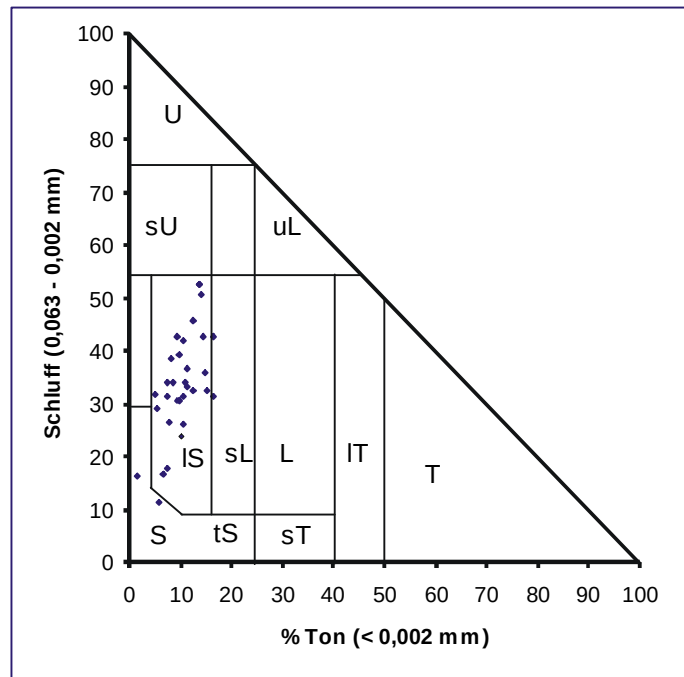


Abb. 3.5: Österreichisches Texturdreieck (BLUM et al. 1986) für 28 Stichproben mit den Ergebnissen der Sedimentationsmethode, welche mit Glaszylinder und Pipette durchgeführt wurde.

Werden die Werte für Sand, Schluff und Ton ins Österreichische Texturdreieck (ÖNORM 1985) eingetragen (Abb. 3.5), so ergeben sich die Bodenarten lehmiger Sand (IS), sandiger Lehm (SL) und Sand (S). Lehmiger Sand kommt laut Texturdreieck am häufigsten vor, was sich im Gelände ebenfalls bestätigt hatte. Bei der Fingerprobe im Gelände war tendenziell erkennbar, dass die verbrauchte Pararendzina etwas höhere Anteile an Ton und Schluff aufweist als die Pararendzina.

3.4.4.3 Bodendichte

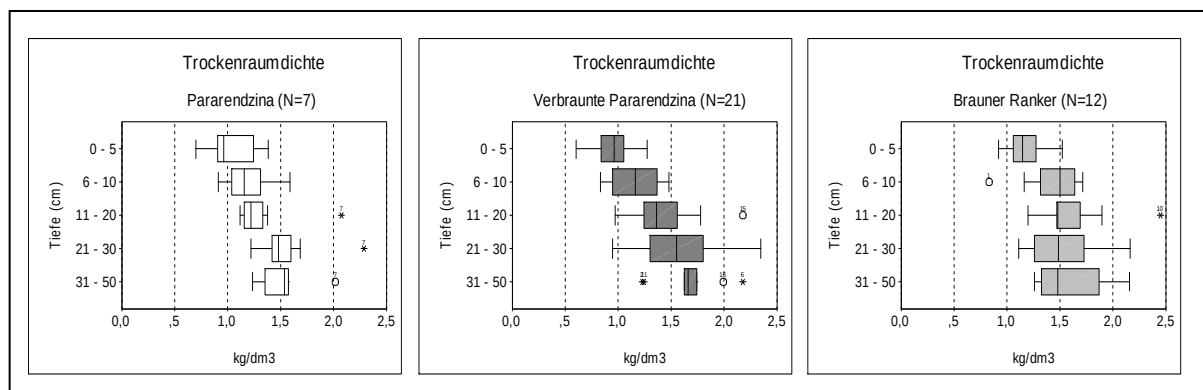


Abb. 3.6: Boxplotdarstellung der Trockenraumdichten bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

Die Masse an festen Bodenbestandteilen pro Volumeneinheit ergibt eine Verhältniszahl, die als Bodendichte oder bei ofentrockenem Boden (105° C) als Trockenraumdichte (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996) bezeichnet wird. Diese Verhältniszwerte berücksichtigen die natürliche Lagerung. Wird die Verhältniszahl auf den jeweiligen Horizont bezogen, so ergibt sich der Verlauf der Trockenraumdichte im Profil (Abb. 3.6).

Die Trockenraumdichte (TRD) aller Profile kann als gering bis hoch eingestuft werden, wobei der Ah-Horizont eine sehr geringe TRD hat (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996). Abweichungen zwischen den Bodentypen beruhen auf dem jeweiligen Anteil an Grobskelett: So hat der braune Ranker eine höhere Bodendichte als die verbrauchte Pararendzina oder die Pararendzina.

3.4.4.4 Feuchtezustand der Böden und nutzbare Wasserspeicherkapazität (nWSK)

Der prozentuelle Wassergehalt, der bei trockener Witterung im Oktober 1995 gewonnenen Bodenproben, errechnet sich aus der Gewichts Differenz von der Probe_{feucht} zur Probe_{ofentrocken}. Der Wassergehalt nimmt beim braunen Ranker und bei der verbrauchten Pararendzina mit zunehmender Bodentiefe ab und bleibt bei der Pararendzina mit zunehmender Bodentiefe konstant. Obwohl es sich hierbei lediglich um eine Momentaufnahme der Bodenfeuchte handelt, kann die geringe Wasserversorgung aller drei Bodentypen für den trockenen Herbst 1995 gut dokumentiert werden.

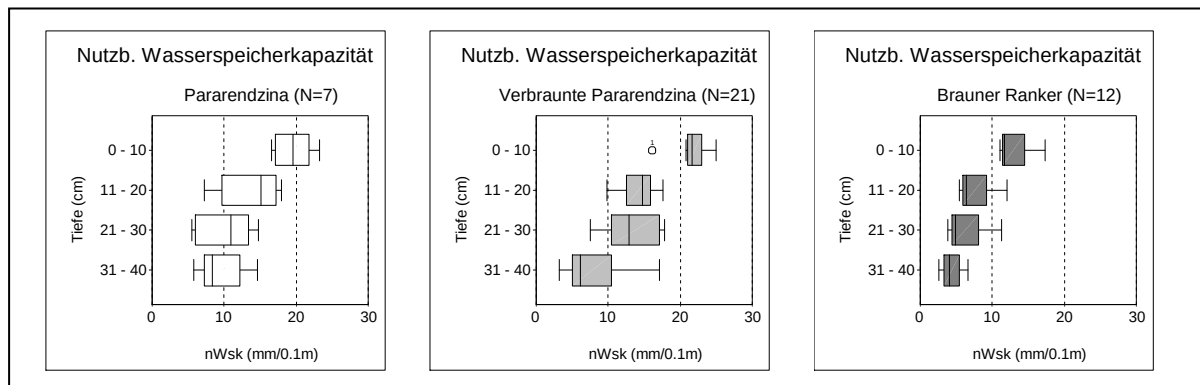


Abb. 3.7: Boxplotdarstellung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität (nWSK) bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 40 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

Während es sich beim Wassergehalt um eine Momentaufnahme handelt, vermag die nutzbare Wasserspeicherkapazität (nWSK) das Feuchtespeicherpotenzial des jeweiligen Bodentyps viel besser zu beschreiben.

Bei allen drei Bodentypen nimmt die nutzbare Wasserspeicherkapazität mit zunehmender Tiefe ab (Abb. 3.7): Dafür verantwortlich sind der mit der Tiefe abnehmende Humusgehalt (Abb. 3.10), der mit der Tiefe zunehmende Skelettgehalt (Abb. 3.4) und die mit der Tiefe zunehmende Trockenraum- oder Lagerungsdichte (Abb. 3.6). Die Profile von Pararendzina und verbrauchte Pararendzina zeigen eine ähnliche nutzbare Wasserspeicherkapazität, jene vom braunen Ranker ist wesentlich geringer. Dies lässt für diesen Bodentyp trockenere Verhältnisse erwarten als für die beiden anderen.

Wird nun die Summe der horizontbezogenen nutzbaren Wasserspeicherkapazität gebildet, ergibt sich die nutzbare Wasserspeicherkapazität des Profils. Bei gleichem Wasserangebot verfügt der braune Ranker über die deutlich geringere nutzbare Wasserspeicherkapazität als Pararendzina und verbrauchte Pararendzina (Abb. 3.8). Letztere halten sich deshalb die Waage, weil der höhere Humusgehalt bei der verbrauchten Pararendzina durch den niederen Skelettgehalt bei der Pararendzina kompensiert wird.

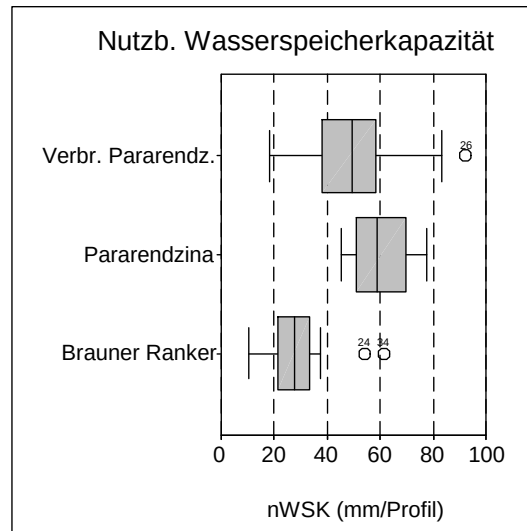


Abb. 3.8: Boxplotdarstellung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität (nWSK) des Profils bezogen auf ein Gesamtprofil für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

3.4.5 Chemische Parameter im Mineralboden

3.4.5.1 Carbonatgehalt und pH-Wert

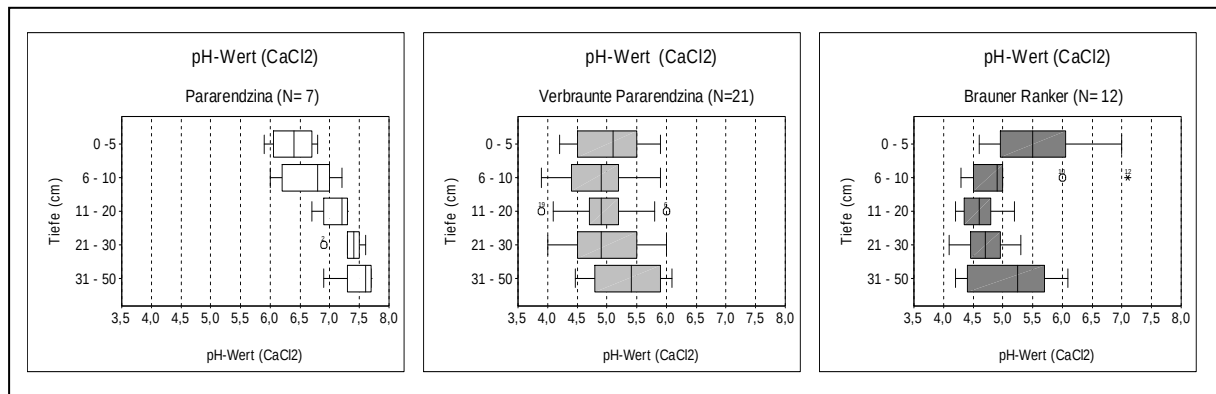


Abb. 3.9: Boxplotdarstellung der pH-Werte (CaCl₂) bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

Als Ausgangsmaterial für die Böden kommen drei Substratklassen in Frage: Kompakte, carbonatarme Orthogneise, mylonitische, carbonathaltige Phyllite und Glimmerschiefer sowie Moränendecken, die ebenfalls mit Carbonaten angereichert sind. Selbstverständlich gibt es auch alle Übergänge und vor allem Durchmischungen, die durch Solifluktion, Felssturz, kolluviale und fluviatile Umlagerung zustande kamen.

24 Stichproben im pH-Bereich 6,2 – 7,7 (CaCl₂) wurden mit der Methode Scheibler auf ihren Carbonatgehalt hin untersucht, wobei sich Werte zwischen 0,2 und 11% ergaben. Bei der Carbonatansprache im Gelände konnte häufig ein c4 (carbonatreich) bestimmt werden, was einem Carbonatgehalt von 10 – 25% entspricht (AG BODENKUNDE 1982).

Der pH-Wert in 0,01 molarer CaCl₂-Lösung gemessen gibt im Gegensatz zur H₂O-Suspension den austauschbaren „Säurevorrat“ im Boden an (KILIAN 1992), wobei Al- und H-Ionen durch Ca-Ionen ausgetauscht werden. Der im Untersuchungsgebiet gemessene Schwankungsbereich der pH-Werte reicht von 3,9 bis 7,7, also von sehr stark sauer bis schwach alkalisch (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992). Der im destilliertem Wasser gemessene pH-Wert liegt im Mittel um $0,73 \pm 0,15$ Einheiten höher

und entspricht in etwa der Azidität der Bodenlösung an Ort und Stelle, mit denen Bodenorganismen und Pflanzen zu recht kommen müssen.

Die Bodentypen Pararendzina und verbrauchte Pararendzina unterscheiden sich deutlich in den pH-Werten (Abb. 3.9). Bei der Pararendzina ist der Oberboden (0 – 20 cm) schwach sauer bis schwach alkalisch, der Unterboden hingegen ist schwach alkalisch. Der pH-Wert nimmt mit der Tiefe stetig zu, was auf Nachlieferung von Carbonat aus dem Ausgangssubstrat schließen lässt. Im Oberboden findet bereits eine Entkalkung statt, so dass dort der pH-Wert < 6,8 ist.

Die verbrauchte Pararendzina weist pH-Werte im mäßig sauren bis stark sauren Milieu auf, wobei sie sich mit der Tiefe kaum verändern. Beim braunen Ranker ist der pH-Wert der obersten 5 Zentimeter höher als bei der verbrauchten Pararendzina. In den darunter liegenden Horizonten ist er aber deutlich niedriger.

3.4.5.2 Humus

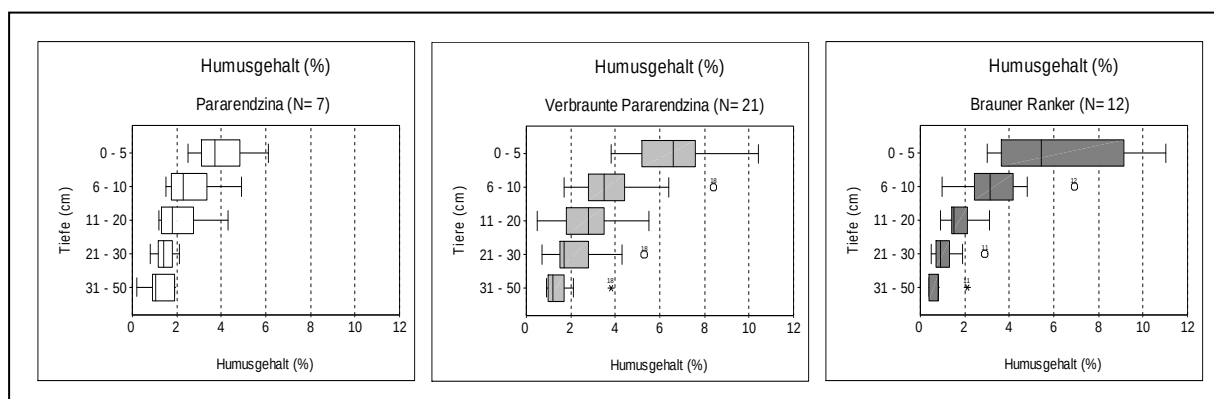


Abb. 3.10: Boxplotdarstellung der Humusgehalte (%) bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

Der Humusgehalt ist im Ah-Horizont am höchsten: Die Böden sind allgemein im Oberboden als stark humos und im Unterboden als schwach bis mittel humos einzustufen (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992). Die Pararendzina ist als unreifer Bodentyp im Oberboden (0 – 20 cm Tiefe) deutlich humusärmer als die verbrauchte Pararendzina oder der braune Ranker. Dessen Humusgehalt hat im Oberboden ein großes Schwankungsspektrum, was als Hinweis für eine gebremste Umsetzung aufgrund der Trockenheit schließen lässt. Um aber eine Vorstellung über den Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in t/ha und 50 cm Bodentiefe zu erhalten, werden diese über die fünf Tiefenstufen aufsummiert (Abb. 3.11a).

Aus Abb. 3.11a ist ersichtlich, dass der Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff vom braunen Ranker über die Pararendzina hin zur verbrauchten Pararendzina stetig zunimmt. Es zeigt sich, dass beim braunen Ranker der Gesamtvorrat – trotz der großen Humusgehalte im Oberboden – auf Grund des hohen Skelettgehaltes (Abb. 3.4) niedrig ist. Der höhere Gesamtvorrat an C_{org} bei der verbrauchten Pararendzina weist auf deren im Vergleich zur Pararendzina höhere bodengenetische Entwicklungsstufe hin. Werden diese Werte mit jenen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur verglichen, so liegen sie im Bereich der armen Felsbraunerde, welche im Mittel über 47,8 t/ha C_{org} verfügt (ENGLISCH 1992). Im Vergleich zu anderen Waldböden (vgl. FORSTLICHE STANDORTAUFNAHME 1996) sind die Gesamtvorräte an C_{org} aller drei Bodentypen (Abb. 3.11a) als sehr gering bis gering zu bezeichnen.

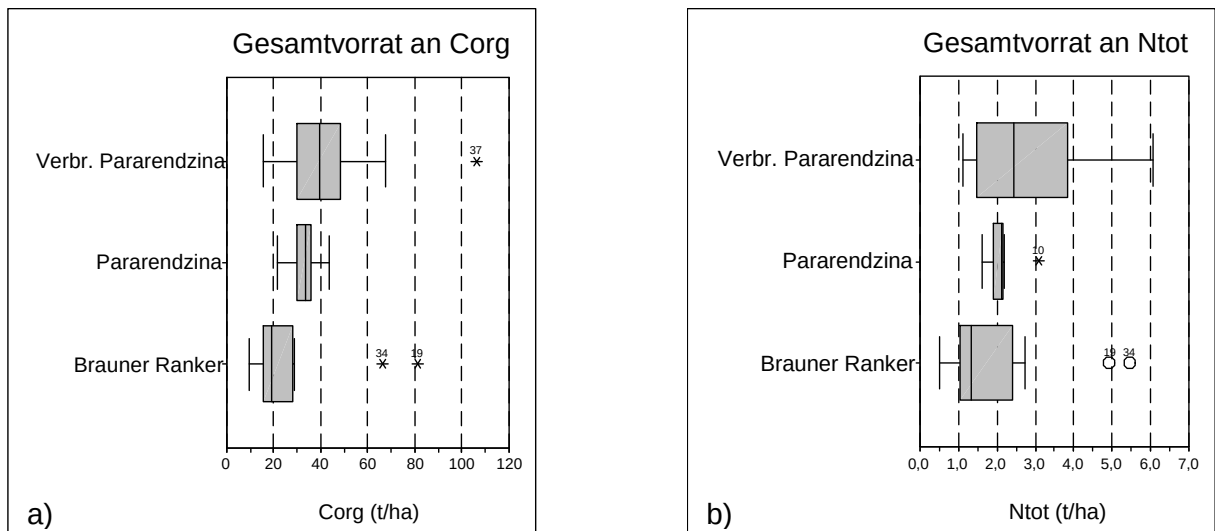


Abb. 3.11: Boxplotdarstellung über a) den Gesamtinventar an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in t/ha; b) Gesamtinventar an Stickstoff (N_{tot}) in t/ha.

3.4.5.3 Stickstoff

Ein Großteil der Stickstoffvorräte im Boden sind an die organische Substanz gebunden und sind somit nicht direkt pflanzenverfügbar. Durch Mineralisierung entstehen aus dem Gesamtstickstoff (N_{tot}) austauschbare Stickstoffverbindungen wie Ammonium und Nitrat, welche als N_{min} bezeichnet werden. Der Gesamtinventar an Stickstoff ist beim braunen Ranker am geringsten; etwas höher ist der Gesamtinventar bei der Pararendzina und am höchsten ist er bei der verbrauchten Pararendzina. Im Vergleich zu anderen Waldböden sind die Gesamtinventare an N_{tot} aller drei Bodentypen (Abb. 3.11b) als sehr gering bis gering zu bezeichnen. Lediglich die verbrauchte Pararendzina weist zum Teil mittlere Gesamtstickstoffvorräte auf (FORSTLICHE STANDORTAUFNAHME 1996).

3.4.5.4 C/N-Werte

Das C/N-Verhältnis des Ah-Horizontes gibt Auskunft über die Humusqualität und über die Umsetzungsdynamik im Boden, wobei es mit zunehmender Tiefe an Bedeutung verliert (ENGLISCH 1992). Je enger das C/N-Verhältnis, desto höher ist in der Regel die Humusmineralisierung und damit die Stickstoffversorgung der Pflanzenbestände.

Zwischen Pararendzina und verbrauchter Pararendzina bestehen keine nennenswerten Unterschiede, wobei das C/N-Verhältnis beider Böden in den obersten 10 cm als mäßig eng bis mäßig weit zu beschreiben ist. Das C/N-Verhältnis beim braunen Ranker reicht von mäßig eng bis weit (FORSTLICHE STANDORTAUFNAHME 1996).

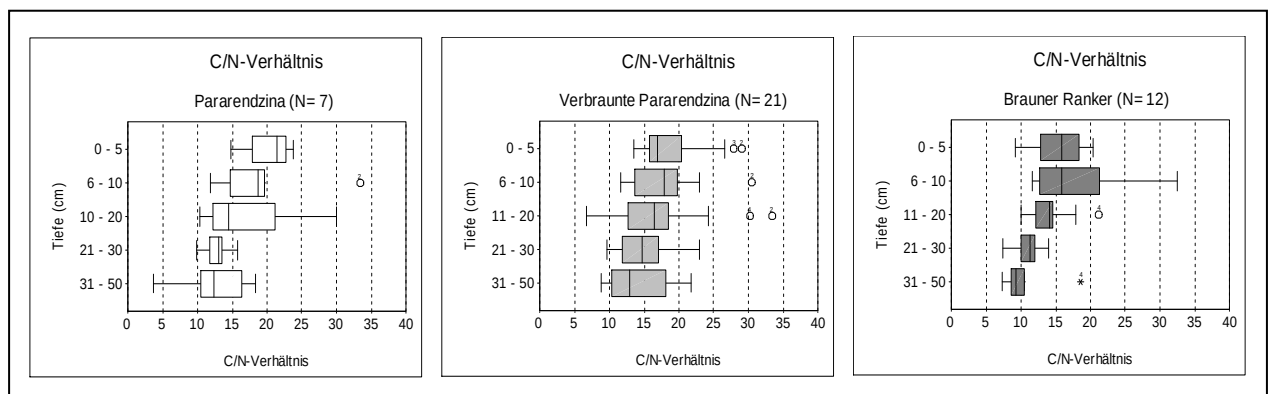


Abb. 3.12: Boxplotdarstellung der C/N-Verhältnisse bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

3.4.5.5 Austauschbares Kalzium

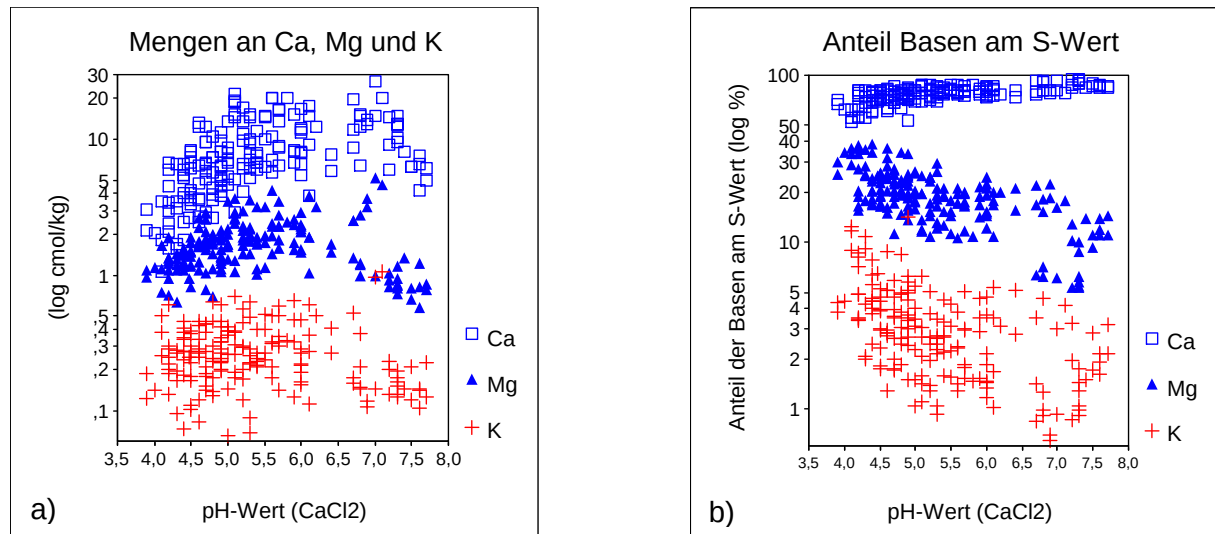


Abb. 3.13: a) Streudiagramm der Wertepaare pH und Menge an basischen Kationen (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+); b) Streudiagramm der Wertepaare pH und Prozentanteil der basischen Kationen (Basen) am S-Wert.

Das austauschbare Ca-Ion ist im Allgemeinen das vorherrschende basische Kation (ENGLISCH 1992), es ist ein essentieller Pflanzennährstoff und beeinflusst die Standortgüte maßgeblich. Im gegenwärtigen Fall macht das austauschbare Kalzium zwischen 50 und 94% (Abb. 3.13b) des S-Wertes ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$) aus. Bei sauren Proben um pH 4 liegt der Prozentanteil an Ca^{2+} zwischen 52 und 70%, bei pH-Werten um 7 liegt er zwischen 80 und 94%. Der prozentuelle Kalziumanteil am S-Wert steigt also mit dem pH-Wert. Absolut gesehen (Abb. 3.13a) nimmt der Gehalt an Kalzium von pH 4,0 bis pH 5,5 stetig zu und bleibt anschließend – bei großer Streuung – konstant.

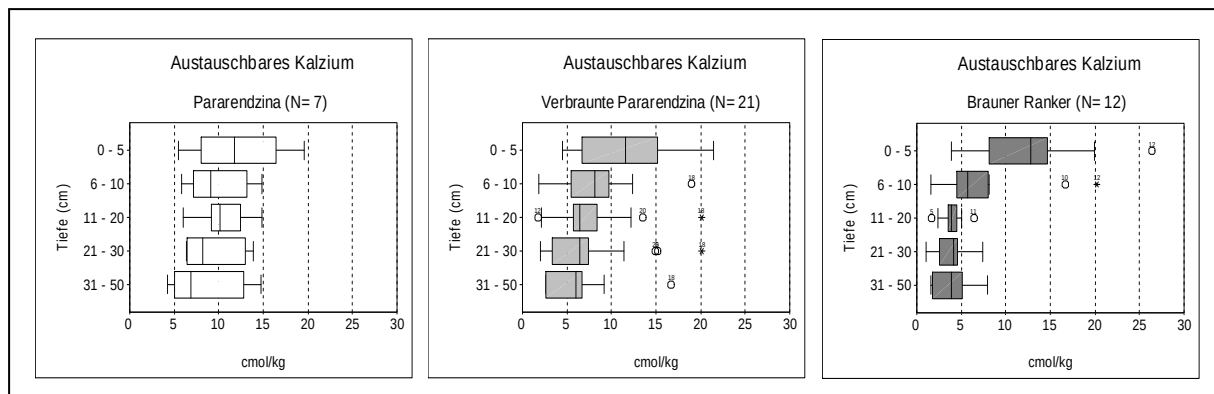


Abb. 3.14: Boxplotdarstellung der Gehalte an austauschbarem Kalzium (cmol/kg) bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

Sowohl die Pararendzina als auch die verbrauchte Pararendzina haben relativ hohe Gehalte an Kalzium (Abb. 3.14). Im Vergleich mit dem Angaben der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur ist der Ca-Gehalt beider Bodentypen für carbonatbeeinflusste Böden relativ gering (ENGLISCH 1992), was mit dem Ausgangssubstrat übereinstimmt. Lediglich der braune Ranker weist

einen großen Unterschied zwischen Ober- und Unterboden auf; im Oberboden sind die Kalziumgehalte mit jenen der Pararendzina vergleichbar, im Unterboden fallen sie im Vergleich stark zurück. Dies weist darauf hin, dass dieser an steilen Hängen vorkommende Bodentyp regelmäßig von carbonathaltigem Gesteins- und Moränenmaterial überfahren oder auch durch Staubeintrag in den obersten Bodenhorizonten angereichert wird.

3.4.5.6 Austauschbares Magnesium

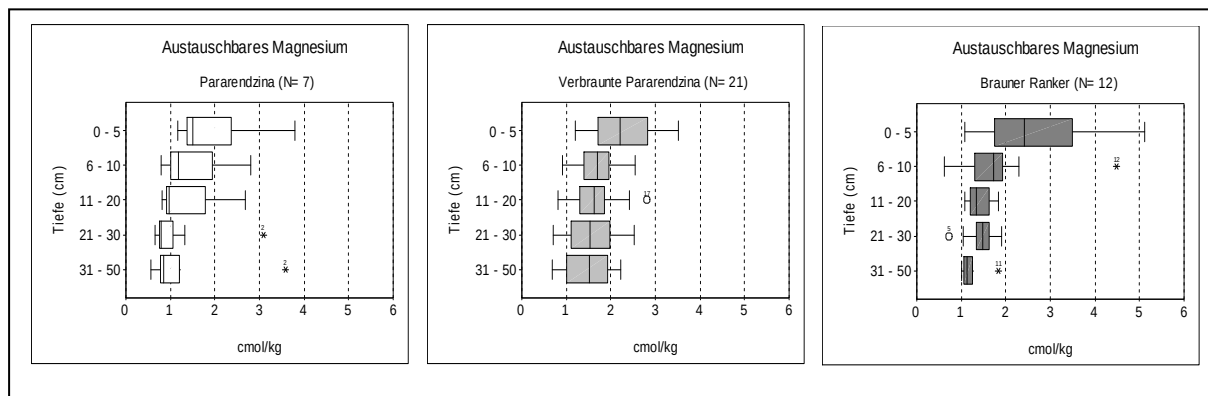


Abb. 3.15: Boxplotdarstellung der Gehalte an austauschbarem Magnesium (cmol/kg) bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbraunte Pararendzina und brauner Ranker.

Austauschbar gebundenes Magnesium ist im Boden leicht beweglich und für die Pflanzen ein essentieller Nährstoff (ENGLISH 1992). Der Prozentanteil am S-Wert nimmt bei den vorliegenden Proben mit zunehmendem pH ab. So liegt der Anteil bei pH 4 zwischen 20 und 40%, bei pH 7 zwischen 5 und 15% (Abb. 3.13b). In Absolutwerten betrachtet, nimmt der Gehalt an austauschbarem Magnesium von pH 4 bis pH 6 zu, um nachher bei pH > 6 weit zu streuen und vor allem bei einigen schwach alkalischen Proben (pH 7,5) tief abzusinken (Abb. 3.13a).

Bei der schwach alkalischen Pararendzina sind die Mg-Gehalte etwas geringer als bei der sauren verbraunten Pararendzina (Abb. 3.15). Dort, wo pH-Werte und Ca-Gehalte hoch sind, nehmen die Mg-Gehalte ab. Vergleicht man die Pararendzina mit den carbonatbeeinflussten Böden der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur, so liegen die Mg-Werte im Bereich der 90er Perzentile (ENGLISH 1992), was einer hohen Magnesiumversorgung entspricht. Ebenfalls sind die Mg-Gehalte der verbraunten Pararendzina und jene des braunen Rankers außerordentlich hoch, was auf einen hohen Magnesiumanteil im Ausgangssubstrat schließen lässt.

3.4.5.7 Austauschbares Kalium

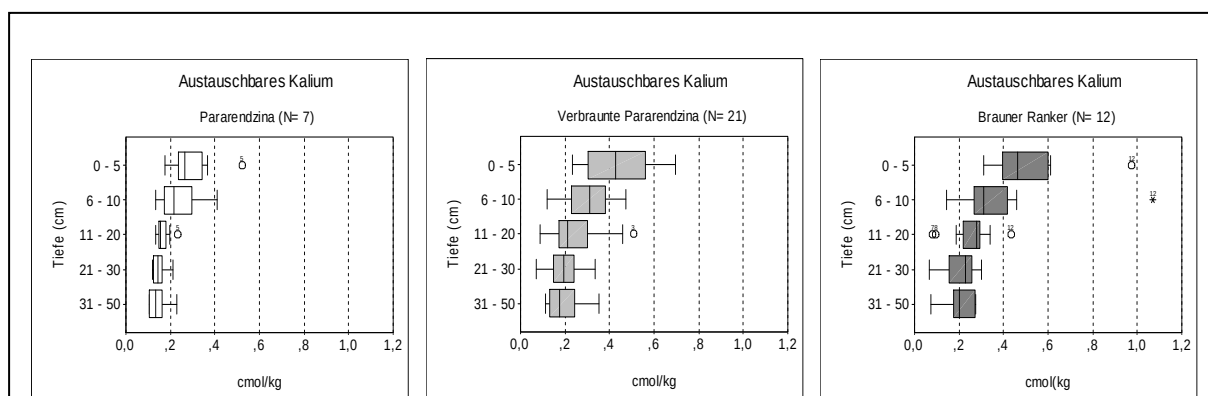


Abb. 3.16: Boxplotdarstellung der Gehalte an austauschbarem Kalium (cmol/kg) bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker.

Der Kaliumgehalt aller drei Bodentypen ist mit Werten zwischen 0,1 und 0,7 cmol/kg (Abb. 3.16) als ausreichend zu bezeichnen (ENGLISCH 1992). Auffallend ist das antagonistische Verhalten von Kalium zu Kalzium (Abb. 3.17). Absolut gesehen beinhalten die etwas saureren Böden verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker deutlich höhere Kaliumgehalte als die neutrale oder schwach alkalische Pararendzina (Abb. 3.16).

3.4.5.8 Austauschbares Natrium

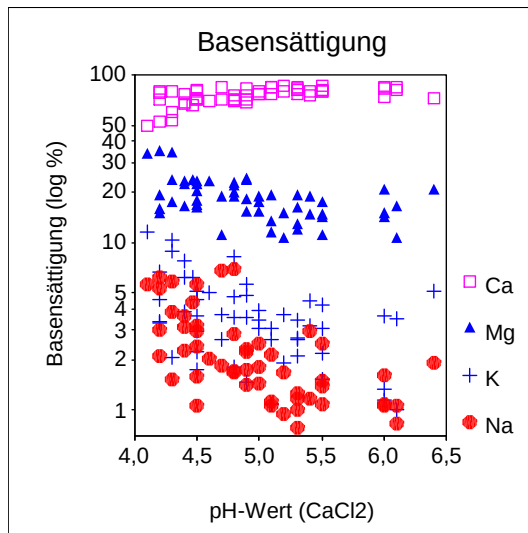


Abb. 3.17: Streudiagramm der Wertepaare pH und Basensättigung (%) mit Relativwerten von Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ für 47 Teilstichproben.

Setzen sich die S-Werte aus Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ zusammen, so ergibt sich über 47 Teilstichproben eine Verteilung wie aus Abb. 3.17 ersichtlich.

Der Anteil von austauschbarem Natrium am S-Wert liegt im Wesentlichen unter 6 %. Allerdings ist der Natriumanteil abhängig vom pH-Wert: Im pH-Bereich von 6,5 bis 5,3 beträgt er zwischen 1 und 2%, im pH-Bereich 5,2 bis 4,2 steigt er stetig auf rund 6% an. Dies bedeutet, dass er im schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich praktisch vernachlässigbar ist, im stark sauren Milieu hingegen beachtet werden muss.

3.4.5.9 Austauschbares Aluminium, Mangan, Eisen und H-Ion

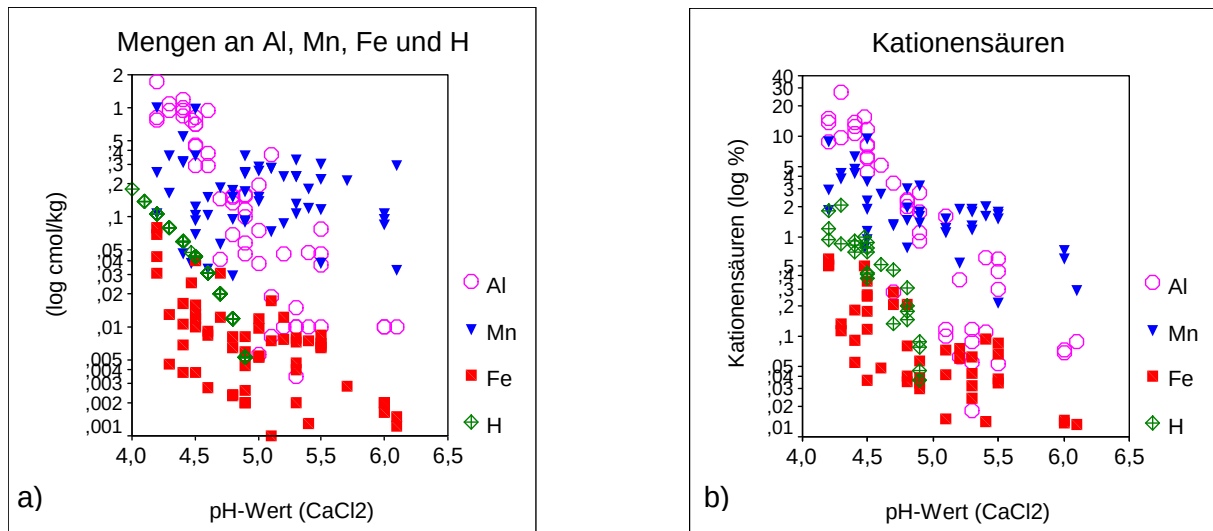


Abb. 3.18: a) Streudiagramm der Wertepaare pH (CaCl₂) und Mengen an Al-, Mn-, Fe- und H-Ionen (cmol/kg); b) Streudiagramm der Wertepaare pH (CaCl₂) und prozentueller Anteil der Kationensäuren Al, Mn, Fe und H an der Kationenaustauschkapazität (KAK).

Es wurde davon ausgegangen, dass in neutralen und schwach alkalischen Böden, also im pH-Bereich größer als 6,2, Fe, Mn, Al und H⁺ in nicht austauschbarer Form vorliegen (ENGLISCH 1992) und somit praktisch vernachlässigbar sind. Im sauren Milieu jedoch steigt mit abnehmenden pH-Wert der Gehalt dieser vier Ionen an (Abb. 3.18a, b). Interessant ist die Tatsache, dass als erstes Mangan bei pH 5,5 die Einprozentgrenze überspringt, als zweites gelingt dies Aluminium im pH-Bereich zwischen 5,5 und 5,0, als drittes schaffen es bei pH 4,5 die H⁺-Ionen. Eisen übersteigt auch bei pH 4,3 nicht die Einprozentmarke (Abb. 3.18b). Mit abnehmendem pH-Wert steigen die Anteile von Aluminium auf 30 % und jene von Mangan bis auf 10 % an. Dies unterstreicht die bekannte Tatsache, dass im Bereich um pH 4,2 vor allem Al-Ionen freigesetzt werden (KILIAN 1992).

Aluminium liegt in der Bodenlösung bei pH < 5 vorwiegend als $(Al(OH)_2)_3^{3+}$ -Ion vor und reagiert dort sauer (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992). Der Anteil liegt bei pH > 5,5 um 0,1 Prozent, darunter steigt er steil an und erreicht bei pH 4,2 – durch zerfallende Tonminerale und Al-Hydroxide (KILIAN 1992) – einen Anteil von 30% der Kationenaustauschkapazität (Abb. 3.19b). Dieser Bereich wird auch als Aluminiumpufferbereich bezeichnet.

Mangan ist bei hohen pH-Werten nahezu unlöslich und somit nicht austauschbar (ENGLISCH 1992). Es konnten hier Werte zwischen 0,030 und 1,019 cmol/kg gemessen werden, wobei die Mn-Gehalte zwischen pH 6,0 und pH 4,3 von 0,3 bis 10 % ansteigen (Abb. 3.18b).

Eisen gilt als Makrobestandteil des Mineralbodens und ist in Spuren für Mensch, Tier und Pflanze unentbehrlich (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992). Laut Österreichischer Waldboden-Zustandsinventur liegen dort die Fe-Gehalte zwischen 0 und 2,4 cmol/kg Feinboden. Die Amplitude der in den Stichproben gemessenen Werte reicht von 0,001 bis 0,080 cmol/kg, was verschwindend kleine Mengen sind. Der prozentuelle Fe-Gehalt steigt im pH-Bereich zwischen 6,2 und 4,2 von 0,01 bis 0,5% stetig an (Abb. 3.18b). Die Bedeutung von austauschbarem Eisen ist demnach vernachlässigbar, zumal größere Mengen an austauschbarem Eisen erst im Eisenpufferbereich (pH < 3,2) zu erwarten sind (ENGLISCH 1992).

3.4.5.10 S-Wert, V-Wert, Kationenaustauschkapazität (KAK)

Als S-Wert wird hier die Summe der basischen Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ verstanden. Der Einfluss und die Bedeutung von Natrium ist im schwach saurem bis schwach alkalischen Bereich vernachlässigbar (s. 3.4.5.8). Das rechnerische Verhältnis von S-Wert und Kationenaustauschkapazität (KAK), welche sich aus der Summe sämtlicher austauschbarer Kationen errechnet, wird als V-Wert oder Basensättigung (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996) bezeichnet. Es handelt sich also dabei um den prozentuellen Anteil der basischen Kationen an der KAK. In vorliegender Arbeit wurden Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ (das H^+ -Ion wurde rechnerisch ermittelt) für alle Bodenproben und Na-, Fe-, Mn- und Al-Ionen stichprobenweise bestimmt.

Aus Abb. 3.19a ist ersichtlich, dass sich der V-Wert bei $\text{pH} > 5,1$ dem Wert 100 annähert. Dies bedeutet, dass bei $\text{pH} > 5,1$ der S-Wert – also die Summe der basischen Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ – der KAK gleichgestellt werden kann: Dies bedeutet, dass der Kationenaustauscher vollständig mit basischen Kationen belegt ist. Unter $\text{pH} 5,1$, im stark sauren Bereich jedoch kann der S-Wert der KAK nicht gleichgesetzt werden. Wie aus Abb. 19b hervorgeht, nimmt der Anteil der sauren Kationen (Al, Mn, Fe und H^+) mit abnehmendem pH stark zu.

Bei der Pararendzina wird davon ausgegangen, dass die gemessenen S-Werte als KAK zu interpretieren sind und dass dieser Bodentyp als voll basenversorgt zu betrachten ist (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996). Der niedrigste mittlere pH-Wert liegt im Oberboden bei rund 6,5 und die pH-Werte nehmen nach unten hin zu. Die verbraunte Pararendzina und der braune Ranker unterscheiden sich etwas in den pH-Werten des Unterbodens. So hat der braune Ranker im Unterboden einen V-Wert von rund 80% der KAK (Abb. 3.19a). Die verbraunte Pararendzina jedoch hat einen V-Wert zwischen 90 und 95% der KAK.

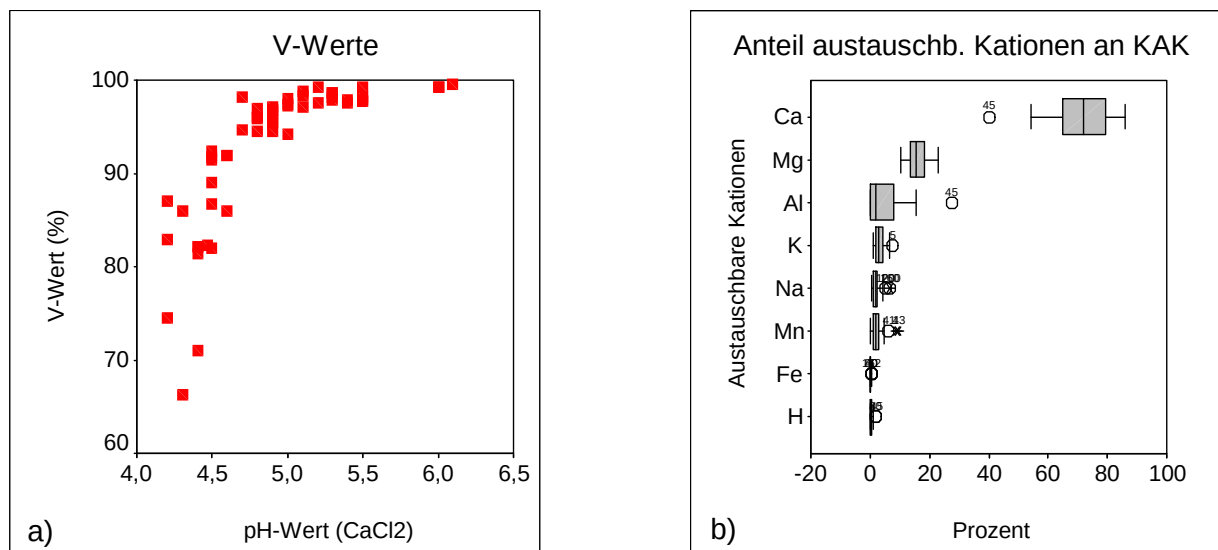


Abb. 3.19: a) Streudiagramm der Wertepaare pH (CaCl₂) und V-Wert; b) Boxplotdarstellung über den prozentuellen Anteil der austauschbaren Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al, K^+ , Na^+ , Mn, Fe, und H^+ an der Kationenaustauschkapazität (KAK) gemeinsam für die Bodentypen Pararendzina, verbraunte Pararendzina und brauner Ranker.

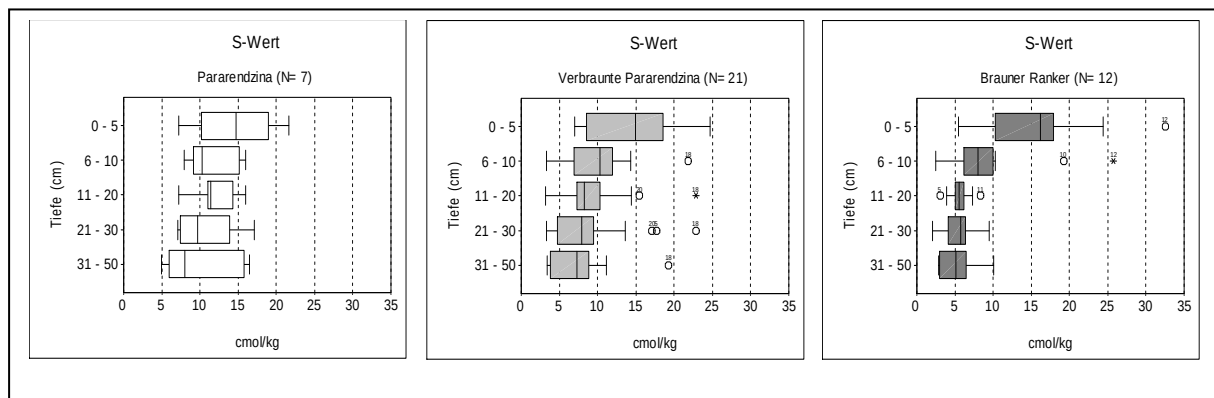


Abb. 3.20: Boxplotdarstellung der S-Werte (Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+}) bezogen auf die Profilhorizonte 0 – 5 cm, 6 – 10 cm, 11 – 20 cm, 21 – 30 cm, 31 – 50 cm für die Bodentypen Pararendzina, verbraunte Pararendzina und brauner Ranker.

Zusammenfassend betrachtet, haben alle drei Bodentypen einen hohen Grad an Basensättigung. Bei einigen Profilen der verbraunten Pararendzina und des braunen Rankers, wo der pH-Wert deutlich unter 5,1 (Abb. 3.10) liegt, ist der Anteil der Säurekationen am Sorptionskomplex mit bis zu 50% bereits sehr hoch (Abb. 3.18b). Alle drei Bodentypen lassen sich zwar voneinander deutlich unterscheiden, sind aber im Vergleich mit anderen europäischen Waldböden in eine Gruppe oder Bodenreihe zu stellen. Für alle drei Bodentypen gemeinsam ergibt sich der aus Stichproben ermittelte prozentuelle Anteil der austauschbaren Kationen an der KAK laut Abb. 3.19b.

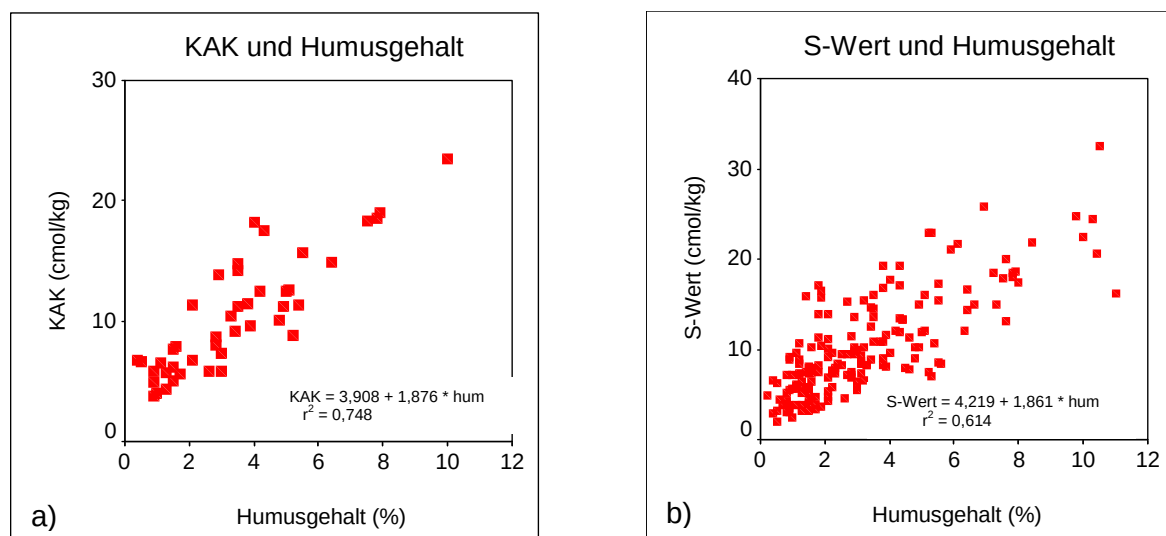


Abb. 3.21: a) Streudiagramm der Wertepaare Humusgehalt (%) und Kationenaustauschkapazität (KAK); b) Streudiagramm der Wertepaare Humusgehalt (%) und S-Wert ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+}$).

Die Kationenaustauschkapazität und der S-Wert korrelieren eindeutig positiv mit dem Humusgehalt, wobei Humus als Kolloid und Säureanion fungiert (Abb. 3.21). Die Abbildungen verdeutlichen die enge Beziehung zwischen KAK oder S-Wert und Humusgehalt. Es sei in Erinnerung gerufen, dass die KAK für nur 47 der insgesamt 200 Bodenproben bestimmt wurde. Durch den V-Wert wurde bereits die enge Beziehung von KAK und S-Wert beschrieben (Abb. 3.19a). In Abb. 3.21 wird gezeigt, dass für alle drei Bodentypen die KAK (S-Wert) ganz entscheidend vom Humusgehalt beeinflusst wird.

Der Anteil an Ton, als auch jener an Schluff – beide Korngrößenfraktionen wurden an 28 Proben ermittelt – bestimmen die anorganische Komponente der KAK (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992).

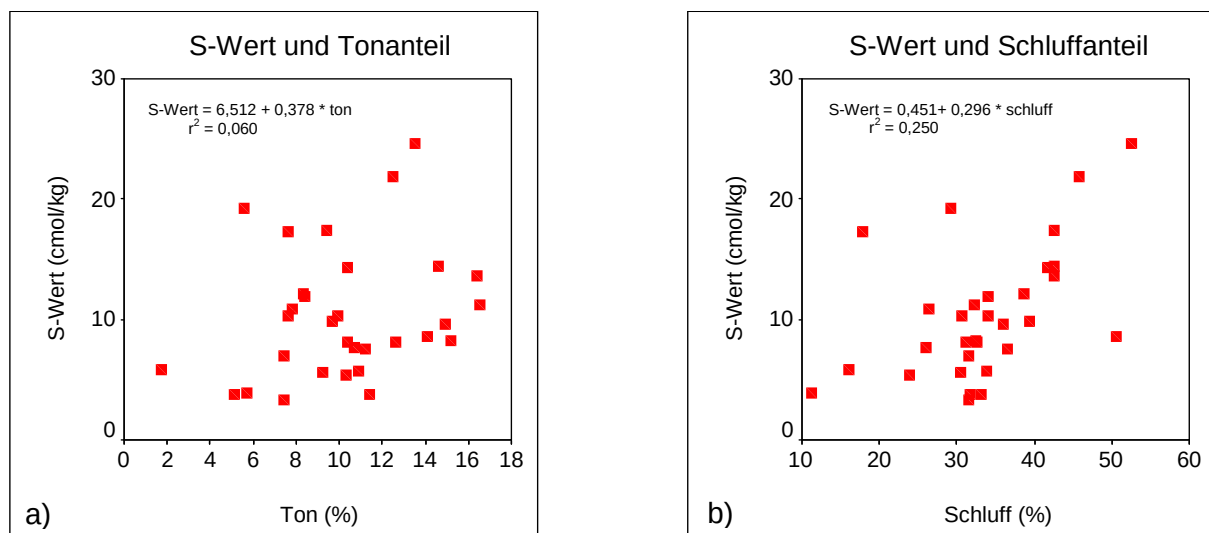


Abb. 3.22: a) Streudiagramm der Wertepaare S-Wert ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$) und Tonanteil; b) Streudiagramm der Wertepaare S-Wert ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$) und Schluffanteil. Ton- bzw. Schluffanteil wurden mit der Sedimentationsmethode mit Glaszylinder und Pipette.

Aus Abb. 3.22 ist ersichtlich, dass die Beziehung zwischen Tonanteil und S-Wert gering und jene zwischen Schluffanteil und S-Wert etwas deutlicher ausfällt. Es zeigt sich, dass vor allem in leichten Böden (Abb. 3.5) die Bedeutung von Humus für die nachhaltige Nährstoffversorgung sehr wichtig ist. In schweren Böden hingegen liegt das Hauptgewicht des Kationenaustauschers bei den Tonmineralen (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992).

3.4.6 Physikalische und chemische Parameter im Auflagehumus

3.4.6.1 Morphologie

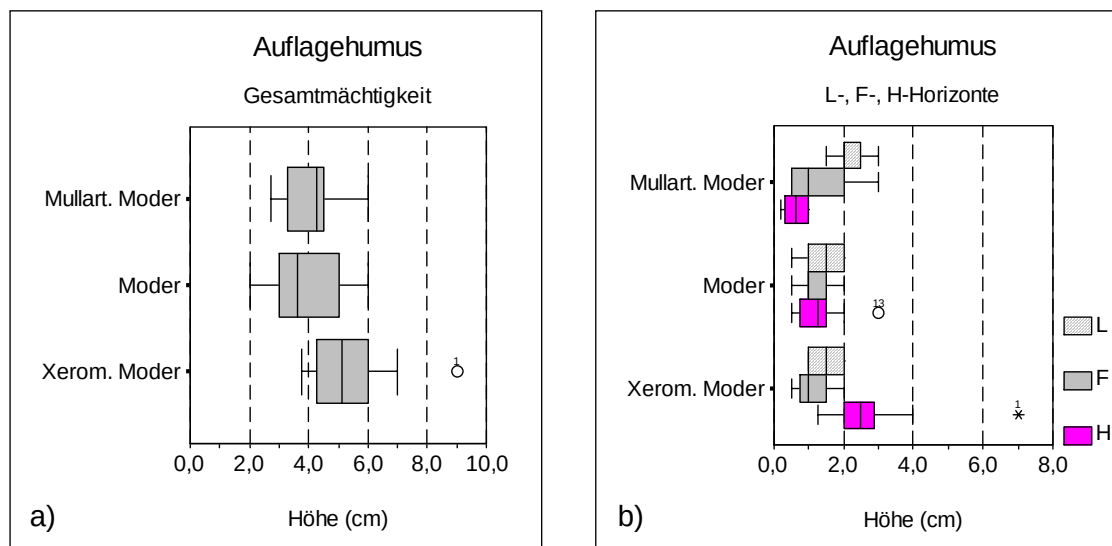


Abb. 3.23: a) Gesamtmächtigkeit der Humusformen mullartiger Moder ($n = 10$), Moder ($n = 14$) und xeromorpher Moder ($n = 16$); b) Mächtigkeit der jeweiligen Auflagehorizonte.

Aufgrund der morphologischen Bestimmung des Auflagehumus kommen im Wesentlichen die Typen mullartiger Moder, Moder und xeromorpher Moder vor. Das Adjektiv „xeromorph“ wurde deshalb dem Moder vorangestellt, weil die trockenen Standortbedingungen den Abbau der organischen Substanz hemmen (NESTROY et al. 2000).

In Abb. 3.23 sind die laut Geländeprotokoll festgestellten Humustypen aufgelistet, wobei aus Abb. 3.23a die jeweilige Gesamtmächtigkeit ersichtlich ist: der xeromorphe Moder ist etwas mächtiger als Moder bzw. mullartiger Moder. Auffallend sind laut Abb. 3.23b die beträchtlichen Unterschiede in der Mächtigkeit des H-Horizontes: der H-Horizont ist beim xeromorphen Moder wesentlich mächtiger als beim Moder oder beim mullartigen Moder. Beim mullartigen Moder nimmt die Horizontstärke von L nach H stetig ab, beim Moder bleibt sie konstant und beim xeromorphen Moder nimmt sie von L nach F geringfügig ab, von F nach H hingegen kräftig zu. Beim mullartigen Moder deutet die Morphologie und vor allem die geringe Mächtigkeit des H-Horizontes auf eine rasche Umsetzung der organischen Substanz hin, beim Moder laufen die Umsetzungsprozesse bereits etwas langsamer ab, beim xeromorphen Moder deutet die beachtliche Stärke des H-Horizontes auf eine gehemmte Umsetzungsrate hin.

3.4.6.2 Humusgehalte und Humusvorräte

Für die Umrechnung der Humusmengen in organische Trockensubstanz pro Hektar wurde der aus 15 Stichproben errechnete mittlere Trocknungsfaktor $0,933 \pm 0,015$ angewendet.

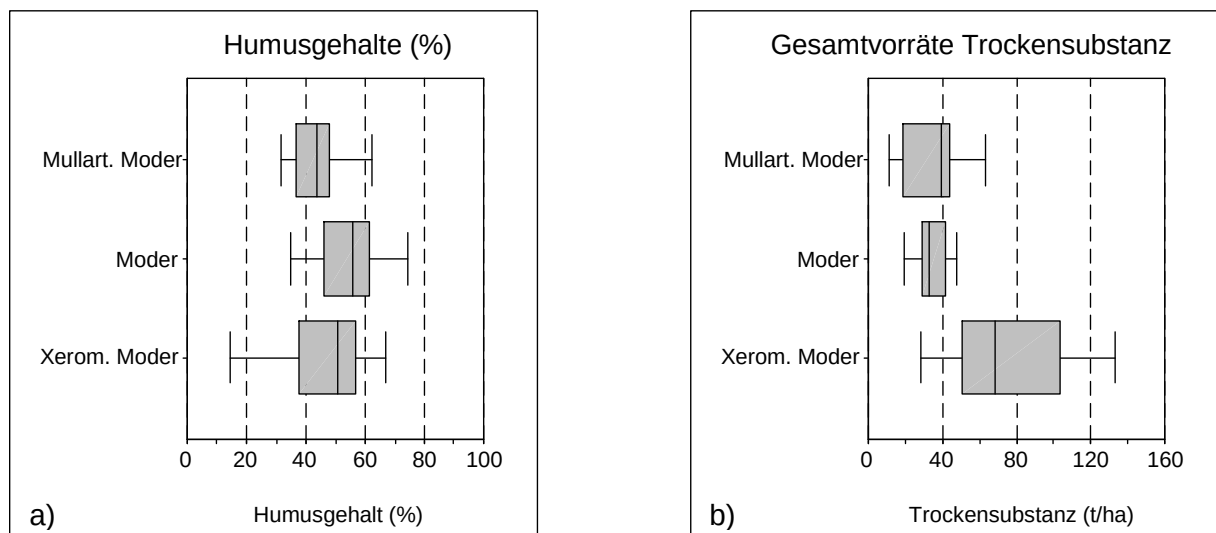


Abb. 3.24: Boxplotdarstellung der Humustypen der Auflagen mullartiger Moder (n = 10), Moder (n = 14), xeromorpher Moder (n = 16) bezogen auf a) Humusgehalte (%) und b) organische Trockensubstanz (t/ha).

Die prozentuellen Humusgehalte der Auflagen der drei Humustypen unterscheiden sich wie zu erwarten war nur geringfügig (Abb. 3.24a): beim mullartigen Moder sind sie tendenziell geringer als beim Moder; beim xeromorphen Moder ist die Streuung der Werte im Verhältnis zu den anderen Humustypen größer. Anders ist die Situation bei den Gesamtvräten an organischer Trockensubstanz (Abb. 3.24b): Mullartiger Moder und Moder haben einen ähnlichen Streuungsbereich der Werte, wobei ersterer etwas höhere Mengen pro Hektar hat. Ganz anders sind die Verhältnisse beim xeromorphen Moder: durch die gehemmte Umsetzungsrate akkumuliert sich im Vergleich zu den beiden anderen Humustypen die zwei- bis dreifache Menge an organischer Trockensubstanz.

3.4.6.3 Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte

Die Gesamtvräte an C_{org} nehmen vom mullartigen Moder über Moder zum xeromorphen Moder stetig zu. Wie wir bereits gesehen haben, hängt dies nicht mit den spezifischen Humusgehalten der

Auflagen der Humustypen zusammen als vielmehr mit deren Gesamtvorräten an organischer Trockensubstanz. Auch hier wird wiederum deutlich, dass der xeromorphe Moder wesentlich mehr organischen Kohlenstoff speichert als die anderen beiden Humustypen.

Es zeigt sich, dass der Median der Gesamtstickstoffvorräte vom Moder geringfügig unter jenem vom mullartigen Moder liegt und jener vom xeromorphen Moder am höchsten ist.

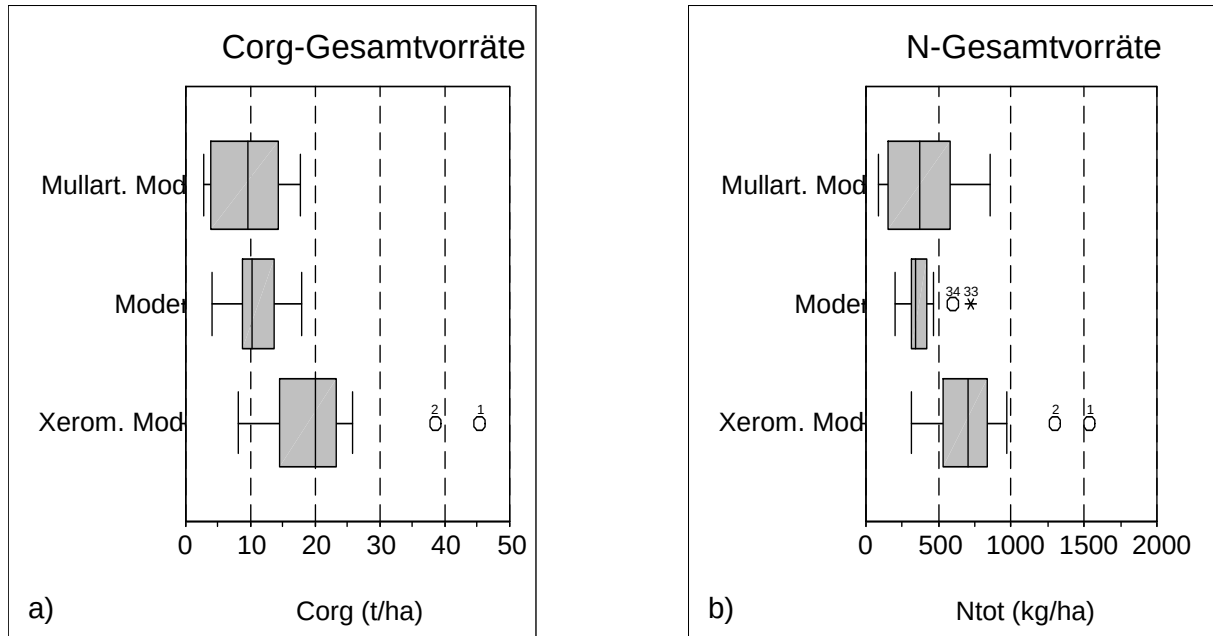


Abb. 3.25: Boxplotdarstellung der Humustypen mullartiger Moder (n = 10), Moder (n = 14), xeromorpher Moder (n = 16) bezogen auf a) die Gesamtvorräte an organischem Kohlenstoff und b) die Gesamtstickstoffvorräte.

3.4.6.4 C/N-Verhältnis und pH-Werte

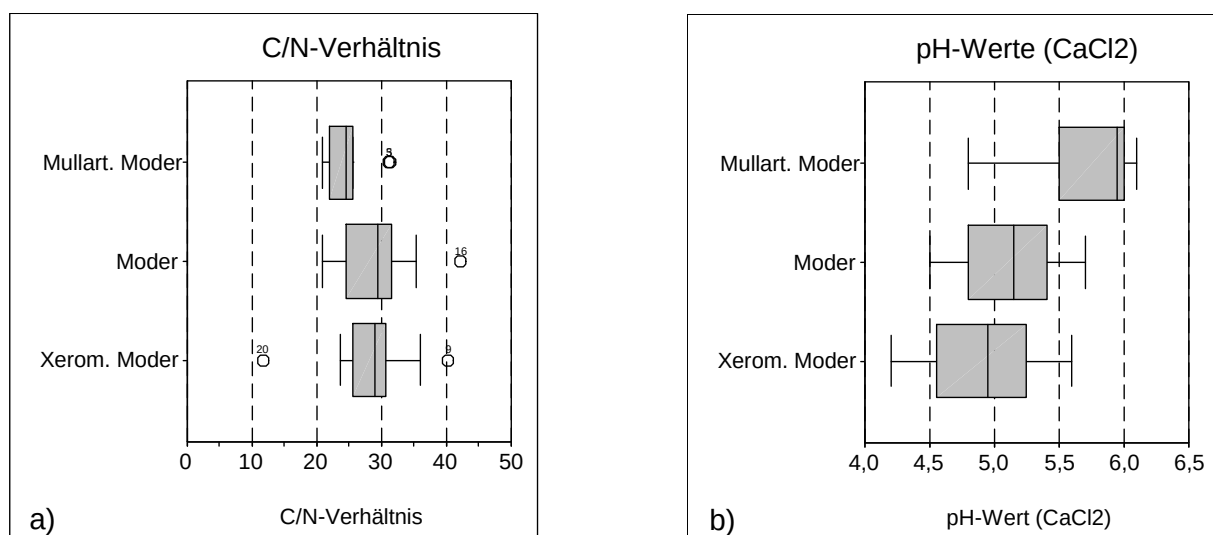


Abb. 3.26: Boxplotdarstellung der Humustypen mullartiger Moder (n = 10), Moder (n = 14), xeromorpher Moder (n = 16) bezogen auf a) die C/N-Verhältnisse und b) pH-Werte (CaCl2).

Das C/N-Verhältnis dient grundsätzlich zur Klassifizierung der Humusformen, wonach Rohhumus ein weites C/N-Verhältnis von 30 – 40, Moder ein C/N-Verhältnis bei 20 – 30 und Mull ein C/N-Verhältnis von 10 – 20 aufweisen (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992). Die ermittelten C/N-Verhältnisse (Abb.

3.26a) von mullartigem Moder liegen zwischen 20 und 25, jene vom Moder bzw. xeromorphen Moder zwischen 20 und 35. Es war zu erwarten, dass das C/N-Verhältnis von mullartigem Moder niedriger ausfällt als die C/N-Verhältnisse der beiden anderen Humustypen.

Die pH-Werte (Abb. 3.26b) der Auflagen der drei Humustypen unterscheiden sich deutlich: mullartiger Moder ist demnach schwach sauer, Moder ist sauer und xeromorpher Moder ist stark sauer. Der pH-Wert der Auflage hängt entscheidend von der anfallenden Streu ab: xeromorpher Moder kommt vorwiegend unter Rot- und Schwarzkiefern vor, Moder entwickelt sich hauptsächlich unter Lärchen und Flaumeichen, mullartiger Moder hingegen kommt fast ausschließlich unter Flaumeichen vor (Tab. 3.1).

	Rot- und Schwarzkiefern	Flaumeichen	Lärchen	Total
Mullartiger Moder	1	9	-	10
Moder	3	5	6	14
Xeromorpher Moder	14	1	1	16
Total	18	15	7	40

Tab. 3.1: Kontingenztafel über die Verteilung der Humusformen auf die Bestandestypen nach dominanten Baumarten.

3.4.6.5 Humustypen und Bewuchs

In Abb. 3.27 wird die Beziehung zwischen Baumbewuchs und Menge an organischer Trockensubstanz gezeigt. Es ist evident, dass sich unter Rot- oder Schwarzkiefern große Mengen an organischer Trockensubstanz ansammeln. Unter Flaumeichenbewuchs akkumuliert sich bereits bedeutend weniger organische Substanz, am wenigsten aber häuft sich im Lärchenbestand an. Die völlig unterschiedliche Qualität der anfallenden Streu beeinflusst maßgeblich die Entwicklung und Morphologie der Humustypen. Kiefernstreu ist auf den trockenen Standorten sehr schwer zersetzbar; Flaumeichen- und Lärchenstreu zersetzen sich bereits etwas leichter, zumal die Lärchenbestände eher auf frischeren Standorte wachsen.

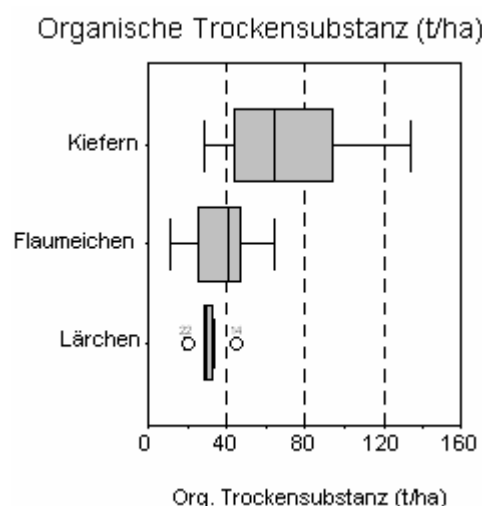


Abb. 3.27: Boxplotdarstellung von organischer Trockensubstanz und Bestandestyp.

3.5 Diskussion

3.5.1 Bodentypen

3.5.1.1 Pararendzina [A_h -C(C_v)]

Als Pararendzina (KUBIĚNA 1950; NESTROY et al. 2000) wird im Untersuchungsgebiet jener sehr trockene Bodentyp bezeichnet, der ein A-C-Profil hat und auf karbonathaltigem Silikatgestein oder Moränenmaterial vorkommt. Als Synonyme gelten im FAO-System der Calcaric Regosol oder der Phaeozem; im US-System gehört die Pararendzina zu den Typic oder Lithic Udorthents (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1992) und nach WRB (World Reference Base for soil resources, 1998) als Leptic Umbrisol. FLORINETH (1974) beschreibt die Pararendzina der Vinschgauer Trockenrasenstandorte als einen Bodentyp, der durch einen ersten und zweiten Humushorizont und einen carbonatführenden Migrationsschutthorizont gekennzeichnet ist. Weiters wird auf die hohen Ca^{2+} -, Mg^{2+} -, die ausreichenden K^+ - sowie die geringen N-Vorräte hingewiesen.

Im Untersuchungsgebiet handelt es sich um schwach saure bis schwach alkalische Böden, wobei der pH mit zunehmender Tiefe ansteigt. Im Oberboden kommt es unter Nadelbäumen zur Entkalkung, während der Unterboden reichlich Carbonat beinhaltet, welches aus dem Muttergestein oder den Moränendecken stammt. In allen Profilen überwiegt laut Geländebefund das Einzelkorngefüge, wobei ein mittlerer Skelettanteil von 0 – 40 Vol.-% zu verzeichnen ist. Die Gründigkeit dieses Bodentyps wurde meistens als mittel, selten auch als tief angesprochen, was auf die physikalische Eigenschaft des Ausgangsmaterials (leicht verwitterbare Glimmerschiefer, Phyllite und Moränen) verweist. Als Bodenart wurde zumeist ein schwach lehmiger Sand vorgefunden, der im trockenen Herbst 1995 zwischen 3 und 8% Wassergehalt hatte. Laut FLORINETH (1974), der an Pararendzina-Profilen Bodensaugspannungsmessungen durchführte, liegt bei einem Wassergehalt von 5% eine Saugspannung von 4 MPa vor, die es von den Pflanzen zu überwinden gilt. Einige Baumarten sind beispielsweise in der Lage, bis zu einer Saugspannung von 4 MPa Wasser aus dem Boden aufzunehmen (LARCHER 1994).

Charakteristisch ist der mit wenigen Zentimetern geringmächtige, humusarme Ah-Horizont, der meistens grau und selten schwarz gefärbt ist. Ein Humusanteil zwischen 2 und 6% bestätigt dies (Abb. 3.10). Was den S-Wert – dieser entspricht bei der Pararendzina der KAK (Abb. 3.19a) – des Ah-Horizontes betrifft, ist dieser höher als die S-Werte der darunter liegenden Tiefenstufen (Abb. 3.19), die lediglich 1 bis 2% Humus haben (Abb. 3.10).

Der C-Horizont hat manchmal leichte Verwitterungserscheinungen, so dass er mit C_v beschrieben wurde. Ansonsten zeichnet er sich durch eine hell- bis gelbbraune Farbe aus, die sich kaum vom Ausgangsmaterial abhebt.

Der gesamte Vorrat an organischem Kohlenstoff ist mit 15 bis 65 t/ha und 50 cm Bodentiefe nicht besonders hoch, der Vorrat an Gesamtstickstoff muss als sehr gering bis gering bezeichnet werden (Abb. 3.11). All dies deutet auf einen unreifen Zustand dieses Bodentyps hin.

Die KAK, welche bei $pH > 5,1$ dem S-Wert entspricht (Abb. 3.19a), ist laut KILIAN (1992) als ausreichend einzustufen: Im Oberboden (0 – 20 cm) beträgt sie zwischen 7 und 22 cmol/kg, im Unterboden liegt sie zwischen 5 und 17 cmol/kg (Abb. 3.20). An der KAK beteiligt sind hauptsächlich die Kationen Kalzium, Magnesium und Kalium (Abb. 3.17). Natrium (Abb. 3.17), Eisen, Mangan und

Aluminium (Abb. 3.18b) sind im pH-Bereich $> 5,2$ vernachlässigbar, daher ist hier die KAK gleichbedeutend dem S-Wert. Tendenziell nimmt der Gehalt an austauschbaren Kationen mit zunehmender Profiltiefe ab, was mit dem abnehmenden Humusgehalt erklärbar ist. Der Gehalt an austauschbarem Kalzium an der gesamten KAK liegt zwischen 60 und 90%; austauschbares Magnesium beteiligt sich mit 5 bis 20%, austauschbares Kalium mit 1 bis 5% an der gesamten KAK (Abb. 3.13b). Kalzium und Kalium verhalten sich auffallend antagonistisch.

Die trockene Pararendzina ist ein leichter, humus- und stickstoffarmer A-C-Boden. Bedingt durch das carbonathaltige Ausgangssubstrat ist sie neutral bis schwach alkalisch und vollständig basenversorgt, wobei Kalzium und Magnesium den größten Anteil an der Kationenaustauschkapazität stellen.

3.5.1.2 Verbraunte Pararendzina [A_h - $C_v(B_v)$ -C]

Die verbraunte Pararendzina (KUBIĚNA 1950; NESTROY et al. 2000) im Gebiet unterscheidet sich von der Pararendzina im Wesentlichen dadurch, dass die Profilproben carbonatfrei sind und dass eine leichte Verbraunung des C-Horizontes zu beobachten ist. Im WRB-System (1998) würde es sich am ehestens um einen Cambic Leptosol handeln. Auffallend sind der schwach ausgebildete Ah-Horizont und die hellbraun bis braune Färbung des $C_v(B_v)$ - oder C-Horizontes. Im Oberboden betrug die Bodenfeuchte im Herbst 1995 zwischen 3 und 12%, im Unterboden zwischen 2 und 10%. Die verbraunte Pararendzina wird als mittelgründig eingestuft und der Skelettanteil liegt im Oberboden zwischen 0 und 35%, im Unterboden zwischen 5 und 70% (Abb. 3.4). Die pH-Werte ($CaCl_2$) liegen mit 4,3 – 6,0 im stark sauren bis mäßig sauren Bereich (Abb. 3.9).

Der Ah-Horizont hat bereits einen deutlich höheren Humusgehalt als jener der Pararendzina (Abb. 3.10). Im Profil ist der Ah-Horizont bereits deutlich an seiner grauen Farbe erkennbar und er erreicht eine Tiefe von 5 cm. Die Umsetzungsprozesse scheinen nicht ganz so gehemmt zu verlaufen wie bei der Pararendzina. Was die Verteilung und den Gehalt an Kationen im Profil betrifft, so unterscheiden sich verbraunte Pararendzina und Pararendzina nur unwesentlich. Auch hier kann der S-Wert als ausreichend eingestuft werden: Kalzium beteiligt sich daran mit 40 bis 80%, Magnesium mit 10 bis 40% und Kalium mit 1 bis 12% (Abb. 3.13b). Allerdings spielen die Kationensäuren Al, Mn und Fe in diesem Bodentyp bereits eine wichtige Rolle. Die V-Werte im pH-Bereich von 4,8 – 5,3 liegen etwa zwischen 50 und 94.

Laut FRANZ (1960) kommt die verbraunte Pararendzina auf basenarmen Silikatgesteinen vor, was hier nicht der Fall ist. MÜCKENHAUSEN (1993) beschreibt eine basenreiche Braunerde mit einem V-Wert > 75 , welche durch die Fortentwicklung der Pararendzina-Braunerde entsteht und im Solum keinen Kalk mehr enthält. Eine analoge Entwicklung ist für die verbraunte Pararendzina im Untersuchungsgebiet anzunehmen: ausgehend von der Pararendzina hat reliefbedingt bessere Wasserversorgung mit Bicarbonatbildung oder laubholzreicher Bewuchs zu Entkalkung und beginnender Verbraunung geführt. Ebenso könnte aber an einigen Stellen das Ausgangssubstrat carbonatarm gewesen sein. Der niedrigere pH-Wert ($CaCl_2$), der etwas höhere Humusgehalt und die einsetzende Verbraunung lassen diese Vermutung zu. Auch wenn im Profil kein Carbonat nachweisbar war, so konnte an Wegböschungen, die einem zwei Meter tiefen Profil entsprachen, mit 10%iger HCl Carbonat im Ausgangsmaterial (Moränenmaterial) nachgewiesen werden. Dieser Bodentyp entspricht in etwa der Beschreibung von KUBIĚNA (1950): Es handelt sich in der Regel um ein flachgründiges A(B)C-Profil, welches humusarm und als Farbe „ein mattes helles Wüstenbraun“ hat. Weiters wird darauf hingewiesen, dass die Braunerdemerkmale erst in den Dünnschliffpräparaten erkennbar sind. Auch

die von KUBIŠNA (1950) beschriebene Phänologie des Standortes stimmt weitgehend mit den Verhältnissen am Vinschgauer Sonnenberg überein: „Der Boden ist den größten Teil des Jahres über trocken und erleidet nur durch die vereinzelter Regenfälle eine vorübergehende Durchfeuchtung. Die Austrocknung geht rasch vor sich. Gelegentliche winterliche Schneedecken haben eine geringe Tiefe und sind stets von kurzer Dauer“.

Zusammenfassend müsste dieser sehr trockene Bodentyp als mittelgründige, basenreiche verbrauchte Pararendzina beschrieben werden oder nach deutscher, bodenkundlicher Systematik (AG BODENKUNDE 1982) als Übergangstyp Braunerde-Pararendzina. Sie ist im Oberboden etwas skelettärmer und im Unterboden skelettreicher als die Pararendzina.

3.5.1.3 Brauner Ranker [A_n-(B_v)-C]

Zum Unterschied zur verbrauchten Pararendzina kommt der braune Ranker (NESTROY et al. 2000) auf kompakten Augen- und Flasergerneisen vor, welche verwitterungsbeständiger sind als die Gruppe der Phyllite oder das Moränenmaterial. Während einige Gesteinsvarietäten der Phyllite beträchtliche Anteile an Carbonaten führen, sind die Orthogneise carbonatfrei. Allerdings kommt dieser äußerst trockene Boden auch auf Substrat vor, wo sich das Muttergestein mit Moränenresten und Hangschutt vermischt hat. So ist der Oberboden mit einem pH von 4,2 bis maximal 7,0 nicht ganz so sauer wie der Unterboden, wo der pH-Wert zwischen 4,2 und 6,2 liegt (Abb. 3.9).

Der Humusanteil des Oberbodens ist mit maximal 3 bis 11% des Feinbodens beträchtlich, allerdings verringert sich der Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff mit zunehmender Bodentiefe durch den hohen Skelettgehalt (z.B. 10 bis 30 t/ha bei 50 cm Bodentiefe, Abb. 3.11a). Dasselbe gilt für den Gesamtvorrat an Stickstoff, welcher zwischen 0,5 und 2,5 t/ha liegt (Abb. 3.9b).

Im Oberboden finden sich weiters relativ hohe Gehalte an Kalzium (7,5 – 12,5 cmol/kg) und Magnesium (1,8 – 2,5 cmol/kg), was auf eine Durchmischung mit Fremdsupstrat schließen lässt. Im Unterboden sind die Ca-Gehalte relativ klein, die Mg-Gehalte liegen im Bereich der skelettarmen verbrauchten Pararendzina. Die Verfügbarkeit an austauschbarem Kalium ist ausreichend, wobei die Werte im Oberboden mit 0,25 – 0,5 cmol/kg höher sind als bei der Pararendzina (Abb. 3.16). Auch Natrium muss hier beachtet werden, da es im sauren pH-Bereich mit bis zu 5% an der KAK beteiligt ist (Abb. 3.17).

Auf Grund der zum Teil niedrigen pH-Werte nimmt die Bedeutung der Al-, Fe-, Mn- und H-Ionen an der KAK zu. Im pH-Bereich zwischen 4,0 und 4,5 betragen die V-Werte 50 bis 80. Dies bedeutet, dass Al, Fe, Mn und H⁺ mit mehr als 20% an der KAK beteiligt sind: Aluminium liegt mit 10 – 30% vor Mangan mit 1 – 10% und dem H-Ion mit maximal 2%. Eisen ist mit maximal 0,5% vernachlässigbar (Abb. 3.18b).

Aufgrund der hohen Basensättigung ist dieser äußerst trockene Bodentyp wohl mit dem Begriff „basenreicher, brauner Ranker“ oder im WRB-System (1998) ebenfalls als Cambic Leptosol treffender zu beschreiben.

3.5.1.4 Braunerde [A_n-B_v-C]

Dieser Bodentyp ist im Untersuchungsgebiet eher selten und wurde im Zuge der bodenkundlichen Arbeit an den ersten 40 Probepunkten nur ein einziges Mal beschrieben und beprobt. Aus diesem Grund fand die Braunerde nicht Eingang in die Clusteranalyse und auch nicht in die Darstellung mit Boxplots.

Auf frischen Standorten vor allem in NE-exponierten Hängen und in Gräben konnten sich typische, mittel- bis tiefgründige Braunerden mit einem ausgeprägten humosen Ah-Horizont und einem deutlich braunen B_v-Horizont entwickeln. Allerdings handelt es sich gewissermaßen um Ausnahmestandorte, die im Untersuchungsgebiet flächenmäßig fast keine Bedeutung haben. Deshalb liegen auch keine Analysedaten zu einer detaillierteren Beschreibung vor. Die im Gelände aufgenommenen Merkmale lassen aber eine genaue Einordnung zu.

Das Gefüge ist hier im Gegensatz zur verbrauchten Pararendzina krümelig, die Bodenart wurde als sandiger Lehm angesprochen und der Skelettgehalt liegt zwischen 20 und 50 Vol.-%. Die Wasserversorgung auf diesen frisch bis feuchten Standorten ist gut. Als häufigste Humusform findet sich Moder, der bei laubholzreichem Bewuchs auch Tendenzen zum Mull hat. Nach dem WRB-System (1998) handelt es sich am ehesten um einen Leptic Cambisol.

3.5.2 Humustypen

Je nach Baumbewuchs und Wasserhaushalt des Standortes entwickeln sich unterschiedliche Humusformen. An frischeren Standorten, die im Untersuchungsgebiet selten auftreten, kommen eher Humustypen mit größerer biologische Aktivität vor. Auf den trockenen Standorten ist die Humusform abhängig von der Bestockung: Unter Flaumeichen finden sich Übergänge von Moder zu Mull, unter Lärchenbeständen dominiert eindeutig Moder und unter Rot- bzw. Schwarzföhren bildet sich xeromorpher Moder aus. Diese drei Humusformen stehen in keiner Beziehung zum Bodentyp sondern sind fast ausschließlich von der Vegetation direkt oder indirekt beeinflusst.

3.5.2.1 Xeromorpher Moder

Auf den sonnexponierten Hängen des Untersuchungsgebietes bildet sich unter Rot- und Schwarzkiefernbeständen ein zum Teil mächtiger xeromorpher Moder aus, dessen Umsetzungsdynamik auf Grund des ungenügenden Wasserangebotes gehemmt ist. Wie aus Abb. 3.25a und 3.25b ersichtlich ist, werden große Mengen an organischem Kohlenstoff und an Gesamtstickstoff in der Auflage, vor allem aber im H-Horizont fixiert (Abb. 3.23). Die große Trockenheit der Standorte verhindert den biologischen Abbau der harzreichen Nadelstreu und führt zu Akkumulation der organischen Substanz. Somit werden im xeromorphen Moder mehr als zwei bis drei Mal so viel organischer Kohlenstoff und deutlich mehr Gesamtstickstoff gespeichert als im mullartigen Moder. Bezeichnend ist auch der niedere pH-Wert im stark sauren Bereich, was wiederum mit der schwer zersetzbaren Kiefernstreu zusammenhängt (Abb. 3.26b).

3.5.2.2 Moder

Diese Humusform findet sich hauptsächlich unter Lärchen- aber auch Flaumeichenbeständen, welche ökologisch als nicht so extrem einzustufen sind wie die Kiefernwälder. Lärchen gedeihen eher auf Hangverflachungen und in höheren Lagen, wo der Wasserhaushalt des Standortes nicht ganz so angespannt ist. Zu der hier offensichtlich verhältnismäßig gut abbaubaren Lärchenstreu kommt noch der organische Abfall der üppigen Bodenvegetation, die hauptsächlich aus Gräsern besteht. Daraus entsteht ein typischer Moder oder Graswurzelfilz-Moder (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996). Die Umsetzung der organischen Substanz wird durch leichter abbaubare Streu und durch die etwas bessere Wasserversorgung begünstigt.

3.5.2.3 Mullartiger Moder

Diese Übergangsform zwischen Mull und Moder kommt in Flaumeichen-, Flaumeichen-Blumeneschen- und Flaumeichen-Lärchenbeständen vor. Typisch ist die von L über F nach H abnehmende Horizontstärke. Der geringmächtige H-Horizont verweist auf die Umsetzungsrate der Laubstreu, welche sich trotz Trockenheit noch relativ gut zersetzt.

3.5.2.4 Schlussbetrachtung und Ausblick

Am Vinschgauer Sonnenberg kommen auf basischem Ausgangsmaterialien wie Moränen oder carbonathaltigen Phylliten die Bodentypen Pararendzina, verbrauchte Pararendzina und brauner Ranker vor. Alle drei Bodentypen lassen sich analytisch und im Gelände gut voneinander unterscheiden, werden aber genetisch in eine Bodencatena gestellt. Sie sind allesamt aufgrund des Ausgangsgesteins basengesättigt, wobei die Pararendzina eine neutrale bis basische Bodenreaktion aufweist. Die beiden anderen Böden haben pH-Werte im sauren Bereich.

So wie die Böden im Wesentlichen vom Ausgangsgestein abhängig sind, so sind die jeweiligen Humusarten abhängig vom Bewuchs. Unter Schwarz- und Rotföhren wird ein xeromorpher Moder vorgefunden, der sich wegen der allgemein trockenen Standortbedingungen und wegen der schwer abbaubaren Föhrennadeln bildet. Moderhumus wird in Lärchenbeständen, mullartiger Moder wird unter Flaumeichen angetroffen.

Die Kenntnis um die Böden in den trockenen Wäldern am Vinschgauer Sonnenberg stellt einen wichtigen Mosaikstein im Rahmen des Gesamtprojektes „Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände“ dar. Die Ergebnisse vorangegangener Untersuchungen zur Vegetation naturnaher Waldtypen am Sonnenberg (STAFFLER & KARRER 2001) sowie jene aus parallelen Untersuchungen zu vegetationskundlich-standortsökologischen Aspekten der Schwarzföhrenforste (STAFFLER et al. in Vorb.) führen zu einer abschließenden Synthese: Standort- und vor allem Bodenmerkmale der naturnahen Waldtypen werden mit jenen der Schwarzföhrenforste verglichen, woraus abzuleiten ist, ob und wo sich Flaumeichen-, Rotföhren oder Lärchenbestände auf den heutigen Standorten mit Schwarzföhren entwickeln können.

Dank

Unser Dank gilt Herrn Dr. Andreas Feichter vom Forstinspektorat Schlanders für die Unterstützung bei der Geländearbeit, dem ehemaligen Leiter des Bodenlabors an der Laimburg Herrn Meinhard Aichner und dessen Mitarbeitern für die umfassende Hilfestellung bei der Analyse der Bodenproben und Herrn Dr. Franz Mutsch von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Wien für Ratschläge bei der Bestimmung der Kationenaustauschkapazität

3.6 Zusammenfassung

Die trockenen Waldböden des Vinschgauer Sonnenberges wurden mit feldbodenkundlichen, physikalischen und chemischen Methoden untersucht. Es konnten drei Leitbodentypen bestimmt werden, wobei sich die Pararendzina deutlich vom braunen Ranker und von der verbrauchten Pararendzina unterscheiden lässt.

Die trockene Pararendzina zeichnet sich durch pH-Werte im schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich aus, wobei die pH-Werte mit zunehmender Tiefe ansteigen.

Als eine Fortentwicklung der Pararendzina muss die verbraunte Pararendzina angesehen werden. Niedrigere pH-Werte im Oberboden, höhere Humus- und Stickstoffgehalte sowie eine leichte Verbraunung lassen diesen Schluss zu.

Der als brauner Ranker bezeichnete Bodentyp, ist im Profil noch etwas saurer und trockener als die verbraunte Pararendzina und hat vor allem einen wesentlich höheren Skelettgehalt.

Die Humusformen sind im Wesentlichen abhängig vom Bewuchs und von der Wasserversorgung des Standortes: Unter Rot- und Schwarzföhren wird xeromorpher Moder, unter Lärchen Moder und unter Flaumeichen- bzw. Flaumeichenmischbeständen mullartiger Moder vorgefunden.

3.7 Literatur

AG BODENKUNDE, 1982: Bodenkundliche Kartierungsanleitung. 3. Aufl. Hannover. 331 S.

BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., WEIBER, R., 1996: MULTIVARIATE ANALYSEMETHODEN. EINE ANWENDUNGSORIENTIERTE EINFÜHRUNG. 8. VERB. AUFL. SPRINGER – VERLAG. BERLIN, HEIDELBERG, NEW YORK. 591 S.

BLUM, W.E.H., DANNEBERG, O.H., GLATZEL, G., GRALL, G., KILIAN, W., MUTSCH, F. & STÖHR, D., 1986: WALDBODENUNTERSUCHUNG. ÖSTERR. BODENKUNDL. GES.. WIEN. 59 S.

BRAUN-BLANQUET, J. , 1961: DIE INNERALPINE TROCKENVEGETATION : VON DER PROVENCE BIS ZUR STEIERMARK. GUSTAV FISCHER VERLAG. STUTTGART. 273 S.

DAL RI & TECCHIATI, 1995: ZUR VOR- UND FRÜHGESCHICHTE DES MITTLEREN UND UNTEREN VINSCHGAUS. IN: ARCHÄOLOGIE UND KUNSTGESCHICHTE IN KASTELBELL-TSCHARS UND UMGEBUNG. HERAUSGEGEBEN VON DER RAIFFEISENKASSE TSCHARS IN ZUSAMMENARBEIT MIT DEM LANDESDENKMALAMT BOZEN. 167 S.

DEUTSCH, F., 1955: DIE AUFFORSTUNG DER VINSCHGAUER LEITEN. UNVERÖFF. MANUSKRIFT. 17 S.

DEUTSCH, F., 1959: AUFFORSTUNG AUF WASSERARMEN GEBIRGSSTANDORTEN IM VINTSCHGAU. ALLGEMEINE FORSTZEITSCHRIFT. SONDERNUMMER FORSTKULTUREN UND WASSERHAUSHALT. GESAMTSCHRIFTFLEITUNG: PROF. DR. ROHMEDE. 14. JAHRGANG. NR. 10. 206–209. MÜNCHEN.

ENGLISCH, M., 1992: ATMÖGENE HAUPTNÄHRSTOFFE. - IN: ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR. - MITTEILUNGEN DER FORSTLICHEN BUNDESVERSUCHSANSTALT WIEN.. HEFT 168. BAND I. 45–57. WIEN.

FAO, ISRIC AND ISSS, 1998: WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES, (WRB). FAO, No. 84. ROME, 91 pp.

FISCHER, K., 1974: Agrargeographie des westlichen Südtirols. Der Vinschgau und seine Nebentäler. Wilhelm Baumüller Verlag. Wien – Stuttgart. 365 S.

FLIRI, F., 1975: Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols. Folge I. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck-München. 454 S.

FLORA, H., 1879: Wiederaufforstung im Vinschgau. In: Mitteilungen des Deutschen und Oesterreichischen Alpenvereins. Redigiert von Th. Trautwein. Band V. 69-71. Verlag des Vereins. München.

FLORINETH, F., 1974: Vegetation und Boden im Steppengebiet des oberen Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck, 61. 43–70. Innsbruck.

FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME, 1996: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen / bearb. u. zsgest. vom „Arbeitskreis Standortskartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 5. Auflage. Eching bei München. 352 S.

FRANZ, H., 1960: Feldbodenkunde. Als Grundlage der Standortsbeurteilung und Bodenwirtschaft; mit besonderer Berücksichtigung der Arbeit im Gelände. Verlag Georg Fromme & Co. Wien und München. 583 S.

GAMPER & STEINER, 1999: Das Ganglegg bei Schluderns. Eine befestigte bronze- und eisenzeitliche Siedlung im oberen Vinschgau. Athesia – Werkstatt. Bozen. 93 S.

- GLEIRSCHER, P., 1991: Zum frühesten Siedlungsbild im oberen und mittleren Vinschgau mit Einschluß des Münstertales. In: Der Vinschgau und seine Nachbarräume. Landeskundliches Symposium Schloß Goldrain 1991. 35–50. Athesia. Bozen.
- HAMMER, W., 1912: Erläuterungen zur Geologischen Karte. SW-Gruppe Nr.66, Glurns und Ortler. Verlag der k.k. Geologischen Reichsanstalt. Wien. 72 S.
- HAMMER, W., 1922: Geologischer Führer durch die Westtiroler Zentralalpen. Berlin. 148 S.
- HAMMER, W. und JOHN, C.V., 1909: Augengneise und verwandte Gesteine aus dem oberen Vinschgau. Jb. d. k.k. Geol. RA, 59, 691-773. Wien.
- HELLRIGL, K., 1995: Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* DEN. & SCHIFF.) in Südtirol. Eine Befallsanalyse der letzten 50 Jahre. Landesabteilung Forstwirtschaft der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol. Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien, Nr. 1. 73 S.
- HÖLLERMANN, P., 1963: Beispiele für anthropogen verstärkte Hangabtragungs- und formungsvorgänge in inneralpinen Tälern. Nachrichten der Akademie der Wissenschaften in Göttingen. Vandenhoeck & Ruprecht. 251-273. Göttingen.
- KATZENSTEINER, K., 1992: Mineralstoffernährung, Bodenzustand und Baumvitalität in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes. Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien. FIW-Forschungsberichte 1992/1, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung. Wien. 195 S.
- KILIAN, W., 1992: Säurehaushalt – Austauschbare Kationen. - In: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. - Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien. 168. Band I, 89–144. Wien.
- KÖLLEMAN, C., 1981: Die Trockenvegetation im Vinschgau. Jb.Ver.Schutz Bergwelt, München, 46: 1-21.
- KUBIĚNA, W. L., 1950: Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas : Illustriertes Hilfsbuch zur leichten Diagnose u. Einordnung der wichtigsten europäischen Bodenbildungen unter Berücksichtigung ihrer gebräuchlichsten Synonyme / von W. L. KubiĚna. [Hrsg. in Verb. m. d. C.S.I.C. in Madrid]. 392 S. Enke Verlag. Stuttgart.
- LARCHER, W., 1994: Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Streßbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. 5., völlig Neubearb. Aufl. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 394 S.
- LOOSE, R., 1976: Siedlungsgenese des oberen Vinschgaus. Forschungen zur deutschen Landeskunde. Band 208. Trier. 247 S.
- MÜCKENHAUSEN, E., 1993: Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. 4., erg. Aufl. DLG-Verlag, Frankfurt (Main). 577 S.
- MUTSCH, F. : Modifikation der Methode zur Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (ÖNORM L 1086). Unveröffentlicht. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- NESTROY, O. et al, 2000: Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik 2000). Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges., 60, 1-124.
- OTTO, A., 1974: Klimatologisch-ökologische Untersuchungen im Vinschgau. Dissertation Univ. Innsbruck. 391 S.
- PENCK, A.; BRÜCKNER, E., 1909: Die Alpen im Eiszeitalter. 3. Band. Die Eiszeiten in den Südalpen und im Bereich der Ostabdachung der Alpen. Chr. Herm. Tauchnitz. Leipzig. 1199 S.
- POTRO, N. M., 1982: Petrographie, Metamorphose, Tektonik und Metallogenese im mittlerer Vinschgau / Südtirol (N-Italien). Dissertation an der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen. 304 S.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. 13. durchgesehene Aufl. / von P. Schachtschabel. Enke Verlag. Stuttgart. 491 S.
- SCHENK, I., 1951: Die Klimainsel Vinschgau. Trient. 81 S.
- SPSS 7.5, 1997: SPSS Base 7.5 für Windows Benutzerhandbuch. 450 S.
- STACUL, P., 1967: Zur Geologie des Vinschgaus. In: Der obere Weg. Jahrbuch des Südtiroler Kulturinstitutes. 58–75. Bozen.

- STAFFLER, H.; KARRER, G., 2001: Wärmeliebende Wälder im Vinschgau (Südtirol/Italien). Sauteria Bd. 11. Biotopkartierung in Bergregionen & Beiträge der ostalpin-dinarischen Gesellschaft für Vegetationskunde in Pontresina. 301-358. Dorfbeuern; Salzburg; Brüssel. Just-Verlag.
- STRIMMER, A., 1974: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med, Ver. Innsbruck. 61. 7–42. Innsbruck.
- SUMEREDER, K., 1959: Die Wiederaufforstung des Vinschgauer Leitengebietes. Dissertation an der Leopold-Franzens Universität, Innsbruck. 137 S.
- THÖNI, M., 1980: Zur Westbewegung der Öztaler Masse. Räumliche und zeitliche Fragen an der Schlinigüberschiebung. Mitt. Ges. Geologie- und Bergbaustudenten in Österreich, 26. 247-275. Wien.
- THÖNI, M., 1981: Degree and Evolution of the Alpine Metamorphism in the Austroalpine Unit W of the Hohe Tauern in the light of K/Ar and Rb/Sr Age Determinations on Micas. Jahrb. Geol. B.-A. Band 124, 1. 111-174. Wien.
- WILDI, O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel. 90. Zürich. 226 S.

Autoren

Dr. Hanspeter Staffler
Sonderbetrieb für Wildbach- und Lawinenverbauung
C. Battisti-Str. 23
I-39100 Bozen

Prof. Dr. Klaus Katzensteiner
Institut für Waldökologie
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel-Str. 33
A-1180 Wien

Prof. Dr. Herbert Hager
Institut für Waldökologie
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel-Str. 33
A-1180 Wien

Prof. Dr. Gerhard Karrer
Institut für Bodenkultur
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel-Str. 33
A-1180 Wien

4 Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau (Südtirol / Italien)

STAFFLER H., KARRER G., 2005: Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau (Südtirol/Italien). Gredleriana, Vol. 5. pp. 135-170, Bozen.

4.1 Einleitung

4.1.1 Schwarzföhrenforste

Am Vinschgauer Sonnenberg, den BRAUN-BLANQUET (1961) als „Sanktuarium der ostalpinen Trockenvegetation“ bezeichnete, wachsen heute auf ehemaligen Trockenrasenstandorten Schwarzföhren (*Pinus nigra* ARNOLD). Diese Bestände von *Pinus nigra* ssp. *nigra* var. *austriaca* sind großteils das Ergebnis von Aufforstungen der Fünfziger- und Sechzigerjahre des 20. Jahrhunderts. Aber bereits am Ende des 19. Jahrhunderts wurde die forstliche Tauglichkeit der Schwarzföhre für extrem trockene Böden erkannt. Damals wurden rund 115 ha zwischen den Ortschaften Mals und Vetzan bei Schlanders aufgeforstet. Neben den Schwarzföhren wurden aber auch Lärchen, Rotföhren, Eschen (wahrscheinlich handelte es sich um Blumeneschen, Anm. der Autoren) und Robinien angepflanzt, wobei sich lediglich die Robinie in Bestandesform etablieren konnte (FLORA 1879, DEUTSCH 1955, DEUTSCH 1959, SUMEREDER 1959, SUMEREDER 1960, PIRCHER 1966, WILHALM & STAFFLER in Druck). Lärchen, Rotföhren und Blumeneschen kommen im Schwarzföhrenbestand entweder als Baumgruppen oder im Nebenbestand vor.

Mittlerweile bedecken die Schwarzföhrenforste eine Fläche von rund 940 ha (s. 3.1) und verhindern die Erosion. Somit scheint das ehemalige Ziel der Aufforstungspioniere, nämlich die „starken Abtragerscheinungen am Sonnenberg“ zu vermindern (DEUTSCH 1959), erreicht worden zu sein.

Nun haben sich aber in letzter Zeit neue Schwierigkeiten ergeben: Neben den jährlichen Kalamitäten des Kiefernprozessionsspinnners (Foto 4.1), welcher die Bäume durch Fraß stark schädigt, verursachen dessen im Bestandesinneren herumschwebenden Härchen beim Menschen schwere Allergien (HELLRIGL 1995). Zusätzlich ist die Waldbrandgefahr als Phänomen zu berücksichtigen. Die schwer abbaubare, harzreiche Nadelstreu der Schwarzföhre ist ein gutes Nährmedium für Feuer (Foto 4.2). Aus der Sicht des Naturschutzes haben sich WILHELM et al. (1995) mit den Schwarzföhrenforsten bei Kortsch befasst.

Wie bereits angedeutet, hat die Schwarzföhre im Vinschgau schon eine über hundertjährige Geschichte: Dr. Heinrich Flora, seinerzeit Gemeindearzt von Mals, hatte sich nach eigenen Worten die Wiederaufforstung des „Krebsschadens“ oder der „kahlen Berge an der Ostseite des Thales“ zur zweiten Lebensaufgabe gemacht. Mit Schwarzföhren, Lärchen und Laubhölzern, die er aus Pflanzgärten und als Wildlinge aus dem Wald bezog, wurde der Sonnenberg bei Mals langsam aufgeforstet. Seine Bemühungen fanden beim Tiroler Landesausschuss und bei den zuständigen Forstorganen finanzielle und moralische Unterstützung (FLORA 1879). Auf diese Weise ist damals die Schwarzföhre als Waldbaum in den Vinschgau gelangt, als Parkbaum mag sie bereits früher angepflanzt worden sein. Bei DALLA TORRE (1909) gibt es zum Vinschgauer Vorkommen von *Pinus nigra* folgende Notiz: „Zwischen Schlanders und Goldrain, bei Schlanders und Latsch wahrscheinlich angepflanzt;“. Dass sich *Pinus nigra* für die Wiederbewaldung von trockenen, humusarmen Karstgebieten besonders gut eignet, hatte bereits der k. k. Marine Waldagent Joseph Ressel in der

Mitte des 19. Jahrhunderts erkannt. Ressel hatte damals auf „Befehl ... des Herrn Landesgouverneurs“ einen „Wiederbewaldungsplan für die Gemeindegründe in Istrien“ entworfen, der nach und nach umgesetzt wurde (ANKO 1993). Vielleicht war es dieses Wissen, welches Dr. Heinrich Flora den Einsatz von *Pinus nigra* nahe legte. Im Übrigen fand die Schwarzföhre bereits damals in ganz Italien für Aufforstungsprojekte Verwendung (PIGNATTI 1998).



Foto 4.1: Vom Prozessionsspinner kahlgefressener Schwarzföhrenwipfel.

4.1.2 Verbreitung der Schwarzföhre

Die Schwarzföhre kommt in Form von mehreren Kleinarten in der nördlichen Mittelmeerregion von Spanien bis nach Kleinasien vor (MAYER 1974). Auf der italienischen Halbinsel wird *Pinus nigra* ssp. *laricio* in die Varietät *italica* in Mittel- und in die Varietät *calabrica* in Süditalien untergliedert. Ein weiterer Vertreter dieser Subspecies wächst als Varietät *poiretiana* auf Korsika (MAYER 1984). Das südosteuropäische Areal von *Pinus nigra* ssp. *nigra* umfasst die Balkanhalbinsel, Julisch-Venezien, die karnischen Alpen, Kärnten und das Gebiet südlich von Wien, wo die Schwarzföhre ihren nördlichsten Vorposten hat (MARTIN-BOSSE 1967, POLDINI 1969, NIKLFELD 1972, HODA 1993, WENDELBERGER 1963, WALLNÖFER 1993, ZUKRIGL 1999). In der mediterranen Klimazone Albaniens wachsen Schwarzföhrenbestände zwischen 600 und 1500 m, auf neutralen bis schwach sauren Böden (HODA 1993). Im Bereich der Julisch-Karnischen Voralpen mit submediterranem, ozeanischem Charakter sind Schwarzföhrenwälder weit verbreitet. *Pinus nigra* ssp. *nigra* var. *austriaca* wächst dort auf steilen Schuttfeldern, Felsrücken und Felskanten (POLDINI 1982). In den Karnischen Alpen liegt die Hauptverbreitung vom Orneto-Pinetum nigrae Martin 1961 zwischen 750 und 1500 m, wobei sie

anstehenden Kalk- und Dolomittfels mit skelettreichen A-C- Böden bevorzugt. Bei durchschnittlichen Jahresniederschlägen von 2000 mm ist das Klima ozeanisch getönt (POLDINI 1969). In Kärnten kommt die Schwarzföhre zwischen 600 und 1100 m Seehöhe, auf warmfeuchten Südhängen, vor. Auf Kalk- und Dolomitgestein befinden sich junge, skelettreiche Böden mit einer geringen Wasserspeicherkapazität. Dieses Defizit wird teilweise durch hohe Niederschläge und hohe Luftfeuchtigkeit ausgeglichen. Die Subassoziation *Orneto-Pinetum nigrae caricetosum humilis* wächst auf trockenen, sonnigen und steilen Felsvorsprüngen mit ungünstiger Wasserversorgung. Typisch sind die wenig deckende Strauchschicht und die lichte Baumschicht (MARTIN-BOSSE 1967). In Niederösterreich, mit Schwerpunkt im Wiener Becken, befinden sich zwischen 250 und 1250 m auf steilen und felsigen Hängen Europas nördlichste Schwarzföhrenbestände. Das *Seslerio-Pinetum nigrae* WAGNER 1941, welches laut ZUKRIGL (mündl.) aus Aufforstungen abstammt, wächst bis auf eine Seehöhe von 500 m. Demgegenüber erstreckt sich das *Euphorbio saxatilis-Pinetum nigrae* WENDELBERGER 1963 von der sub- bis untermontanen Höhenstufe der Kalkvoralpen, wo es auf sehr skelettreichen Dolomit-Rendzinen wächst. Charakteristisch ist der sehr lückige Bestandesschluss. Auf extremen Felsstandorten verzahnt sich lichter Schwarzföhrenwald mit Gebüsch-, Rasen-, Schutt- und Felsvegetation zu Vegetationskomplexen, die KARRER (1985) als Waldgrenzstandorte beschrieb.



Foto 4.2: Waldbrandfläche in einem Schwarzföhrenbestand bei Laas.

4.1.3 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 4.1) erstreckt sich von der Ortschaft Laatsch bei Mals talabwärts bis nach Naturns, wo am Sonnenhang Flaumeichen-Blumeneschenbestände gedeihen. Die boden- und vegetationskundlichen Erhebungen wurden am Sonnenberg in einer Höhe von 740 bis 1540 m ü. M. durchgeführt, wobei das Augenmerk einerseits auf die in vorliegender Arbeit behandelten Schwarzföhrenforste und andererseits auf die naturnahen Rotföhren-, Flaumeichen- und Lärchenbestände gerichtet war.

Über das Klima im Vinschgau wurde schon viel geschrieben. SCHENK (1951) prägte den Begriff „Die Klima-Insel Vinschgau“. Das Tal nimmt demnach eine klimatische Sonderstellung ein und gilt als das niederschlagsärmste Gebiet der gesamten Alpen (SCHENK 1951, OTTO 1974).

Die durchschnittlichen, jährlichen Niederschlagssummen in der Periode 1931 – 1960 betrugen in Glurns (915 m ü. M.) 442 mm und in Naturns (551 m ü. M.) 483 mm (FLIRI 1975).

Diese geringen Niederschläge bedingen gemeinsam mit den steilen, südexponierten Hängen die extrem trockenen und warmen Standorte am Sonnenberg.

4.1.4 Naturnahe Vegetation im Untersuchungsgebiet

BRAUN-BLANQUET (1961), STRIMMER (1974) und FLORINETH (1974) beschäftigten sich mit den Vegetations- und Bodenverhältnissen des Vinschgauer Sonnenberges. Die beiden letzten Autoren konzentrierten sich hauptsächlich auf die floristisch hochinteressanten Trockenrasen wie das Festuceto-Poetum xerophilae, das Festuceto-Caricetum supinae, das Stipeto-Seselietum variae und streiften die Wälder des Sonnenberges nur am Rande. BRAUN-BLANQUET (1961) beschrieb den Orneto-Ostryon-Gürtel und die Astragalo-Pinetum-Gesellschaft im Vinschgau. PEER (1993, 1995) stellte den Vinschgauer-Tagant-Föhrenwald zum *Ononido-Pinion*-Verband und konnte die ökologische Sonderstellung dieses Waldtyps übersichtlich aufzeigen. KÖLLEMAN (1979, 1981) beschäftigte sich umfassend mit dem Flaumeichenbuschwald im unteren Vinschgau. PEER (1983, 1995) benannte die kontinentalen Flaumeichenbuschwälder des Vinschgaus als Festuceto valesiacae-Quercetum pubescentis. Eine zusammenfassende Arbeit über die wärmeliebenden Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenwälder im Vinschgau wurde erst kürzlich vorgelegt (STAFFLER & KARRER 2001).

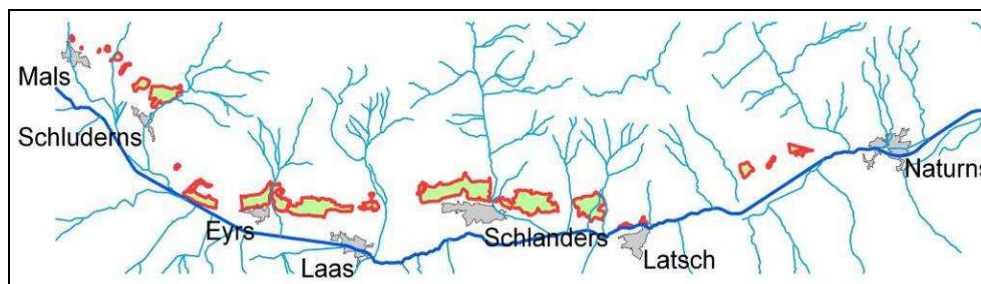


Abb. 4.1: Das Untersuchungsgebiet Vinschgau mit den Schwarzföhrenbeständen.

4.1.5 Geologie und Geomorphologie

Der Vinschgau liegt in den Zentralalpen und somit in einem Gebirgsabschnitt von ähnlichem Gesteinsbestand und verhältnismäßig einheitlichem geologischen Schicksal. Das Untersuchungsgebiet liegt größtenteils im Bereich der Vinschgauer Schieferzone, welche zwischen Schluderns und Staben in zwei Komplexe gegliedert wird: Von Schluderns bis Vetzan dominieren Phyllite und Phyllonite, von Vetzan bis nach Staben sind Orthogneise wie Augen- und Flasergneise von Bedeutung (POTRO 1982, THÖNI 1980). Neben den Phylliten und Orthogneisen, die beide neben den Hauptmineralien immer wieder Karbonate führen, gibt es im Untersuchungsgebiet noch Marmorlagen, welche einige Millimeter bis einige Meter mächtig sind (HAMMER 1912, POTRO 1982).

Der eiszeitliche Etschtalgletscher hat ausgedehnte Reste seiner Moränenmasse an den Hängen des Vinschgaus zurückgelassen. Moränen finden sich besonders auf den Felsterrassen, welche dem präglazialen Talboden oder den glazialen Schlfkehlen entsprechen. Beispielgebend dafür sind die Terrassen bei Mals, Eyrs, Tanas-Allitz, Schlandersberg und Vetzan. Es handelt sich dabei um ziemlich stark verarbeitete Grund- und Ufermoränen, welche kleine Geschiebeteile aus Triasdolomit

vom Ortler oder aus dem Münstertal führen (PENCK & BRÜCKNER 1909, HAMMER 1912). Neben den Moränendecken finden sich manchmal an Weganschnitten schön geschichtete Lagen, wo sich Eisrandsedimente unterschiedlicher Körnung abwechseln. Weite Bereiche des Untersuchungsgebietes zeichnen sich durch Hangschutt aus. Im Holozän kam es zu gravitativen Prozessen wie Muren, Erd- und Schuttkriechen. Dabei wurde autochthones Gesteins- und Schuttmateriale mit Moränenmaterial stark durchmischt. Die heute anzutreffenden Schuttdecken sind nach HÖLLERMANN (1963) als polygenetische Formen anzusprechen.

4.1.6 Böden

BRAUN-BLANQUET (1961) zählt die Böden der Vinschgauer Trockenrasen zu den inneralpinen, humusarmen Trockenböden und vergleicht sie mit „schwarzerdeähnlichen Profilen“ aus dem Wallis und Aosta. Obschon diese Böden auf kristallinen Gesteinen und kalkarmen Moränenschotter liegen, sind sie in ihrer Bodenreaktion neutral bis schwach basisch und nur selten schwach sauer. Als häufigsten Bodentyp schied FLORINETH (1974) und STRIMMER (1974) eine Pararendzina aus, welche durch Humushorizonte, Migrationsschutthorizonte und Kalkanreicherungs-horizonte charakterisiert wurde. Auch wies FLORINETH (1974) darauf hin, dass sich aus den Pararendzinen durch Entkalkung verbrauchte Pararendzinen oder gar Braunerden entwickeln können.

Die trockenen Waldböden des Vinschgauer Sonnenberges wurden von STAFFLER et al. (2003) mit feldbodenkundlichen und chemischen Methoden untersucht. Als erste Frage galt es, die systematische und genetische Position dieser Waldböden zu klären. Drei Leitbodentypen konnten bestimmt werden, wobei sich die Pararendzina deutlich vom braunen Ranker und von der verbrauchten Pararendzina unterscheiden lässt. Die letzten beiden Bodentypen stehen einander sehr nahe und unterscheiden sich im Wesentlichen durch den Skelettgehalt. In wasserzügigen Gräben und auf flachen Unterhangstandorten konnten gut entwickelte, tiefgründige Braunerden beschrieben werden. Dieser Bodentyp ist aber in den Schwarzföhrenforsten flächenmäßig von untergeordneter Bedeutung. Die Pararendzina zeichnet sich durch pH-Werte im schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich aus, wobei die pH-Werte mit zunehmender Tiefe ansteigen. Die Nachlieferung von Karbonat erfolgt aus den Kalkphylliten (POTRO 1982), Glimmerschiefern oder Moränendecken. Dieser humus- und stickstoffarme Bodentyp gilt als vollständig basenversorgt, als mittel- bis tiefgründig und mit einem relativ geringen Skelettgehalt. Als Bodenart dominiert lehmiger Sand, wobei das Einzelkornggefüge überwiegt. Die Wasserspeicherfähigkeit dieses Bodens ist eingeschränkt.

Als eine Fortentwicklung der Pararendzina muss die verbrauchte Pararendzina angesehen werden. Tiefere pH-Werte im mäßig bis stark sauren Bereich, höhere Humus- und Stickstoffgehalte sowie eine leichte Verbraunung lassen diesen Schluss zu. Dieser Bodentyp ist ebenfalls basenreich, hat aber kein freies Karbonat im Profil. Das Ausgangssubstrat in zwei Meter Tiefe ist jedoch mit Karbonaten angereichert. Der Skelettgehalt ist ungefähr so hoch wie bei der Pararendzina, der Boden ist mittelgründig, und die Summe aus Schluff und Ton ist etwas höher als bei der Pararendzina. Zusammenfassend gesehen ist die verbrauchte Pararendzina ein reiferer Bodentyp und verfügt über günstigere Nährstoff- und Wasserverhältnisse als die Pararendzina.

Der als brauner Ranker bezeichnete Bodentyp ist im Profil noch etwas saurer als die verbrauchte Pararendzina und führt vor allem wesentlich mehr Skelett. Humus- und Stickstoffgehalte pro Volumeneinheit Feinboden sind auf dem Niveau der verbrauchten Pararendzina. Die Gesamt-vorräte

sind wegen des höheren Skelettgehalts deutlich geringer. Dieser Bodentyp ist flach- bis mittelgründig und wurde zumeist als spaltengründig angesprochen.

Die Humusformen stehen grundsätzlich in keinem Zusammenhang mit den Bodentypen. Sie sind abhängig vom Bewuchs und von der Wasserversorgung des Standortes. Unter Rot- und Schwarzföhren bildet sich ein zum Teil mächtiger xeromorpher Moder aus, der biologisch gehemmt ist und relativ viel organischen Kohlenstoff und Stickstoff speichert. Er zeichnet sich durch 2 – 4 cm starke O_h -Lagen und durch ein durchschnittliches C/N-Verhältnis von 28 aus.

Der Humustyp Moder findet sich hauptsächlich in Lärchenbeständen, wo er auch als Graswurzelfilz-Moder (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996) bezeichnet werden kann. Das durchschnittliche C/N-Verhältnis tendiert mit 29 bereits Richtung Rohhumus. Allerdings scheint die biologische Umsetzung doch etwas dynamischer zu sein als beim xeromorphen Moder.

Unter Flaumeichen- und Flaumeichen-Mischbeständen dominiert der mullartige Moder. Die biologische Umsetzung ist trotz großer Trockenheit besser als in den Nadelbeständen.



Foto 4.3: Sonnenberg zwischen Eyrs und Laas um 1930. Am gegenüberliegenden Hangfuß ist ein „Leitenwaldele“ erkennbar (Fotoarchiv Franz Waldner, Laas).

4.1.7 Siedlungsgeschichte

Wahrscheinlich sind bereits im 9. Jahrtausend v. Chr. die ersten Jäger und Sammler in den Vinschgau vorgedrungen. Die mittelsteinzeitlichen Menschen durchstreiften das Gebiet auf ihren Jagdzügen, worauf Zufallsfunde von Silexsplittern und Silexgeräten hinweisen. Die ältesten jungsteinzeitlichen Siedlungsspuren von zumindest teilweise landwirtschaftlich geprägten Gemeinschaften reichen in die Zeit um 4500 v. Chr. zurück. Entsprechende Funde gibt es vom Fuße des Burgfelsens von Schloß Juval und vom Tartscher Bichl. Aus der späten Jungsteinzeit und beginnenden Kupferzeit stammen die ältesten Grabungsfunde vom Ganglegg bei Schluderns. Dieser exponierte Hügel wurde ab der Bronzezeit bis ins erste Jahrhundert v. Chr. intensiv und durchgehend besiedelt. Jüngste Funde von verkohlten Sämereien und von Tierknochen erlauben einen guten Einblick in die bäuerliche Kultur der Bronze- und Eisenzeit. Römerzeitliche Siedlungsspuren findet man im Bereich der Dörfer Mals, Schlanders, Latsch, Naturns und Partschins (GLEIRSCHER 1991, DAL RI & TECCHIATI 1995, GAMPER & STEINER 1999).

Im Frühmittelalter scheint das Tal eher dünn besiedelt gewesen zu sein. Die hoch- und spätmittelalterliche Binnenkolonisation hat erst nach 1150 eingesetzt, vermutlich erst in der zweiten Hälfte des 13. Jahrhunderts unter dem Tiroler Landesfürsten Meinhard II.. Die Grundherren wollten das landwirtschaftliche Potential der Hochgebirgsregion ausnützen und organisierten den Siedlungsneubau. Damals entstanden viele Schwaighöfe, wo zinspflichtige Schaf- oder Rinderzucht betrieben wurde (LOOSE 1976). In der Neuzeit, bis herauf in die Mitte des 20. Jahrhunderts waren die Milch- und Viehwirtschaft sowie etwas Obst- und Weinbau die typische landwirtschaftliche Wirtschaftsform (FISCHER 1974). Erst in den vergangenen Jahrzehnten entstanden die Obstanlagen, die heute den Talboden des mittleren und unteren Vinschgaus dominieren.

Somit dürfte die Weidewirtschaft am Vinschgauer Sonnenberg schon um 4500 vor Christi Geburt, in der frühen Jungsteinzeit, eingesetzt haben.

4.1.8 Fragestellung

Die Schwarzföhrenforste sollen wegen des intensiven Prozessionsspinner-Befalls mittelfristig in naturnähere Bestände umgewandelt werden, die nach unseren Erwartungen dem Schädling keine Angriffsfläche mehr bieten. In vorliegender Arbeit werden die Schwarzföhrenforste vegetations- und standortkundlich analysiert, um sie im nächsten Schritt mit den naturnahen Wäldern des Untersuchungsgebietes vergleichen zu können.

4.2 Methode

4.2.1 Geländeerhebungen

4.2.1.1 Kartierung der Schwarzföhrenforste

Die flächenmäßige Kartierung der Schwarzföhrenforste erfolgte im Gelände entweder vom Talboden und Gegenhang aus oder bei Begehungen der Bestände. Als Kartengrundlage diente die Orthofotokarte 1:10.000 mit bereits eingetragenen Höhenschichtenlinien. Diese Geländekarte wurde anschließend im Programm Arc-View auf der Basis von georeferenzierten Orthofotos aus dem Jahr 1999 digitalisiert und im Maßstab 1:10.000 dargestellt. Zudem wurden die ältesten zur Verfügung stehenden Orthofotos aus dem Jahr 1954 gescannt und georeferenziert. Daraus konnten die bis zum damaligen Zeitpunkt eindeutig als geschlossene Schwarzföhrenforste erkennbaren Bestände – die sogenannten Leiten- oder Bannwaldelen – bestimmt und ebenfalls digitalisiert werden.

4.2.1.2 Vegetationskundliche Erhebungen

Die Vegetationsaufnahmen wurden zumeist auf einer 400 m² großen Fläche nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) gemacht, wobei die diversen Baumschichten, die Strauchschicht sowie die Kraut- und Mooschicht getrennt angesprochen wurden. Die Nomenklatur richtete sich bei den Gefäßpflanzen nach EHRENDORFER (1973) und bei den Moosen nach FRAHM & FREY (1992). Die wenigen Ausnahmen, in denen einer anderen Nomenklatur gefolgt wurde, sind im Text oder in der Tabelle als Zitat angeführt. Es folgte noch eine standortkundliche, bodenkundliche, eine waldbauliche und eine möglichst genaue geographische Beschreibung der Aufnahmefläche. Von den insgesamt 36 Aufnahmen wurden 35 im Schwarzföhrenreinbestand und eine in einem Lärchen-Rotföhrenbestand gemacht.

4.2.1.3 Standortkundliche, bodenkundliche und waldbauliche Erhebungen

Neben der Vegetationsaufnahme wurden von jeder Aufnahme­fläche noch Standortdaten wie Höhenlage, Exposition, Neigung, Makro- und Mesorelief sowie Gründigkeit erhoben. Weiters wurde jeweils eine Profilgrube bis maximal 50 cm Tiefe gegraben und horizontweise mittels eines Formblattes die Merkmale Lagerungsdichte, Bodenfarbe, Feuchte, Bodenart, Skelettgehalt und Karbonatgehalt beschrieben. Aus Bodenart, Lagerungsdichte, Humus- und Tongehalt konnte die nutzbare Wasserspeicherkapazität (nWSK) für jedes Bodenprofil geschätzt werden (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996). Vom Oberboden (0 – 10 cm) wurde eine Probe gezogen und im Labor analysiert. Der Feinboden wurde vom Grobboden mittels eines Siebes (Maschenweite 2 mm) getrennt und im Agrikulturchemischen Labor Laimburg auf pH-Wert (in H₂O und CaCl₂) sowie Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt hin untersucht. Es folgte eine waldbauliche Beschreibung des jeweiligen Bestandes. Angesprochen wurden dabei Mischungsanteil, Mischungsform, Schlussgrad, Schichtung, Entwicklungsphase, Wüchsigkeit, Schäden und anthropogener Einfluss. Stichprobenartig wurden das Alter mittels Zuwachsbohrer, die durchschnittliche Bestandeshöhe mittels des Bestandeshöhen-Messgerätes Blume-Leiss und der Bruthöhendurchmesser mittels Kluppe ermittelt. In ausgewählten Beständen wurden Grund- und Aufrisse angefertigt.



Foto 4.4: Sonnenberg zwischen Eyrs und Laas im Jahr 2004.

4.2.2 Datenverwaltung und statistische Verfahren

4.2.2.1 Dateneingabe und Datenverwaltung

Die Dateneingabe der Vegetationsaufnahmen erfolgte mit dem Programm HITAB (WIEDERMANN 1995). Für die Weiterverarbeitung wurden die Daten in die entsprechenden Formate umgewandelt. Zur tabellarischen Darstellung und Gliederung der Vegetationsaufnahmen diente das Microsoft-Programm Excel. Die Arten mit einer Stetigkeit > 25% wurden nach pflanzensoziologischen Kriterien in Gruppen zusammengefasst: Bei der Gruppenbildung orientierten wir uns in erster Linie an BRAUN-

BLANQUET (1961) und erst in zweiter Linie an OBERDORFER (1994). Die Boden- und Standortparameter wurden im Statistikpaket SPSS verwaltet und ausgewertet.

4.2.2.2 Clusteranalysen und Testverfahren

Die Erfahrung aus der Geländearbeit ließ erwarten, dass sich die Vegetationsaufnahmen der Schwarzkiefernforste floristisch nicht besonders stark unterscheiden würden. Dementsprechend sollten sich im Datensatz keine deutlichen nodalen Strukturen abbilden bzw. auch kaum wesentliche Gradienten abzeichnen. Wir vollzogen den Datensatz unterschiedlichen hierarchischen und einem nicht hierarchischen Clusterverfahren, um herauszufinden, ob Gruppenstrukturen erkennbar sind.

Die als BRAUN-BLANQUET-Codes erhobenen quantitativen Artdaten wurden in die ordinale VAN DER MAAREL-Skala (DIERSCHKE 1994) transformiert. Damit erfolgte die Berechnung von Distanzmatrizen für die Aufnahmen. Diese Distanzmatrizen dienten als Basis für die Anwendung unterschiedlicher Fusionsalgorithmen in hierarchischen Klassifikationsverfahren. Konkret wurden Euklidische Distanz und Chord Distanz jeweils wechselweise kombiniert mit Complete Linkage, Average Linkage, Single Linkage sowie UPGMA (nach WARD).

Die Güte der ermittelten Dendrogramme wurde einerseits visuell geprüft wie auch einem Test zur Suche nach der jeweils optimalen Anzahl von Clustern unterzogen (OPTICLUS im Paket SYNTAX 5.02). Dabei wird jedes Dendrogramm einzeln überprüft, inwieweit die Variablen (Arten) die jeweiligen Gruppenstruktur (beginnend von 2 bis hin zu einem festzulegenden Maximum) am besten nachzeichnen. Für jedes Level der Gruppenanzahl wird eine „Cluster Separation Power“ für jede einzelne Art gerechnet (gemessen als Anteil, den eine Art für den Zusammenhalt einer Gruppe verantwortet, im Verhältnis zum Anteil, den sie für die Differenzierung zwischen den jeweiligen Gruppen beiträgt). Die über alle Arten hinweg berechnete „Summe der Cluster Separation Power“ wird dann gegen die Anzahl der jeweiligen Cluster aufgetragen. Dabei sich abzeichnende Optimalwerte der „Sum of Cluster Separation Power“ markieren optimale Gruppengrößen bzw. –konfigurationen. Dies ist zumindest ein guter Hinweis darauf, wie gut die jeweilige Gruppenstruktur durch die Arten belegt ist.

Die Distanzmatrizen wurden auch gleich dazu verwendet, in einem nicht hierarchischen Klassifikationsverfahren nach diskreten Gruppen zu suchen. Ausgehend von jeweils zufälligen Startkonfigurationen erhält man im Programm „global optimization“ (PODANI 1994) durch iterative Relokation für definierte Gruppenanzahlen jeweils optimierte Aufteilungen der Aufnahmen in die gewünschte Anzahl von Gruppen. Wenn man diesen Vorgang vielfach wiederholt und sich bestimmte Gruppenkonfigurationen mehrfach und unabhängig voneinander ergeben, kann man diese Aufnahmegruppen als diskret betrachten.

Sämtliche Clusteranalysen und Testverfahren wurden im Programmpaket SYNTAX 5.0 (PODANI 1993) durchgeführt.

4.2.2.3 Ordinationsverfahren

Neben dem Test auf Diskontinuität (Gruppenstruktur) wurde der Datensatz auch hinsichtlich allfälliger floristisch-ökologischer Gradienten getestet. Dazu dienten Ordinationstechniken wie die „Entzerrte Korrespondenzanalyse“ (DCA) bzw. die Hauptkomponentenanalyse (PCA).

Floristische Gradienten können sich auf 2 Ebenen abbilden. Einerseits durch +/- lineare Zu- bzw. Abnahme der Fitness der Arten im Datensatz, ausgedrückt durch die kontinuierliche Veränderung der

Artmengen entlang einer inhaltsreichen Anordnung der Aufnahmen. Dieses Modell des Artverhaltens im vieldimensionalen Artenraum liegt der Hauptkomponentenanalyse zugrunde. Auf der anderen Seite sollten sich längere floristische Gradienten dadurch ausdrücken, dass die Arten entlang dieser Gradienten hin zu einem Optimum zunehmen und dann auch wieder abnehmen bzw. verschwinden. Dadurch ergibt sich ein sukzessiver Artenwandel. Dieses Artverhalten in einem Datensatz liegt als unimodales Modell der Korrespondenzanalyse (CA, DCA) zugrunde.

In einem ersten Schritt haben wir die absolute Länge der floristischen Gradienten annäherungsweise durch eine Entzerrte Korrespondenzanalyse (DCA mit der Option „rescaling by segments“) bestimmt. Aus diesem Ergebnis leiteten wir ab, dass sich allfällige floristische Gradienten am ehesten durch eine PCA (zentrierte Form) darstellen lassen. Der Einfluss erhobener Umweltvariablen wird dann in einer eingeschränkten Ordination (RDA) getestet.

Für die Ordinationen und korrespondierende Tests wurden die Programmpakete PCORD 4.0 (MCCUNE & MEFFORD 1999) und CANOCO 4.5 (TER BRAAK & SMILAUER 1998) verwendet.

4.2.2.4 Ordnen der Vegetationstabelle

Das Ordnen der Vegetationstabelle erfolgte nach der klassischen Vorgehensweise, indem Aufnahmen und Artenblöcke synoptisch-empirisch bzw. semistatistisch im Microsoft-Programm Excel gruppiert wurden. Die Arten wurden zuerst nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Mooschicht gegliedert. Anschließend wurden jene mit einer Stetigkeit größer als 25% in pflanzensoziologischen Gruppen zusammengefasst, wobei die Zuordnung in erster Linie nach BRAUN-BLANQUET (1961), – der im Untersuchungsgebiet gearbeitet und in seinen Vegetationstabellen pflanzensoziologische Angaben machte – und in zweiter Linie nach OBERDORFER (1994) erfolgte. Jene Arten, die eine Stetigkeit unter 25% haben, wurden in der Gruppe „Akzessorische Arten“ zusammengefasst. Davon ausgenommen sind Arten wie *Pinus nigra*, *Fraxinus ornus*, *Juglans regia*, *Robinia pseudacacia* oder *Larix decidua*, die zwar in der Kraut- und zum Teil auch in der Strauchschicht eine Stetigkeit unter 25% haben, aber zur Beschreibung der Bestandesdynamik wichtig sind. Sie wurden als Begleitarten zur jeweiligen Vegetationsschicht gegeben. Die Aufnahmen wurden schließlich dem Bestandesalter nach geordnet, um eventuelle Entwicklungsphasen zu erkennen.

4.2.2.5 Standorts- und Bodenparameter

Die im Gelände und Labor ermittelten Messdaten wurden im SPSS-Statistikpaket gespeichert. Mithilfe des Graphikmoduls „Boxplot“ konnte die Streuung der diversen Standorts- und Bodenparameter dargestellt werden. Ein Boxplot ist ein Diagrammtyp auf der Grundlage des Medians, der Quartile, der Ausreißer und Extremwerte. Die Box stellt den Interquartilbereich mit 50% der Werte dar. Die von der Box ausgehenden Linien führen jeweils bis zum höchsten und niedrigsten Wert, welche der 1,5fachen Standardabweichung entsprechen. Werte, die innerhalb der 3fachen Standardabweichung liegen werden als Ausreißer bezeichnet. Werte, die außerhalb der 3fachen Standardabweichung liegen sind Extremwerte. Die quer über die Box gelegte Linie, gibt die Lage des Medians wieder.

4.2.2.6 Ökologische, floristische und waldbauliche Beschreibung der Waldtypen

Zur umfassenden Beschreibung der Waldtypen dient das Typusblatt (ELLENBERG & KLÖTZLI 1973, FREY 1995), wo die Standortparameter Höhenlage, Exposition und Neigung sowie die Bodenparameter Bodenreaktion, nutzbare Wasserspeicherkapazität und C/N-Verhältnisse mittels Boxplots und Exposition-Neigungsdiagramm dargestellt sind. Zusätzlich gibt es beschreibende

Angaben zum Makrorelief, Boden- und Humustyp. Im Graphikteil finden sich ein exemplarischer Bestandesauf- und grundriss sowie eine vereinfachte Karte des Untersuchungsgebietes mit der ungefähren Lage der Aufnahmeflächen.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Karte der Schwarzföhrenforste

Die Kartierung (Abb. 4.2) ergab eine Gesamtfläche von 940 Hektar, von denen rund 140 Hektar vor 1954 – dem Zeitpunkt des ersten Luftbildfluges – bereits vorhanden waren. Wie viele von diesen 140 Hektar „Leiten- oder Bannwaldelen“ aus dem 19. und wie viele aus den zwanziger und dreißiger Jahren des 20. Jahrhunderts stammten, war aus den Luftbildern von 1954 nicht ersichtlich. Die Luftaufnahme wurde zu jenem Zeitpunkt geflogen, als mit dem großen Aufforstungsprojekt gerade begonnen wurde (DEUTSCH 1955, DEUTSCH 1959).

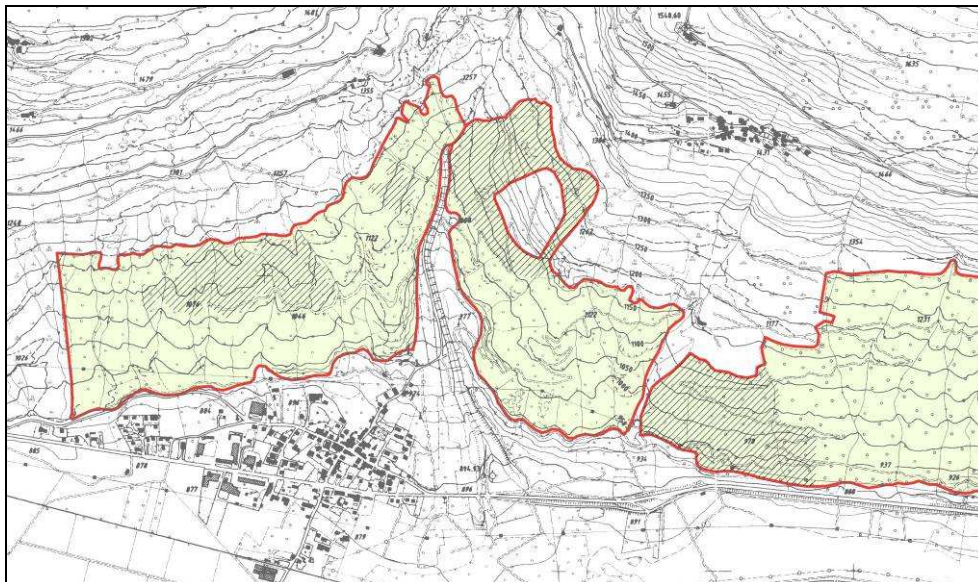


Abb. 4.2: Auszug aus der Karte der Schwarzföhrenforste bei der Ortschaft Eyrs. Gelbe Fläche entspricht den heutigen Beständen; schraffierte Fläche entspricht den Beständen, die vor dem Luftbildflug 1954 aufgeforstet wurden.

4.3.2 Clusteranalyse und Testverfahren

Die Dendrogramme der hierarchischen Klassifikationsverfahren ergaben durchwegs ein äußerlich unterschiedliches Erscheinungsbild, jeweils der Eigenart der jeweiligen Fusionstechnik entsprechend. Aus Platzgründen wird hier auf die Darstellung der Dendrogramme verzichtet.

Durchwegs zeichnet sich ein eher kompakter Block von Aufnahmen ab, die im Prinzip dem Kern der Gesellschaft entspricht. Demgegenüber sind mehrere Aufnahmen dadurch ausgezeichnet, dass sie immer irgendwo am Ende der Fusionsprozesse zugeordnet werden und damit eher Satellitenpositionen in der Gesellschaft einnehmen. Dieselben Aufnahmen erwiesen sich auch in den Ordinationsverfahren als +/- von der Hauptgruppe abgesetzt. Im folgenden seien diese Satellitenaufnahmen konkret genannt, gereiht danach, wie oft sie möglichst zuletzt der Gruppe zugeordnet wurden:

A57 (in 6 von 8 Dendrogrammen zuletzt zugeordnet),
A207 (in 1 Dendrogramm zuletzt, in 4 weiteren Dendrogrammen als vorletzte zugeordnet),
A203 (in 3 Dendrogrammen als vorletzte zugeordnet),
A204 (in 5 Dendrogrammen als drittletzte zugeordnet),
A208 (in den WARD-Dendrogrammen 1 mal zuletzt und 1 mal als vorletzte, sonst als viert- bis sechstvorletzte zugeordnet)
A60 und A90 (in etwa der Hälfte der Dendrogramme an dritt- bis sechstvorletzter Stelle zugeordnet).

Die für sämtliche hierarchische Clusteranalysen durchgeführte Suche nach der optimalen Clusteranzahl im jeweiligen Dendrogramm ergab durchwegs nur auf der Ebene 2 bis 4 Cluster noch einigermaßen brauchbare Summen für die Maßzahl der „Cluster Separation Power“. Darin drückt sich aber fast immer die jedenfalls stattfindende Fusion der im Ähnlichkeitsraum jeweils entferntesten Aufnahmen zur Hauptgruppe aus, egal wie unähnlich diese Aufnahmen auch sein mögen.

4.3.3 Ordination

Der Test auf floristische Gradientenlänge mittels einer DCA (HILL & GAUCH 1980) ergab keinen Hinweis auf 1 deutlichen floristischen Gradienten (Tab. 4.1). Der Eigenwert der 1. Achse ist mit 0,33 als gering einzustufen. Die Eigenwerte der weiteren Achsen sinken in Absolutbeträgen nur relativ langsam ab, aufgrund der niedrigen Größenordnung kann man ihnen eher nur geringe Bedeutung für die Differenzierung des Datensatzes zusprechen. Die Gradientenlänge sämtlicher Achsen ist niedrig, was auf tendenziell kontinuierliche Datenstruktur hinweist. In Kombination mit den geringen Eigenwerten sind somit im Datensatz keine wirklich langen und bedeutsamen floristischen Gradienten zu erkennen.

Achsennummer	1	2	3	4	Total Inertia
Eigenwerte	0,336	0,212	0,123	0,086	3,174
Gradientenlänge	2,371	2,133	1,813	1,640	
Kumulativer Prozentsatz der durch die Arten erklärten Varianz	10,6	17,3	21,2	23,8	

Tab. 4.1: Statistische Kenndaten der ersten 4 Achsen einer DCA von 36 Aufnahmen aus Schwarzkiefernforsten im Vinschgau; (Total Inertia: Summe aller Eigenwerte); die Berechnung erfolgte im Programmpaket CANOCO 4.5).

Das sich im Datensatz bestenfalls relativ kurze floristische Gradienten abzeichnen, lässt sich die Datenstruktur eher mit einem linearen Modell des Art-Antwortmusters am besten analysieren.

Die Anordnung der Vegetationsaufnahmen in der Ebene der ersten beiden Achsen einer PCA folgen einem undeutlichen floristischen Gradient (Abb. 4.3). Von allen Arten zeigt die namensgebende *Carex supina* im Datensatz die höchsten Faktorenladungen (auf der 1. Achse +0,2146, auf der 2. Achse – 0,6254). Zwar ist die Variation der Deckungswerte insgesamt nicht sehr groß, jedoch eindeutig gerichtet (Abb. 4.4). Die weiteren Charakterarten der hier eingeführten neuen Pflanzengesellschaft liegen nahe am „Centroid“ der gesamten Punktwolke, was für „charakteristische“ Arten auch zu fordern wäre.

Von den verfügbaren Umweltvariablen zeigt lediglich die Deckung der Strauchschicht (DeS) eine deutliche (negative) Korrelation mit der 1. Achse. Mit der 2. Achse sind die Neigung (Neig) und der

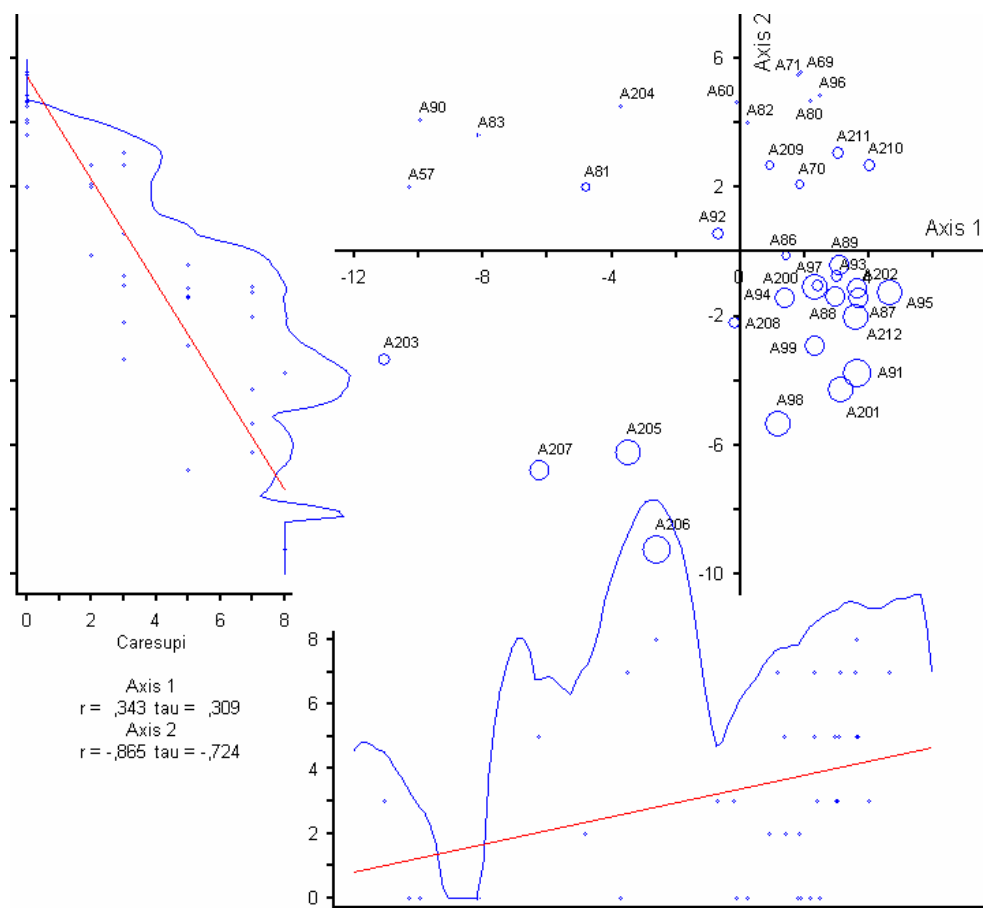


Abb. 4.4: Ordinationsdiagramm wie in Abb. 4.3, jedoch mit den Abundanzen von *Carex supina*, (Kreise, deren Durchmesser mit zunehmendem Deckungswert steigen), sowie deren Korrelation mit den ersten beiden Achsen der PCA.

4.3.4 Pflanzensoziologisch gegliederte Vegetationstabelle (Tabelle 4.7 im Anhang)

4.3.4.1 Allgemeines

	<i>Pinus nigra</i>	<i>Larix decidua</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus pubescens</i>	<i>Juglans regia</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Fraxinus ornus</i>
	Stetigk. (%)	Stetigk. (%)	Stetigk. (%)	Stetigk. (%)	Stetigk. (%)	Stetigk. (%)	Stetigk. (%)
B1	35 (97)	9 (25)	6 (17)	0	0	0	0
B2	2 (6)	4 (11)	2 (6)	1 (3)	0	0	2 (6)
S	2 (5)	1 (3)	0	0	2 (6)	1 (3)	1 (3)
K	14 (36)	1 (3)	0	21 (58)	6 (17)	3 (8)	2 (6)

Tab. 4.2: Auszug aus der Vegetationstabelle. Es ist die Stetigkeit (Prozent) von Baumarten über die Baumschicht 1 (B1), Baumschicht 2 (B2), Strauchschicht (S) und Krautschicht (K) dargestellt.

Da der Datensatz sehr homogen ist, konnte keine eindeutige ökologische Differenzierung der 36 Aufnahmen erfolgen. Deswegen wurden die Aufnahmen von links nach rechts nach absteigendem Bestandesalter gereiht. Innerhalb der verschiedenen Vegetationsschichten wurden pflanzensoziologische Artenblöcke zusammengestellt. In der Gruppe der akzessorischen Arten sind am Ende der Tabelle noch insgesamt 131 Arten der Strauch-, Kraut- und Mooschicht aufgelistet. Sie könnten zum Teil den pflanzensoziologischen Gruppen zugeordnet werden, aber da sie sich in der Stetigkeitsklasse I befinden, ist ihr diagnostischer Wert vermindert.

4.3.4.2 Baumschicht

Die Baumschicht ist in der Vegetationstabelle in eine obere und untere aufgeteilt. Diese Unterteilung ermöglicht es auf einem Blick, die Struktur des Baumbestandes zu erfassen: Die Oberschicht wird zu 97% von Schwarzföhre dominiert (Tab. 4.2). Nur in einer Aufnahme bilden Rotföhre und Lärche das Bestandesdach. In der zweiten Baumschicht tauchen nur sporadisch Lärche, Blumenesche, Schwarzföhre, Rotföhre, Fichten und in einem einzigen Fall Flaumeiche auf (Tab. 4.2).

4.3.4.3 Strauchschicht

Im Allgemeinen ist die Strauchschicht schwach entwickelt. Zwei Aufnahmen haben einen Deckungsgrad über 25%, drei weitere haben einen über 10%. In 31 Aufnahmen ist der Deckungsgrad kleiner als 10%, er liegt im Schnitt bei zwei Prozent. Dennoch konnten zwei Artenblöcke zusammengefasst werden, wobei es sich einerseits um *Prunetalia*- (OBERDORFER 1994) und andererseits um *Quercetalia pubescentis*-Arten (BRAUN-BLANQUET 1961) handelt. In der *Prunetalia*-Gruppe dominiert eindeutig *Juniperus communis ssp. communis*. *Rosa agrestis* und *Rosa canina agg.* kommen hingegen nur vereinzelt vor. In der *Quercetalia pubescentis*-Gruppe kommt *Berberis vulgaris* am häufigsten vor, gefolgt von *Ligustrum vulgare*, *Prunus mahaleb* und *Lonicera xylosteum*. *Quercus pubescens* kommt in keiner einzigen Aufnahme vor, *Pinus nigra* hingegen kommt in zwei Fällen vor (Tab. 4.2).

Beim Vergleich der Aufnahmen verschiedenen Alters fällt auf, dass mit zunehmenden Bestandesalter *Ligustrum vulgare* und *Lonicera xylosteum* etwas seltener anzutreffen sind.

4.3.4.4 Krautschicht

Die Krautschicht ist im Allgemeinen gut entwickelt, Deckungsgrade um und über 50% sind üblich. Hochstete Arten wie *Carex humilis*, *Carex supina*, *Saponaria ocymoides*, *Polypodium vulgare*, *Festuca rupicola* und *Hieracium pilosella* wurden unabhängig von ihrer sonstigen pflanzensoziologischen Wertung zur Gruppe „Typische Artenkombination“ zusammengefasst. Vor allem bestimmen *Carex humilis* und *Carex supina* durch ihre hohen Deckungswerte das Erscheinungsbild des Unterwuchses maßgeblich.

In der *Quercetalia pubescentis*-Gruppe kommen neben den bereits in der Strauchschicht aufgelisteten und damit bekannten Sträuchern auch *Rhamnus catharticus*, *Fraxinus ornus* und *Quercus pubescens* vor. *Berberis vulgaris* fällt in die Stetigkeitsklasse IV, *Lonicera xylosteum* in die Stetigkeitsklasse II. Alle restlichen Arten weisen eine Stetigkeit von III und darunter auf. Bemerkenswert ist, dass sich *Quercus pubescens* in 58% und *Fraxinus ornus* in weniger als 10% der Aufnahmen von Natur aus verjüngen (Tab. 4.2).

In der *Festucetalia valesiaca*-Gruppe fallen *Erysimum rhaeticum* und *Silene otites* durch die Stetigkeitsklasse IV auf. Der Deckungswert nicht nur dieser sondern auch aller anderen

Gruppenmitglieder ist hingegen sehr gering. *Festuca rupicola* ist wohl der prominenteste Vertreter dieser pflanzensoziologischen Gruppe, welcher jedoch nicht hier sondern in der Gruppe „Typische Artenkombination“ genannt wurde. *Festuca valesiaca* kommt als syngenetisches Relikt lichtreicherer Phasen zwar noch vor, allerdings mit einer Stetigkeit von II.

In der *Festuco Brometea*-Gruppe stechen *Phleum phleoides*, *Koeleria macrantha*, *Thymus praecox* und *Bromus erectus* mit einer Stetigkeit von IV hervor. Ihre Deckungswerte liegen zwischen gering und spärlich. Alle weiteren Mitglieder dieser Gruppe fallen in die Stetigkeitsklassen II oder III und haben von wenigen Ausnahmen abgesehen geringe oder ziemlich spärliche Deckungswerte. Bei den Ausnahmen handelt es sich um *Poa angustifolia* und vor allem um *Brachypodium rupestre*, die Deckungswerte bis zur Hälfte der Aufnahme­fläche erreichen. *Brachypodium rupestre* wurde übrigens auch von BRAUN-BLANQUET (1961) in diese Gruppe gestellt.

In der *Prunetalia*-Gruppe scheinen lediglich *Juniperus communis* ssp. *communis* und *Rosa agrestis* auf, wobei ersterer eine Stetigkeit von IV und letztere eine von II hat. Beide Arten kommen spärlich oder mit sehr geringem Deckungswert vor.

In der *Sedo-Scleranthion*-Gruppe kommen *Sempervivum arachnoideum*, *Sedum montanum*, *Sedum album* mit Stetigkeit III, *Dianthus sylvestris*, *Allium montanum* und *Sempervivum tectorum* mit Stetigkeit II mit zumeist geringem Deckungswert vor.

In der Gruppe der Begleitarten wurden neben Farnen, Gräsern und Kräutern auch *Pinus nigra*, *Juglans regia*, *Larix decidua* und *Robinia pseudacacia* aufgelistet. Während *Pinus nigra* in 36% der Aufnahmen vorkommt, scheinen *Pinus sylvestris*, *Larix decidua* und *Robinia pseudacacia* in weniger als 10% der Aufnahmen auf. *Juglans regia* ist in 17% der Aufnahmen präsent (Tab. 4.2).

Mit zunehmenden Bestandesalter nehmen die Vertreter der *Festucetalia valesiaca*- und *Festuco Brometea*-Gruppen etwas ab. Im Speziellen handelt es sich hier zum Beispiel um *Astragalus onobrychis*, *Petrorhagia saxifraga*, *Achillea tomentosa*, *Festuca valesiaca*, *Thymus praecox*, *Melica ciliata*, *Stachys recta* und *Veronica chamaedrys*.

4.3.4.5 Moosschicht

Hypnum cupressiforme erreicht als einzige Art eine Stetigkeit von IV, *Abietinella abietina* eine Stetigkeit von III, alle anderen Moose liegen in einer niedrigeren Stetigkeitsklasse. Die Deckungswerte sind gering. Die Moosschicht ist allgemein schwach entwickelt, in manchen Aufnahmen ist sie überhaupt nicht vorhanden. Auch hier lässt sich mit zunehmendem Bestandesalter beobachten, dass sich die Moosschicht nur mehr spärlich hält und dass Vertreter wie *Hypnum cupressiforme* und *Brachythecium velutinum* im Vergleich zu den jüngeren Beständen seltener auftreten.

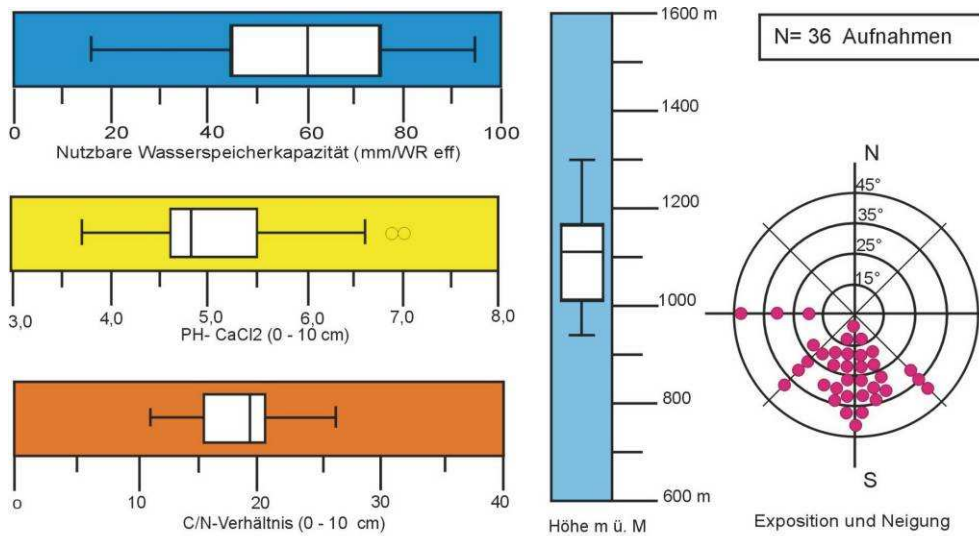
4.3.4.6 Syntaxonomische Einordnung

Bei der syntaxonomischen Benennung der Schwarzföhren-Assoziation wird nach dem Code von BARKMAN et al. (1986) und WEBER et al. (2001) vorgegangen. Aufgrund der hohen Stetigkeit, der hohen Deckungswerte und des einmaligen Zusammenspiels von *Carex supina* und *Pinus nigra* wird die Vinschgauer Schwarzföhrengesellschaft als *Carici supinae-Pinetum nigrae* bezeichnet. Für die neu beschriebene Assoziation wird in Tabelle 3 die Typusaufnahme angeführt.

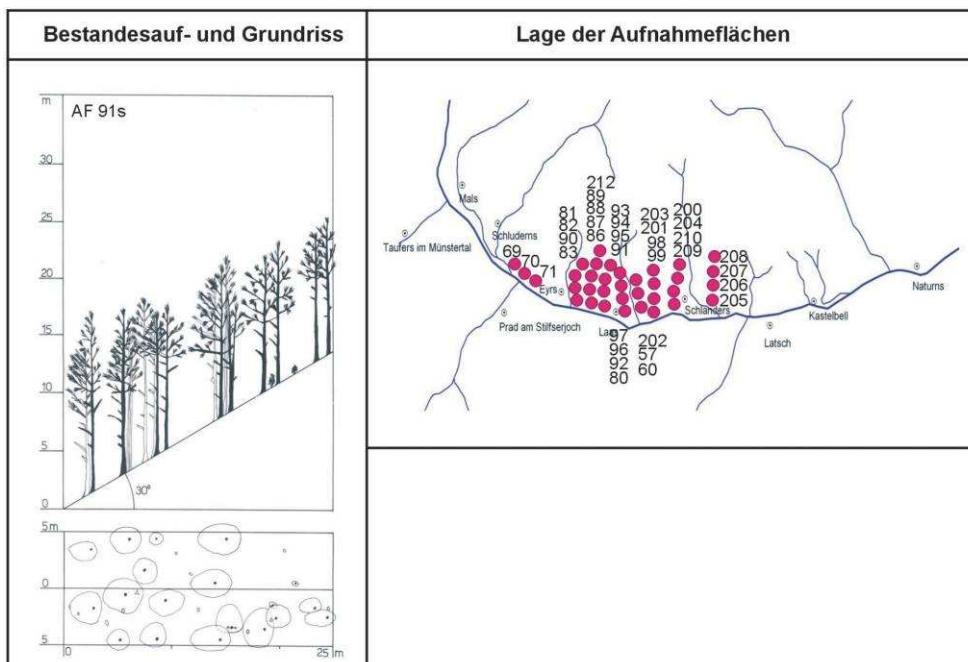
1 4	<i>Pinus nigra</i>	K +	<i>Petrorhagia saxifraga</i>	K r	<i>Allium montanum</i>
S +	<i>Juniperus com. ssp.com.</i>	K +	<i>Achillea tomentosa</i>	K +	<i>Sempervivum tectorum</i>
S +	<i>Berberis vulgaris</i>	K r	<i>Verbascum austriacum</i>	K +	<i>Asplenium trichomanes</i>
K 2	<i>Carex humilis</i>	K 1	<i>Phleum phleoides</i>	K r	<i>Taraxacum officinale agg.</i>
K 4	Carex supina	K +	<i>Koeleria macrantha</i>	K +	<i>Poa nemoralis</i>
K +	<i>Saponaria ocymoides</i>	K +	<i>Thymus praecox</i>	K r	<i>Crataegus monogyna</i>
K +	<i>Polypodium vulgare</i>	K +	<i>Bromus erectus</i>	K r	<i>Dactylis glomerata</i>
K 1	<i>Festuca rupicola</i>	K +	<i>Asparagus officinalis</i>	K r	<i>Stipa capillata</i>
K +	<i>Hieracium pilosella</i>	K +	<i>Melica ciliata</i>	K r	<i>Verbascum lychnitis</i>
K +	<i>Berberis vulgaris</i>	K +	<i>Poa angustifolia</i>	M +	<i>Hypnum cupressiforme</i>
K +	<i>Quercus pubescens</i>	K r	<i>Scabiosa columbaria</i>	M +	<i>Abietinella abietina</i>
K +	<i>Ligustrum vulgare</i>	K +	<i>Juniperus communis ssp.com.</i>	M +	<i>Brachythecium velutinum</i>
K r	<i>Rhamnus catharticus</i>	K +	<i>Dianthus sylvestris</i>	M +	<i>Polytrichum juniperinum</i>
K +	<i>Erysimum rhaeticum</i>	K +	<i>Sedum montanum</i>	M r	<i>Hedwigia ciliata</i>
K +	<i>Silene otites</i>	K +	<i>Sempervivum arachnoideum</i>	M r	<i>Hypnum vaucheri</i>

Tab. 4.3: Typusaufnahme von Carici supinae-Pinetum nigrae ass. nova hoc loco; Aufnahme 91S, Laaser Leiten, oberhalb der Forstraße, Koordinaten (Landeskoordinatensystem Gauß-Boaga): X=627.570; Y=165.580; Z=1063 m ü.M.; Neig. 28°, Exp. S.

4.3.5 Ökologische, floristische und waldbauliche Beschreibung der Schwarzföhrenforste (*Carici supinae-Pinetum nigrae* ass. nova hoc loco)



Makrorelief: Mittelhang	Bodentyp: Pararendzina / Verbraunte Pararendzina	Humustyp: Xeromorpher Moder
-----------------------------------	---	---------------------------------------



vor. Als häufigste Bodentypen wurden Pararendzina und verbraunte Pararendzina angesprochen; als Humustyp dominiert xeromorpher Moder. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität dieser Böden reicht von äußerst gering bis mittel; der in CaCl_2 gemessene pH-Wert der obersten 10 cm reicht von sehr stark sauer bis neutral und das C/N-Verhältnis liegt zwischen eng und mäßig weit. Die Böden sind in der Regel mittel- bis tiefgründig, haben mit 5 bis 70 Vol.-% einen weit streuenden Skelettgehalt und sind basengesättigt. Die Stickstoff- und Humusversorgung ist gering. Es handelt sich um südexponierte Standorte mit ganzjährig hoher Sonneneinstrahlung und staubtrockenen, unreifen Böden.

4.3.5.2 Bestandesbeschreibung

Die Schwarzföhrenforste präsentieren sich uns heute als wüchsige, einschichtige Stangen- und Baumholzbestände (Foto 4.5), wobei die Stämme schlank und gut ausgeformt sind. Der Kronenschluss ist mit wenigen Ausnahmen locker bis geschlossen; die Strauchschicht ist in der Regel nur schwach, die Krautschicht hingegen gut entwickelt. In den meisten Fällen stehen die Schwarzföhren sehr dicht; die in letzter Zeit ausgeführten Durchforstungen hatten einen raschen erneuten Kronenschluss zur Folge. Die schmalen Kronen der verbliebenen Schwarzföhren haben sich vehement in die Durchforstungslücken gedrängt. In den geschlossenen Beständen ist Schwarzföhrenverjüngung nur spärlich vorhanden. Außerhalb aber, an sonnenbeschienenen Wegböschungen oder auf Erosionsflächen kommen immer häufiger Schwarzföhrenjungpflanzen auf. Ebenso gut verjüngt sich die Schwarzföhre in zu stark durchforsteten Beständen. Grundsätzlich also mangelt es ihr nicht an Vitalität, lediglich die jährlichen Attacken des Kiefernprozessionsspinners machen dem Bestand stark zu schaffen. Neben den Schwarzföhren haben sich in besonders gut wüchsigen Gräben oder auf Hangterrassen Lärchen, Rotföhren und Laubhölzer durchgesetzt. Bessere Standorte sind bei der Aufforstung mit eben diesen Arten bepflanzt worden.

4.3.5.3 Dominante und stete Arten

Strauchschicht (Deckung 2 – 15%): *Juniperus communis* ssp. *communis*, *Berberis vulgaris*.

Krautschicht (Deckung 10 – 70%): *Carex humilis*, *Carex supina*, *Saponaria ocymoides*, *Polypodium vulgare*, *Festuca rupicola*, *Hieracium pilosella*.

4.4 Diskussion

4.4.1 Gruppenstruktur und Gradienten

Eine klare Gruppenstruktur fehlt dem Datensatz vollkommen, was durch die misslungenen Clusterversuche gut belegt wurde.

Der Datensatz ist relativ homogen, lediglich die Aufnahmen 205, 206 und 207 erweisen sich als nicht in der Punktwolke integriert. Innerhalb des Datensatzes ist lediglich 1 schwacher kontinuierlicher Gradient erkennbar, der insbesondere von *Carex supina* gestützt wird. In Abb. 4.4 kommt dieser Gradient deutlich zum Ausdruck. Die Koorelationskoeffizienten der Artmengen mit den Achsenwerten der Aufnahmen auf der 1. und 2. Achse betragen 0,343 bzw. 0,865, wobei insbesondere der letztere gut abgesichert ist.

Carex supina reagiert offensichtlich empfindlich auf zu starke Beschattung durch eine Strauchschicht und bevorzugt tendenziell ruhige Böden in geomorphologisch stabilerer Lage. Die Ausweisung von

Carex supina als namensgebende Art und Charakterart kann zumindest durch diese Ordinationen nicht abgesichert werden. Im Vergleich zu anderen Schwarzföhrenwäldern (natürliche Wälder wie auch Forste) erweist sich *Carex supina* jedoch als sehr gute Differenzialart.

4.4.2 Vegetationstabelle

Die vegetationskundlichen Untersuchungen der Schwarzföhrenforste ergab eine Vergesellschaftung, die sich bereits deutlich von den vormaligen Trockenrasen abgrenzt und neu als *Carici supinae-Pinetum nigrae* beschrieben wird. Vor allem bestimmen *Carex supina*, *Carex humilis* wie auch *Juniperus communis* ssp. *communis*, *Saponaria ocymoides*, *Polypodium vulgare*, *Festuca rupicola* und *Hieracium pilosella* das Bestandesinnere. Diese als typische Artenkombination bezeichneten Arten, kommen in dieser Form der Vergesellschaftung in den Trockenrasen von heute und von früher nicht vor (BRAUN-BLANQUET 1961, STRIMMER 1974). Bezeichnend ist die Dominanz von *Carex humilis* und *Carex supina*, die sich im Bestandesinneren bei mäßigem Lichtangebot sehr konkurrenzkräftig zeigen. Möglicherweise rührt ihr Konkurrenzvorteil von der Fähigkeit der vegetativen Ausbreitung her. *Carex humilis* kommt bereits im *Astragalo-Pinetum* und im *Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis* als hochstete und dominante Art vor (BRAUN-BLANQUET 1961, PEER 1983, STAFFLER & KARRER 2001). Bevor die Flächen aufgeforstet wurden, hatte *Carex humilis* lediglich in „*Festuca valesiaca*-reichen *Carex humilis*-Felsfluren“ eine namengebende Rolle gespielt, wo sie häufig im Schutze von Strauchgruppen wuchs (STRIMMER 1974). Im *Festuceto-Caricetum supinae* kam sie ebenfalls nur stellenweise vor (BRAUN-BLANQUET 1961). Jedoch fasste sie bereits um 1966 in den *Pinus nigra*-Jungforsten Fuß (STRIMMER 1968) und deutete damit ihr Potential als Art der Föhrenwälder an. Dass sich *Carex humilis* in den Schwarzföhrenforsten wohlfühlt ist nicht weiter verwunderlich, ist sie doch eine typische Art des *Erico-Pinion* und eine ständige Begleiterin der süd- und südosteuropäischen Schwarzföhrenwälder (FEKETE 1958, WENDELBERGER 1963, MARTIN-BOSSE 1967, POLDINI 1969, POLDINI 1982, FRANK 1991, ZUKRIGL 1999).



Foto 4.5: Blick ins Innere eines einschichtigen Schwarzföhren-Baumholzbestandes bei Laas.

Während *Carex humilis* als weit verbreitete Waldart bekannt ist, muss das Auftreten von *Carex supina* in den Schwarzföhrenforsten als absolute Besonderheit angesehen werden. Sie kommt im Vinschgau weit außerhalb ihres osteuropäisch-asiatischen Hauptareals vor und wird ganz allgemein als Charakterart des Stipetum capillatae und als Art des Festucion valesiacae angegeben (OBERDORFER 1994); des Weiteren kommt sie im Festuceto-Caricetum supinae als Assoziationscharakterart vor und tritt im Festuceto-Poetum xerophile sowie im Stipeto-Seselietum variae nur mehr vereinzelt auf (BRAUN-BLANQUET 1961). Im Bestandesinneren von Astragalo-Pinetum und Festuco valesiacae-Quercetum pubescentis kommt *Carex supina* sehr selten und in geringer Deckung vor (STAFFLER & KARRER 2001).

Umso erstaunlicher ist es, dass sie gerade in den Schwarzföhrenforsten so dominant ist. Die Aufforstungen zwischen 1951 und 1958 wurden großteils auf *Festuca valesiaca*-, *Stipa capillata*- und *Botriochloa ischaemum*-Rasen begründet, worin *Carex supina* häufig, aber mit geringem Deckungswert vorkam (STRIMMER 1968). Dies würde zwar ihr derzeitiges Vorkommen in den Schwarzföhrenforsten erklären, kaum aber die Fähigkeit sich im Bestand so gut zu halten und sich sogar auszubreiten. Zugute kommt *Carex supina* mit Sicherheit ihr vegetatives Ausbreitungsvermögen, was im dichten xeromorphen Moder des Auflagehumus unbedingt notwendig ist. Samen – sofern sie im dunklen Bestandesinneren überhaupt heranreifen können – müssten zur erfolgreichen Etablierung, mit ihren Keimwurzeln bis zu sieben Zentimeter dicke Humuspakete durchdringen (STAFFLER et al., 2003). Dies erscheint aber als sehr unwahrscheinlich. Leider ist auch über die Keimungs- und Etablierungsbiologie von *Carex supina* nichts bekannt. Inwieweit *Carex supina* im russischen Raum vergleichbare Vergesellschaftungen eingeht, konnte nicht ermittelt werden.

Aus der schwach entwickelten Strauchschicht (Abb. 4.5, Foto 4.5) ragen *Juniperus communis* und *Berberis vulgaris* etwas hervor. Beide sind Relikte der aufgeforsteten Trockenrasen (STRIMMER 1968) und haben sich im Schwarzföhrenbestand gehalten, obwohl vor allem Wacholdergebüsch im Zuge der Aufforstungen gezielt entfernt wurde (DEUTSCH 1959). Allerdings müssen beide Arten eine gewisse Bindung an die Gesellschaft haben, da sie sich in der Krautschicht verjüngen. Zudem kommen sie in der Strauch- und Krautschicht der wärmeliebenden Rotföhren, Flaumeichen und Lärchenwälder häufig vor (STAFFLER & KARRER 2001). Ganz wohl aber dürften sie sich unter dem geschlossenen Bestandesdach der Schwarzföhre doch nicht fühlen, da sie in der Strauchschicht mit geringen Deckungswerten vertreten sind.

Andere Straucharten wie *Ligustrum vulgare*, *Lonicera xylosteum* und *Prunus mahaleb* vermögen sich in der Strauchschicht gar nicht oder nur schwach zu halten. Sie waren schon Bestandteil der ehemaligen Trockenrasenvegetation (STRIMMER 1968) und verjüngen sich heutzutage als Vertreter der *Quercetalia-pubescentis*-Gruppe recht gut in der Krautschicht. Der Grund warum sie dann in der Strauchschicht nur mehr selten anzutreffen sind, dürfte entweder am schwachen Lichtangebot im Bestandesinneren oder am Verbiss durch Schalenwild liegen. Insgesamt ist der Deckungsgrad der Strauchschicht von heute im Vergleich zu den vorherigen Trockenrasen (STRIMMER 1968) sehr stark zurückgegangen.

Neben *Carex humilis* und *Carex supina* sind noch *Saponaria ocymoides*, *Polypodium vulgare*, *Festuca rupicola* und *Hieracium pilosella* typische Vertreter der Krautschicht. *Saponaria ocymoides* und *Hieracium pilosella* kamen bereits in den vormaligen Trockenrasen mit hoher Stetigkeit und zum Teil

mit hohen Deckungswerten vor (STRIMMER 1968). Beide Arten haben zwar an Deckungsgrad stark eingebüßt, finden sich aber fast in allen Aufnahmen wieder. *Festuca rupicola* scheint in den Vegetationstabellen bei STRIMMER (1968) nicht auf, allerdings wurde an einigen Stellen *Festuca ovina* als akzessorische Art angeführt. Möglicherweise handelt es sich hierbei um *Festuca rupicola* aus dem *Festuca ovina* agg. (EHRENDORFER 1973, PILS 1984).

Jedenfalls vermag sich *Festuca rupicola*, wohl aufgrund ihrer kräftigen Horste, im Schwarzföhrenbestand durchzusetzen. *Polypodium vulgare*, der in den Rotföhren-, Flaumeichen- und Lärchenwäldern (STAFFLER & KARRER 2001) sehr häufig wächst, hat sich unter Schwarzföhre neu entwickelt. Auf den ehemaligen Trockenrasen dürfte er kaum vorgekommen sein (STRIMMER 1968). Als typische Art der wärmeliebenden Wälder im Vinschgau hat er sich offenbar rasch in den Aufforstungen ausgebreitet.

Die Quercetalia-pubescentis-Gruppe setzt sich aus Strauch- und Baumarten zusammen, die sich zum Teil in der Strauchschicht wiederfinden. Diese Gruppe deutet wohl die pflanzensoziologische Nähe der Schwarzföhrenstandorte zu den Flaumeichenwäldern an, von denen es im Vinschgau noch Restbestände gibt (BRAUN-BLANQUET 1961, PEER 1983, KÖLLEMANN 1981, PEDROTTI 1996, STAFFLER & KARRER 2001). Es ist wahrscheinlich, dass die ehemaligen Trockenrasenstandorte vor der menschlichen Einflussnahme im Neolithikum (GLEIRSCHER 1991, DAL RI & TECCHIATI 1995, GAMPER & STEINER 1999) von lichten Flaumeichenwäldern bedeckt waren (BRAUN-BLANQUET 1961). Dass es sich vor der Aufforstung um großteils sekundäre Trockenrasenstandorte handelte, beweist die erfolgreiche Wiederbewaldung mit Schwarzföhre auf mittelgründigen Bodentypen wie Pararendzina und verbrauchte Pararendzina (STAFFLER et al. 2003). Die prähistorische Entwaldung ermöglichte es Arten der primären Trockenrasen, welche auf flachgründigen Rücken- und Felsstandorten vorkamen, die freigewordenen Flächen in Besitz zu nehmen. So entstanden Weiden, die bis heute genutzt werden. Arten der Festucetalia-valesiacae-, Festuco-Brometea- und Sedo-Scleranthion-Gruppen sind im Schwarzföhrenbestand historische Zeugen der ehemaligen sekundären Trockenrasen. Ansatzweise lässt sich aus der Vegetationstabelle (Tab. 4.4) erkennen, dass mit zunehmendem Bestandesalter Arten der obgenannten pflanzensoziologischen Gruppen aus den Beständen weichen. Dieser Rückgang hängt mit den schlechten Lichtverhältnissen im Bestandesinneren und mit der zunehmenden Mächtigkeit des Auflagehumus zusammen. Vor allem letzteres und die allgemein sehr trockenen Standortverhältnisse (STAFFLER et al. 2003) dürften sich auch negativ auf die Entwicklung der Moosvegetation auswirken. Außer *Hypnum cupressiforme* und *Abietinella abietina* gelingt es kaum einer Moosart, sich durchzusetzen.

Betrachten wir nun die Bestandesdynamik über die vier Vegetationsschichten, dann ergeben sich Erkenntnisse zum Potential der verschiedenen Baumarten: *Pinus nigra* kommt in 36% der Aufnahmen in der Krautschicht vor, was auf eine gute Verjüngung hindeutet. Das dafür notwendige Angebot an Samen ist natürlich in riesigen Mengen vorhanden. Demgegenüber steht *Quercus pubescens*, die in der Baumschicht praktisch nicht vorhanden ist, sich aber in der Krautschicht vorzüglich verjüngt (Tab. 4.2). Die dafür notwendigen Eicheln werden vom Eichelhäher zum Teil von weither geflogen und im Boden vergraben. Dass die aktuelle Naturverjüngung so gut ist, deutet auf das hohe Standortspotential der Flaumeiche hin. Leider fehlt sie wieder in der Strauchschicht, was entweder mit dem mangelhaften Lichtangebot im Bestandesinneren oder mit der hohen Dichte an Schalenwild zu

tun hat (AUTONOME PROVINZ BOZEN 1997). Letzteres dürfte wohl eher der Fall sein, denn die Flaumeichenjungpflanzen verschwinden nicht, wenn sie von Zäunen geschützt werden (Foto 4.6).

Was die Lichtökologie des Bestandesinneren betrifft, muss zur Förderung von gepflanzten Flaumeichen das waldbaulich richtige Maß an Lichtungseingriffen in den überschirmenden Bestand gefunden werden (OBERLECHNER 2001). Das Äsungsangebot ist in diesen Beständen einfach dürftig, das Wild muss sich gezwungenermaßen an die wenigen Laubsträucher und Jungbäume halten, was sich negativ auf die Strauchschicht auswirkt. Ebenso wenig wie die Flaumeiche können sich *Robinia pseudacacia* und *Fraxinus ornus* durchsetzen: beide Arten sind in der Baumschicht nicht oder kaum vertreten, in der Krautschicht sind sie gerade noch vorhanden. Auch ihnen gelingt es nicht, die Strauchschicht zu durchwachsen. Mit Sicherheit landen sie am Futtertisch des Schalenwildes.



Foto 4.6: Gepflanzte, siebenjährige Flaumeichenzelle mit Einzäunung gegen Wildverbiss.

Eine interessante Entwicklung bahnt sich mit *Juglans regia* an: Die Nuss ist im Vinschgau der beliebteste Hausbaum und kommt selten am Feld und schon gar nicht in Form von Waldbeständen vor. Auch hier scheinen die Eichelhäher ganze Arbeit zu leisten und für die Naturverjüngung zu sorgen. Mittlerweile sind einige Pflanzen bereits in der Strauchschicht angelangt, was vermuten lässt, dass ihre Blätter und Triebe dem Schalenwild nicht besonders gut schmecken. Ob sie sich schlussendlich etablieren kann, hängt ab vom Bedürfnis des Wildes, ihren jungen Stamm zu schälen. *Larix decidua* und *Pinus sylvestris* wurden in größeren Zahlen aufgeforstet (DEUTSCH 1959, SUMEREDER 1959), was sich in der heutigen Baumschicht widerspiegelt. Ihr Verjüngungspotential lässt aber sehr zu wünschen übrig und kann vorläufig vernachlässigt werden. Aufgrund der aktuellen Naturverjüngung würden sich die Schwarzföhrenbestände wohl bis auf eine Höhe von 1100 m ü.M. (Tab. 4.4) langsam in Flaumeichenmischbestände umwandeln, vorausgesetzt das Schalenwildproblem wäre gelöst.

4.5 Zusammenfassung

Am Vinschgauer Sonnenberg wachsen heute auf rund 940 Hektar Schwarzföhrenwälder. Diese Bestände wurden im Lauf der vergangenen 140 Jahre in mehreren Phasen auf

Trockenrasenstandorten gepflanzt. Nach anfänglichen Schwierigkeiten konnte die Schwarzföhre auf den trockenen Böden des Sonnenberges Fuß fassen und sich zu einschichtigen Baumholz- bis Altholzbeständen entwickeln. In jüngster Zeit jedoch setzte vor allem der Prozessionsspinner den Beständen arg zu.

Untersuchungen der Bestände haben ergeben, dass es sich vegetationskundlich um eine homogene Vergesellschaftung handelt, wobei das Zusammenwirken von *Pinus nigra* und *Carex supina* als Besonderheit zu betrachten ist. Aus diesem Grund wurde diese Gesellschaft als *Carici supinae-Pinetum nigrae* beschrieben, wobei die Pflanzen des Unterwuchses einerseits Relikte der vormaligen Trockenrasen und andererseits Vertreter der Flaumeichenwälder sind.

Abstract

Today, on the Sonnenberg in Vinschgau there are approximately 940 hectares of Austrian pine forests. These stands were planted on xerothermic vegetation sites in various stages during the last 140 years. After some initial difficulties, the Austrian pine grew well on the dry soils of the Sonnenberg and developed into one-storey timber tree stands and old stands. Recently, mainly *Thaumetopoea pityocampa* caused serious damage to these stands. An examination of these stands showed that from a vegetational point of view they form a homogeneous association. A particular feature of this association is the combination of *Pinus nigra* und *Carex supina*. That is why this association is described as *Carici supinae-Pinetum nigrae*, with an understorey vegetation consisting of the remains of the former xerothermic vegetation on the one hand, and of representatives of the *Quercus pubescens* forests on the other.

Keywords: *Pinus nigra*, *Carex supina*, austrian pine, afforestation, forest vegetation, vegetation ecology

Dank

Unser Dank gilt Herrn Dr. Andreas Feichter, dem Leiter des Aufforstungsprogrammes Vinschgau für die Anregung zu dieser Arbeit und für die finanzielle Unterstützung bei den Geländeaufnahmen, Herrn Dr. Thomas Wilhalm für die anregenden Diskussionen, Mag. Andreas Exner für die Hilfe bei den syntaxonomischen Nomenklaturregeln, Doz. Dr. Gerhard Pils für die Nachbestimmung von Gräsern aus der *Festuca valesiaca*-Gruppe, Herrn Heribert Köckinger für die Bestimmung von Moosen, Herrn Dr. Günther Gottschlich für die Überprüfung der kritischen Taxa aus der Gattung *Hieracium*, Frau Sylvia Granzer und Herrn Udo Tschenett für die Hilfe bei der Geländearbeit.

4.6 Literatur

- ANKO, B., 1993: Josef Ressel. Wiederbewaldungsplan für die Gemeindegründe in Istrien. Zveza drustev inzenirjev in tehnikov gozdarstva in lesarstva Slovenije. Österreichischer Forstverein. Hrvatsko sumarsko drustvo. Regione autonoma Friuli-Venezia Giulia, Direzione regionale delle foreste e dei parchi. Trieste.
- AUTONOME PROVINZ BOZEN, 1997: Einfluß des Schalenwildes auf den Wald in Südtirol. Hrsg. Autonome Provinz Bozen/Südtirol, Amt für Jagd und Fischerei, Abteilung Forstwirtschaft.
- BARKMAN, J.; MORAVEC, J.; RAUSCHERT, S., 1986: Code of phytosociological nomenclature. Vegetatio, 67. p. 145 – 195.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1961: Die inneralpine Trockenvegetation: von der Provence bis zur Steiermark. 273 S. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 865 S. Springer-Verlag. Wien, New York.
- DAL RI & TECCHIATI, 1995: Zur Vor- und Frühgeschichte des mittleren und unteren Vinschgaus. In: Archäologie und Kunstgeschichte in Kastelbell-Tschars und Umgebung. Herausgegeben von der Raiffeisenkasse Tschars in Zusammenarbeit mit dem Landesdenkmalamt Bozen. 167 S.
- DALLA TORRE, K.W. & SARNTHEIN, L., 1909: Die Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Siphonogama) von Tirol, Vorarlberg und Liechtenstein. Wagner. Innsbruck.
- DEUTSCH, F., 1955: Die Aufforstung der Vinschgauer Leiten. Unveröff. Manuskript.
- DEUTSCH, F., 1959: Aufforstung auf wasserarmen Gebirgsstandorten im Vinschgau. Allgemeine Forstzeitschrift. Sondernummer Forstkulturen und Wasserhaushalt. Gesamtschriftleitung: Prof. Dr. Rohmeder. 14. Jahrgang. Nr. 10. S. 206 – 209. München.
- DIERSCHKE, H. 1994: Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. 683 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- EHRENDORFER, F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Zweite erweiterte Auflage bearb. von W. Gutermann. 318 S. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; KLÖTZLI, F., 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Herausgeber / Editeur / Editore der Direktor der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen. Bd. 48. Heft 4. S. 589 – 930. Zürich.
- FEKETE, G., 1959: Angaben zur Zönologie der moesischen Schwarzföhrenwälder. Acta Bot. Hung. 327-347. Budapest.
- FISCHER, K., 1974: Agrargeographie des westlichen Südtirols. Der Vinschgau und seine Nebentäler. 365 S. Wilhelm Baumüller Verlag. Wien – Stuttgart.
- FLIRI, F., 1975: Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols. Folge I. 454 S. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck-München.
- FLORA, H., 1879: Wiederaufforstung im Vinschgau. In: Mitteilungen des Deutschen und Oesterreichischen Alpenvereins. Redigiert von Th. Trautwein. Band V. Verlag des Vereins. München.
- FLORINETH, F., 1974: Vegetation und Boden im Steppengebiet des oberen Vinschgaues (Südtirol/Italien). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck, 61. S. 43 – 70. Innsbruck.
- FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME, 1996: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Bearbeitet und zusammengestellt vom „Arbeitskreis Standortskartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 352 S. 5. Auflage. IHW-Verlag. Eching bei München.
- FRAHM, J.-P. & FREY W., 1992: Moosflora. 3. überarbeitete Auflage. Ulmer. Stuttgart.
- FRANK, G., 1991: Bestandestypen der Schwarzkiefer (*Pinus nigra* ARNOLD) im Forêt d'Aitone, Korsika, und am Niederösterreichischen Alpenostrand. Dissertationen der Universität für Bodenkultur in Wien, 38, VWGÖ, Wien.
- FREY, H.-U., 1995: Waldgesellschaften und Waldstandorte im St. Galler Berggebiet : (Karten- u. Tabellenband). 280 S.
- GAMPER & STEINER, 1999: Das Ganglegg bei Schluderns. Eine befestigte bronze- und eisenzeitliche Siedlung im oberen Vinschgau. 93 S. Athesia – Werkstatt. Bozen.
- GLEIRSCHER, P., 1991: Zum frühesten Siedlungsbild im oberen und mittleren Vinschgau mit Einschluß des Münstertales. In: Der Vinschgau und seine Nachbarräume. S. 35 – 50. Athesia. Bozen.
- HAMMER, W., 1912: Erläuterungen zur Geologischen Karte. SW-Gruppe Nr.66, Glurns und Ortler. Verlag der k.k. Geologischen Reichsanstalt. Wien.
- HELLRIGL, K., 1995: Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* DEN. & SCHIFF.) in Südtirol. Eine Befallsanalyse der letzten 50 Jahre. Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien des Forstwirtschaftsinspektorates Bozen.
- HILL, M & GAUCH, H.G., 1980: Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. Vegetatio, 42: 47-58.

- HODA, P., 1993: A geobotanical survey of the black pine (*Pinus nigra* ARN.) forests in Albania. *Annali di Botanica*, XX: S. 77 – 92.
- HÖLLERMANN, P., 1963: Beispiele für anthropogen verstärkte Hangabtragungs- und formungsvorgänge in inneralpinen Tälern. *Nachrichten der Akademie der Wissenschaften in Göttingen*. S. 251 – 273. Vandenhoeck & Ruprecht in Göttingen.
- KARRER, G., 1985: Waldgrenze an der Thermenlinie (Niederösterreich). *Stapfia*, 14. S. 85 – 103. Linz.
- KÖLLEMANN, Ch., 1979: Der Flaumeichenbuschwald im unteren Vinschgau. Vegetationskundliche, bodenkundliche und ökologische Untersuchungen. 222 S. Dissertation an der Universität Innsbruck.
- KÖLLEMANN, Ch., 1981: Die Trockenvegetation im Vinschgau. *Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere e.V.*, 46: S. 127 – 147. München.
- LOOSE, R., 1976: Siedlungsgenese des oberen Vinschgaus. *Forschungen zur deutschen Landeskunde*. Band 208. 247 S. Trier.
- MARTIN-BOSSE, H., 1967: Schwarzföhrenwälder in Kärnten. *Angewandte Pflanzensoziologie*, Wien, 97 S. Springer Verlag Wien - New York.
- MAYER, H., 1974: Wälder des Ostalpenraumes. Standort, Aufbau und waldbauliche Bedeutung der wichtigsten Waldgesellschaften in den Ostalpen samt Vorland. 344 S. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- MAYER, H., 1984: Wälder Europas. G. Fischer, Stuttgart-New York.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J., 1999: PC-ORD. Version 4.0. Multivariate Analysis of Ecological Data, MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon, 237 pp.
- NIKL FELD, H., 1972: Der Niederösterreichische Alpenostrand – ein Glazialrefugium montaner Pflanzensippen. *Jb. Ver. Schutze d. Alpenpflanzen und Tiere*, München, 37, S. 42-94.
- OBERDORFER, E., 1994: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Auflage. Ulmer. Stuttgart.
- OBERLECHNER, K., 2001: Anwuchserfolg von Flaumeichen (*Quercus pubescens*) in sekundären Schwarzkiefernbeständen (*Pinus nigra*) im Vinschgau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien. Institut für Waldbau. 105 S.
- OTTO, A., 1974: Klimatologisch-ökologische Untersuchungen im Vinschgau (Südtirol). 389 S. Dissertation Univ. Innsbruck.
- PEDROTTI, F., 1996: Suddivisione fitosociologica del Trentino-Alto Adige. *Atti del 24° Simposio della Societa' Estalpino-Dinarica di Fitosociologia*. S. 63-79. Ann. Mus. civ. Rovereto.
- PEER, T., 1983: Situation der Flaumeichenbuschwälder in Südtirol. *Akademija Nauka Umjetnosti Bosne i Hercegovine. Radovi Knjiga 72. Odjeljenje Prirodnih I Matematickih Nauka Knjiga 21*. S. 459 – 464. Sarajevo.
- PEER, T., 1993: Die Föhrenwälder in Südtirol in ihren räumlichen und ökologischen Beziehungen. *Festschrift Zoller. Dissertationes Botanicae 196*: S. 191-208. J. Cramer in der Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung. Berlin-Stuttgart.
- PEER, T., 1995: Die natürliche Pflanzendecke Südtirols. Begleittext zur Karte der natürlichen Vegetation 1:200.000. Hrsg.: Amt für Landschaftsplanung. Abteilung Landschafts- und Naturschutz. Autonome Provinz Bozen/Südtirol.
- PENCK, A.; BRÜCKNER, E., 1909: Die Alpen im Eiszeitalter. 3. Band. Die Eiszeiten in den Südalpen und im Bereich der Ostabdachung der Alpen. *Chr. Herm. Tauchnitz*. Leipzig. 1199 S.
- PIGNATTI, S., 1998: I boschi d'Italia. *Sinecologia e biodiversita'*. Unione Tipografico-Editrice Torinese. Torino.
- PILS, G., 1984: Systematik, Karyologie und Verbreitung der *Festuca valesiaca*-Gruppe (Poaceae) in Österreich und Südtirol. *Phyton (Austria)*. Vol. 24. S. 35 – 77.
- PIRCHER, H. 1966: Relazione riassuntiva. *Rimboschimenti Val Venosta 1951 – 1965*. Unveröffentlichtes Manuskript. Autonome Provinz Bozen. Forstinspektorat Schlanders. 45 S..
- PODANI, J., 1994: Multivariate data analysis in ecology and systematics: a methodological guide to the SYN-TAX 5.0 package. The Hague. SPB Academic Publishing. 316 pp.
- PODANI, J., 1993: SYN-TAX-pc. Computer programmes for multivariate data analysis in ecology and systematics. Version 5.0. User's guide. Scientia Budapest.
- POLDINI, L., 1969: Le Pinete di Pino austriaco nelle Alpi Carniche. *Bollettino della Societa' Adriatica di Scienze*. S. 3 – 65. Trieste.
- POLDINI, L., 1982: *Ostrya carpinifolia*-reiche Wälder und Gebüsche von Julisch-Venezien (NO-Italien) und Nachbargebieten. *Studia Geobotanica*. S. 69 – 122.
- POTRO, N. M., 1982: Petrographie, Metamorphose, Tektonik und Metallogenese im mittlerer Vinschgau / Südtirol (N-Italien). Dissertation an der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.
- SCHENK, I., 1951: Die Klimainsel Vinschgau. Trient.

- STAFFLER, H.; KARRER, G., 2001: Wärmeliebende Wälder im Vinschgau (Südtirol/Italien). Sauteria Bd. 11. Biotopkartierung in Bergregionen & Beiträge der ostalpin-dinarischen Gesellschaft für Vegetationskunde in Pontresina. S. 301-358. Dorfbeuern; Salzburg; Brüssel. Just-Verlag.
- STAFFLER, H.; KATZENSTEINER, K.; HAGER, H.; KARRER, G., 2003: Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol/Italien). Gredleriana, Vol. 3. pp. 377-414, Bozen.
- STRIMMER, A., 1968: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Philosophischen Fakultät der Univ. Innsbruck. 180 S..
- STRIMMER, A., 1974: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues (Südtirol/Italien). Ber. nat.-med, Ver. Innsbruck. Band 61. S. 7 – 42. Innsbruck.
- SUMEREDER, K., 1959: Die Wiederaufforstung des Vinschgauer Leitengebietes. Dissertation an der Leopold-Franzens Universität, Innsbruck. 137 S.
- SUMEREDER, K., 1960: Die kulturelle Bedeutung der Aufforstung im Vinschgau. Der Schlern 1960/S. 75-77. Athesia Bozen.
- TER BRAAK, C. J. F. & SMILAUER, P., 1998: CANOCO Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 352 pp.
- THÖNI, M., 1980: Zur Westbewegung der Öztaler Masse. Räumliche und zeitliche Fragen an der Schlinigüberschiebung. Mitt. Ges. Geologie- und Bergbaustudenten in Österreich, 26. S. 247-275. Wien.
- WALLNÖFER, S., 1993: *Erico Pinetea*. In: Mucina, L., Grabherr, G. & Wallnöfer, S. (Hrsg.), Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. pp. 244 – 261. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- WEBER, H. E., MORAVEC, J., THEURILLAT, J. P., 2001: Internationaler Code der Pflanzensoziologischen Nomenklatur (ICPN). 3. Aufl. Synopsis d. Pflanzenges. Deutschlands, Sonderheft 1: 1-61. Floristisch-soziologische Arbeitsgem., Göttingen.
- WENDELBERGER, G., 1963: Die Relikt-Schwarzföhrenwälder des Alpenostrandes. Vegetatio Acta Geobotanica. Vol. XI. 265 – 287. Uitgeverij Dr W. Junk – Den Haag.
- WIEDERMANN, R., 1995: Pflanzensoziologisches Datenmanagement mittels PC-Programm HITAB5, Carinthia II, , 53. Sonderheft, S.133-134.
- WILDI, O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel. 90. Heft. 226 S. Zürich.
- WILHALM, TH., HELLRIGL, S., KUßTATSCHER, K., 1995: Standortkundlich-ökologische Kartierung der Kortscher Leiten unter besonderer Berücksichtigung der Schwarzföhrenaufforstung. Unveröffentlichtes Manuskript. 46 S..
- WILHALM, TH., STAFFLER, H., in Druck: *Robinia pseudacacia-Melica ciliata*-Vergesellschaftung in der inneralpinen Trockenvegetation des Vinschgaues (Südtirol, Italien).
- ZUKRIGL, K., 1999: Das Schwarzföhren-Naturwaldreservat Merkenstein-Schöpfeben im südlichen Wienerwald. Wiss. Mitt. Niederöstrerr. Landesmuseum. 12. 161 – 232.

Autoren:

Dipl. Ing. Hanspeter Staffler
Autonome Provinz Bozen - Südtirol
Abteilung 30 - Wasserschutzbauten -
Sonderbetrieb für Bodenschutz,
Wildbach- und Lawinenverbauung
C. Battisti Str. 23
I- 39100 Bozen, Italien
hanspeter.staffler@provinz.bz.it

Univ.Prof. Mag. Dr. Gerhard Karrer
Institut für Botanik
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel Str. 33
A-1180 Wien, Österreich
karrer@edv1.boku.ac.at

4.7 Vegetationstabelle

AUFNPNV.H50 Verarbeitung vegetationskundlicher Daten														
erstellt am 28.01.2004														
Tabelle 4 (*bb=nach Braun-Blanquet)														
Datum [j-m-t]														
Seehöhe [m]														
Exposition														
Neigung [°]														
Fläche [m ²]														
nWSK (in mm/W _{eff})														
HCI-Test am Profil														
Gründigkeit-max (cm)														
pH-Wert (CaCl ₂) Oberboden														
C/N-Verhältnis (Oberboden)														
Veg.deck. B1														
Veg.deck. B2														
Veg.deck. S1														
Veg.deck. K														
Veg.deck. M														
Bestandesalter (Jahre)														
Entwicklungsstadium														
Artname														
Pinus nigra	1	V	4	4	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4
Larix decidua	1	II	+	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinus sylvestris ssp.sylv.	1	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Larix decidua	2	I	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Fraxinus ornus	2	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinus nigra	2	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinus sylvestris ssp.sylv.	2	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Picea abies	2	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus pubescens	2	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunetalia-Arten														
Juniperus com. ssp.com.	S	V	+	+	+	2	1	+	r	+	+	+	+	+
Rosa agrestis	S	II	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+
Rosa canina agg.	S	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercetalia pub.-Arten bb*														
Berberis vulgaris	S	III	r	.	.	+	.	+	.	+	.	+	.	+
Ligustrum vulgare	S	II	r	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	1
Prunus mahaleb	S	I	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	+
Lonicera xylosteum	S	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Begleitarten														
Fraxinus ornus	S	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juglans regia	S	I	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Larix decidua	S	I	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinus nigra	S	I	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Robinia pseudacacia	S	I	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Typische Artenkombination														
Carex humilis	K	V	2	3	1	2	2	3	2	2	2	2	2	+
Carex supina	K	IV	+	1	.	.	1	3	1	.	3	2	3	4
Saponaria ocyroides	K	V	+	+	+	+	+	1	+	+	+	+	+	+
Polypodium vulgare	K	V	1	+	.	+	r	.	+	+	+	+	+	+
Festuca rupicola	K	V	+	2	.	+	+	.	+	+	+	1	+	+
Hieracium pilosella	K	V	r	+	+	+	r	.	+	+	+	+	+	+
Quercetalia pubescentis-Arten														
Berberis vulgaris bb	K	IV	r	.	+	1	+	r	.	1	+	+	+	+
Quercus pubescens	K	III	r	.	+	.	r	.	1	.	+	.	.	2
Ligustrum vulgare bb	K	III	.	.	.	.	r	.	.	.	+	+	.	.
Prunus mahaleb bb	K	III	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	+
Rhamnus catharticus	K	III	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	+

Artname	Schicht	Steigkl.	AUFN209S	AUFN210S	AUFN204S	AUFN_57S	AUFN_60S	AUFN211S	AUFN_97S	AUFN_92S	AUFN_96S	AUFN_95S	AUFN_99S	AUFN205S	AUFN206S	AUFN_91S	AUFN208S	AUFN_80S	AUFN207S	AUFN200S	AUFN_71S	AUFN_69S	AUFN_70S	AUFN_81S	AUFN_82S	AUFN_83S	AUFN_86S	AUFN_87S	AUFN_88S	AUFN_89S	AUFN_90S	AUFN_93S	AUFN_94S	AUFN_98S	AUFN201S	AUFN202S	AUFN203S	AUFN212S		
Hieracium sylvaticum	K	I	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Humulus lupulus	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Hypericum montanum	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Hypericum perforatum	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Lactuca perennis	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Lathyrus pratensis	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Linaria angustissima	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Medicago lupulina	K	I	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	
Moehringia trinervia	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	
Mycelis muralis	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Oxytropis halleri	K	I	.	.	.	.	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Peucedanum cervaria	K	I	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Peucedanum oreoselinum	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Phyteuma betonicifolium	K	I	r	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Plantago lanceolata	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Plantago major	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Plantago media	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Plantago serpentina	K	I	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Poa molineri	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Polygonum aviculare	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Prunella grandiflora	K	I	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Prunus avium	K	I	+	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus padus	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Prunus spinosa	K	I	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Rosa canina	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rosa canina agg.	K	I	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Rosa rubiginosa agg.	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rubus fruticosus agg.	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rubus idaeus	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Sanguisorba minor ssp.minor	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Scorzonera austriaca	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Sedum maximum	K	I	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sedum sexangulare	K	I	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Seseli varium	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Silene alba	K	I	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Silene nutans	K	I	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Silene vulgaris	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Solidago virgaurea	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	
Sorbus aucuparia	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Stellaria media	K	I	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Stipa capillata	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	r	
Thalictrum foetidum	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Thesium linophyllon	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Torilis japonica	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	
Trifolium alpestre	K	I	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Trifolium arvense	K	I	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	
Trifolium campestre	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Trifolium montanum	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Trifolium pratense	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Trifolium repens	K	I	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Urtica dioica	K	I	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Verbascum lychnitis	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Verbascum phlomoides	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Veronica chamaedrys	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Vincetoxicum hirundinaria	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Viola arvensis	K	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	
Dicranum scoparium	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Hedwigia ciliata	M	I	r	+	.	.	+	r	.	.	.	r	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Homalothecium sericeum	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Hypnum vaucheri	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Leucodon sciurioides	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Orthotrichum rupestre	M	I	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	
Porella platyphyllo	M	I	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Ptilium crista-castrensis	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Rhytidiadelphus triquetrus	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Torilis japonica	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Tortella tortuosa	M	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

5 Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände

STAFFLER H., KARRER G., 2009: Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenbestände in naturnahe Bestände. Eingereicht bei Gredleriana am 04.05.2009, angenommen am 18.08.2009, Bozen.

5.1 Einleitung

5.1.1 Ausgangslage und Problembeschreibung

Um 1995 kamen die Vinschgauer Schwarzföhrenforste (Abb. 5.1), welche heute auf ehemaligen Trockenrasenstandorten wachsen, stark ins Gerede, weil sich die Kalamitäten des Kiefernprozessionsspinners drastisch ausweiteten und weil Umweltschützer und Biologen die Monotonie dieser Bestände anprangerten.

Der Kiefernprozessionsspinner hinterlässt nicht nur beträchtliche Fraßschäden an den Beständen, sondern verursacht auch durch herumschwebende Raupenhärchen Allergien beim Menschen. Damit war die Erholungsattraktivität dieser Bestände – sie werden von vielen Wanderwegen durchquert – bei den Menschen im Tal stark in Frage gestellt.

Die Kritik der Umweltschützer und Biologen fußte auf der Tatsache, dass diese Bestände im Gegensatz zu den vorherigen artenreichen Trockenrasen ein äußerst monotones Bild geben und dass sich in rund 40 Jahren ein vollkommen neuer, etwas einförmiger Vegetationstyp im Bestandesinneren etabliert hatte. Zudem wurden um 1995 immer noch Trockenrasenstandorte – allerdings mit Laubhölzern – aufgeforstet, was auf allgemeines Unverständnis in Fachkreisen stieß. Es war nämlich allen Ökologen klar, dass die Vinschgauer Trockenrasen ein seltenes und damit wichtiges Biotop im gesamten Alpenbogen waren und somit als besonders schützenswert galten (Braun-Blanquet 1961, Hellrigl 1995, Wilhalm et al. 1995).

Ein weiterer Effekt dieser Bestandesmonotonie betrifft das Wild: das Äsungsangebot auf diesem natürlichen Wintereinstand ist dürftig, die Tiere müssen sich an die wenigen Laubhölzer und Sträucher halten, was sich negativ auf deren Naturverjüngung auswirkt.

Als Pünktchen auf das i kam es 1996 in Laas beim traditionellen Herzjesusfeuern zu einem Waldbrand: die schwer abbaubare, harzreiche Nadelstreu der Schwarzföhre hat durch Funkenflug Feuer gefangen und es brannte ein Waldstücke von drei Hektar nieder.

Somit sahen sich die Verantwortlichen der Forstbehörde in Schlanders gezwungen zu handeln und legten einen Katalog vor, der kurz- und langfristige Maßnahmen vorsah. Die kurzfristigen Maßnahmen bestanden darin, die Schwarzföhrenbestände mit einem speziellen *Bacillus thuringensis*-Stamm vom Helikopter aus zu besprühen (Foto 5.1). Damit sollte der Populationsentwicklung des Schadinsekts Einhalt geboten werden, was zum Teil auch gelang. Da aber von vorneherein klar war, dass sich es hierbei lediglich um eine Symptombehandlung handeln konnte, wurden auch langfristige und somit strategische Überlegungen angestellt. Im Wesentlichen ging es dabei um die Entwicklung eines ökologischen Gesamtkonzeptes, welches als Grundlage für das zukünftige Management dieser rund 940 Hektar Schwarzföhrenforste dienen sollte (FEICHTER & STAFFLER 1996, STAFFLER & KARRER 2005).



Foto 5.1: Sprüheinsatz über Schwarzföhren im Vinschgau (Archiv Forstinspektorat Schlanders).

5.1.2 Fragestellung und methodische Überlegungen

Die damals zu Beginn des Projektes formulierten Kernfragen lauteten: Lassen sich die Schwarzföhrenforste in stabilere, nicht so anfällige Bestände umwandeln? Wenn ja, wie sollen diese zukünftigen Bestände beschaffen sein?

Im Allgemeinen kann davon ausgegangen werden, dass natürliche oder naturnahe Wälder relativ stabiler gegenüber inneren und äußeren Störungseinflüssen sind als gepflanzte Bestände. Naturnahe Bestände sind Ausdruck der biotischen und abiotischen Faktoren eines bestimmten Standorts und spiegeln somit das Standortpotenzial unter den aktuellen Rahmenbedingungen wider. Solche Bestände sind heutzutage in unserer Kulturlandschaft eher selten anzutreffen, da der Mensch spätestens seit der Jungsteinzeit bis in die Gegenwart störend und gestaltend in die Naturlandschaft eingreift (ELLENBERG 1996, KÜSTER 1998). Dieser anthropogene Einfluss hat alle mitteleuropäischen Landschaften mehr oder weniger stark umgeformt und eine strukturierte Kulturlandschaft mit einer hohen Anzahl an Vegetationseinheiten und Vegetationsfragmenten hinterlassen. Davon ausgenommen sind vielleicht einige Bereiche des Hochgebirges.

Genau diese Vielfalt der aktuellen Vegetationseinheiten veranlasste TÜXEN (1956) den Begriff der „Potenziell natürlichen Vegetation“ einzuführen. Bei Vegetationskartierungen erwies es sich oft als schwierig, die aktuelle Vegetation in ihrer Vielfalt detailliert zu kartieren (TÜXEN 1956). Deshalb ging man dazu über, die „heutige potenzielle natürliche Vegetation“ als Gegenstand der Vegetationskartierung zu beschreiben. Es gelang zwar mit diesem Ansatz das Problem der Vegetationskartierung in den Griff zu bekommen (es entstanden eine Reihe von Kartenwerken, die zumeist eine dem jeweiligen Standortpotenzial zugeordnete Vegetation beinhalteten) allerdings wurde damit ein intensiver wissenschaftlicher Disput über das zugrunde liegende Konzept losgetreten

(TRAUTMANN 1966, WALSEMANN 1967, FUKAREK 1969, KREEB 1983, KOWARIK 1987, DIERSCHKE 1994, SEIBERT & CONRAD-BRAUNER 1995).

Von allen Definitionsversuchen wurde jener von KOWARIK (1987) in den letzten Jahren am häufigsten akzeptiert und angewandt: „Die heutige PNV sei eine rein gedanklich vorzustellende, nicht zukünftigen, sondern gegenwärtigen Standortbedingungen entsprechende höchstentwickelte Vegetation, bei deren Konstruktion neben den natürlichen Ausgangsbedingungen auch nachhaltige anthropogene Standortveränderungen mit Ausnahme derjenigen zu berücksichtigen sind, die durch die Existenz der PNV, d.h. im Zuge eines gedachten Regenerationszyklus, ausgeglichen wären. ...“. Es hat auch dieses Konzept eine nicht unerhebliche Schwachstelle, nämlich das Verständnis darüber, was alles in einem „Regenerationszyklus“ enthalten sein soll. Vor allem unterscheiden sich die Zeiträume, die solche Regenerationszyklen je nach Definition einnehmen können sehr stark. Die als Endstadien eines Regenerationszyklus gedachte PNV („höchstmögliches Vegetationsentwicklungsstadium“) wird je nach Ausgangszustand des Standorts erst nach unterschiedlich langer Zeit und unter Durchlaufen bestimmter (als separate Vegetationseinheiten fassbarer) Sukzessionsstadien erreicht. Es ist auch unausweichlich, dass die sich entwickelnde Vegetation auf veränderbare Standortmerkmale rückwirkt (Humuszustand → Nährstoffversorgung am Standort). Manche Sukzessionsprozesse laufen sehr langsam; beispielsweise ist die postglaziale Grundsukzession (KRAL 1985) Europas wohl noch im Gang, allerdings überall in variablem Ausmaß von Menschen abgelenkt bzw. zurückgeworfen (POTT 2005). Die meisten als Regenerationszyklen verstandenen endogenen Sukzessionsprozesse umfassen im Allgemeinen kürzere Zeiträume von wenigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten (azonale Auwälder bzw. klimazonale Buchenwälder).

Bei der Kartierung der potenziell natürlichen Vegetation handelt es sich um eine Standortkartierung unter stark pflanzensoziologischen Vorzeichen (DIERSCHKE 1994). Im Unterschied dazu, wird bei der klassischen forstlichen Standortkartierung das Standortpotenzial erfasst und dem Standort ein ebenfalls gedachter Zielbestand zugewiesen, der aber von wirtschaftlichen und/oder ökologischen Überlegungen des Försters abhängig ist.

Grundsätzlich erschien uns das PNV-Konzept für die Fragestellung als geeignet: Da es sich bei der PNV um die „höchstentwickelte Vegetation“ der gegenwärtigen Standortbedingungen handelt, kann sie als ökologisch stabil betrachtet werden. Wenn es also gelingt, für die Schwarzföhrenstandorte die entsprechende PNV zu ermitteln, dann hängt es vom waldbaulichen Geschick des Forstpersonals ab, die Schwarzföhrenbestände in die entsprechenden PNV-Bestände zu überführen.

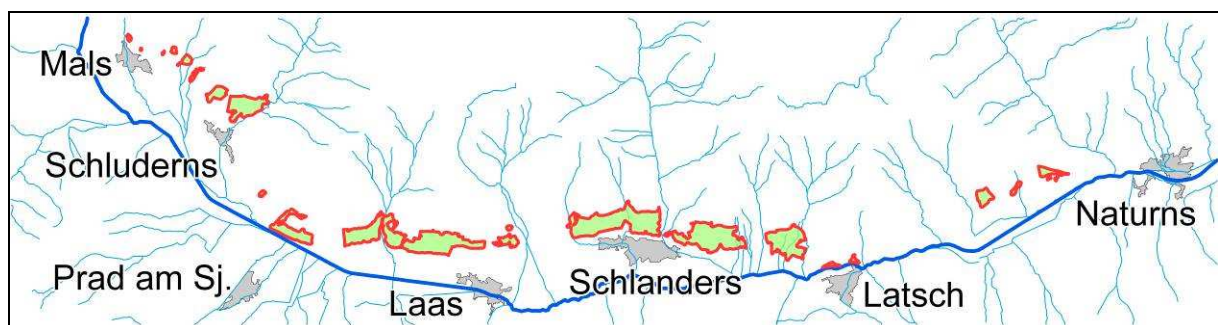


Abb. 5.1: Übersichtskarte der Schwarzföhrenforste.

5.2 Methodik

5.2.1 Konzept der aktuellen, naturnahen Referenzbestände oder potenziell naturnahen Waldvegetation

Als wichtigste Referenz für die Ermittlung der potenziell natürlichen Vegetation auf den Schwarzföhrenstandorten dienen die noch bestehenden naturnahen Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenbestände, die teilweise aufgrund einer jahrtausendelangen Beweidung nur mehr in Fragmenten vorhanden sind (Foto 5.2, Foto 5.3). Als naturnah gelten nach unserer Auffassung jene Waldtypen, die nicht von Aufforstungen abstammen, sondern aus den ehemaligen natürlichen Wäldern unter Weideeinfluss hervorgegangen sind.

Da diese Arbeit neben dem wissenschaftlichen Ansatz einen ganz klaren praktischen Zweck verfolgt, haben wir einen vom PNV-Konzept leicht abweichenden Weg eingeschlagen. Während sich TÜXEN (1956) an einer gedachten natürlichen Vegetation orientierte, wollen wir uns ganz pragmatisch an der aktuellen naturnahen Waldvegetation orientieren. Dies hat den großen Vorteil, dass sich die aktuelle naturnahe Waldvegetation als real existierende Einheit beschreiben lässt und dass es möglich ist, diese Vegetation ökologisch, funktionell oder wirtschaftlich zu bewerten. Ein Nachteil liegt darin, dass jene aktuellen naturnahen Bestände im Allgemeinen noch nicht am Ende ihrer jeweiligen Sukzessionsreihe angelangt sind, weil das Ausbleiben der ehemals starken Beweidung sukzessive, abgestuft und räumlich ungleichmäßig erfolgte. Immerhin kann man aber davon ausgehen, dass die Bestände seit vielen Jahrzehnten einem naturnahen Agradationsprozess unterliegen.

Wir machen daher den Vorschlag, die von uns untersuchten Referenzbestände als „reale naturnahe Vegetation“ (RNV) zu bezeichnen und dort, wo sie als Modell für zukünftige Zielbestände der derzeitigen Schwarzföhrenbestände benutzt werden, als „potenziell naturnahe Waldvegetation“ (PNNV).

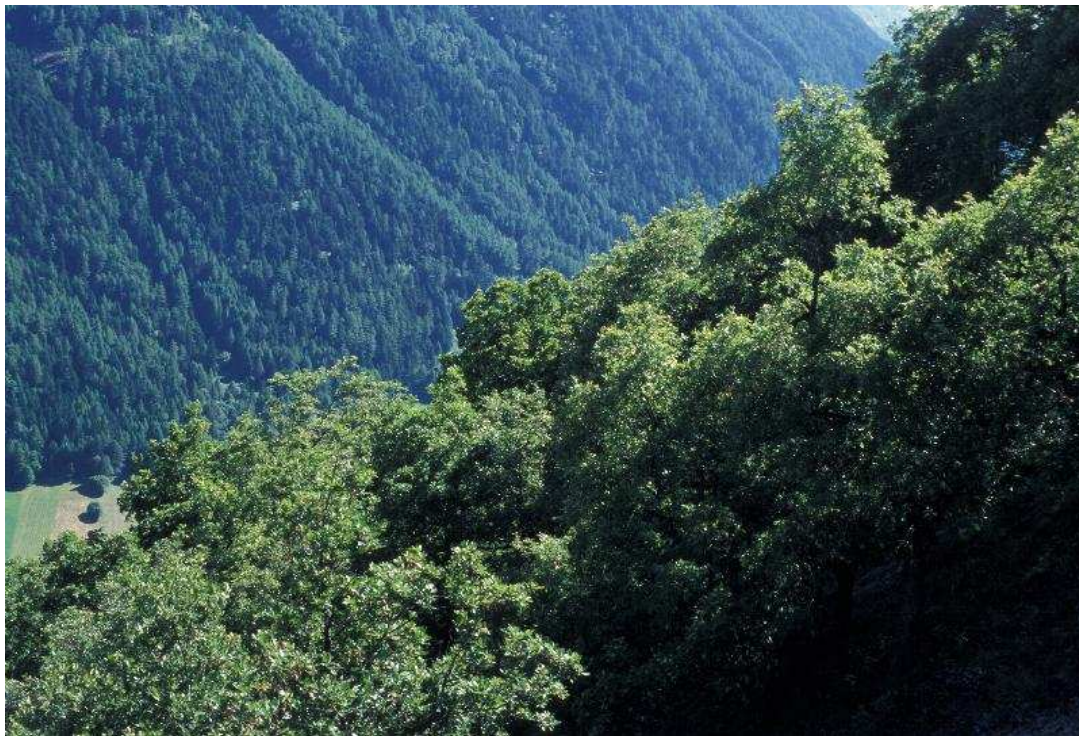


Foto 5.2: Flaumeichenbestand bei Laatsch / Mals.

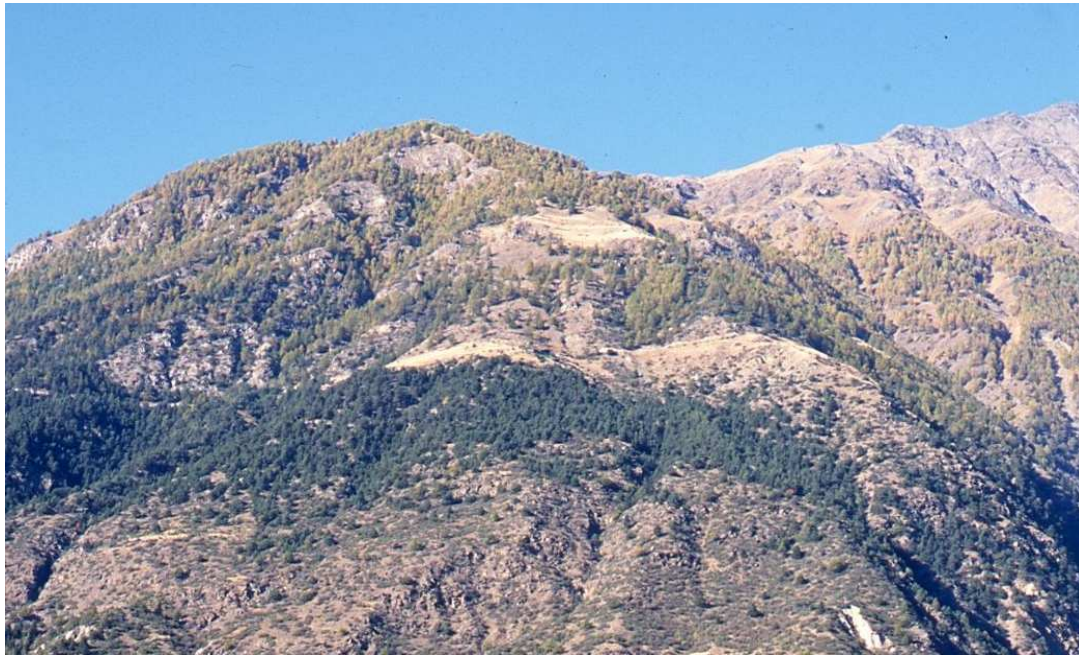


Foto 5.3: Tiefer gelegene Rotföhren- und höher gelegene Lärchenwälder bei Schlanders.

5.2.2 Die Auswahl der Untersuchungsflächen

Es war von Anfang an klar, dass es schwierig sein wird, geeignete Referenzbestände in ausreichender Anzahl und Größe zu finden. Der Vinschgau ist wegen seiner günstigen klimatischen und geographischen Lage ein Tal, das seit der ausgehenden Jungsteinzeit besiedelt ist und dementsprechend wurde die Waldvegetation in den tiefer gelegenen und sonnigeren Lagen stark umgeformt oder gar verdrängt (GLEIRSCHER 1991, DAL RI & TECCHIATI 1995, GAMPER & STEINER 1999, STEINER 2007). Dennoch war es möglich, zwischen den Ortschaften Laatsch und Naturns – im Höhenbereich zwischen 750 und 1600 m ü.M., eine Reihe von Klein- und Restbeständen ausfindig zu machen, die sowohl für vegetations- als auch standortkundliche Analysen die notwendige Flächengrößen aufwiesen (Abb.5.2).

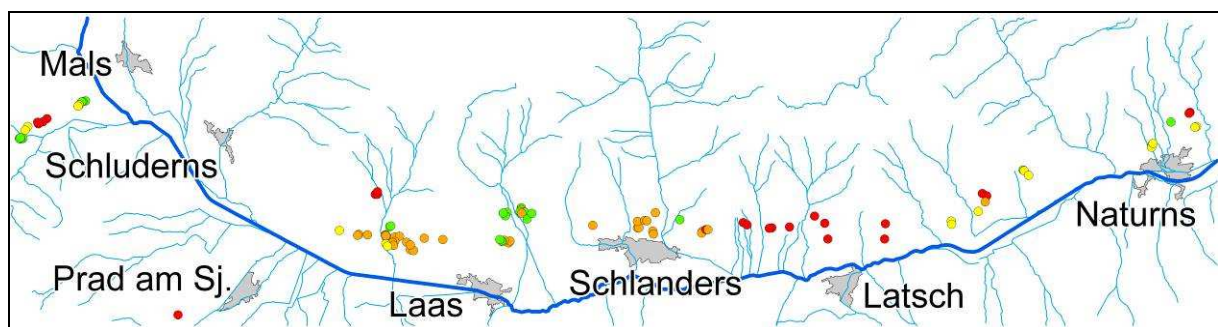


Abb. 5.2: Übersichtskarte der Aufnahmepunkte. Referenzbestände (RNV): rote Punkte (Rotföhrenbestände), gelbe Punkte (Flaumeichenbestände), grüne Punkte (Lärchenbestände). Orange Punkte markieren Aufnahmen in den Schwarzföhrenbeständen.

5.2.3 Vegetations- und standortkundliche Datenerhebung und -auswertung

Die naturnahen Bestände wie auch die Schwarzföhrenforste wurden vegetationskundlich nach BRAUN-BLANQUET (1964) und standortkundlich in Anlehnung an AG BODENKUNDE (1982), BLUM et al. (1986) und FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME (1996) untersucht.

Die vegetationskundlichen Aufnahme­flächen waren zwischen 100 und 400 m² groß. Einheitliche Flächengrößen und -formen konnten aufgrund der sehr kleinräumig wechselnden Standortsbedingungen und Bestandesstrukturverhältnisse nicht eingerichtet werden. Die floristische Zusammensetzung wurde getrennt nach den üblichen Vegetationsschichten und mehrmaliger Begehung (saisonale Dynamik der Krautschicht!) erhoben. Weiters wurden Bodenprofile geöffnet und beschrieben, repräsentative Proben entnommen sowie chemische und physikalische Parameter analysiert, um die Hauptbodentypen des Untersuchungsgebiets zu charakterisieren und die allfällige Bindung von Vegetationstypen an bestimmte Bodenmerkmale zu prüfen.

Die floristischen Merkmale der naturnahen Referenzbestände und der umzuwandelnden Schwarzföhrenbestände sind in geordneten Vegetationstabellen und in Graphiken dokumentiert und separat publiziert (STAFFLER & KARRER 2001, STAFFLER & KARRER 2005). Dort finden sich auch die detaillierte Beschreibungen der Waldtypen mit Angaben zu zahlreichen Standorts- (Seehöhe, Exposition, Neigung, Bodentyp) und bodenanalytischen Parametern (pH-Wert (CaCl₂) in 0-10 cm, nutzbare Wasserspeicherkapazität (errechnet über das gesamte Profil) und das C/N-Verhältnis in 0-10 cm). Eine tiefer gehende Analyse der Bodensituation am Vinschgauer Sonnenberg findet man in STAFFLER et al. (2003).

Wir beziehen uns hier auf die seinerzeitigen Publikationen, worin folgende RNV-Typen herausgearbeitet wurden (vgl. STAFFLER & KARRER 2001):

1. Rotföhrenwald

- Hochmontaner Rotföhrenwald
- Tiefmontaner Rotföhrenwald

2. Flaumeichenwald

- Tiefmontaner Flaumeichenwald
- Submontaner Flaumeichenwald

3. Lärchenwald

- Montaner, trockener Lärchenwald
- Montaner, frischer Lärchenwald

Die Schwarzföhrenforste erwiesen sich als derart verarmt und relativ homogen, dass sie nicht eindeutig zu untergliedern waren (vgl. STAFFLER & KARRER 2005)

Als Nächstes wurden auch die Böden in den Referenz- und Schwarzföhrenbeständen sehr genau untersucht (Abb. 5.3), wobei auf den trockenen Hängen drei Bodentypen und in den frisch-feuchten Gräben der Bodentyp Braunerde bestimmt werden konnten (STAFFLER et al. 2003):

1. Bodentypen der trockenen Hänge

- Pararendzina
- Verbraunte Pararendzina
- Brauner Ranker

2. Bodentyp der frisch-feuchten Gräben

- Braunerde

Dabei hat es sich herausgestellt, dass die Bodentypen im Wesentlichen vom Ausgangsgestein sowie dem Makrorelief aber nicht vom Bewuchs geprägt sind. Dieser übt seinen Einfluss direkt auf den Humus aus, wovon folgende drei Haupttypen am häufigsten vorkommen (STAFFLER et al. 2003):

- Xeromorpher Moder
- Moder
- Mullartiger Moder

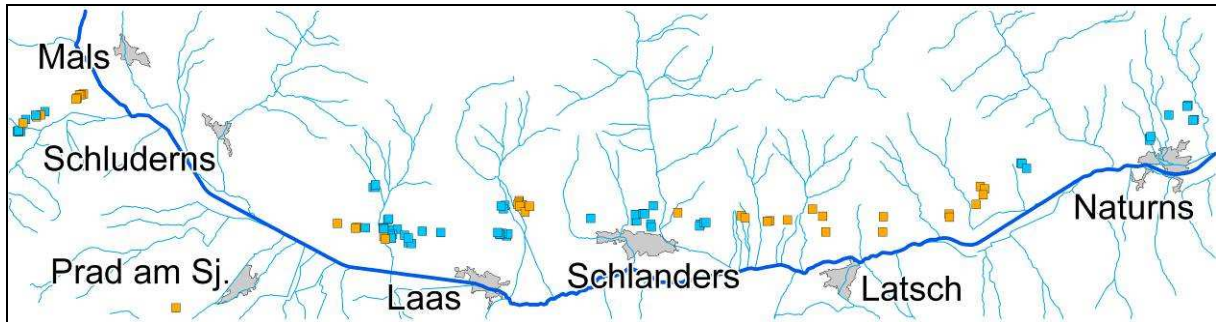


Abb. 5.3: Übersichtskarte der untersuchten Bodenprofile. Blaue Quadrate: Profilbeschreibung plus Probenentnahmen bis 10 cm Tiefe. Orange Quadrate: Profilbeschreibung plus Probenentnahmen bis 50 cm Tiefe.

5.2.4 Welche Referenzbestände können wo die Schwarzföhrenforste ersetzen?

In dieser Arbeit werden auf der empirischen Grundlage des Zusammenhangs zwischen aktuellen Beständen/Vegetationstypen und dauerhaften Standortmerkmalen – im Umkehrschluss – aus den dauerhaften Standortmerkmalen der einzelnen Schwarzföhrenbestände auf die standortkundlich möglichen Zielbestockungen/Zielgesellschaften (PNNV) geschlossen. Da die Ableitung der PNNV aus den allfälligen Resten der Krautschicht eines vor der Schwarzföhrenaufforstung vorhandenen Vegetationstyps schwierig sein dürfte, ist der Weg über die unveränderlichen Standortmerkmale wohl der einzig sinnvolle.

Am Beginn steht die statistische Analyse der Standortmerkmale der Referenzbestände und der Schwarzföhrenbestände. Daraus sollte sich ableiten lassen, welche RNV-Einheiten welche Standortmerkmalsausschnitte jeweils abdecken. Dasselbe macht man für die Schwarzföhrenbestände als ganzes, um zu prüfen, inwieweit das dort festgestellte Standortmerkmalsspektrum durch die Standortsausprägungen der RNV abgedeckt werden.

In der Folge werden Regeln aufgestellt, die auf den Korrelationen der Standortmerkmale mit den Vegetationstypen aufbauen und ein möglichst leicht anzuwendendes Werkzeug zur Ausweisung von Umwandlungszielen konkreter Bestände bilden kann.

Unterstützt wird dies durch eine Umsetzung der Regeln in einen GIS-gestützten Entscheidungsbaum, worin zumindest jene Merkmale, die flächendeckend und in höchstmöglicher Auflösung im Höhenmodell integriert sind, zur Ausweisung von Flächen gleichartiger Standortbedingungen und damit gleichartiger PNNV dienen.

Zusammenfassend lassen sich diese Überlegungen in zwei Sätzen beschreiben (siehe Kasten):

- 1) Wenn Standortmerkmale S = Standortmerkmale RNV dann kann S durch RNV ersetzt werden
- 2) Wenn Standortmerkmale S $\neq$ Standortmerkmale RNV dann kann S durch RNV nicht ersetzt werden

wobei S = Schwarzföhrenbestand, RNV = Reale Naturnahe Vegetation

5.2.4.1 Statistische Analyse

Die statistische Analyse wurde im Programm SPSS (Version 12.0G)) gemacht. Die Streuung der Standorts- und Bodenwerte der sechs Referenzwaldtypen wurden mit jenen der Schwarzföhrenforste verglichen. Kommt es zu einer weitgehenden Übereinstimmung der Gruppenmittelwerte zwischen den Schwarzföhrenbeständen und einzelnen Gruppen von RNV, so kann hinsichtlich des jeweils geprüften Faktors Standortsgleichheit nicht ausgeschlossen werden; kommt es hingegen zu keiner Übereinstimmung, dann wird Standortsgleichheit in jedem Fall ausgeschlossen. Diese Überprüfung erfolgte mittels ANOVA in SPSS.

Während sich für quantitative Daten die Darstellung mittels Boxplots (siehe unten) und die Prüfung der Mittelwertsunterschiede die Varianzanalyse mit anschließendem Scheffé-Test eignen, bietet sich bei Vorliegen von qualitativen Daten wie Waldtyp, Bodentyp oder Humustyp die Kreuztabelle als gute Darstellungsform an. Der Scheffé-Test wurde gewählt, weil die Gruppengrößen nicht gleich besetzt sind (BACKHAUS et al. 1996, FILLA 1992).

Beim Boxplot handelt es sich um einen Diagrammtyp auf Grundlage des Medians, der Quartile, der Ausreißer und Extremwerte. Die Box stellt den Interquartilbereich mit 50% der Werte dar. Die von der Box ausgehenden Linien führen jeweils bis zum höchsten und niedrigsten Wert, welche der 1,5fachen Standardabweichung entsprechen. Werte, die innerhalb der dreifachen Standardabweichung liegen, werden als Ausreißer bezeichnet. Werte, die außerhalb der dreifachen Standardabweichung liegen sind Extremwerte. Die quer über die Box gelegte Linie, gibt die Lage des Medians wieder.

5.2.4.2 Standortsökologisches Mastersystem oder Geländeschlüssel

Durch die Analyse aussagekräftiger Standorts- und Bodenparameter sind Zusammenhänge und Ausschlussgründe zwischen den Referenzbeständen erkennbar (STAFFLER & KARRER 2001). Diese Beziehungen lassen sich in einem monothetisch-divisiven Schlüssel wie er in floristischen Bestimmungsbüchern verwendet wird, formulieren. Dieser Schlüssel erlaubt es dem Praktiker an Ort und Stelle, aus der Beurteilung der Standortmerkmale die ökologische Situation einzuschätzen und den im Schlüssel empfohlenen Waldbestand als Ziel-Bestand zu definieren. Ein weiterer Vorteil des Schlüssels ist dessen Anwendbarkeit auf Kleinststandorten, die bei der GIS-Analyse (siehe dort) wegen Ungenauigkeiten im Geländemodell oder wegen fehlender digitaler Information nicht berücksichtigt werden konnten.

5.2.3.3. Die GIS-Analyse

Grundlage für die geoinformatischen Analysen bildeten die kartographisch dokumentierten vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen sowie Geodaten.

Die vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen, welche anfangs in Papierform vorlagen, wurden mittels GIS-Software (ArcView 8.1) georeferenziert und anschließend in das Landeskoordinatensystem übertragen. Im Zuge dieser Arbeiten wurden zwei geometrischen Formprimitiven (Punkte und Polygone) erzeugt, welche die kleinörtlich erhobenen Daten (Bodenproben und punktuelle Vegetationsaufnahmen) sowie die flächig abgegrenzten Schwarzföhrenforste darstellen.

Die von der Autonomen Provinz Bozen - Südtirol zur Verfügung gestellten Geobasisdaten umfassten im Wesentlichen die Technische Grundkarte (Darstellungsmaßstab 1:10.000) sowie das digitale Geländemodell mit einer Rasterweite von 20 mal 20 m.

Ausgehend vom digital vorhandenen Geländemodell sowie den bekannten Perimetern der Schwarzföhrenbestände wurden in der Folge die potenziell naturnahen Waldtypen unter Berücksichtigung des vereinfachten Geländeschlüssels modelliert. Dabei wurde eine Verschneidung der aus dem Geländemodell abgeleiteten Rasterdaten (Grid's) durchgeführt und Abfragen entsprechend den vordefinierten Expositionsklassen getätigt. Ergebnis der raumbezogenen Analysen war eine Unterteilung der bestehenden Schwarzföhrenforste in Teilflächen mit topographischen Merkmalen laut Geländeschlüssel. Nach Abschluss der oben genannten Arbeiten wurden die Teilflächen mit spezifischen Attributen versehen, zusammengefügt und kartographisch abgebildet.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Positionierung der Schwarzföhren-Aufnahmen im Verhältnis zu den aktuellen naturnahen Beständen (RNV) hinsichtlich der untersuchten Standortvariablen

5.3.1.1 Meereshöhe

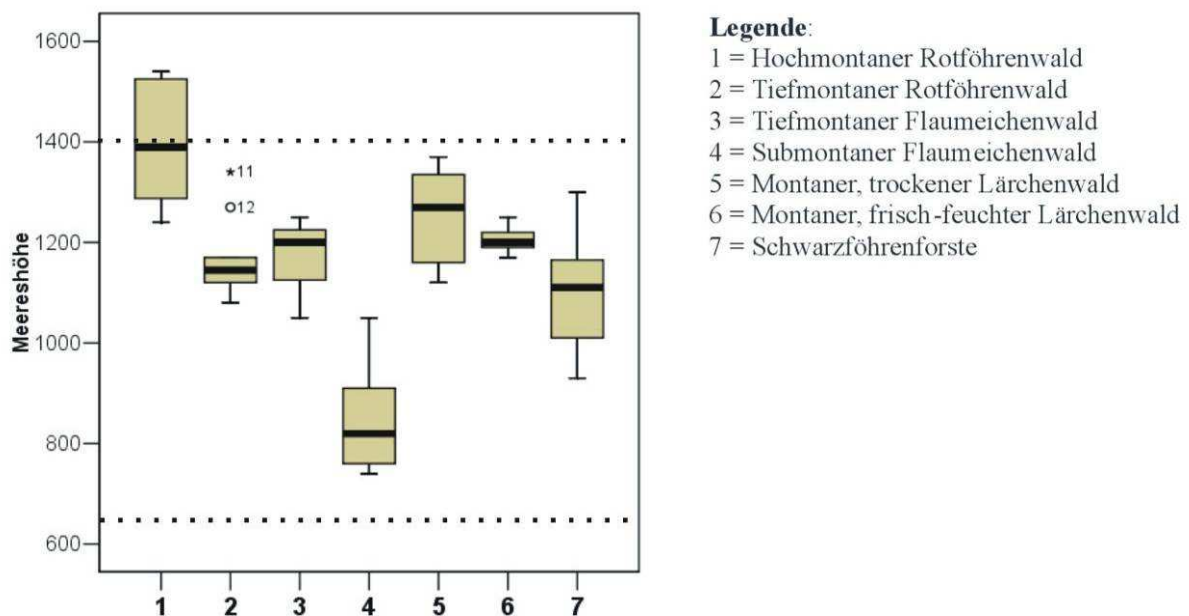


Abb. 5.4: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen gemessenen Meereshöhe (m), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7). Die punktierten Linien deuten das wirkliche Höhenspektrum der Schwarzföhrenbestände an, wie es aus den Bestandeskarten hervorgeht.

Zum Standortfaktor Seehöhe muss gesagt werden, dass der Boxplot für die Schwarzföhrenforste (7) nur das Höhenspektrum der gewählten Stichproben repräsentiert und damit in diesem Fall ungenügend ist. Die wirkliche Höhenverbreitung der Schwarzföhrenbestände, welche durch Geländebegehung und Kartierung exakt festgestellt wurde, ist durch die beiden punktierten Linien im Boxplot beschrieben.

1=Rki-hm, 2=Rki-tm, 3=Flei-tm, 4=Flei-sm, 5=Lä-tro, 6=Lä-feu, 7=Ski	N	Untergruppe für Alpha = .05.		
		1	2	3
4	13	847,6923		
7	36		1098,8889	
2	10		1164,0000	
3	11		1177,2727	
6	5		1206,0000	
5	15		1249,6667	1249,6667
1	8			1398,1250
Signifikanz		1,000	,051	,058

Tab. 5.1: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor Seehöhe. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

5.3.1.2 Exposition

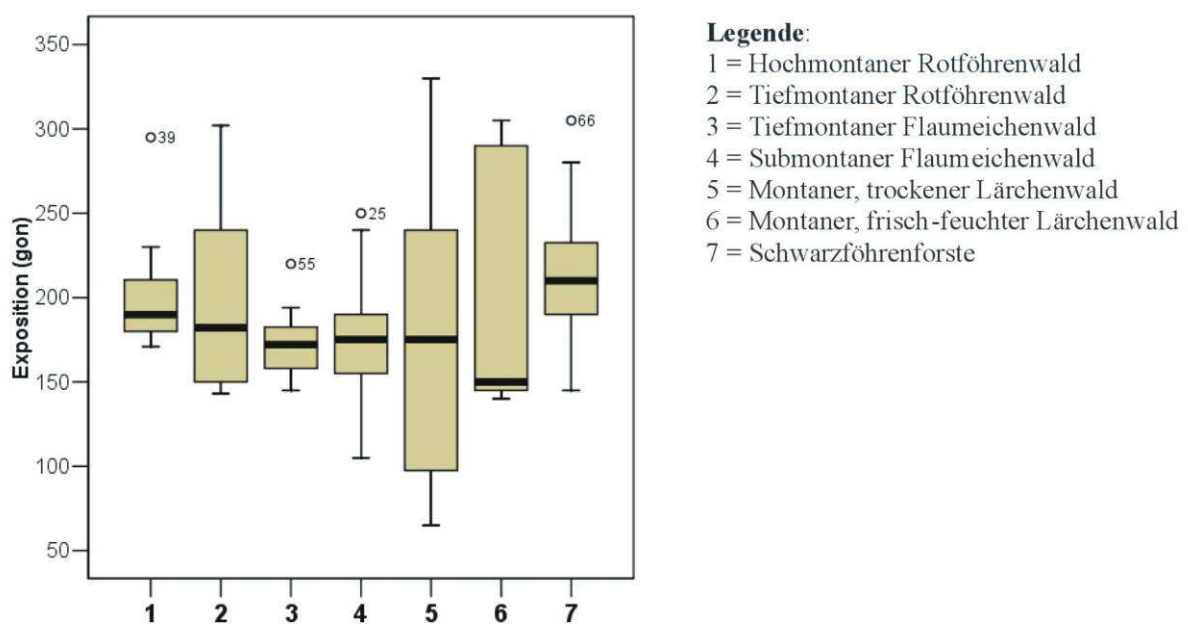


Abb. 5.5: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen gemessenen Exposition (gon), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

1=Rki-hm, 2=Rki-tm, 3=Flei-tm, 4=Flei-sm, 5=Lä-tro, 6=Lä-feu, 7=Ski	N	Untergruppe für Alpha = .05.
		1
3	11	173,1818
4	13	175,5385
5	15	176,6667
1	8	203,3750
6	5	206,0000
2	10	206,1000
7	36	213,7500
Signifikanz		,776

Tab. 5.2: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor Exposition. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppenmittelwerten aller Waldtypen.

Während der Median der Schwarzföhrenbestände ziemlich genau nach Süden zeigt, weichen alle anderen Waldtypen leicht davon ab. Am auffälligsten verhalten sich dabei die an Gräben gebundenen frisch-feuchten Lärchenwälder (6) und die trockenen Lärchenwälder (5), die tendenziell die etwas schattigeren SE- und SW-Lagen besiedeln.

5.3.1.3 Neigung

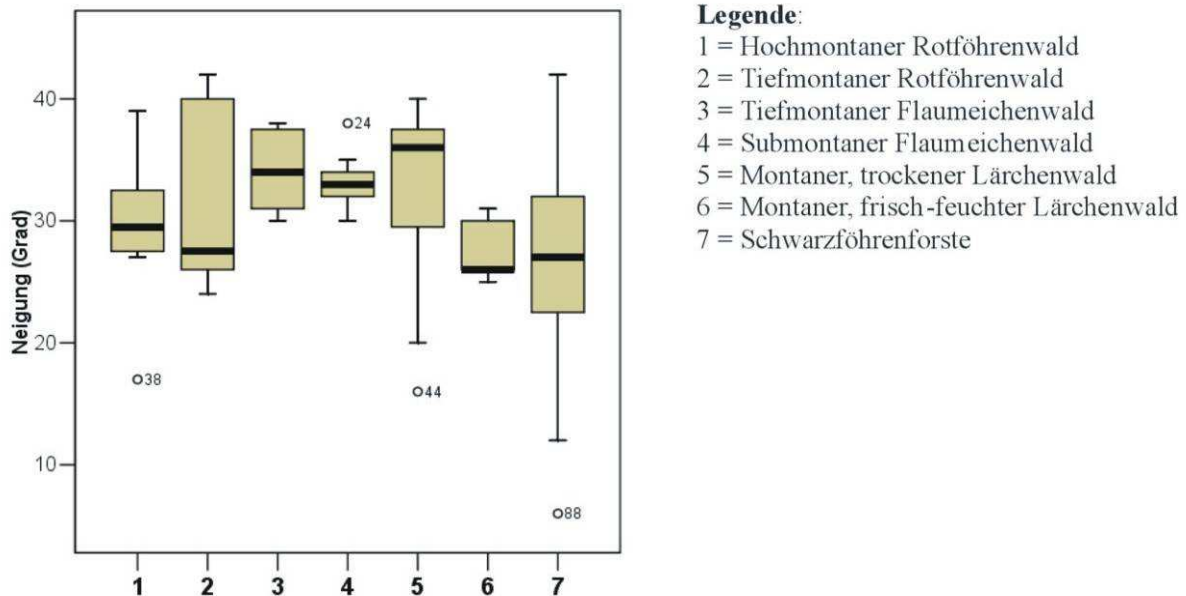


Abb. 5.6: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeeflächen gemessenen Hangneigung (Grad), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

1=Rki-hm, 2=Rki-tm, 3=Flei-tm, 4=Flei-sm, 5=Lä- tro, 6=Lä-feu, 7=Ski	N	Untergruppe für Alpha = .05. 1
7	36	26,8056
6	5	27,6000
1	8	29,3750
2	10	30,9000
4	13	32,7692
5	15	32,8000
3	11	34,0000
Signifikanz		,358

Tab. 5.3: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor Neigung. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppenmittelwerten aller sieben Waldtypen. Auffallend ist dennoch, dass die Schwarzföhrenbestände tendenziell auf den flachsten Hangpartien des Untersuchungsgebietes vorkommen.

5.3.1.4 Nutzbare Wasserspeicherkapazität

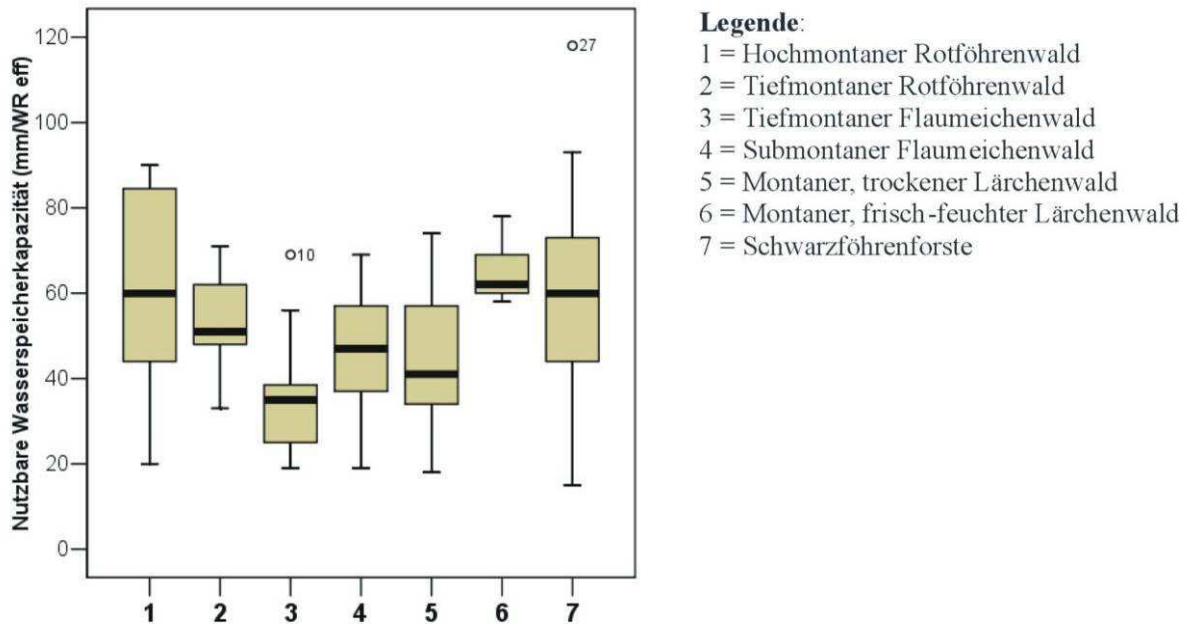


Abb. 5.7: Verteilung der auf den 98 Aufnahmefflächen gemessenen Wasserspeicherkapazität (mm WR eff), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

1=Rki-hm, 2=Rki-tm, 3=Flei-tm, 4=Flei-sm, 5=Lä- tro, 6=Lä-feu, 7=Ski	N	Untergruppe für Alpha = .05.	
		1	2
3	11	36,00	
5	15	45,27	45,27
4	13	46,31	46,31
2	10	52,60	52,60
7	36	59,11	59,11
1	8	60,88	60,88
6	5		65,40
Signifikanz		,142	,380

Tab. 5.4: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor nutzbare Wasserspeicherkapazität. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

Abgesehen von einer Ausnahme besteht zwischen den Gruppenmittelwerten der Schwarzföhrenforste (7) und jener der Referenzbestände 1,2,4,5,6 kein signifikanter Unterschied. Lediglich der tiefmontane Flaumeichenwald (3) weist eine signifikant verschiedene, in diesem Fall geringere Wasserspeicherkapazität auf. Für den frisch-feuchten Lärchenwald (6) zeigt sich erwartungsgemäß eine relativ hohe nutzbare Wasserspeicherkapazität, welche aber nicht signifikant verschieden von den Schwarzföhrenbeständen (7) ist.

5.3.1.5 pH-CaCl₂

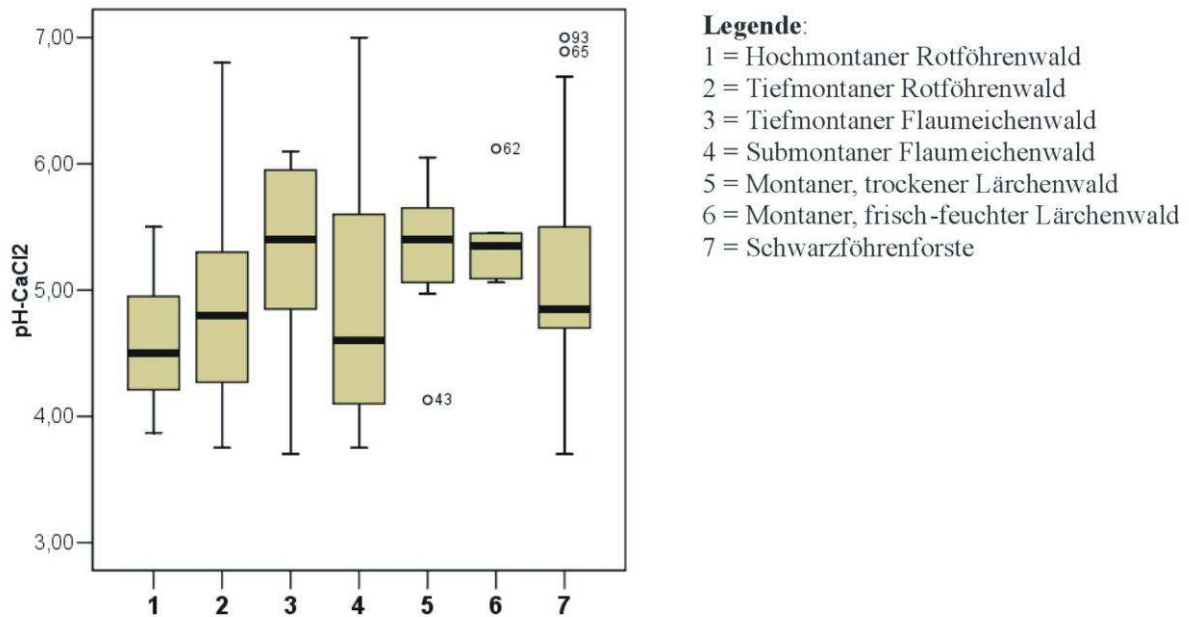


Abb. 5.8: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen gemessenen pH-Werte (in CaCl₂), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

1=Rki-hm, 2=Rki-tm, 3=Flei-tm, 4=Flei-sm, 5=Lä- tro, 6=Lä-feu, 7=Ski	N	Untergruppe für Alpha = .05. 1
1	8	4,5863
4	13	4,9431
2	10	5,0320
7	36	5,1756
3	11	5,2464
5	15	5,3547
6	5	5,4140
Signifikanz		,513

Tab. 5.5: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor pH gemessen in CaCl₂. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppenmittelwerten aller sieben Waldtypen. Der pH-Wert ist in den Rot- und Schwarzföhrenwäldern erwartungsgemäß niedriger als in den Flaumeichen- und Lärchenwäldern. Etwas unerwartet ist der eher niedrige pH-Wert im submontanen Flaumeichenwald.

5.3.1.6 C/N-Verhältnis

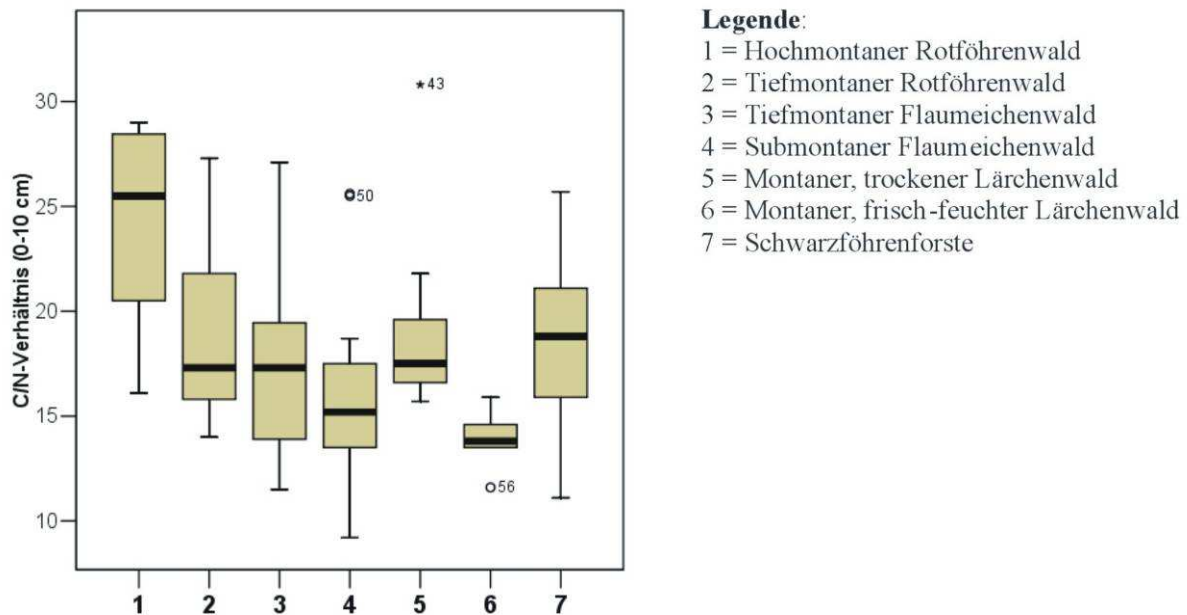


Abb. 5.9: Verteilung der auf den 98 Aufnahmefflächen gemessenen C/N-Werte (0-10cm), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

1=Rki-hm, 2=Rki-tm, 3=Flei-tm, 4=Flei-sm, 5=Lä-tro, 6=Lä-feu, 7=Ski	N	Untergruppe für Alpha = .05.	
		1	2
6	5	13,8800	
4	13	16,1385	
3	11	17,1182	
5	15	18,7000	18,7000
7	36	18,7750	18,7750
2	10	18,8900	18,8900
1	8		24,2500
Signifikanz		,269	,160

Tab. 5.6: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor C/N-Verhältnis (0-10 cm). Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppenmittelwerten aller sieben Waldtypen. Während der hochmontane Rotföhrenwald ein eher weites C/N-Verhältnis hat, zeichnet sich der frisch-feuchte Lärchenwald durch ein enges C/N-Verhältnis aus.

5.3.1.7 Relief

Waldtyp	Relief			Gesamt
	Akkumulation	Mittelhang	Degradation	
1 Hochmontaner Rotföhrenwald	1	6	1	8
2 Tiefmontaner Rotföhrenwald	1	8	1	10
3 Tiefmontaner Flaumeichenwald	0	10	1	11
4 Submontaner Flaumeichenwald	3	9	1	13
5 Montaner, trockener Lärchenwald	6	8	1	15
6 Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald	4	1	0	5
7 Schwarzföhrenforste	9	18	9	36
Gesamt	24	16	14	98

Tab. 5.7: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen erhobenen Relieftypen, gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten

Die Rotföhren- und Flaumeichenwälder (1,2,3,4) kommen vorwiegend auf Mittelhangstandorten vor. Der montane, trockene Lärchewald (5) hat seinen Schwerpunkt auch auf Mittelhängen, kommt aber ebenfalls auf Akkumulationstandorten wie Hangterrassen oder Unterhängen vor. Der frisch-feuchte Lärchenwald (6) hingegen wächst fast ausschließlich auf Akkumulationsstandorten. Die Schwarzföhrenforste (7) schlussendlich wachsen vorwiegend auf Mittelhängen, aber auch auf Akkumulations- und Degradationsstandorten.

5.3.1.8 Bodentyp

Waldtyp	Bodentyp				Gesamt
	brauner Ranker	Pararendzina	verbraunte Pararendzina	Braunerde	
1 Hochmontaner Rotföhrenwald	1	1	6	0	8
2 Tiefmontaner Rotföhrenwald	0	2	6	2	10
3 Tiefmontaner Flaumeichenwald	5	1	4	1	11
4 Submontaner Flaumeichenwald	0	3	10	0	13
5 Montaner, trockener Lärchenwald	3	5	5	2	15
6 Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald	0	0	0	5	5
7 Schwarzföhrenforste	1	13	20	2	36
Gesamt	10	25	51	12	98

Tab. 5.8: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen festgestellten Bodentypen, gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten.

Hoch- und tiefmontane Rotföhrenwälder kommen im Wesentlichen auf verbraunter Pararendzina vor. Tiefmontane Flaumeichenwälder wachsen einerseits auf braunem Ranker und andererseits auf verbraunter Pararendzina. Submontane Flaumeichenwälder konzentrieren sich auf verbraunte Pararendzina. Der montane, trockene Lärchenwald kommt sowohl auf Pararendzina als auch auf verbraunter Pararendzina vor, während der montane, frisch-feuchte Lärchenwald auf Braunerde wächst. Und schließlich kommen die Schwarzföhrenforste hauptsächlich auf verbraunter Pararendzina und in zweiter Linie auf Pararendzina vor.

5.3.1.9 Humustyp

Waldtyp	Humustyp			Gesamt
	xeromorph. Moder	Moder	mullartiger Moder	
1 Hochmontaner Rotföhrenwald	7	1	0	8
2 Tiefmontaner Rotföhrenwald	6	2	2	10
3 Tiefmontaner Flaumeichenwald	2	5	5	11
4 Submontaner Flaumeichenwald	2	4	8	13
5 Montaner, trockener Lärchenwald	2	10	4	15
6 Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald	0	0	5	5
7 Schwarzföhrenforste	26	9	1	36
Gesamt	42	31	25	98

Tab. 5.9: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen festgestellten Humustypen, gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten.

Xeromorpher Moder kommt hauptsächlich in den Rotföhrenbeständen und Schwarzföhrenforsten vor. Moderhumus findet man schwerpunktmäßig im trockenen Lärchenwald aber auch im tiefmontanen Flaumeichenwald und in den Schwarzföhrenforsten. Mullartiger Moder hingegen kommt in erster Linie in den frisch-feuchten Lärchenwäldern vor, hat aber auch einen Schwerpunkt in den Flaumeichenwäldern.

5.3.2 Die Zuordnung von Zielbeständen (PNNV) zu konkreten Beständen mithilfe eines Mastersystems („Geländeschlüssel“)

In STAFFLER & KARRER (2001) sowie im Teil 3.2.1 wurden die wesentlichen Differenzierungsmerkmale zur standörtlichen Charakterisierung und Unterscheidung der naturnahen Referenzbestände herausgearbeitet. Insbesondere erwiesen sich Bodenfeuchte, Gründigkeit, Höhenlage und Exposition als scharfe Trennkriterien (Abb. 5.10).

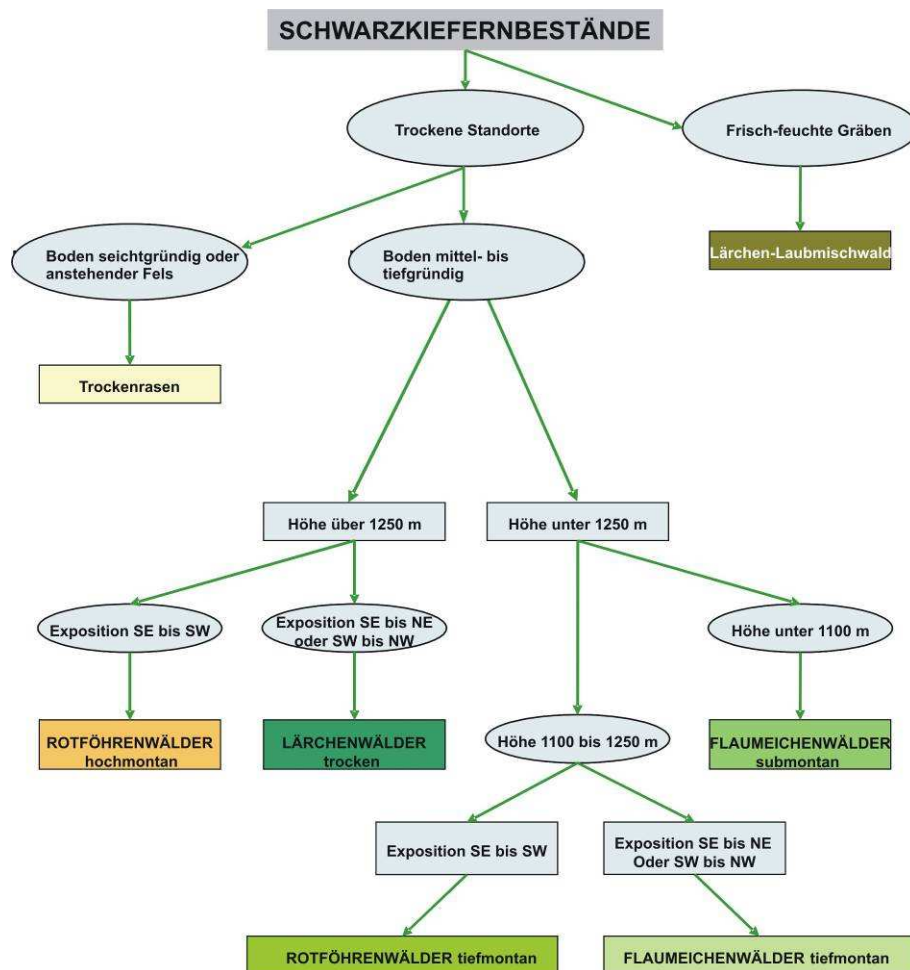


Abb. 5.10: Entscheidungsbaum, wie er für die GIS-Analyse verwendet wurde.

Dieser Schlüssel lässt sich aus den Standortsparemtern der naturnahen Referenzbestände ableiten, indem zuerst die Waldtypen aufgrund von Reliefmerkmalen in zwei Klassen unterteilt wurden: die kleine Klasse der frisch-feuchten Akkumulationsstandorte mit *Prunetalia*-Arten und die große Klasse der trockenen Mittelhang- und Degradationsstandorte.

An diesem Punkt floss die im Gelände gemachte Beobachtung ein, dass sehr flächgründige und felsige Standorte durch Bewässerungsmaßnahmen zwar aufgeforstet werden konnten, die Vitalität der Schwarzföhren jedoch zu wünschen übrig lässt. Diese Kategorie von Standorten ist primär für Trockenrasen geeignet und sollte auch dafür reserviert bleiben.

Die Kategorie der mittel- bis tiefgründigen Trockenstandorte wurde im nächsten Schritt in zwei Höhengruppen unterteilt, wobei als Grenzkriterium die Obergrenze der Flaumeichenwälder und die Untergrenze der Rotföhrenwälder galt.

Beide Höhengruppen ließen sich in darauf folgenden Schritten entweder durch Expositions-kriterien oder durch Expositions- und Höhenkriterien in Zielbestände unterteilen.

Der Geländeschlüssel macht es möglich, allen Schwarzföhrenstandorten einen entsprechenden naturnahen Referenzbestand als potenzielle naturnahe Vegetation und somit als waldbaulichen Zielbestand zuzuweisen.

Somit wird bei diesem monothetisch-divisiven Geländeschlüssel (Tab. 5.10) unter Punkt 1 die **Bodenfeuchte** angesprochen: auf frischen oder feuchten Standorten – es handelt sich dabei um Gräben oder Mulden – ist der montane, frisch-feuchte Lärchenwald als Zielbestand anzusehen. Als

nächstes wird unter Punkt 2 die **Gründigkeit** des Bodens als Differenzierungsmerkmal herangezogen. Sehr flachgründige und felsige Standorte sind nicht oder kaum waldfähig und sollen deshalb als Trockenrasenstandorte akzeptiert werden (STRIMMER 1974, FLORINETH 1974, WILHALM et al. 1995).

Unter Punkt 3 wird die **Meereshöhe** berücksichtigt, d.h. es werden die hochmontanen Bestände von den tiefer gelegenen abgetrennt. Punkt 4 scheidet für den hochmontanen Bereich je nach **Exposition** entweder Rotföhren- oder Lärchenwälder aus.

Punkt 5 trennt die Bestände in **Höhenklassen** unter 1100 oder über 1100 m ü.M. auf. Unter 1100 m ü.M. bis zum Hangfuß des Sonnenberges wachsen Flaumeichenwälder. Zwischen 1100 und 1250 m ü.M.. hingegen kommen je nach Exposition entweder tiefmontane Rotföhren-Flaumeichenwälder oder tiefmontane Lärchen-Flaumeichenwälder vor (Punkt 6).

von	Standortsmerkmal	Zielbestand
1 1*	Frisch-feuchte Gräben oder Mulden Trockene Standorte	Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald 2
2 2*	Boden seichtgründig oder anstehender Fels Boden mittel- bis tiefgründig	Primäre Trockenrasen 3
3 3*	Höhe über 1250 m Höhe unter 1250 m	4 5
4 4*	Exposition SE bis SW Exposition SE bis NE oder SW bis NW	Hochmontaner Rotföhrenwald Montaner, trockener Lärchenwald
5 5*	Höhe über 1100 m Höhe unter 1100 m	6 Submontaner Flaumeichenwald
6 6*	Exposition SE bis SW Exposition SE bis NE oder SW bis NW	Tiefmontaner Rotföhren- und/oder Flaumeichenwald Tiefmontaner Flaumeichenwald mit Lärche

Tab. 5.10: Der monothetisch-divisive Geländeschlüssel mit den jeweiligen Zielbeständen.

5.3.3 Die GIS-gestützte Zuordnung konkreter Raumpositionen zu PNNV-Einheiten

Aus der Umsetzung der Zuordnungswege im Mastersystem in einem mit entsprechendem Daten befüllten GIS kann man eine Karte der potenziell naturnahen Vegetation (PNNV) erzeugen, wo die Referenzbestände je nach ihrem standörtlichen-geographischen Eigenheiten über die Schwarzföhrenbestände projiziert wurden. (Abb. 5.11). Im nächsten Schritt ließen sich dann Flächengröße und Flächenanteil der projizierten naturnahen Referenzbestände ermitteln (Abb. 5.12). So ergab sich für die Schwarzföhrenforste eine Gesamtfläche von 938 ha. Davon entfallen auf den potenziell naturnahen Waldtyp submontaner Flaumeichenwald 508 ha, auf die tiefmontanen Rotföhren- und Flaumeichenwälder 244 ha, auf die hochmontanen Rotföhrenwälder 114 ha, auf die Lärchen-Flaumeichenwälder 55 ha und auf die montanen, trockenen Lärchenwälder 17 ha. Was durch fehlende digitale Grundlagendaten nicht bestimmbar war, sind die feuchten Gräben und Mulden sowie die seichtgründigen, felsigen Trockenrasenstandorte. Beide Standortstypen sind flächenmäßig relativ unbedeutend, wiewohl sie aber hinsichtlich der naturräumlichen Biodiversität von großer Wichtigkeit sind. Jedenfalls lassen sie sich im Gelände leicht mit Hilfe des Geländeschlüssels ansprechen.

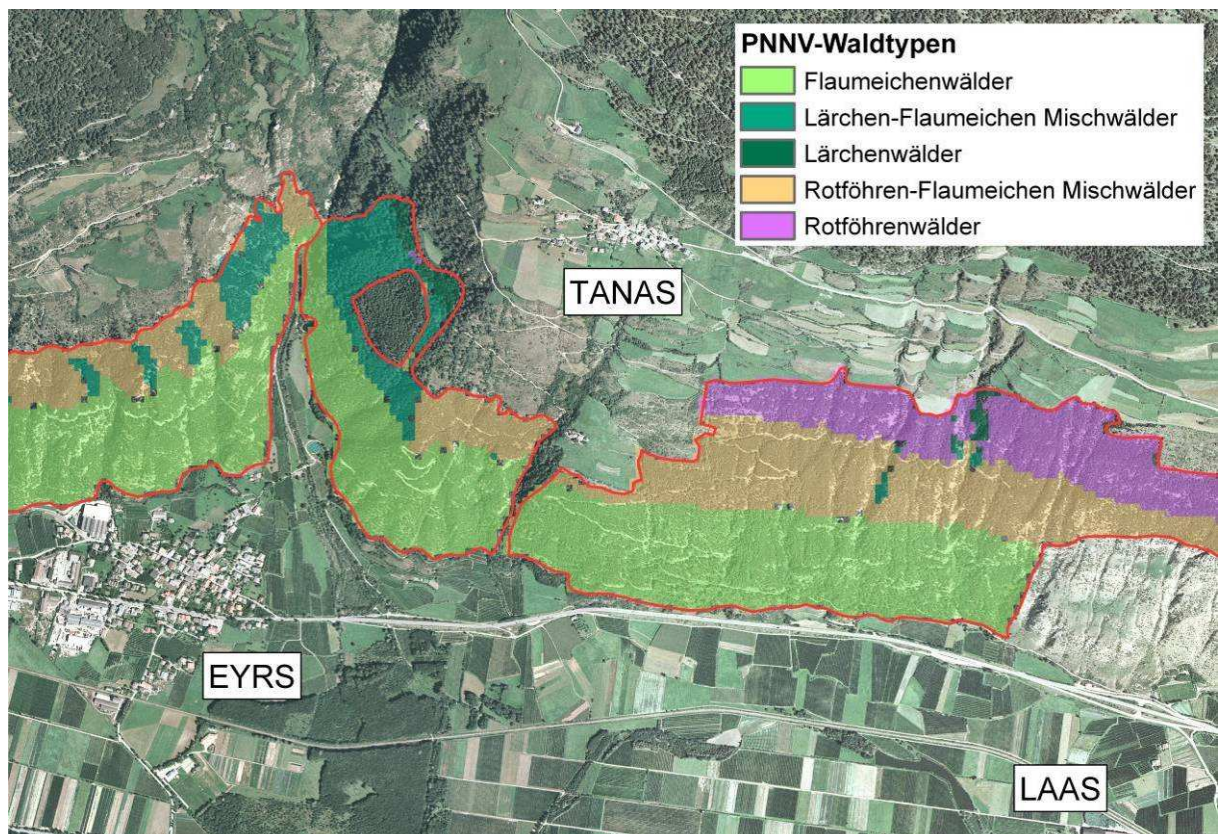
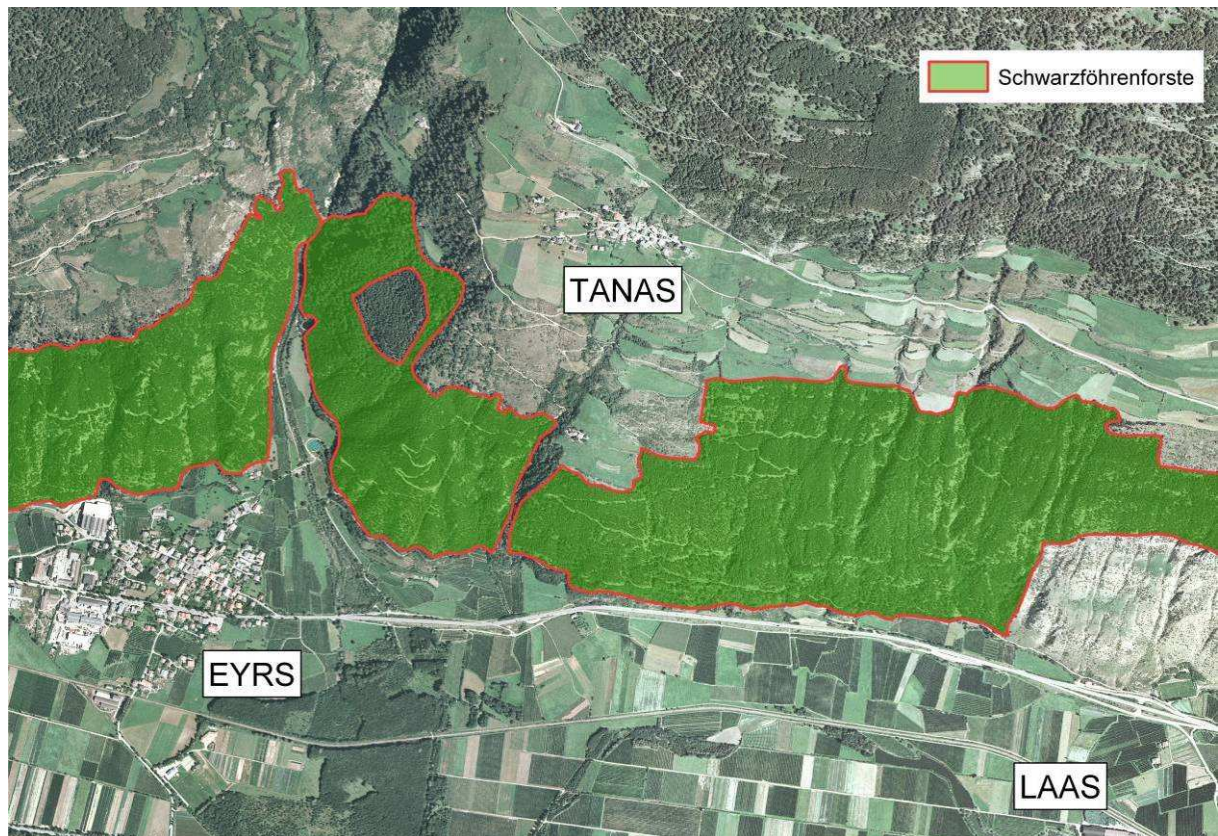


Abb. 5.11: Kartenausschnitt der Schwarzföhrenforste (oben) und der zugewiesenen potenziellen naturnahen Vegetation (unten).

5.4 Diskussion

5.4.1 Statistische Analyse

Die Gruppenmittelwerte des Standortfaktors **Meereshöhe** sind zwar zwischen den Schwarzföhrenforsten und den Referenzbeständen submontaner Flaumeichenwald (4) und hochmontaner Rotföhrenwald (1) signifikant verschieden, bringen aber die Wirklichkeit aus methodischen Gründen nicht zum Ausdruck. Die tatsächliche Höhenverbreitung der Schwarzföhrenbestände, welche wir den Karten entnehmen (Abb. 5.11), reicht von 650 m ü.M. in der Nähe von Latsch bis auf 1400 m ü.M. oberhalb von Laas. Somit sind alle Teile des Höhenspektrums der Schwarzföhrenforste durch das Höhenspektrum der RNV-Typen abgedeckt.

Für den Standortsfaktor **Neigung** gilt, dass die Gruppenmittelwerte der Schwarzföhrenforste und der Referenzbestände nicht signifikant verschieden sind. Während die Schwarzföhrenforste auf den relativ „flachsten“ Hängen vorkommen, wachsen die tiefmontanen Flaumeichenwälder auf den relativ steilsten Hängen. Die Umwandlung der sekundären Trockenrasenstandorte in Schwarzföhrenbestände erfolgte damals offenbar bevorzugt an weniger geneigten Standorten, wo vielleicht auch die Arbeitsausführung mit geringerem Aufwand möglich war.

Es fällt auf, dass der Referenzbestand 3 (tiefmontaner Flaumeichwald) auf steileren Hängen wächst, was zur Ökologie dieses Flaumeichenwaldes gehört. Dieser Waldtyp kommt heute noch in Restbeständen auf Felsstandorten und in Steinschlaggrinnen vor, wohin das Weidevieh nur schwer Zugang hatte und wo sich die Flaumeiche nach Steinschlagschäden aufgrund ihres vegetativen Regenerationspotenzials besser als die Rotföhre erholen konnte (STAFFLER & KARRER 2001).

Für den Standortsfaktor **nutzbare Wasserspeicherkapazität** gibt es zwischen den Schwarzföhrenforsten und dem Referenzbestand 3 (tiefmontaner Flaumeichenwald) signifikante Unterschiede. Tiefmontaner Flaumeichenwald wächst auf sehr skelettreichen Böden, was die geringere nutzbare Wasserspeicherkapazität erklärt (STAFFLER & KARRER 2001). Da aber die Standortverhältnisse der Schwarzföhrenbestände günstiger sind, gibt es keinen Grund, warum in Bezug auf die nutzbare Wasserspeicherkapazität der RNV-Typ tiefmontaner Flaumeichenwald die Schwarzföhrenforste nicht ersetzen könnte.

Bei den **pH-Werten** konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppenmittelwerten festgestellt werden, was auf Standortgleichheit zwischen den Schwarzföhren- und Referenzbeständen schließen lässt.

Für das **C/N-Verhältnis** gilt, dass es zwischen den Schwarzföhrenforsten und dem Referenzbestand frisch-feuchter Lärchenwald (6) einen großen aber nicht signifikanten Unterschied gibt. Der montane, frisch-feuchte Lärchenwald kommt auf Akkumulationsstandorten wie Gräben und Mulden vor, was das geringere C/N-Verhältnis erklärt (STAFFLER & KARRER 2001).

Bezüglich **Relief** fällt auf, dass die Schwarzföhrenbestände vorwiegend auf Mittelhängen, aber auch auf Akkumulations- und Degradationsstandorten wachsen. Hier kommt zum Ausdruck, dass bei der Durchführung der Aufforstungen keine gezielte Standortdifferenzierung vorgenommen, sondern dass nach dem Reißbrettschema aufgeforstet wurde. Mit Ausnahme der frisch-feuchten Lärchenwälder haben die Referenzbestände ihren Verbreitungsschwerpunkt ebenfalls auf Mittelhängen. Somit kommt auch hier die Standortgleichheit zum Ausdruck.

Mit Ausnahme des tiefmontanen Flaumeichenwaldes und des montanen, frisch-feuchten Lärchenwaldes kommen alle Waldtypen schwerpunktmäßig auf den **Bodentypen** Pararendzina und verbraunte Pararendzina vor. Der tiefmontane Flaumeichenwald kommt auf braunem Ranker vor, die montanen, frisch-feuchten Lärchenwälder wachsen hingegen auf Braunerde. Während es sich beim braunem Ranker um einen sehr skelettreichen Bodentyp handelt, der insgesamt gesehen ungünstigere Eigenschaften hat als verbraunte Pararendzina oder Pararendzina, ist die Braunerde in Bezug auf die Baum-Ernährung günstiger einzustufen als verbraunte Pararendzina oder Pararendzina. Somit ließe sich der tiefmontane Flaumeichenwald wohl ohne weiteres auf die standörtlich günstigeren Böden (verbraunte Pararendzina, Pararendzina) übertragen. Die montanen, frisch-feuchten Lärchenwälder kommen fast ausschließlich in Gräben vor und können auch nur dort den Schwarzföhrenwald ersetzen.

Die **Humustypen** hängen vom Baumbewuchs und vom Wasserhaushalt des Standortes ab und werden auf den hier behandelten Standortskatenen fast ausschließlich von der Vegetation geprägt (STAFFLER et al. 2003). Daher sind sie als Merkmal für die Bestimmung der PNNV auf Basis von Standortmerkmalen ungeeignet.

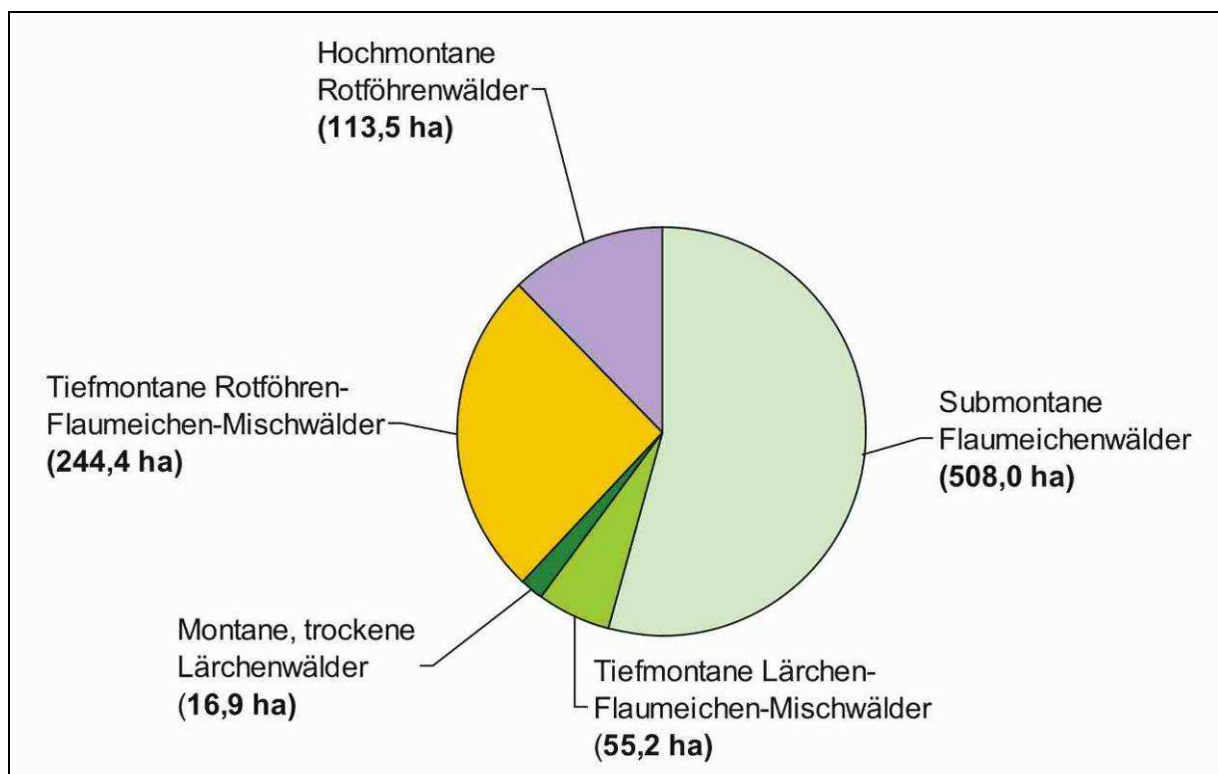


Abb. 5.12: Anteile der potenziell naturnahen Vegetation (PNNV) an den 938 Hektar Schwarzföhrenstandorten.

5.4.2 Standortsökologisches Mastersystem oder Geländeschlüssel

Der Geländeschlüssel wurde so konzipiert und ausformuliert, dass die Ausweisung und Abgrenzung von PNNV-Einheiten im Gelände durch einschlägig geschultes Forstpersonal leicht möglich ist. Dieses Mastersystem soll ja die Vorab-Ausweisung von PNNV-Flächen auf Basis der GIS-Karten unterstützen und verfeinern.

Die unter Schritt 1/1* angesprochenen frisch-feuchten Akkumulationsstandorte lassen sich im Gelände sehr leicht feststellen, da sie sich auf Grund der Geomorphologie, des Bodentyps und der Bodenfeuchtigkeit deutlich von der trockeneren Umgebung abheben. Als Zielbestand wird der montane, frisch-feuchte Lärchenwald vorgeschlagen, wobei sich dieser Waldtyp aktuell durch eine üppige Strauchvegetation und durch Fagetalia-, Alno-Ulmion- und Tilio-Acerion-Arten in der Krautschicht auszeichnet. Es ist deshalb denkbar, dass unter Weide- und Wildausschluss auf diesen Standorten ohne weiteres Bergahorn oder Esche gedeihen würden (STAFFLER & KARRER 2001). Es bleibt hier dem Forstpersonal überlassen, ob es auf diesen Standorten, die flächenmäßig keine Rolle spielen, einen lärchen- oder laubwalddominierten Zielbestand bevorzugt.

Als nächster Differenzierungsschritt werden unter Punkt 2/2* die flachgründigen und felsigen, primären Trockenrasenstandorte von den restlichen trockenen, aber waldfähigen Standorten abgetrennt.

Neben den sekundären wurden auch primäre Trockenrasenstandorte um 1960 unter großem Aufwand mit Schwarzföhre aufgeforstet: durch mehrmaliges Nachbessern und durch Bewässerung der Jungpflanzen ist es trotz widriger Umstände gelungen, schwachwüchsige Schwarzföhren anzusiedeln. Unter natürlichen Bedingungen ist die Bewaldung solcher Standorte schwer möglich: und dies nicht nur wegen der dort herrschenden waldwidrigen Standortsbedingungen, sondern auch weil sie als typische Äsungsflächen vom Wild oder vom Weidevieh regelmäßig aufgesucht und durch Verbiss freigehalten würden. Zudem herrscht spätestens seit der Arbeit von WILHALM et al. (1995) die Auffassung vor, Trockenrasenstandorte, wo es möglich ist, zu fördern. Es ist also Aufgabe des Forstpersonals, diese Standorte zu erkennen und ihnen den Zielbestand Trockenrasen zuzuweisen. Dies beinhaltet auch, dass primäre Trockenrasenstandorte von darauf wachsenden Schwarzföhren befreit und dass diese Standorte gezielt gefördert werden, beispielsweise indem potenziell waldfähige Rand- und Übergangsbereiche baumfrei gehalten werden.

Die verbleibenden trockenen aber waldfähigen Standorte werden im nächsten Schritt 3/3* höhenmäßig in hochmontane und tiefer gelegene Standorte unterteilt. Als nächstes wird im Schritt 4/4* für hochmontane Standorte auf südost- bis südwestexponierte Lagen der hochmontane Rotföhrenwald, wie er aktuell im Gebiet zwischen Schlanders und Latsch vorkommt, vorgeschlagen. Es handelt sich dabei um einschichtige Bestände, die eine mittlere Höhe von 18 m erreichen und hauptsächlich auf verbrauchten Pararendzinen wachsen. Dieser Waldtyp weist physiognomisch eine gewisse Ähnlichkeit mit den Schwarzföhrenforsten auf.

Auf den schattigeren Hängen (Exposition SE-NE oder SW-NW) wird als Zielbestand der montane, trockene Lärchenwald – der im Vinschgau typischerweise als Weidewald genutzt wird – vorgeschlagen. Auch dieser Waldtyp kommt im Wesentlichen auf verbrauchten Pararendzinen vor, die auch der Hauptbodentyp der Schwarzföhrenforste sind.

Unter Schritt 5/5* wird nochmals die Höhenlage als Differenzierungsmerkmal genannt: die bis dahin nicht zugewiesenen Bestände werden in zwei Höhenbereiche aufgeteilt mit der Höhenquote 1100 m ü.M. als Trennkriterium. Standorte unterhalb 1100 m ü.M. werden als submontane Flaumeichenwälder ausgewiesen, die aktuell ihren Verbreitungsschwerpunkt im unteren Vinschgau zwischen Kastelbell und Naturns haben. Dieser Waldtyp dürfte einst weite Teile des waldfähigen Sonnenberges besiedelt haben und wurde durch jahrtausendelange Weidenutzung verdrängt und durch sekundäre Trockenrasen ersetzt. Hier ist es besonders wichtig, dass bei der waldbaulichen Umwandlung,

autochthone Jungpflanzen der Flaumeiche Verwendung finden. Dieses Prinzip gilt auch für alle anderen Baumarten, die infolge der Umwandlung der Schwarzföhrenforste verwendet werden.

Und schließlich verbleiben noch die Standorte zwischen 1100 und 1250 m ü.M., auf denen je nach Exposition Rotföhren-Flaumeichen oder Lärchen-Flaumeichenbestände angepeilt werden sollten (Schritt 6/6*). Hier wird es aber sehr schwierig, genaue Vorgaben zu machen und es bleibt der Erfahrung und dem Fingerspitzengefühl des Forstpersonals überlassen, die richtige Baumartenmischung zu wählen.

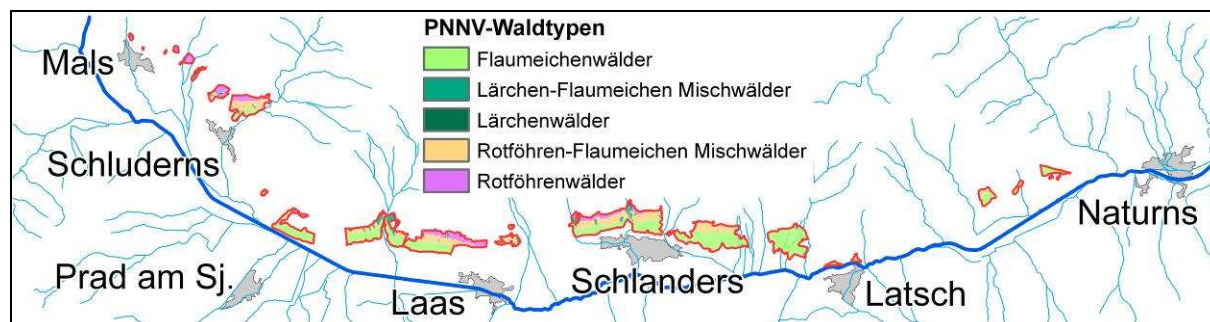


Abb. 5.13: Übersichtskarte zur potenziell naturnahen Vegetation (PNNV) auf den heutigen Schwarzföhrenstandorten.

5.4.3 GIS-Analyse

Die Karte der potenziell naturnahen Waldvegetation auf den mit Schwarzföhren bewachsenen Standorten beinhaltet im Wesentlichen die Informationen des Geländeschlüssels, dient aber dem zuständigen Forstpersonal als Planungsinstrument für die waldbaulichen Eingriffe. Für die Planung können der Karte sowohl die potenziellen Flächengrößen des jeweiligen Referenzbestandes als auch deren geografischen Lage entnommen werden.

Kleinstandorte wie Gräben, Mulden und primäre Trockenrasen, welche im verwendeten Geländemodell nicht erkannt wurden, müssen vom Forstpersonal an Ort und Stelle mit dem Geländeschlüssel bewertet werden.

Da für eine langjährige Planung alle wichtigen Daten aus der Karte entnommen werden können und da für Detailfragen der Geländeschlüssel verwendet werden kann, verfügt das Forstpersonal über alle nötigen Instrumente für die waldbauliche Umwandlung der Schwarzföhrenbestände.

5.4.4 Die zukünftige Entwicklung der Schwarzföhrenforste

Aus ökologischer Sicht und aus Sicht des Erosionsschutzes gibt es für die Umwandlung der Schwarzföhrenforste kaum Alternativen zu dem in dieser Arbeit vorgeschlagenen Konzept. Es sieht vor, dass durch den Vergleich der Standortmerkmale zuallererst geklärt werden muss, ob relevante Standortfaktoren der Schwarzföhrenforste und jene der Referenzbestände sich nicht signifikant voneinander unterscheiden. Wenn diese Bedingung erfüllt ist, dann ist es erlaubt, die Waldtypen der Referenzbestände als waldbauliche Zielbestände auf die Standorte der Schwarzföhre zu übertragen.

Schon eingangs wurde erwähnt, dass es uns nicht darum ging, die potenzielle natürliche Vegetation (TÜXEN 1956, KOWARIK 1987) zu ermitteln, sondern dass als Referenzvegetation, die aktuelle, naturnahe Waldvegetation aus der Umfeldanalyse herangezogen wurde (RNV). Es ist aber klar, dass dieser Ansatz nur in Landschaften anwendbar ist, wo es noch ein entsprechendes Reservoir an naturnahen Waldbeständen gibt. Dort, wo die Landschaft vollständig ausgeräumt wurde, ist der Ansatz von TÜXEN (1956) der einzig gangbare Weg.

Wie aus den statistischen Analysen einiger ausgewählter Standortsfaktoren hervorgeht, ist die Standortsgleichheit zwischen den Schwarzföhrenbeständen und den naturnahen Referenzbeständen weitgehend abgesichert. Dort, wo es keinen statistischen Beleg für die Standortgleichheit gibt, konnte dennoch durch Interpretation der Daten, eine Inkompatibilität der Standorte ausgeschlossen werden. Es gilt somit für alle untersuchten Standortsfaktoren Satz 1 der unten stehenden Formulierung.

- 1) Wenn Standortsmkmale $S = \text{Standortsmkmale RNV}$ dann kann S durch RNV ersetzt werden
2) Wenn Standortsmkmale $S \neq \text{Standortsmkmale RNV}$ dann kann S durch RNV nicht ersetzt werden
wobei S = Schwarzföhrenbestand, RNV = Reale Naturnahe Vegetation

Da es mit Hilfe der Kartengrundlagen und des Geländeschlüssels möglich ist, für die Schwarzföhrenstandorte einen Zielbestand für die nächste Waldgeneration zu bestimmen, muss als weiterführender Schritt ein waldbauliches Konzept erstellt werden. Darin ist zu klären, wie die Schwarzföhrenbestände für die Verjüngung vorzubereiten sind, welches Pflanzenmaterial verwendet wird, wie die Jungpflanzen eingebracht werden, wie sie vor Wildverbiss geschützt werden und wie die weitere Behandlung der Schwarzföhrenbestände in ihrer Funktion als Vorwald ausschauen soll.

Das Forstpersonal hat aber nicht nur die Aufgabe, die heutzutage krankheitsanfälligen Schwarzföhrenforste in stabilere, naturnahe Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenbestände zu überführen, sondern muss auch die ökologische und landschaftsästhetische Funktion von Trockenraseninseln berücksichtigen. Primäre Trockenrasenstandorte werden nicht nur vegetations- und wildökologisch von Bedeutung sein, sondern auch eine wichtige ästhetische Funktion innehaben. Wenn die heutigen Schwarzföhrenforste in einigen Jahrzehnten von Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchenwälder ersetzt worden sind und wenn in diesen Beständen immer wieder Trockenraseninseln eingelagert sein werden, dann wird dieser Teil des Sonnenberges eine Oase für tiefgehende landschaftsästhetische Erfahrungen sein und trotzdem all anderen Funktionen wie Bodenschutz, Holznutzung, Erholung, moderater Weidenutzung und Naturschutz gerecht werden.

5.5 Zusammenfassung

Im 19. und 20. Jahrhundert wurden am Vinschgauer Sonnenberg in mehreren Perioden insgesamt 940 Hektar Schwarzföhrenbestände (*Pinus nigra ssp. nigra*) auf ehemaligen Trockenrasenstandorten aufgeforstet. Um 1970 zeigte sich aber, dass sich der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* DEN. & SCHIFF) optimal in diesen Beständen zu entwickeln vermag. Anfangs – solange die Bäume noch klein waren – konnte dem Problem mechanisch begegnet werden, indem die Nester mitsamt den Ästen von den Bäumen abgesägt und anschließend verbrannt wurden. Mit zunehmender Höhe der Bäume war dies nicht mehr möglich und die Fraßschäden wurden immer gravierender.

Mittlerweile werden die Bestände jährlich mit einem speziellen *Bacillus thuringensis*-Stamm vom Helikopter aus besprüht. Da es dabei aber nur um die Behandlung der Symptome geht, wurde vom zuständigen Forstamt eine ökologische Studie angeregt, die einen nachhaltigen Bestandesmanagementplan zum Ziel haben sollte.

Nachdem in früheren Arbeiten sowohl die Schwarzföhrenforste als auch naturnahe Referenzbestände vegetations- und standortsökologisch untersucht wurden, konnten in vorliegender Arbeit die

wichtigsten Standortfaktoren analysiert und ein Managementkonzept für die Schwarzföhrenforste erarbeitet werden.

Aufgrund der Analyseergebnisse lässt sich nun sagen, dass die Schwarzföhrenforste – je nach Standort – von autochthonen und naturnahen Flaumeichen-, Rotföhren- oder Lärchenbeständen ersetzt werden können. Das heißt, für die Schwarzföhrenforste wurde die potenziell naturnahe Waldvegetation ermittelt, welche in Form einer Karte und eines Geländeschlüssels dargestellt wurde.

Abstract

Replacement of Austrian Pine forest by natural forest

In the 19th and 20th century on the Sonnenberg above Vinschgau 940 hectares of Austrian Pine forest (*Pinus nigra ssp. nigra*) was planted in various phases on former xerothermic grassland. In about 1970 it became obvious that the pine processionary caterpillar (*Thaumetopoea pityocampa* DEN. & SCHIFF) found optimal conditions for its development in this forest. In the beginning – when the Austrian Pine trees were still small – it was possible to cut the nests and branches off and burn them. With the increasingly height of the trees that was no longer possible and the damages to the trees became serious.

Meanwhile, every year the forest is treated by a special *Bacillus thuringensis*-tribe by dispersing it from a helicopter. Because that is considered as a treatment of symptoms, the responsible forestry administration was supporting an ecological study, the aim of which is sustainable forest management. In previous papers, the Austrian Pine forests and the natural references forests had been studied in terms of vegetation and site ecology. This paper analyses the most important site factors and purposes a new concept for the management of the Austrian Pine forest.

Based on the results of the analysis it can be concluded that certain sections of Austrian Pine forest can be replaced by natural mixed deciduous and coniferous forest (*Quercus pubescens*, *Pinus sylvestris* or *Larix decidua* forest).

The accompanying maps show the result of the potentially natural forest vegetation and the key allows one to follow this process.

Keywords: *Pinus nigra ssp. nigra*, *Quercus pubescens*, *Pinus sylvestris*, *Larix decidua*, Austrian Pine, reforestation, potentially natural forest vegetation, forest vegetation, vegetation ecology, forest ecology, dry forest soil, pararendzina, brown pararendzina, Vinschgau, South Tyrol, Italy

Dank

Unser Dank gilt Herrn Andreas Feichter, dem Direktor des Forstamtes Schlanders für die Anregung zu dieser Arbeit, Herrn Matthias Platzer für die Hilfe bei der GIS-Arbeit, Herrn Thomas Wilhalm für sein reges Interesse und für die fruchtbaren Gespräche, dem Forstpersonal der Forststationen Schlanders, Latsch und Mals für wertvolle Hinweise aus der Praxis und für die waldbauliche Umsetzung unserer Vorschläge.

5.6 Literatur

- AG BODENKUNDE, 1982: Bodenkundliche Kartierungsanleitung. 3. Aufl. Hannover. 331 S.
- BACKHAUS K., ERICHSON B., PLINKE W., WEIBER R., 1996: Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 8. verb. Aufl. Springer – Verlag. Berlin, Heidelberg, New York. 591 S.
- BLUM W.E.H., DANNEBERG O.H., GLATZEL G., GRALL G., KILIAN W., MUTSCH F. & STÖHR, D., 1986: Waldbodenuntersuchung. Österr. Bodenkundl. Ges.. Wien. 59 S.
- BRAUN-BLANQUET J., 1961: Die inneralpine Trockenvegetation. Geobot. Selecta I. Fischer, Stuttgart, 272 pp.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 865 S. Springer-Verlag. Wien, New York.
- DAL RI L. & TECCHIATI U., 1995: Zur Vor- und Frühgeschichte des mittleren und unteren Vinschgaus. In: Archäologie und Kunstgeschichte in Kastelbell-Tschars und Umgebung. Herausgegeben von der Raiffeisenkasse Tschars in Zusammenarbeit mit dem Landesdenkmalamt Bozen. 167 S.
- DIERSCHKE H., 1994: Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. 683 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Auflage. Ulmer Verlag. Stuttgart.
- FEICHTER A. & STAFFLER H., 1996: Zum Schutz des Lebensraumes: Die Aufforstungen am Vinschgauer Sonnenberg. Fortw. Cbl. 115, pp. 246-255. Blackwell Wissenschaftsverlag-Berlin.
- FILLA K., 1992: Statistik f. Forstwirte u. Holzwirtschaftler. Hrsg.: Hochschülerschaft an der Universität für Bodenkultur. 81 S.
- FLORINETH F., 1974: Vegetation und Boden im Steppengebiet des oberen Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck. Band 61. S. 43 – 70. Innsbruck.
- FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Bearbeitet und zusammengestellt vom „Arbeitskreis Standortkartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 352 S. 5. Auflage. IHW-Verlag. Eching bei München.
- FUKAREK F., 1969: Ein Beitrag zur potentiellen natürlichen Vegetation von Mecklenburg. Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 14, Todenmann ü. Rinteln.
- GAMPER P.; STEINER H. 1999: Das Ganglegg bei Schluderns. Eine befestigte bronze- und eisenzeitliche Siedlung im oberen Vinschgau. 93 S. Athesia – Werkstatt. Bozen.
- GLEIRSCHER P., 1991: Zum frühesten Siedlungsbild im oberen und mittleren Vinschgau mit Einschluß des Münstertales. In: Der Vinschgau und seine Nachbarräume. S. 35 – 50. Athesia. Bozen.
- HELLRIGL K., 1995: Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* DEN. & SCHIFF.) in Südtirol. Eine Befallsanalyse der letzten 50 Jahre. Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien des Forstwirtschaftsinspektorates Bozen.
- KOWARIK J. 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregung zu einer zeitgemäßen Modifikation. Tuexenia 7, pp. 53-67. Göttingen.
- KRAL F., 1985: Zur postglazialen Waldentwicklung in den südlichen Hohen Tauern, mit besonderer Berücksichtigung des menschlichen Einflusses. Pollenanalytische Untersuchungen. Sitz. ber. Österr. Akad. d. Wiss., math-naturwiss.Kl.
- KREB K.H., 1983: Vegetationskunde: Methoden und Vegetationsformen unter Berücksichtigung ökosystemarer Aspekte. Ulmer. Xyz S. Stuttgart.
- KÜSTER H., 1998: Geschichte des Waldes. Beck, München, 267 pp.
- OBERLECHNER K., 2001: Anwuchserfolg von Flaumeichen (*Quercus pubescens*) in sekundären Schwarzkiefernbeständen (*Pinus nigra*) im Vinschgau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien. Institut für Waldbau. 105 S.
- POTT R., 2005: Allgemeine Geobotanik. Biogeosysteme und Biodiversität. 652 S. Springer.
- SEIBERT P. & CONRAD-BRAUNER M., 1995: Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Inntales. Tuexenia 15, pp. 25-43, Göttingen.
- STAFFLER H., KARRER G., 2001: Wärmeliebende Wälder im Vinschgau (Südtirol/Italien). Sauteria Bd. 11. Biotopkartierung in Bergregionen & Beiträge der ostalpin-dinarischen Gesellschaft für Vegetationskunde in Pontresina. S. 301-358. Dorfbeuern; Salzburg; Brüssel. Just-Verlag.

- STAFFLER H., KARRER G., 2005: Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau (Südtirol/Italien). Gredleriana, Vol. 5. pp. 135-170, Bozen.
- STAFFLER H., KATZENSTEINER K.; HAGER H.; KARRER G., 2003: Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol/Italien). Gredleriana, Vol. 3. pp. 377-414, Bozen.
- STEINER H., 2007: Die bronze- und urnenfelderzeitliche Siedlung. In: Die befestigte Siedlung am Ganglegg im Vinschgau – Südtirol. Forschungen zur Denkmalpflege in Südtirol – Band 3: Hrsg. Hubert Steiner. S. 17-508. TEMI Editrice, Trento
- STRIMMER A., 1974: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med, Ver. Innsbruck. Band 61. S. 7 – 42. Innsbruck.
- TRAUTMANN W., 1966: Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 Blatt 85 Minden. Mit einer Einführung in die Grundlagen und Methoden der Kartierung der potentiellen natürlichen Vegetation. Schr.Reihe Vegetationskunde. 1. 138 S, Bad Godesberg.
- TÜXEN R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoz. 13, pp. 4-42. Stolzenau/Weser.
- WALSEMANN E. 1967: „Potentielle natürliche Vegetation“ (Gedanken zur Wortbedeutung und Grammatik). Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 11/12, Rinteln.
- WILHALM TH., HELLRIGL S., KUSSTATSCHER K., 1995: Standortkundlich-ökologische Kartierung der Kortscher Leiten unter besonderer Berücksichtigung der Schwarzföhrenaufforstung. Unveröffentlichtes Manuskript. 46 S.

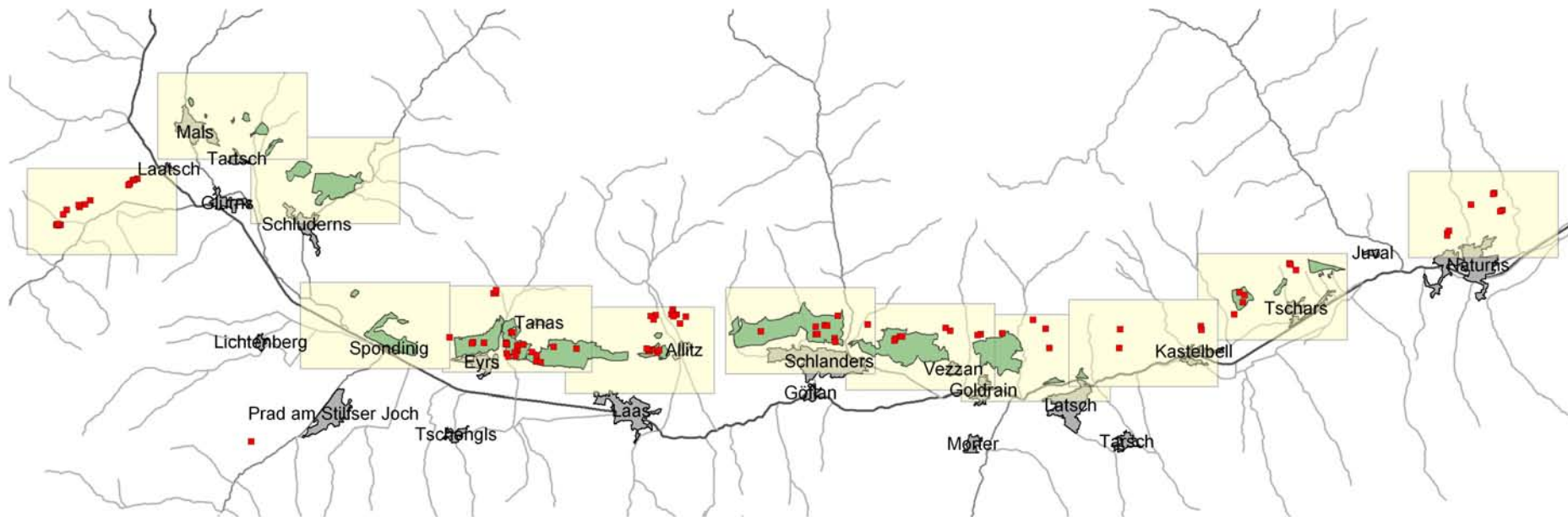
Autoren:

Dipl. Ing. Hanspeter Staffler
Autonome Provinz Bozen - Südtirol
Abteilung 26 – Brand- und Zivilschutz
Drususallee 116
I- 39100 Bozen, Italien
hanspeter.staffler@provinz.bz.it

Univ.Prof. Mag. Dr. Gerhard Karrer
Institut für Botanik
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel Str. 33
A-1180 Wien, Österreich
karrer@edv1.boku.ac.at

eingereicht: 04.05.2009
angenommen: 19.08.2009

6 Karten der potenziell naturnahen Waldvegetation



Übersichtskarte / Blattschnitt

Blatt 1	LAATSCH	Blatt 5	EYRS-TANAS	Blatt 9	GOLDRAIN-LATSCH
Blatt 2	MALS	Blatt 6	LAAS-ALLITZ	Blatt 10	KASTELBELL
Blatt 3	SCHLUDERNS	Blatt 7	SCHLANDERS	Blatt 11	TSCHARS
Blatt 4	SPÖNDINIG	Blatt 8	VEZZAN	Blatt 12	NATURNS

Schwarzkiefernforste
 Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen

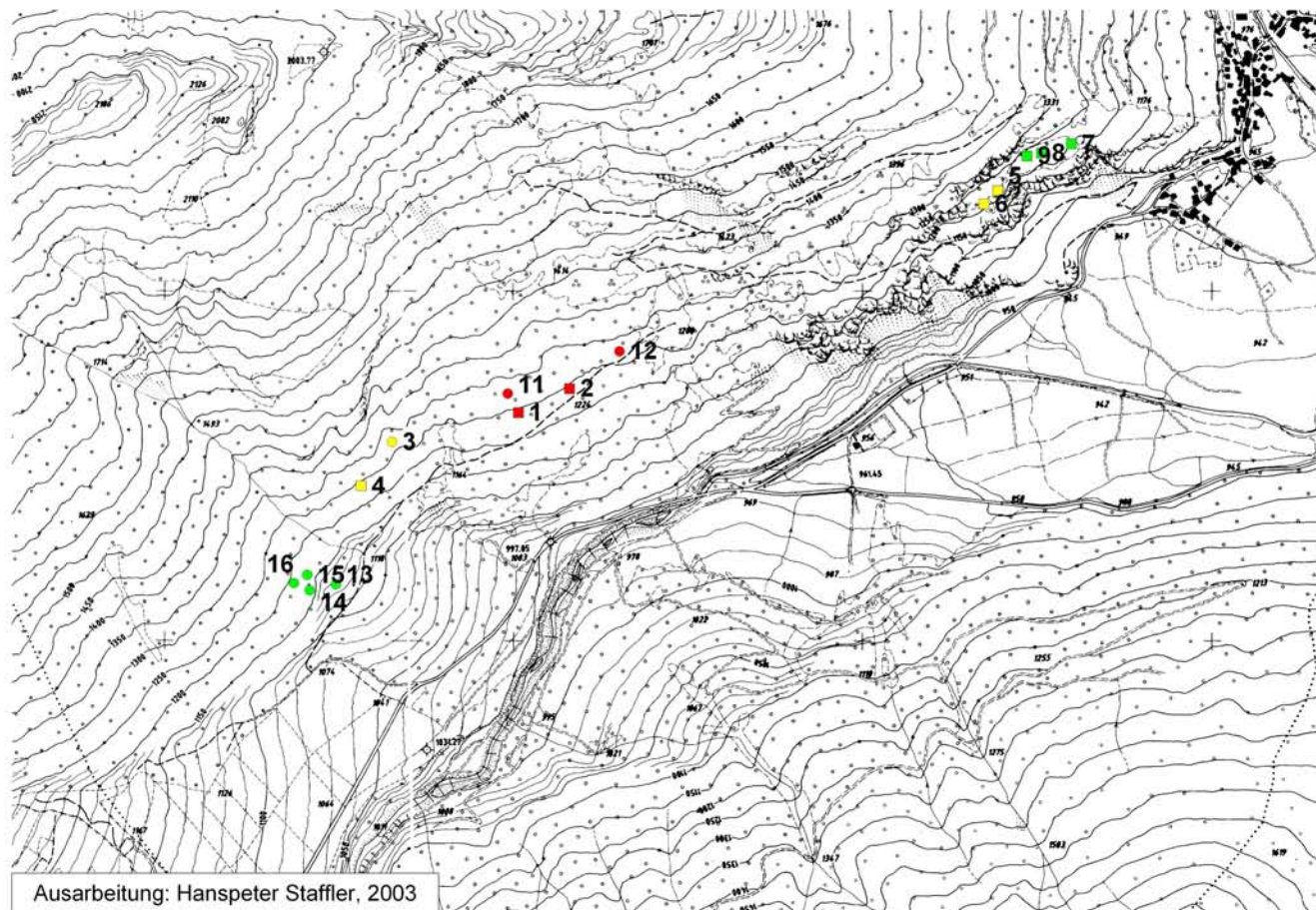
BLATTSCHNITT

0



M = 1:175.000





Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-10 cm.	- Flaumeiche - Lärche - Rotkiefer - Schwarzkiefer	Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und 31-50 cm.
		Schwarzkiefernforste

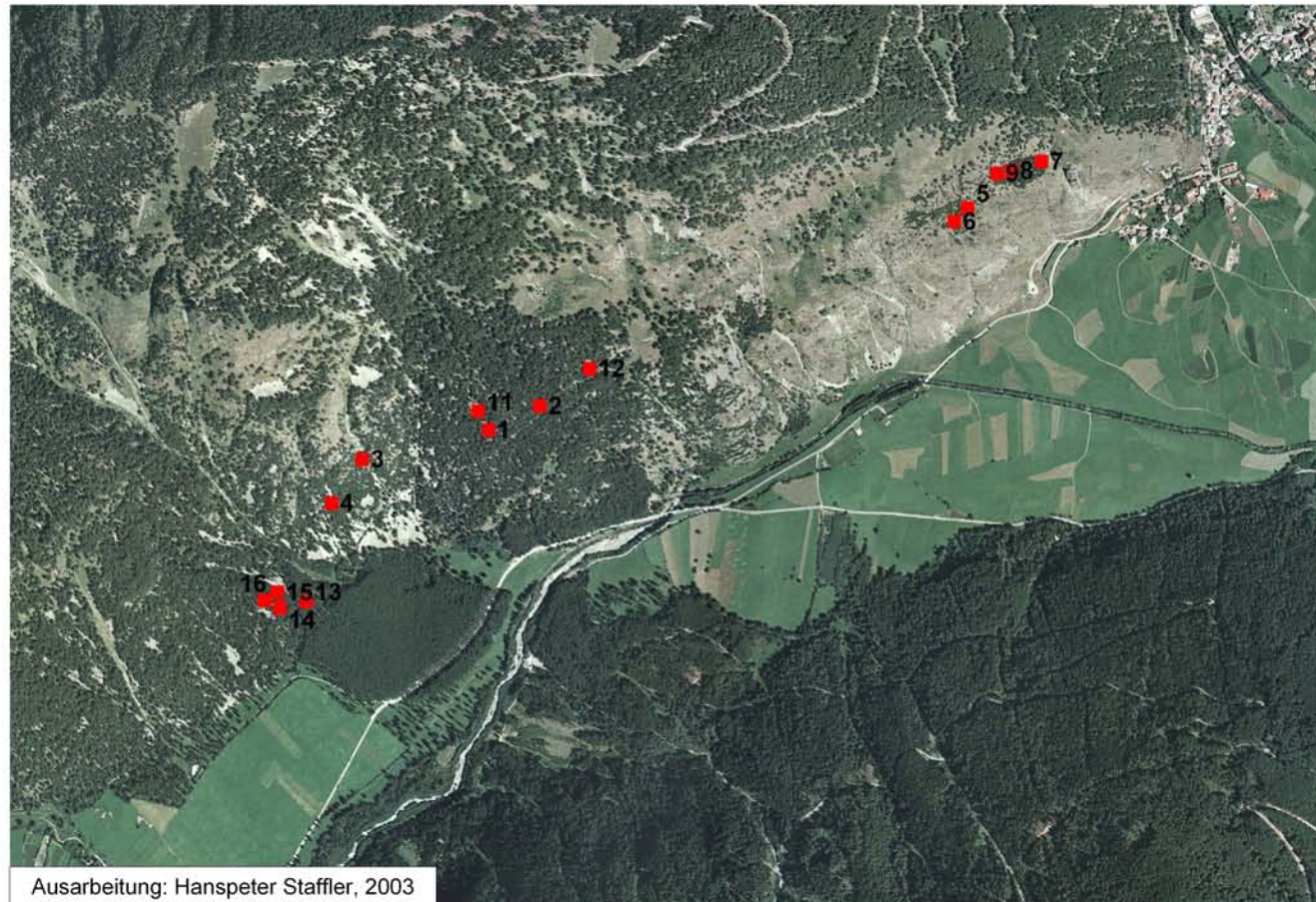
LAATSCH

1a



M = 1:20.000





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

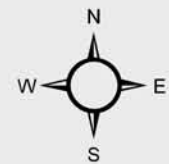


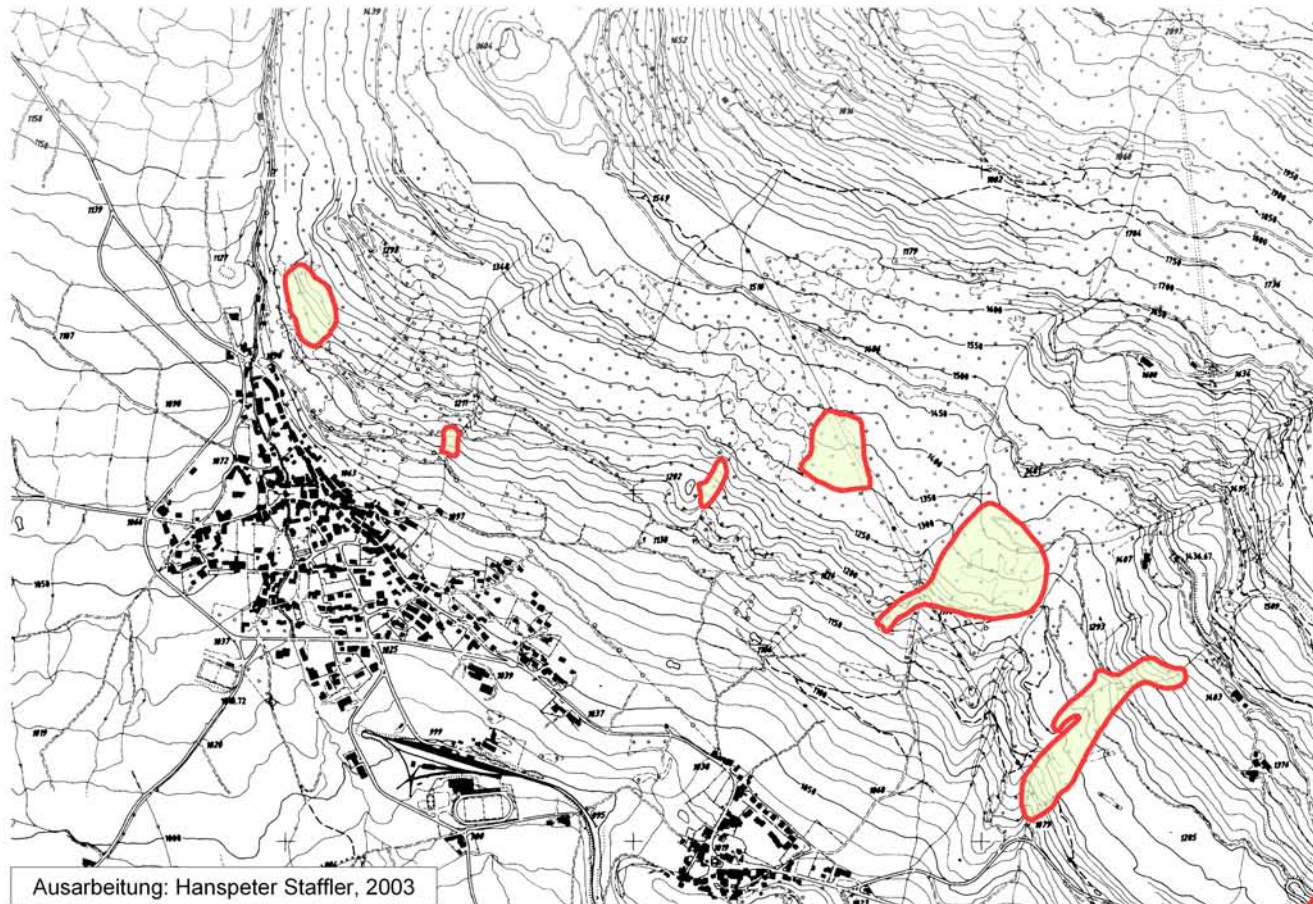
LAATSCH

1b



M = 1:20.000

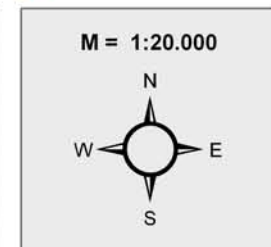


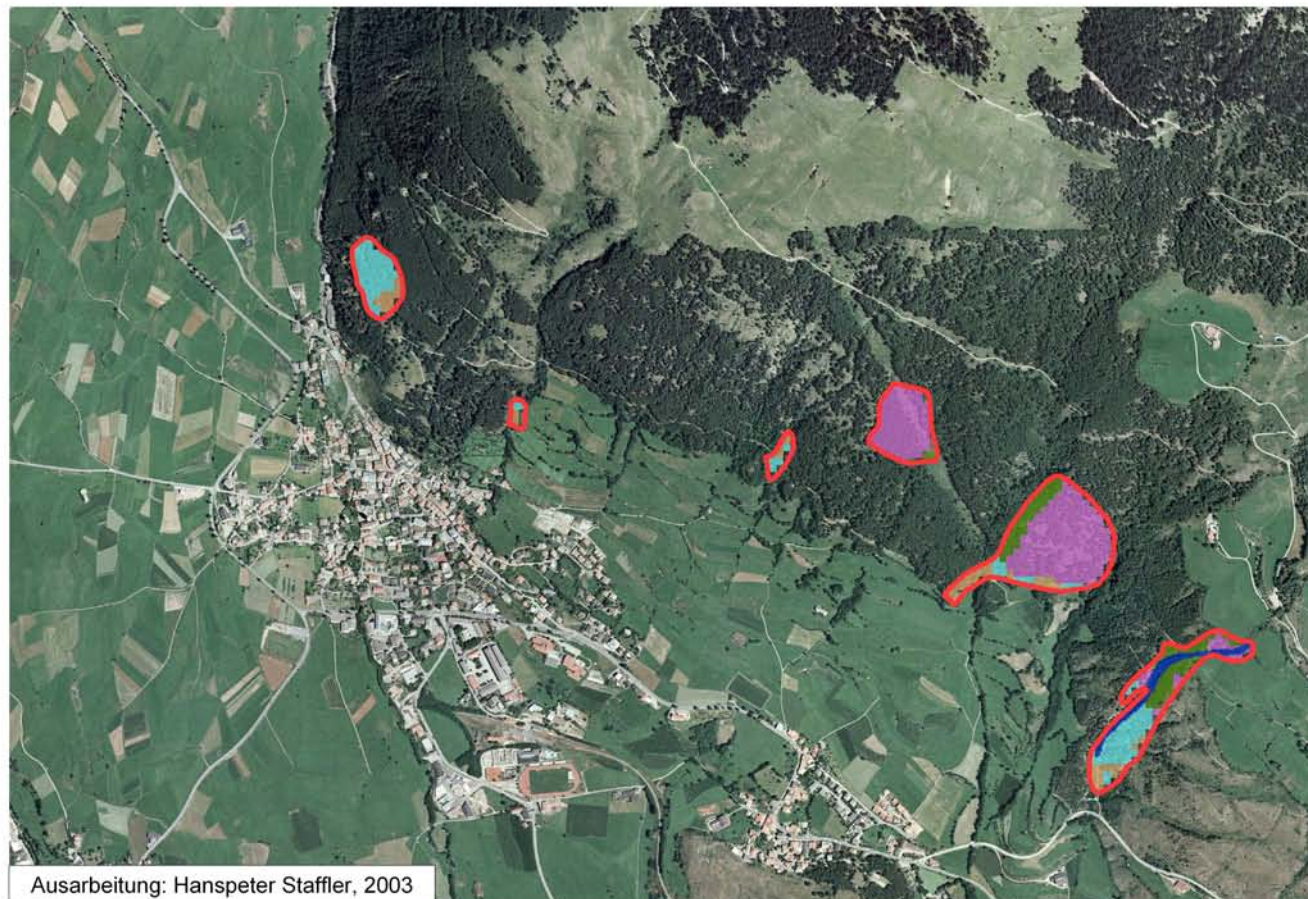


Ausarbeitung: Hanspeter Staffler, 2003

Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

Vegetationsaufnahme;	● Flaumeiche	■ Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;	● Lärche	Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und	● Rotkiefer	Chemische Analyse der Humusauflage und
des Horizontes 0-10 cm.	● Schwarzkiefer	des Horizontes 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und
		31-50 cm.
	■ Schwarzkiefernforste	





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

- | | |
|--|---|
|  Flaumeichenwälder |  Lärchenwälder |
|  Lärchen-Flaumeichen Mischwälder |  Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
|  Lärchen-Laubmischwälder |  Rotföhrenwälder |
|  Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

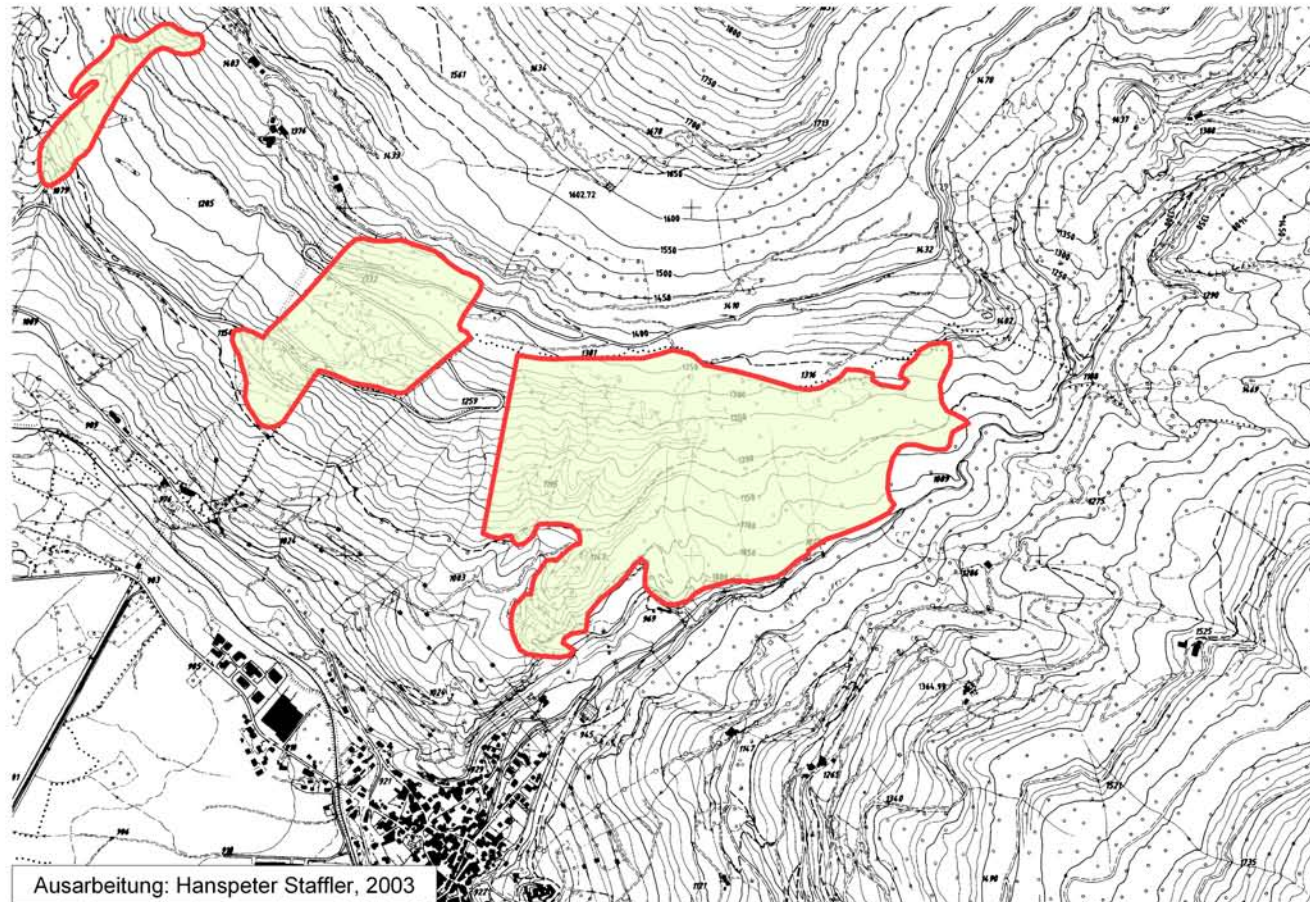
MALS

2b



M = 1:20.000





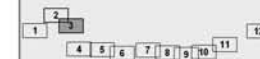
Ausarbeitung: Hanspeter Staffler, 2003

Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

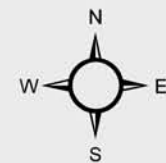
Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-10 cm.	●	Flaumeiche	■	Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und der Horizonte 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und 31-50 cm.
	●	Lärche	■	
	●	Rotkiefer	■	
	●	Schwarzkiefer	■	
	■	Schwarzkiefernforste		

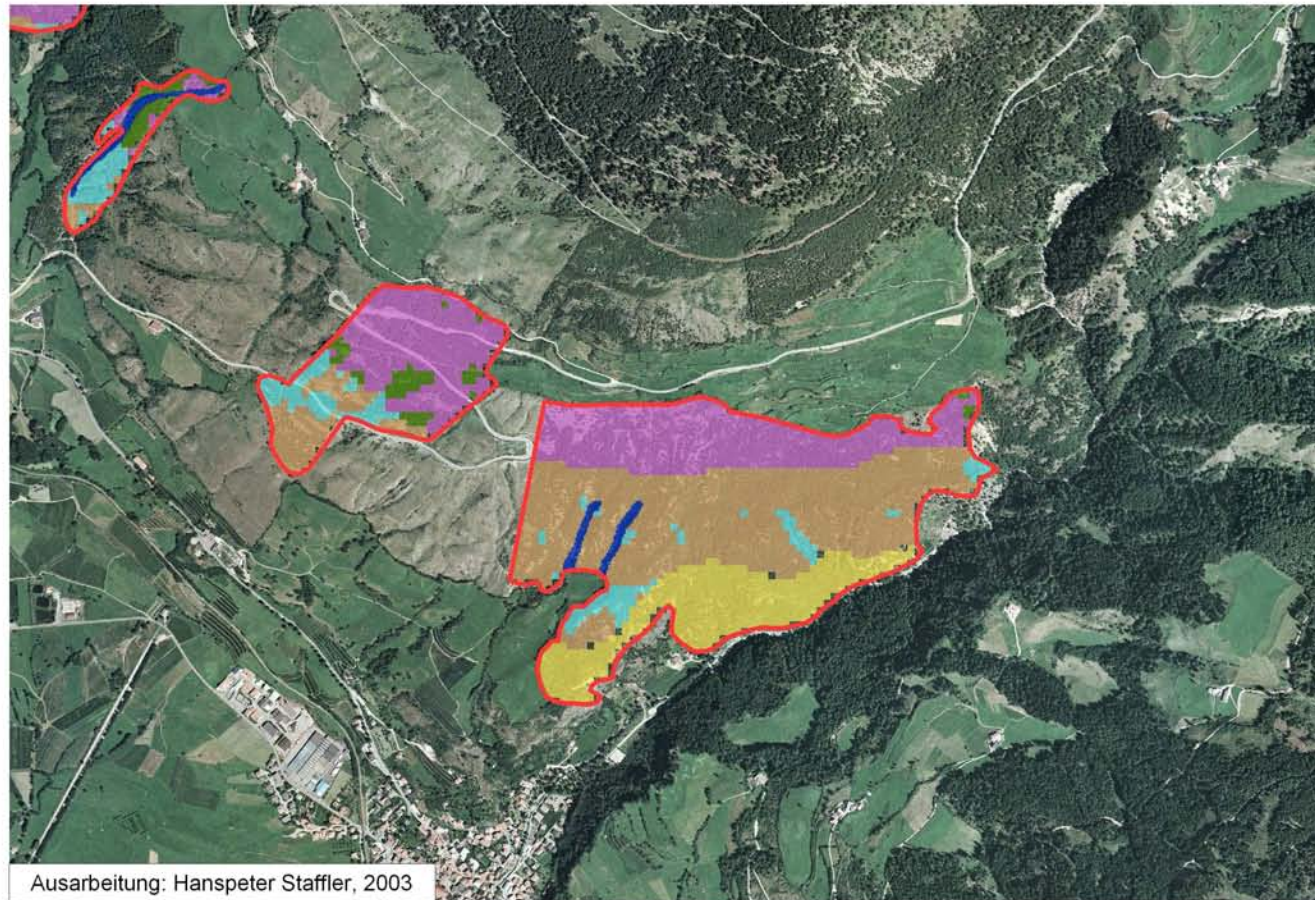
SCHLUDERNS

3a



M = 1:20.000



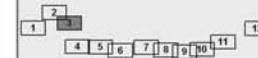


Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

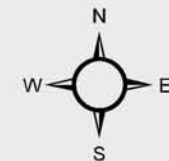
- | | |
|--|---|
|  Flaumeichenwälder |  Lärchenwälder |
|  Lärchen-Flaumeichen Mischwälder |  Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
|  Lärchen-Laubmischwälder |  Rotföhrenwälder |
|  Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

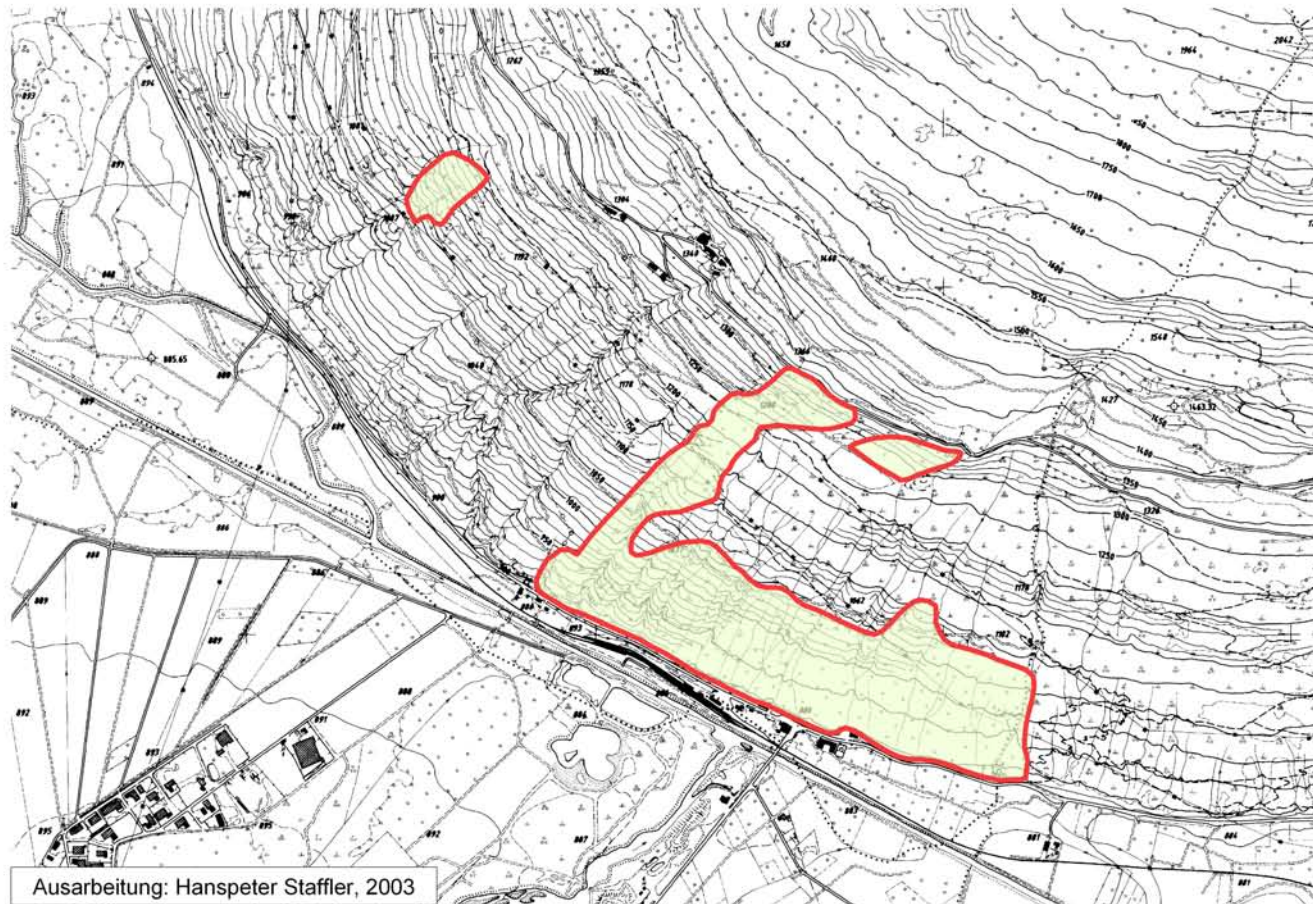
SCHLUDERNS

3b



M = 1:20.000





Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

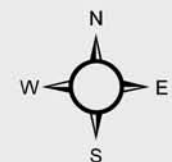
Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-10 cm.	● Flaumeiche	■ Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und 31-50 cm.
	● Lärche	■
	● Rotkiefer	■
	● Schwarzkiefer	■
	■ Schwarzkiefernforste	

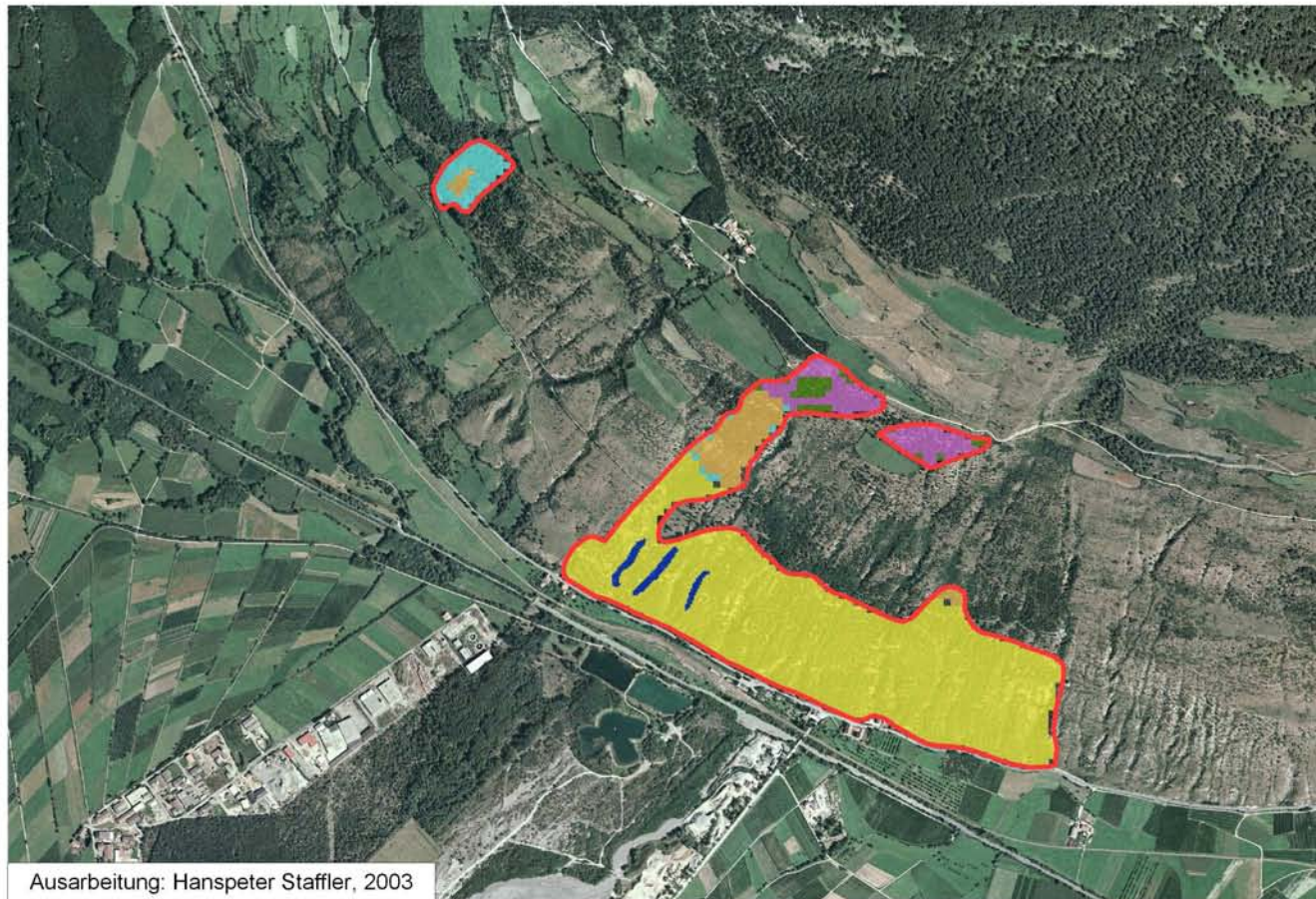
SPONDINIG

4a



M = 1:20.000





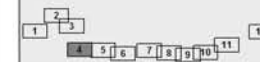
Ausarbeitung: Hanspeter Staffler, 2003

Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

- | | |
|--|---|
|  Flaumeichenwälder |  Lärchenwälder |
|  Lärchen-Flaumeichen Mischwälder |  Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
|  Lärchen-Laubmischwälder |  Rotföhrenwälder |
|  Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

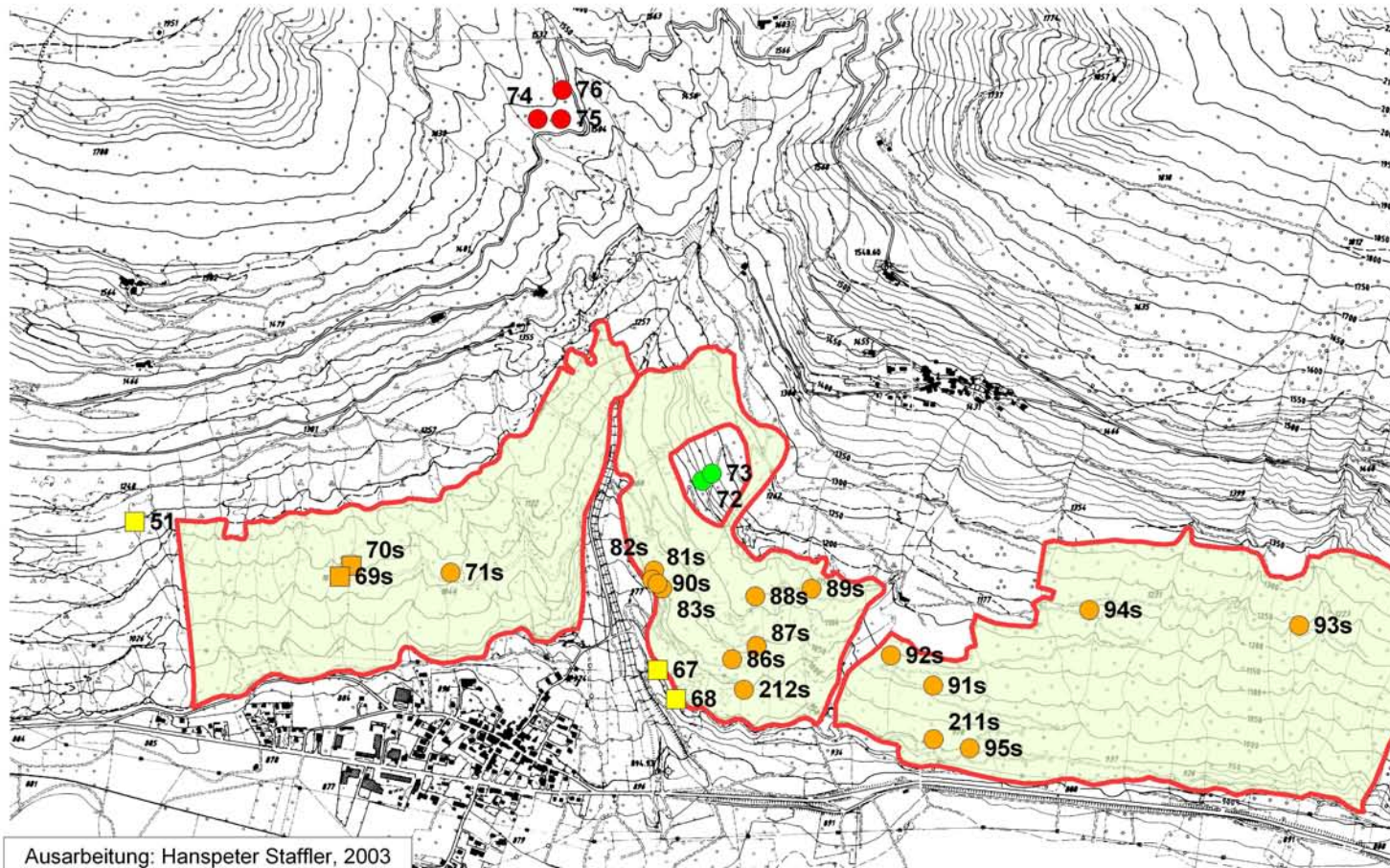
SPONDINIG

4b



M = 1:20.000





Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

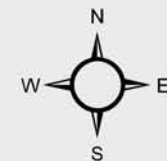
- | | | |
|---|--|--|
| Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
des Horizontes 0-10 cm. | <ul style="list-style-type: none"> ● Flaumeiche ● Lärche ● Rotkiefer ● Schwarzkiefer | <ul style="list-style-type: none"> ■ Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
der Horizonte 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und
31-50 cm. ■ Schwarzkiefernforste |
|---|--|--|

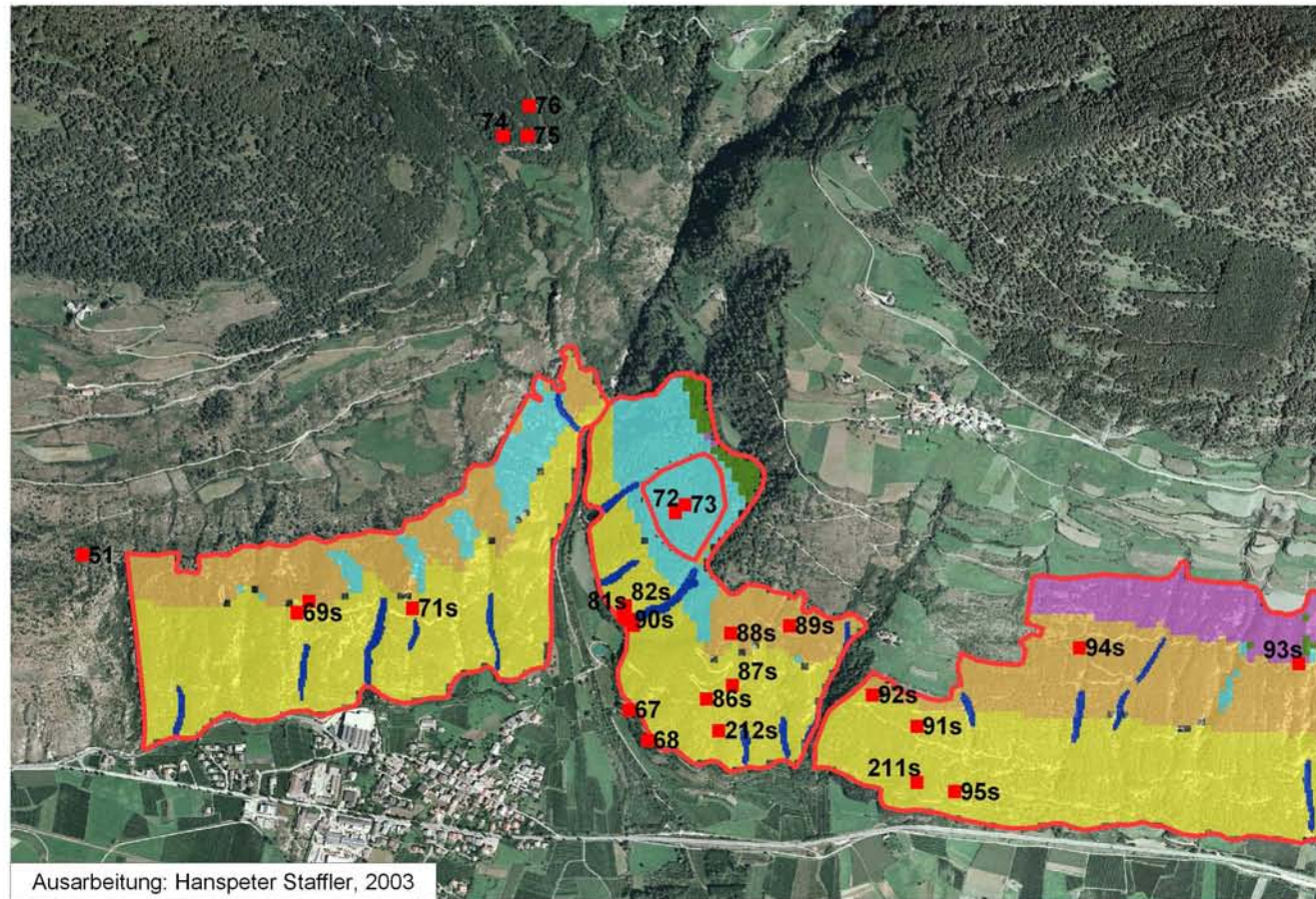
EYRS-TANAS

5a



M = 1:20.000





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

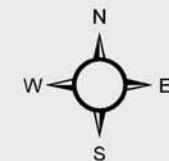
- | | |
|--|--|
| Flaumeichenwälder | Lärchenwälder |
| Lärchen-Flaumeichen Mischwälder | Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
| Lärchen-Laubmischwälder | Rotföhrenwälder |
| Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

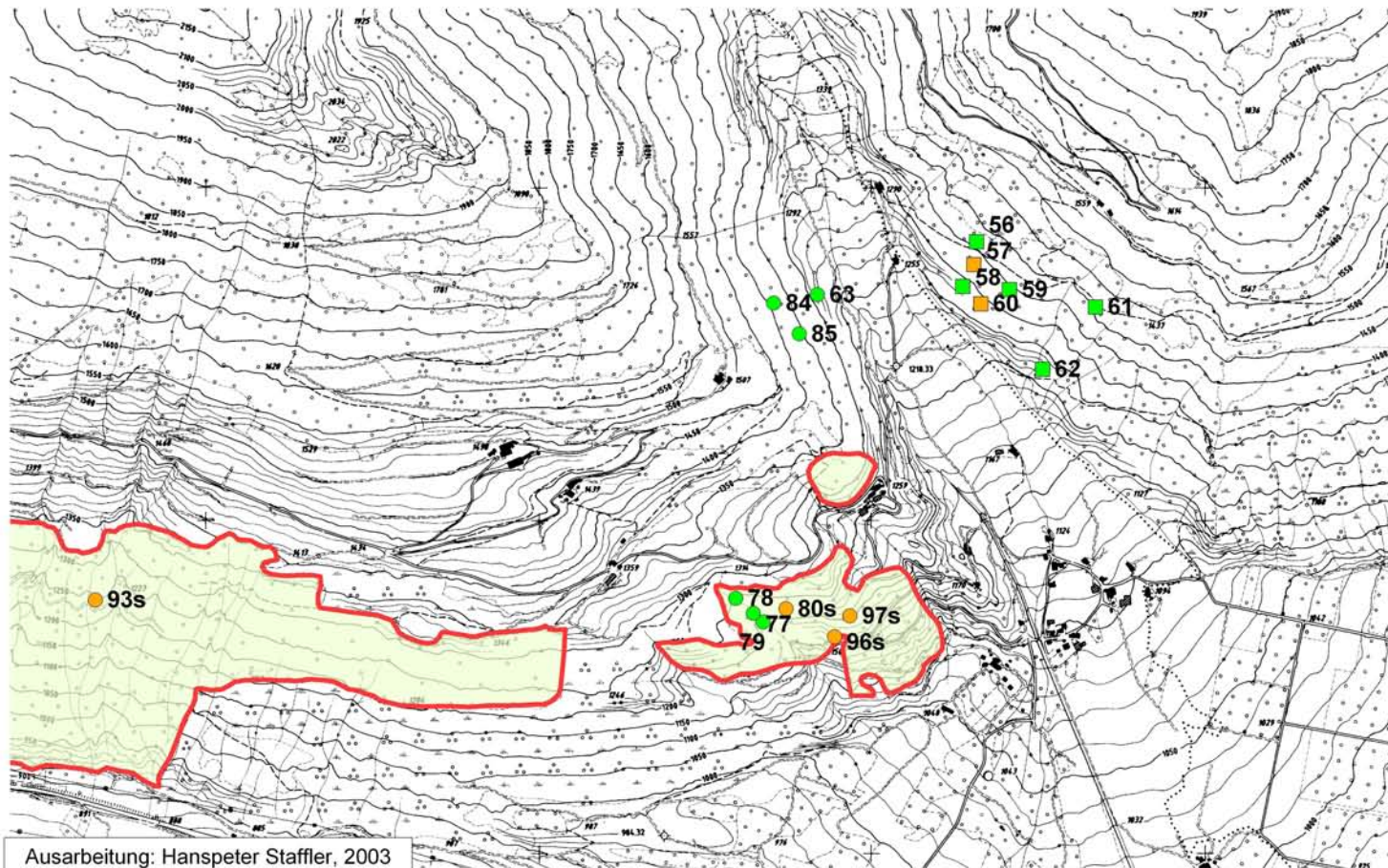
EYRS-TANAS

5b



M = 1:20.000





Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

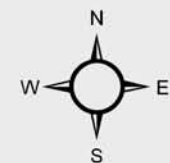
- | | | | | |
|---|---|---------------|----------------------|--|
| Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
des Horizontes 0-10 cm. | ● | Flaumeiche | ■ | Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung; |
| | ● | Lärche | ■ | Chemische Analyse der Humusauflage und |
| | ● | Rotkiefer | ■ | des Horizontes 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und |
| | ● | Schwarzkiefer | ■ | 31-50 cm. |
| | ■ | | Schwarzkiefernforste | |

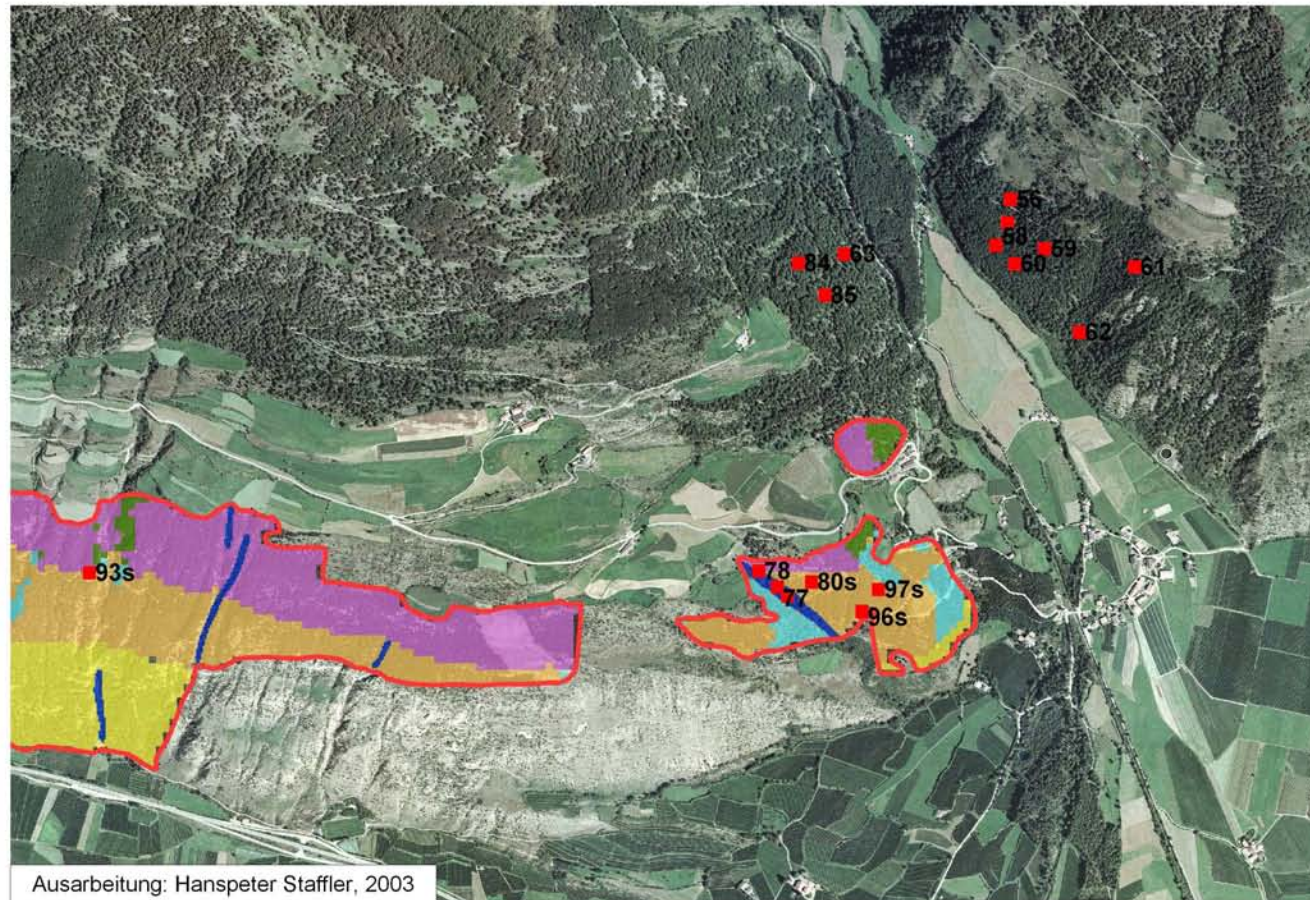
LAAS-ALLITZ

6a



M = 1:20.000





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

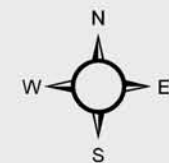
- | | |
|--|--|
| Flaumeichenwälder | Lärchenwälder |
| Lärchen-Flaumeichen Mischwälder | Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
| Lärchen-Laubmischwälder | Rotföhrenwälder |
| Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

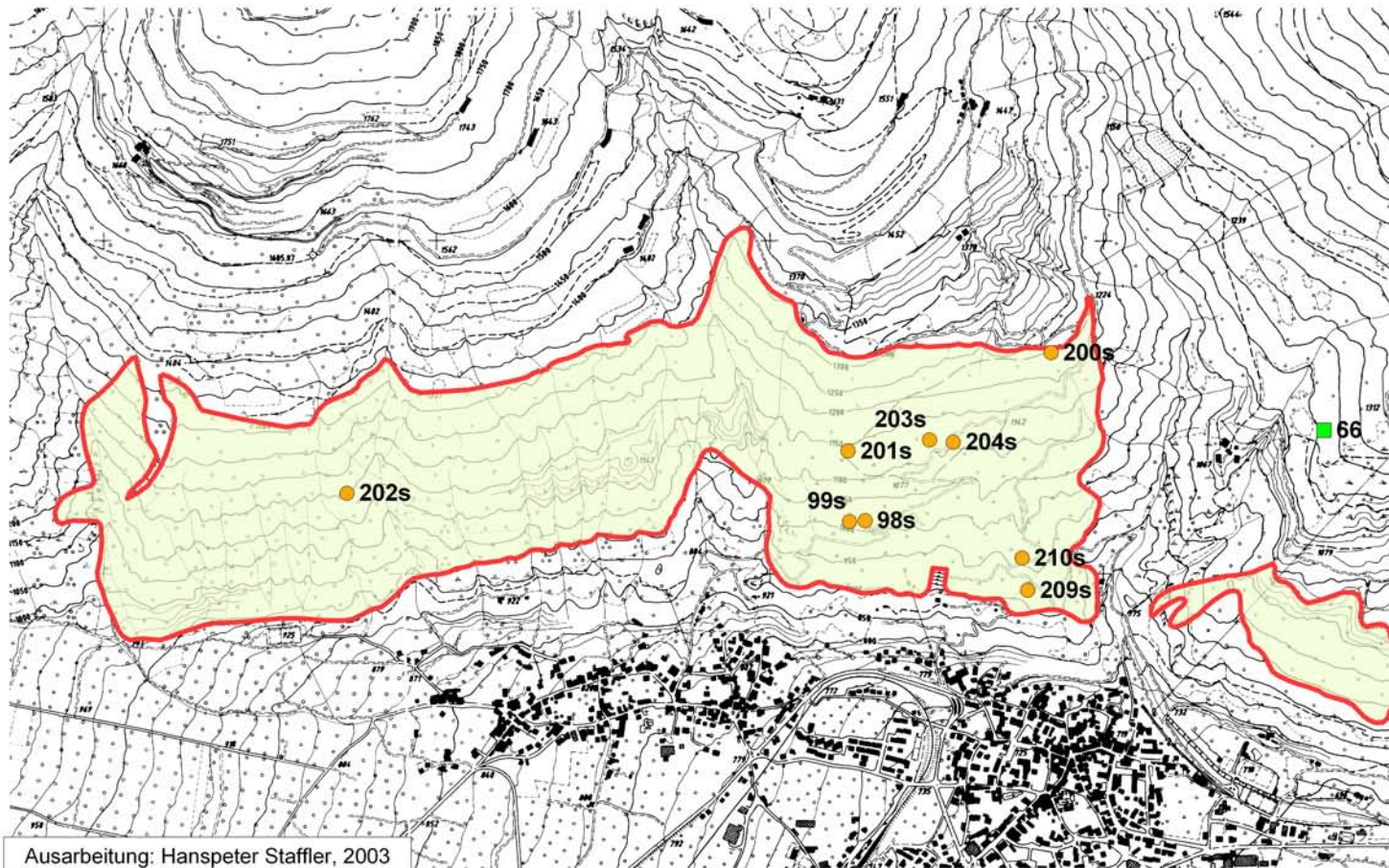
LAAS-ALLITZ

6b



M = 1:20.000





Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

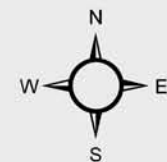
Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-10 cm.	● Flaumeiche ● Lärche ● Rotkiefer ● Schwarzkiefer	■ Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und 31-50 cm.
	Schwarzkiefernforste	

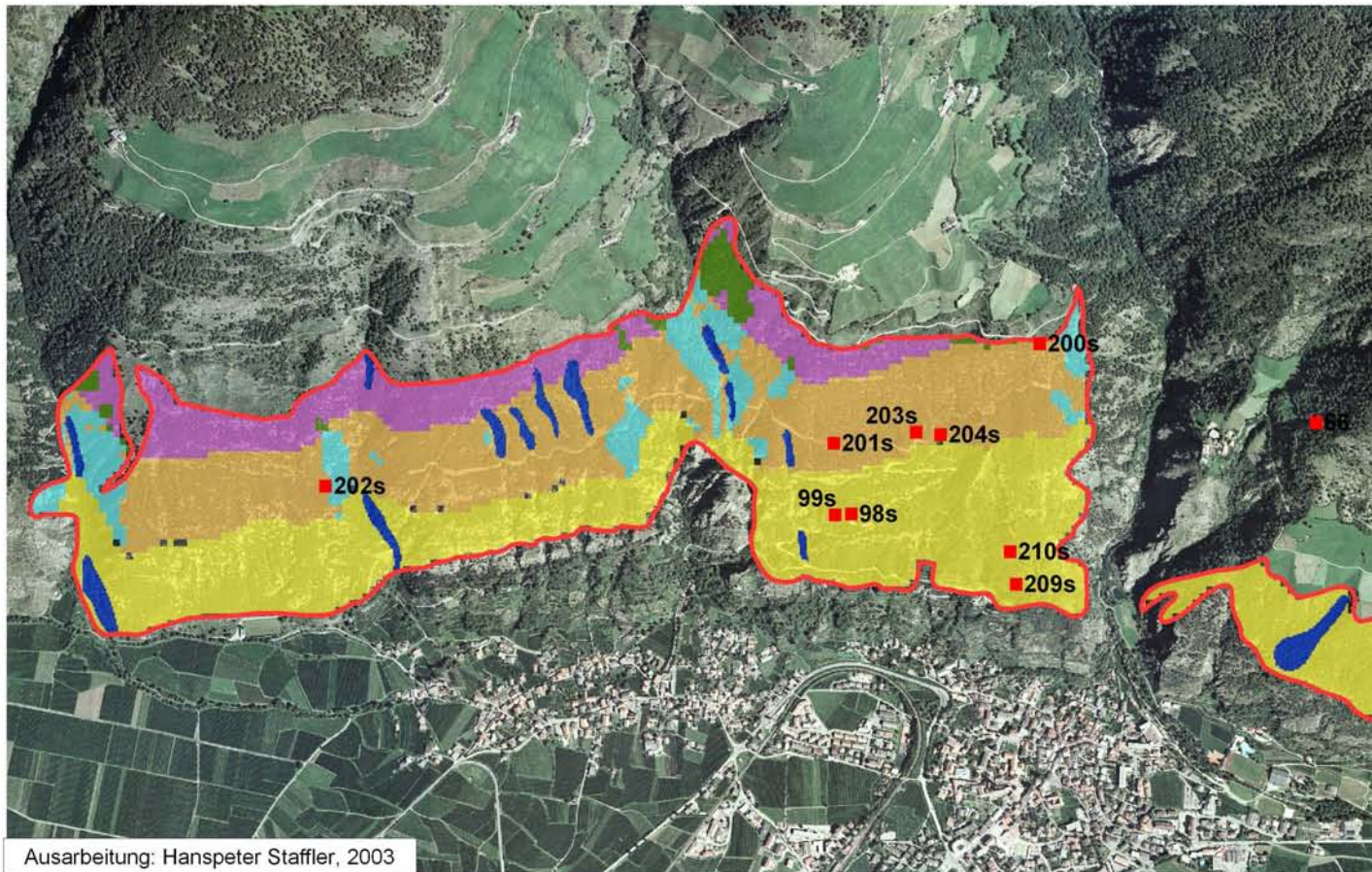
SCHLANDERS

7a



M = 1:20.000





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

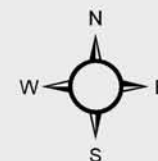
- | | |
|--|---|
|  Flaumeichenwälder |  Lärchenwälder |
|  Lärchen-Flaumeichen Mischwälder |  Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
|  Lärchen-Laubmischwälder |  Rotföhrenwälder |
|  Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

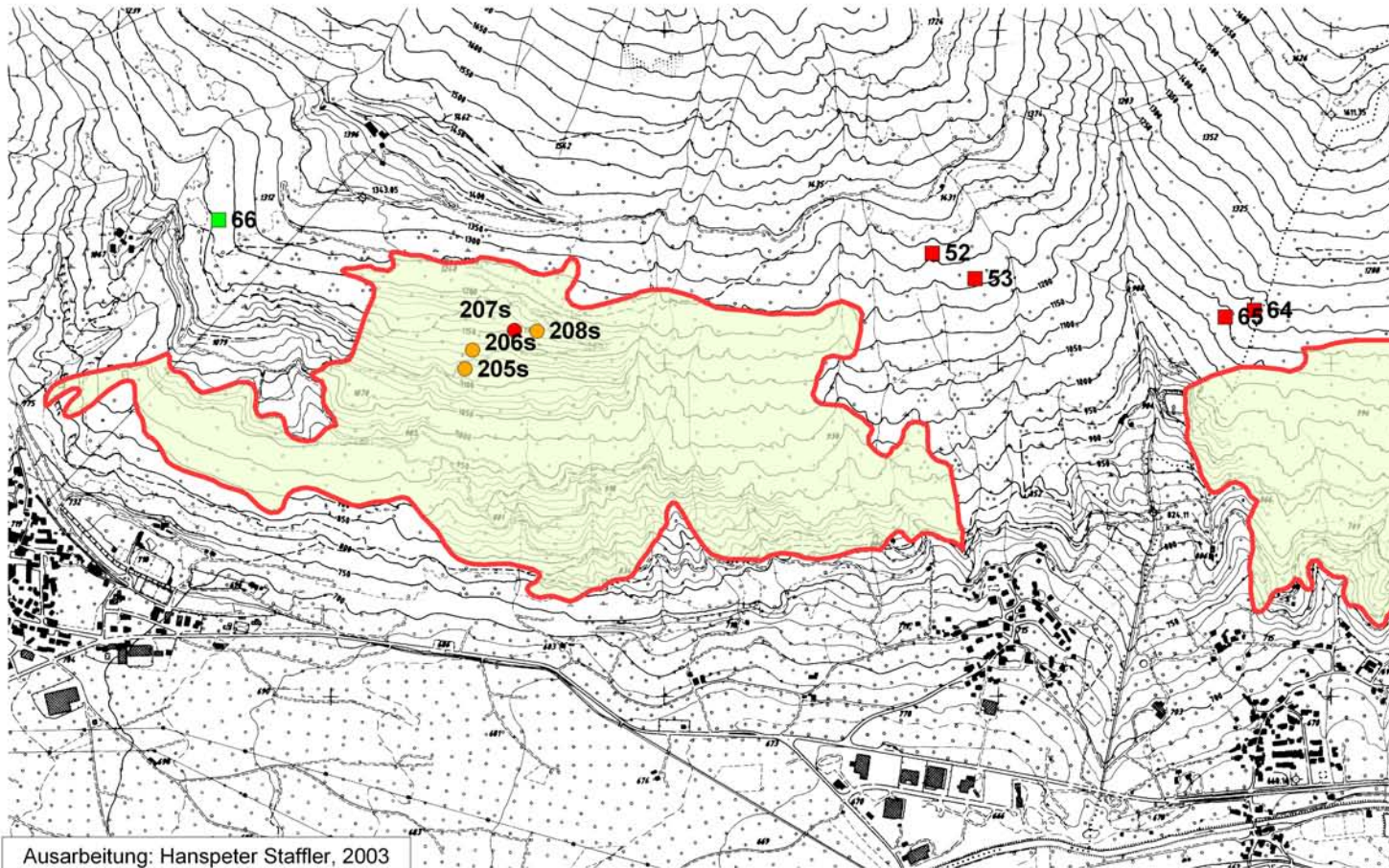
SCHLANDERS

7b



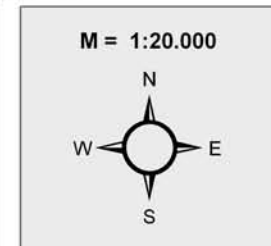
M = 1:20.000

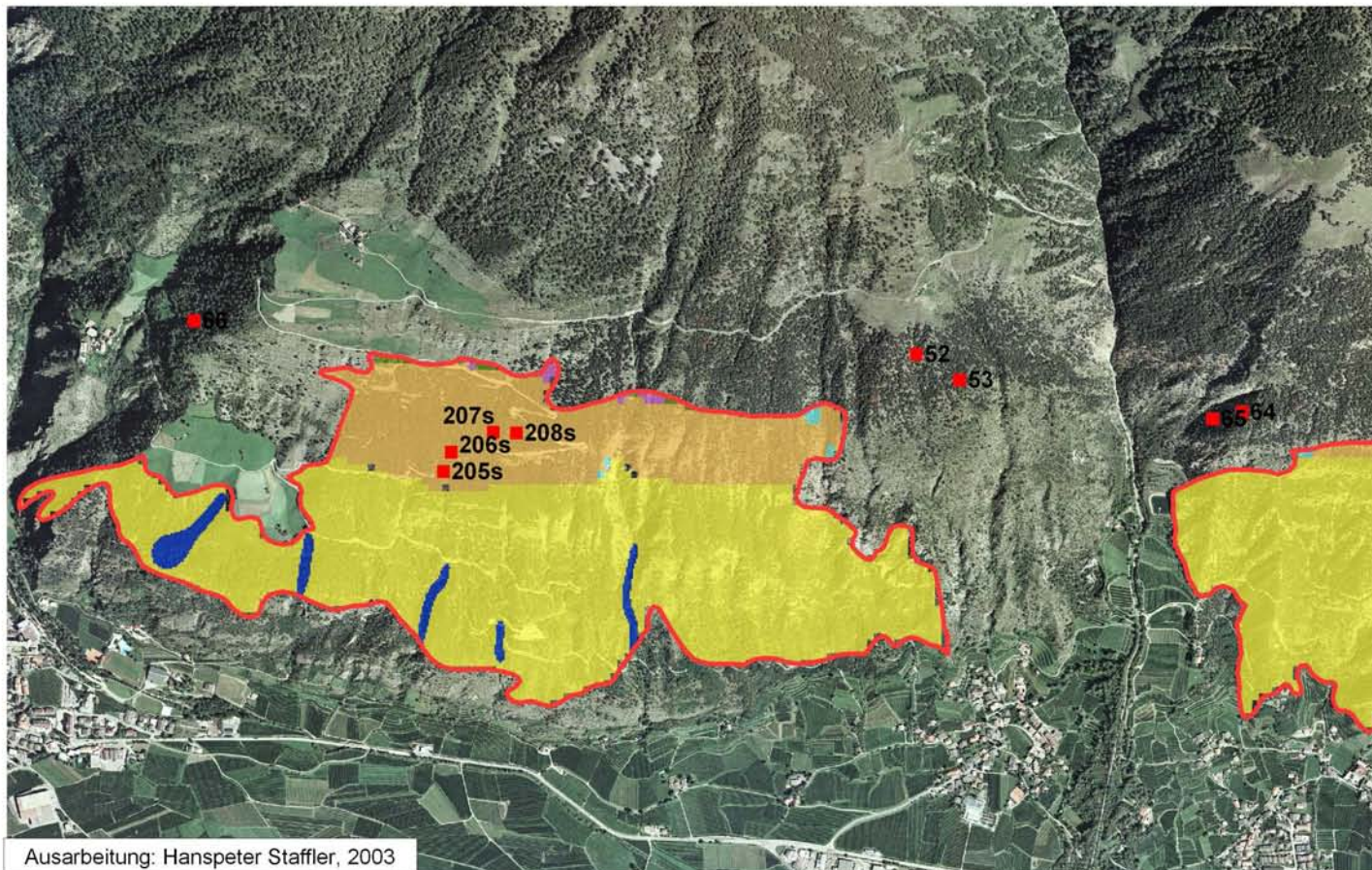




Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und des Horizontes 0-10 cm.	●	Flaumeiche	■	Vegetationsaufnahme; Bodenprofilbeschreibung; Chemische Analyse der Humusauflage und der Horizonte 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und 31-50 cm.
	●	Lärche	■	
	●	Rotkiefer	■	
	●	Schwarzkiefer	■	





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

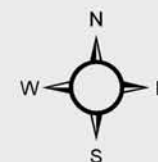
- | | |
|--|---|
|  Flaumeichenwälder |  Lärchenwälder |
|  Lärchen-Flaumeichen Mischwälder |  Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
|  Lärchen-Laubmischwälder |  Rotföhrenwälder |
|  Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

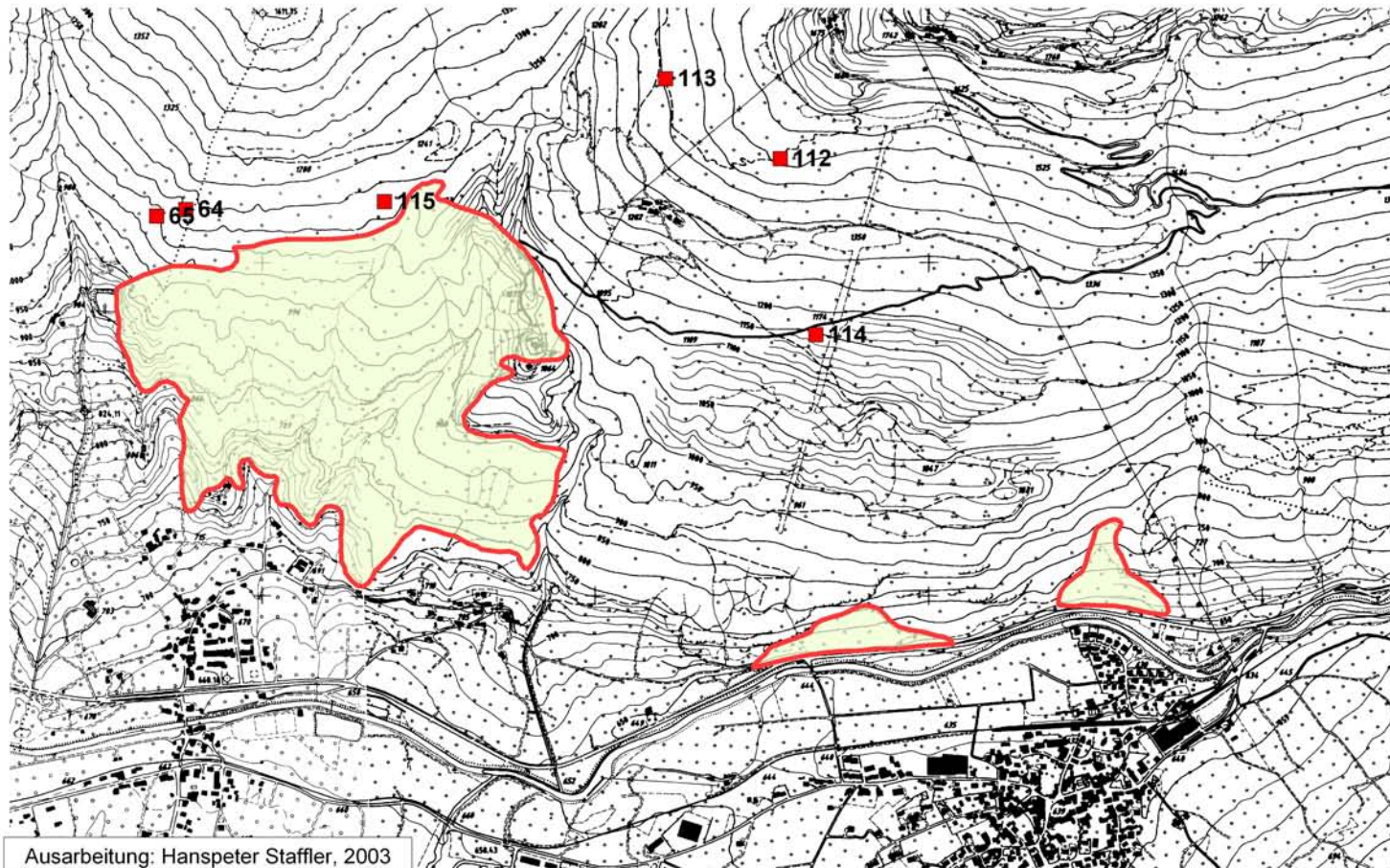
VEZZAN

8b



M = 1:20.000



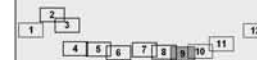


Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

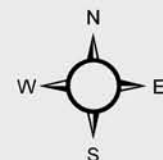
- | | | | |
|---|----------------------|---------------|--|
| Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
des Horizontes 0-10 cm. | ● | Flaumeiche | Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
der Horizonte 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und
31-50 cm. |
| | ● | Lärche | |
| | ● | Rotkiefer | |
| | ● | Schwarzkiefer | |
| | Schwarzkiefernforste | | |

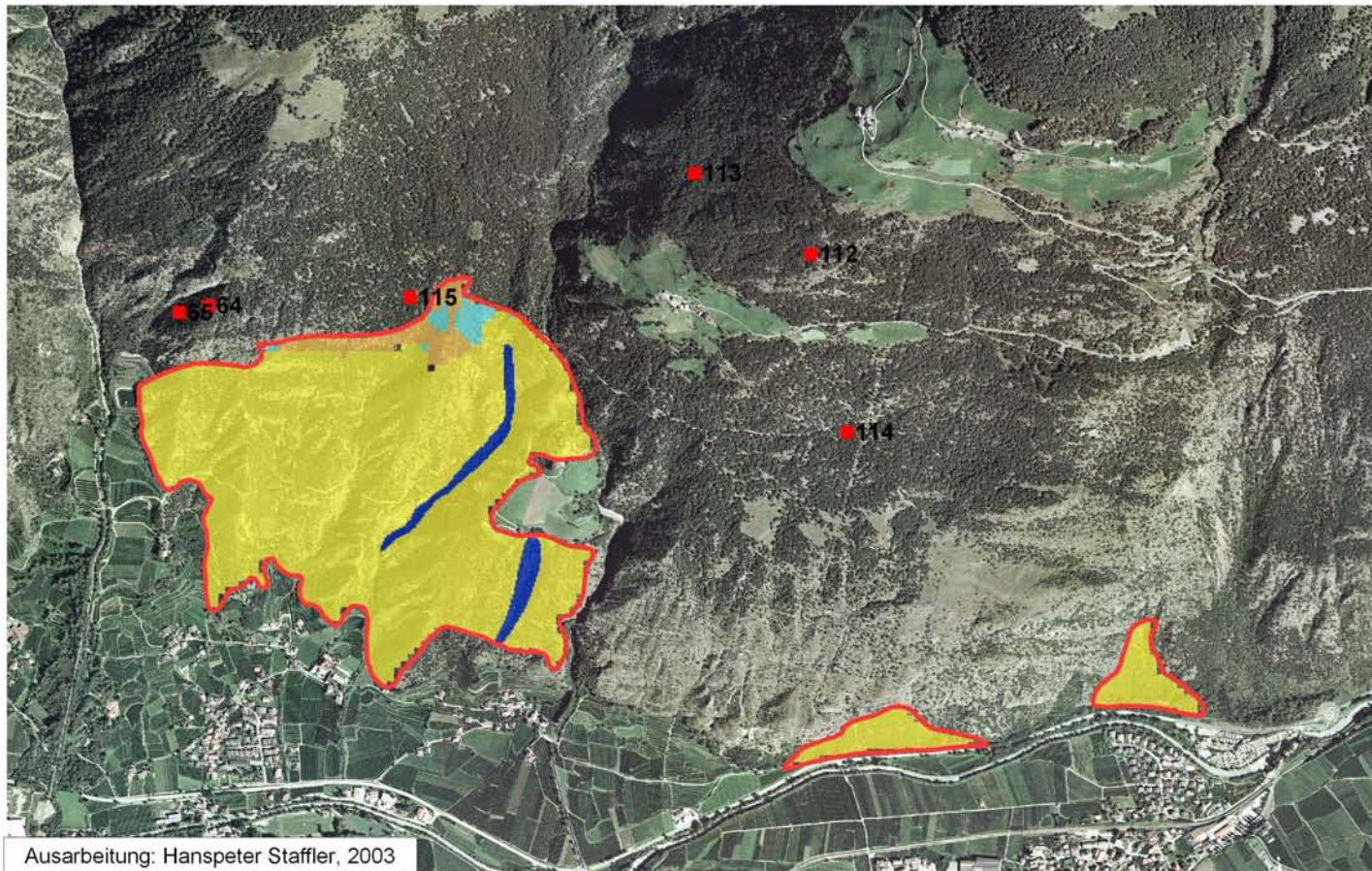
GOLDRAIN-LATSCH

9a



M = 1:20.000





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

- | | |
|--|---|
|  Flaumeichenwälder |  Lärchenwälder |
|  Lärchen-Flaumeichen Mischwälder |  Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
|  Lärchen-Laubmischwälder |  Rotföhrenwälder |
|  Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

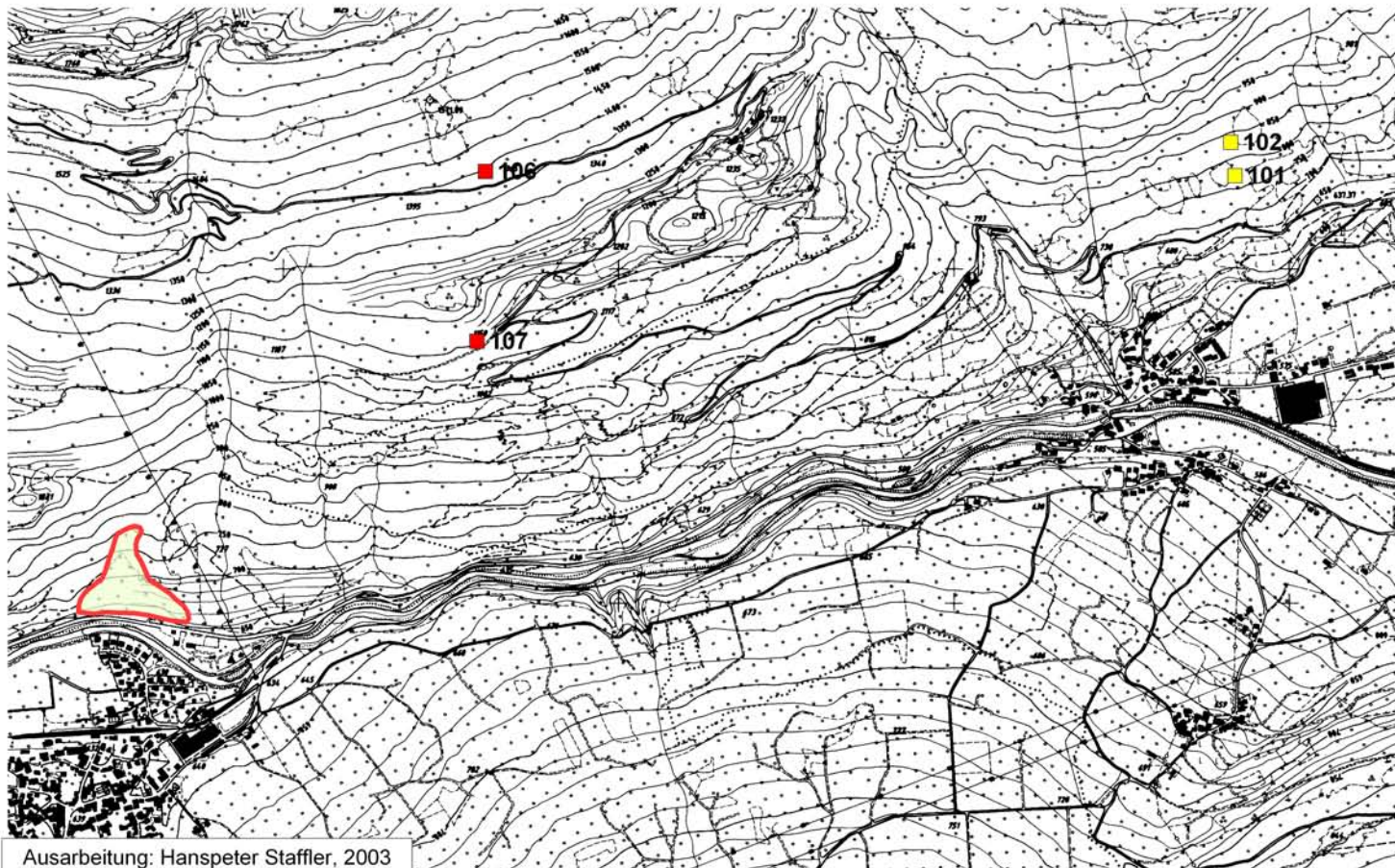
GOLDRAIN-LATSCH

9b



M = 1:20.000



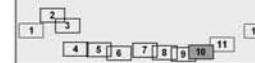


Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

- | | | | |
|---|----------------------|---------------|--|
| Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
des Horizontes 0-10 cm. | ● | Flaumeiche | Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
der Horizonte 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und
31-50 cm. |
| | ● | Lärche | |
| | ● | Rotkiefer | |
| | ● | Schwarzkiefer | |
| | Schwarzkiefernforste | | |

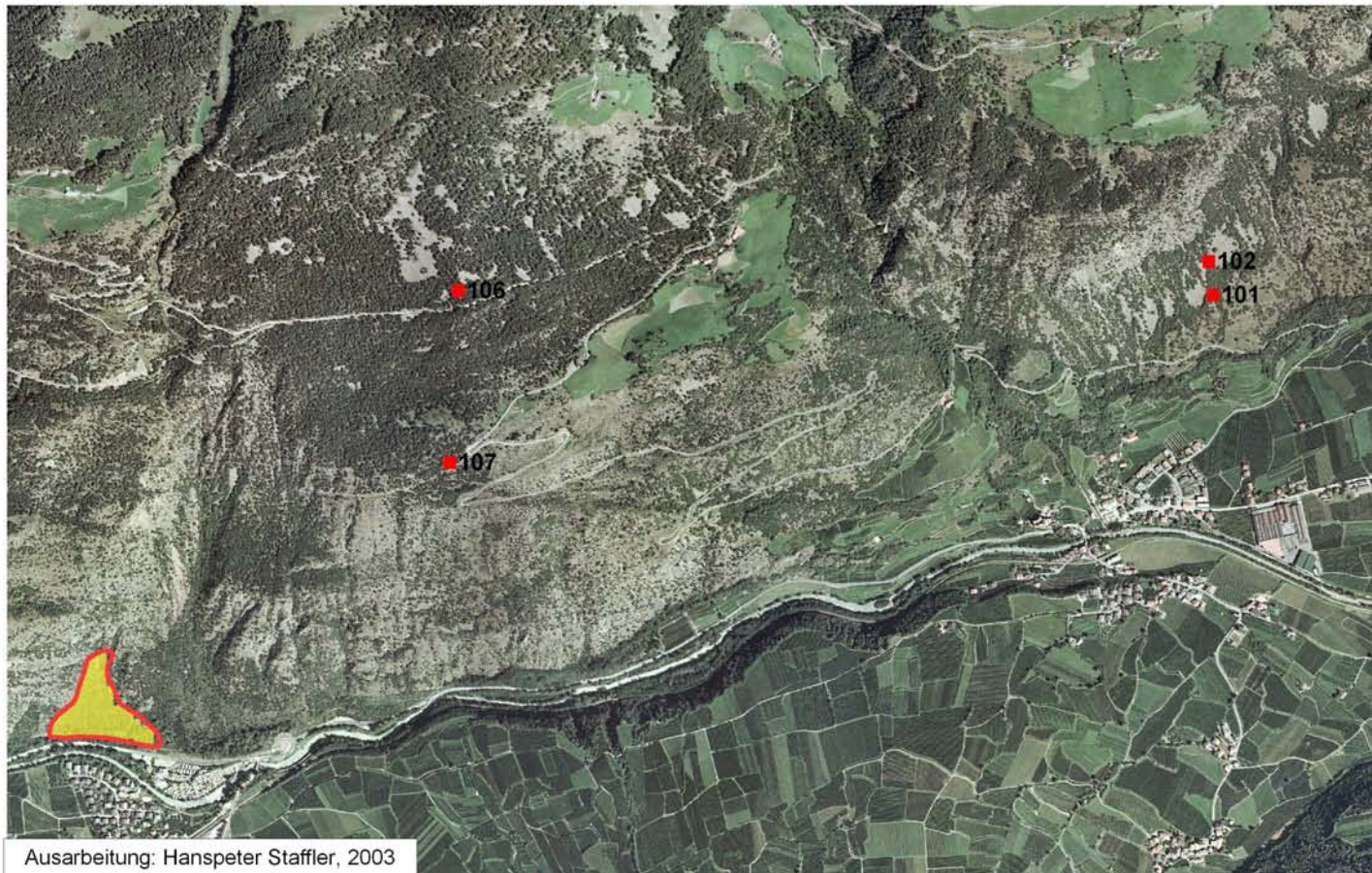
KASTELBELL

10a



M = 1:20.000





Ausarbeitung: Hanspeter Staffler, 2003

Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

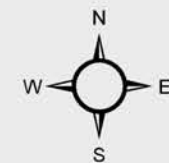
- | | |
|--|---|
|  Flaumeichenwälder |  Lärchenwälder |
|  Lärchen-Flaumeichen Mischwälder |  Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
|  Lärchen-Laubmischwälder |  Rotföhrenwälder |
|  Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

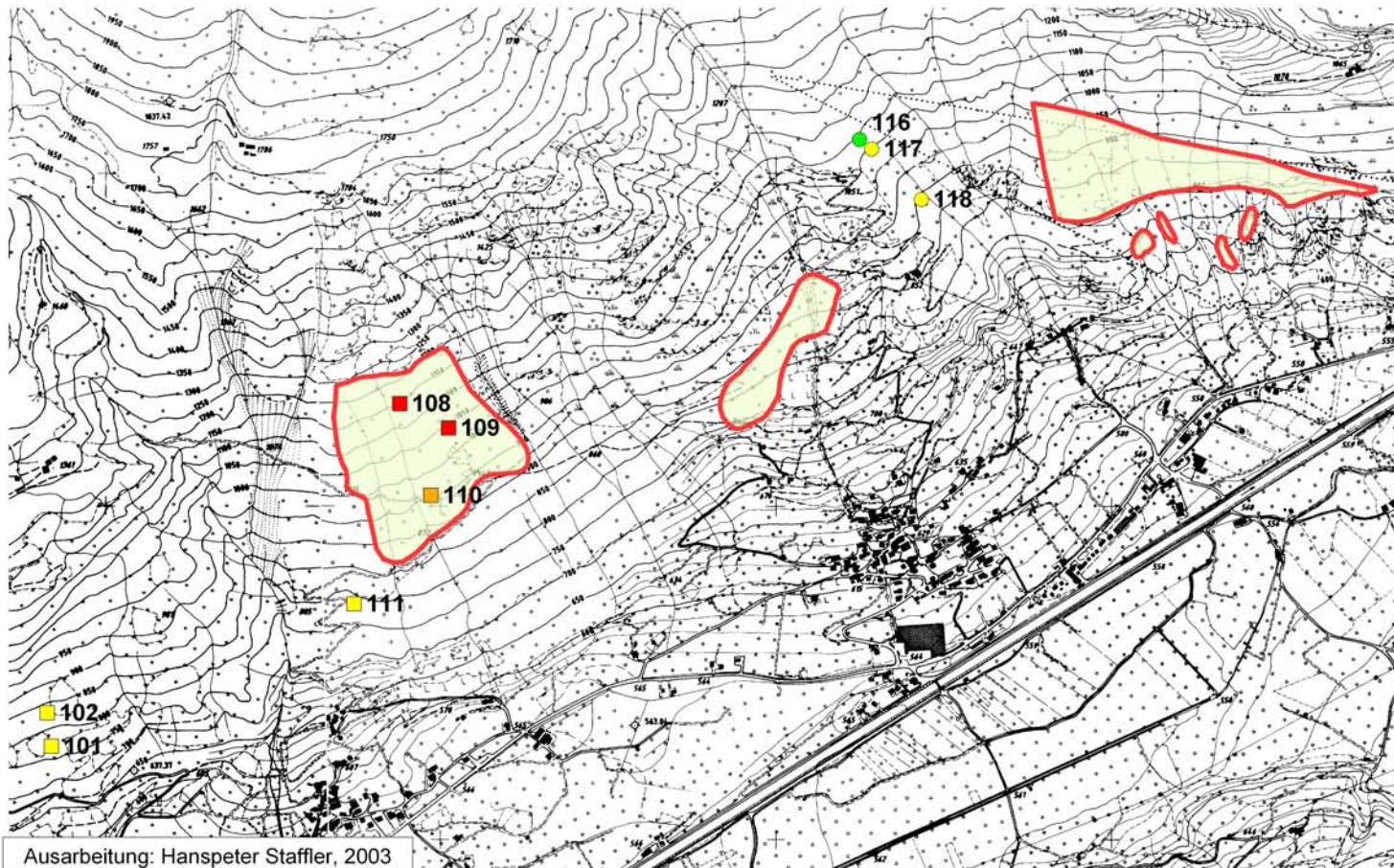
KASTELBELL

10b



M = 1:20.000





Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

- | | | | | |
|---|---|---------------|---|--|
| Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
des Horizontes 0-10 cm. | ● | Flaumeiche | ■ | Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
der Horizonte 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und
31-50 cm. |
| | ● | Lärche | ■ | |
| | ● | Rotkiefer | ■ | |
| | ● | Schwarzkiefer | ■ | |
| | | | ■ | Schwarzkiefernforste |

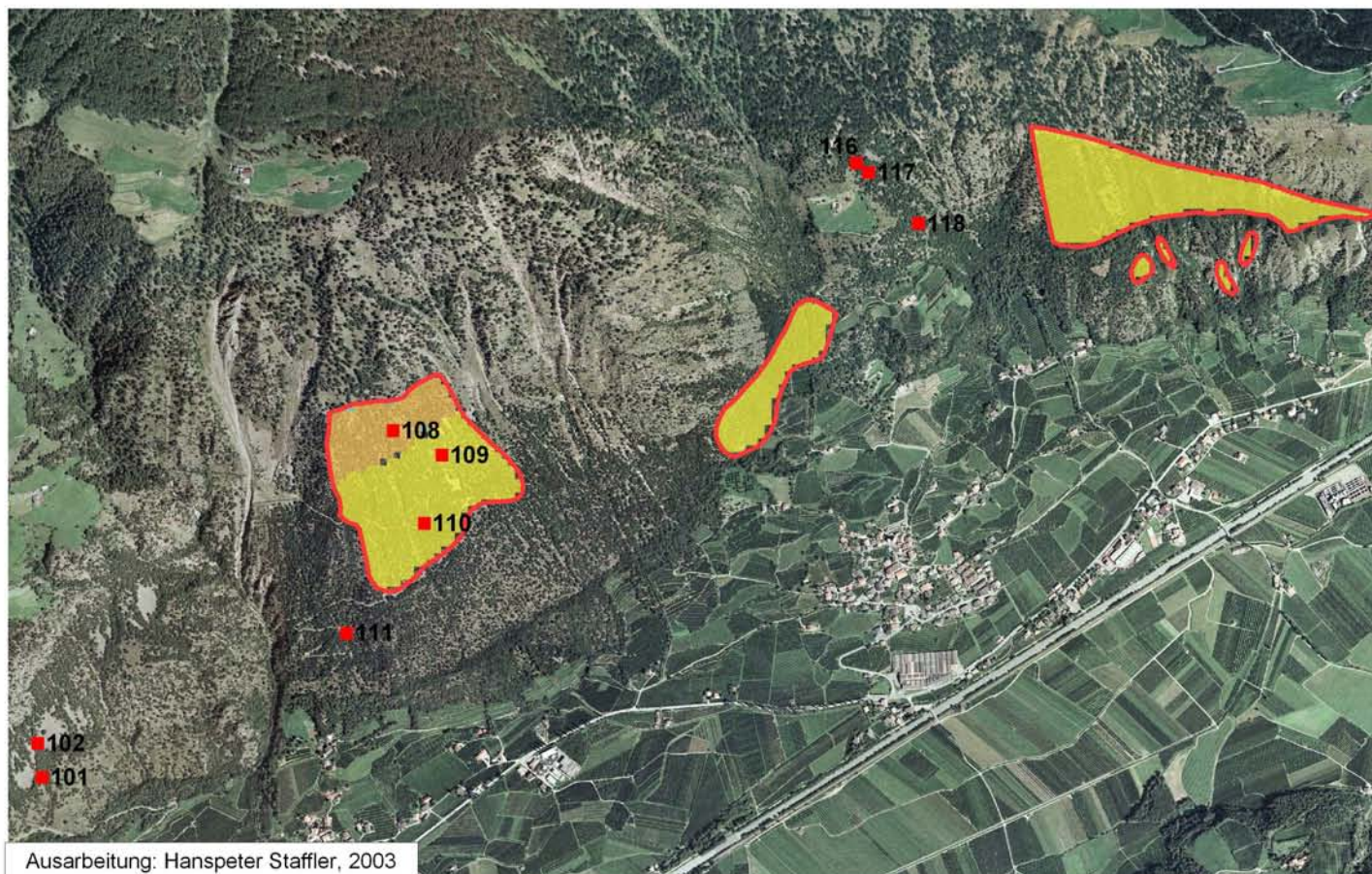
TSCHARS

11a



M = 1:20.000





Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

- | | |
|--|--|
| Flaumeichenwälder | Lärchenwälder |
| Lärchen-Flaumeichen Mischwälder | Rotföhren-Flaumeichen Mischwälder |
| Lärchen-Laubmischwälder | Rotföhrenwälder |
| Vegetations- und bodenkundliche Erhebungen | |

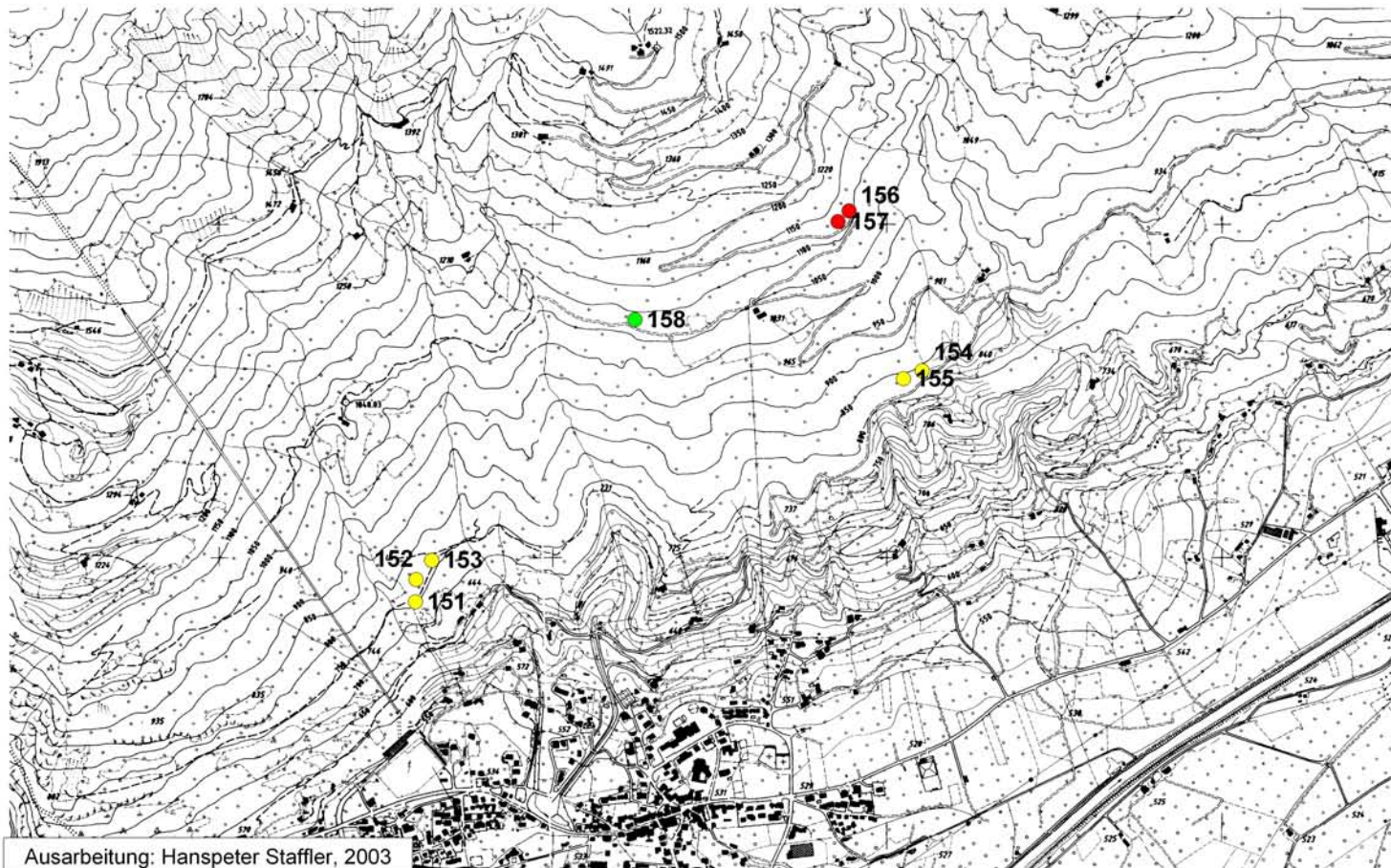
TSCHARS

11b



M = 1:20.000





Karte der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen

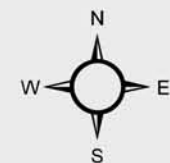
- | | | | | |
|---|---|---------------|---|--|
| Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
des Horizontes 0-10 cm. | ● | Flaumeiche | ■ | Vegetationsaufnahme;
Bodenprofilbeschreibung;
Chemische Analyse der Humusauflage und
der Horizonte 0-5, 6-10, 11-20, 21-30 und
31-50 cm. |
| | ● | Lärche | ■ | |
| | ● | Rotkiefer | ■ | |
| | ● | Schwarzkiefer | ■ | |
| | | | ■ | Schwarzkiefernforste |

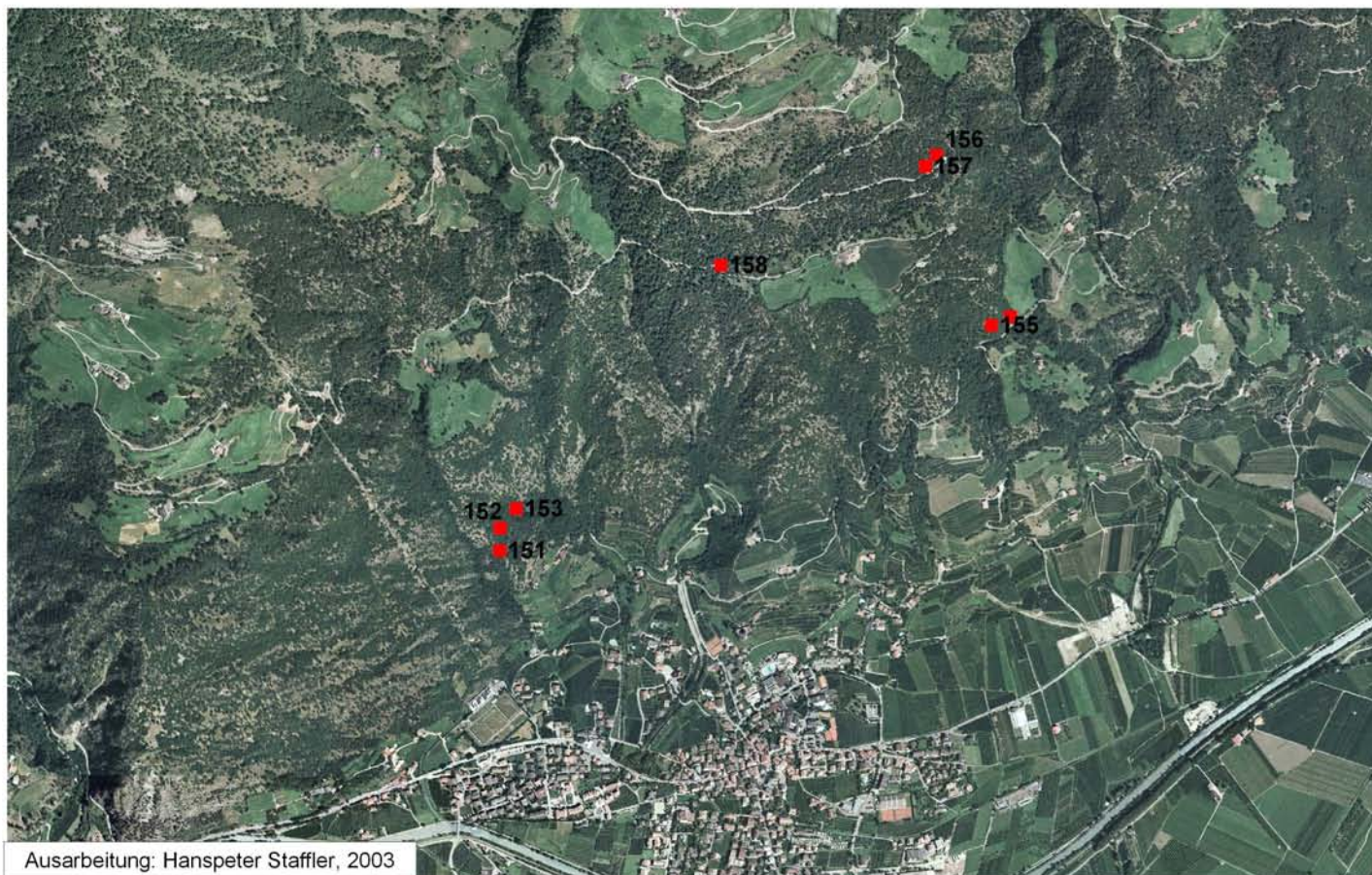
NATURNS

12a



M = 1:20.000





Ausarbeitung: Hanspeter Staffler, 2003

Karte der potentiell natürlichen Waldtypen

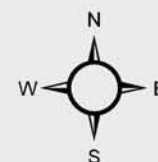


NATURNS

12b

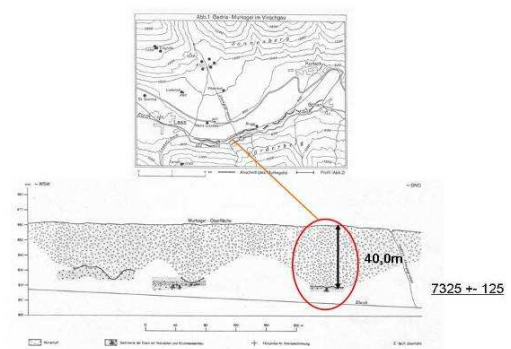


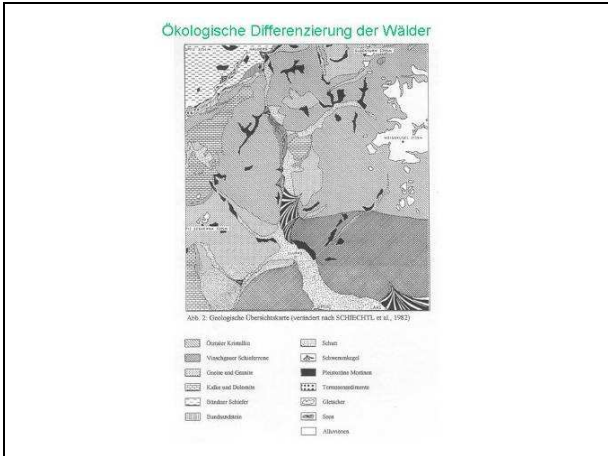
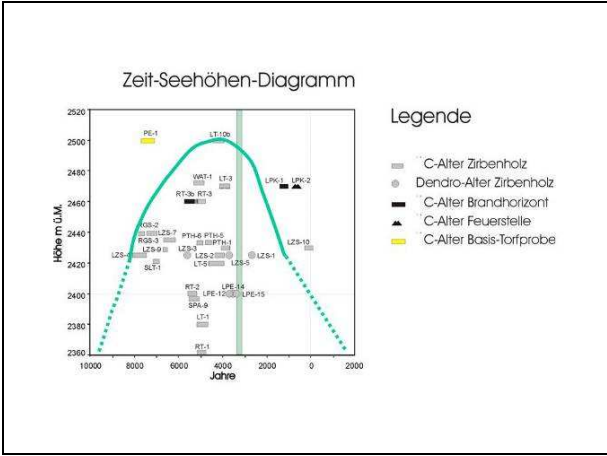
M = 1:20.000



7 Vorträge und andere Beiträge

7.1 Postglaziale Waldentwicklung im Vinschgau - Ein Streifzug / Hanspeter Staffler, Goldrain im September 2003





	mm	Höhe
Natures	495	654
Schindlers	477	718
Aggraus-Pradl	252	907
Tauern-Röhr	408	1119
Schubert	473	1330
Marienb.	672	1335
Gand	573	1430
St. Valentin auf der Heide	608	1520
Ketsch	514	1570
Trebel	510	1570
Schilling	765	1620
Vernagt	629	1700
Vordernsarr	667	1705
Sulden	700	1910

ca. $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ hm}$

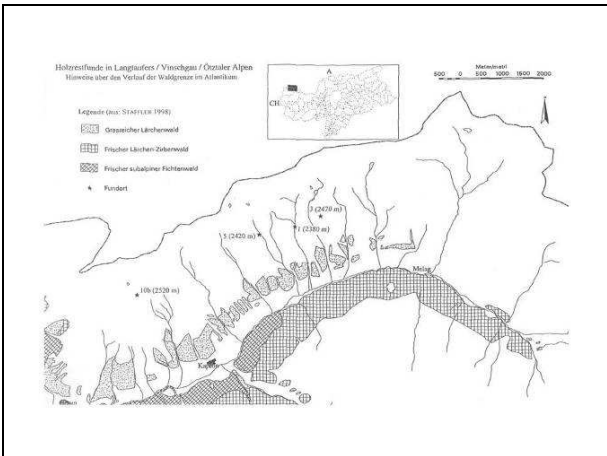
Legend:
 • Messungen
 — Lineare Regression

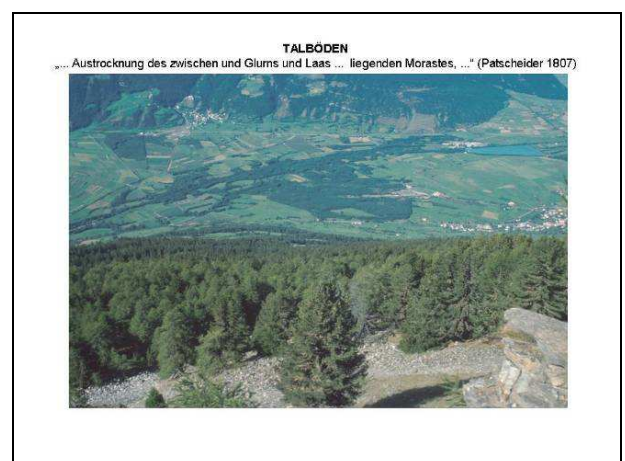
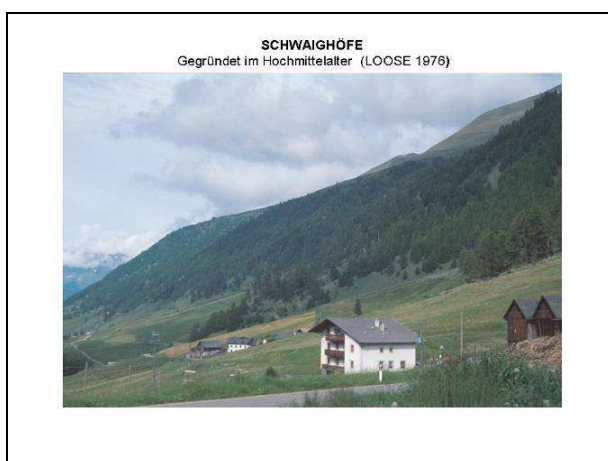
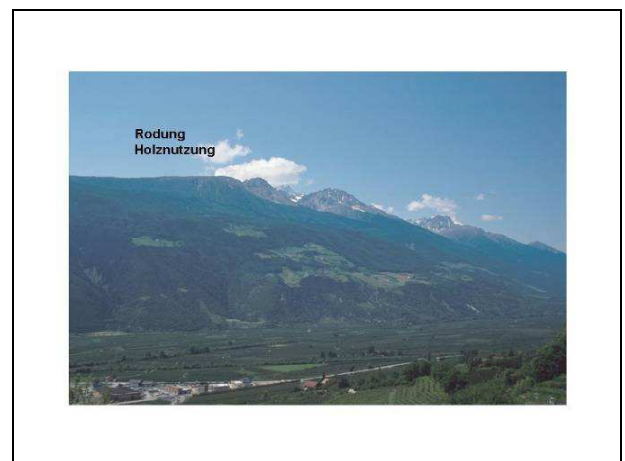
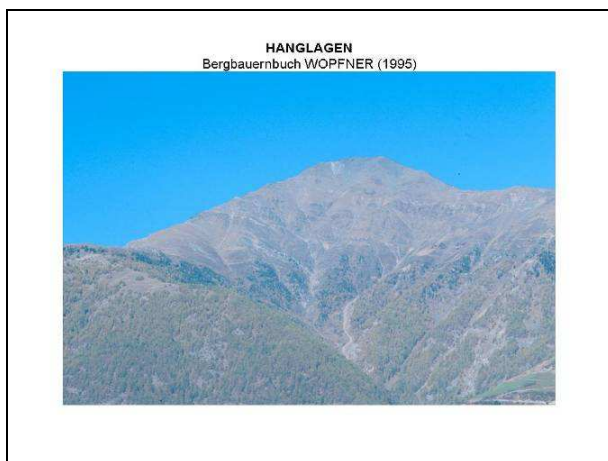
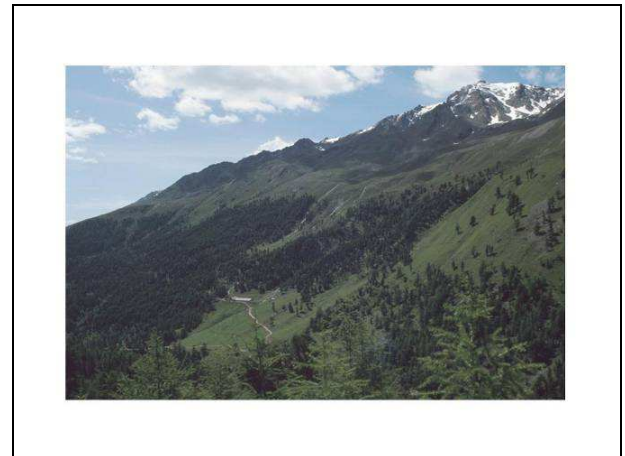
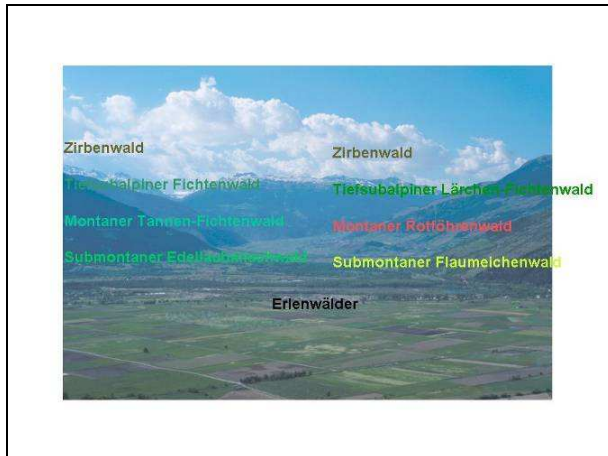
Ort	*C	Höhe
Naturns	10,2	654
Schlanders	9,7	719
Assauer / Fend	6,4	207
Tauern-Riffau	6,4	1119
Karlsruhe	6,4	1330
Wanzenberg	6,6	1355
St. Valentin auf der Heide	4,3	1520
Matsch	6,6	1570
Trapp	6,6	1570
Schling	3,4	1880
Vernagt	6,4	1700
Salsben	3,0	2470

ca. 40 mm/100 hm

Legend:
 • Messungen
 — lineare Regression

Station	Temperature [°C]	Altitude [m]
Salsben	3.0	2470
Vernagt	6.4	1700
Schling	3.4	1880
Trapp	6.6	1570
Matsch	6.6	1570
St. Valentin auf der Heide	4.3	1520
Wanzenberg	6.6	1355
Karlsruhe	6.4	1330
Tauern-Riffau	6.4	1119
Assauer / Fend	6.4	207
Schlanders	9.7	719
Naturns	10.2	654





Dieser Wildbach führt das im Thal Matsch von kleineren Bergbrüchen immerhin erhaltene Materiale bis an die Oeffnung des Thales, und läßt selbes theils vor, theils in, und größtentheils außer Schluderns häufig liegen, so daß dort die größten Felderstrecken mit Sand bedeckt, für die Oeconomie todt liegen,

(Patscheider Franz, 1807)

Flugbild 1956



Flugbild 1999



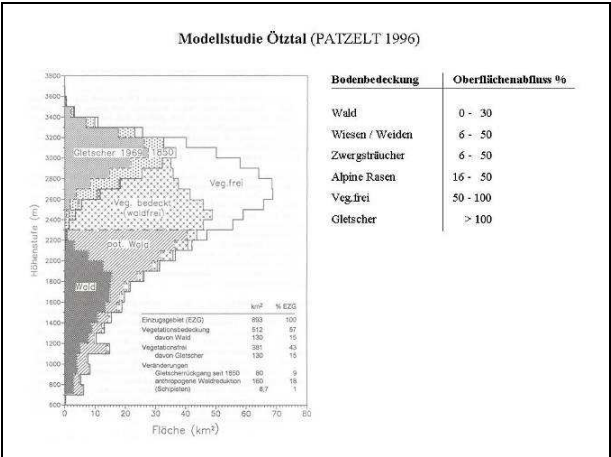
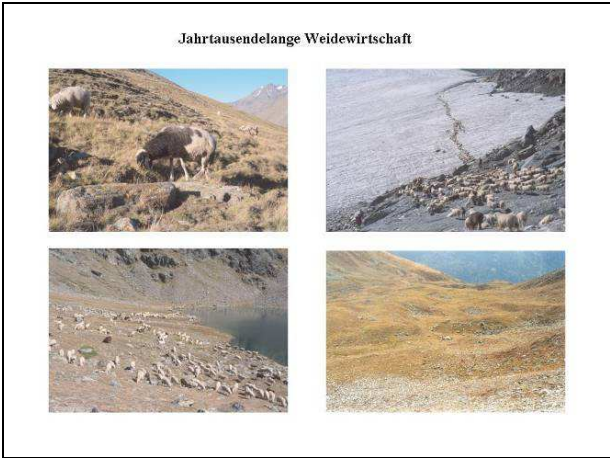
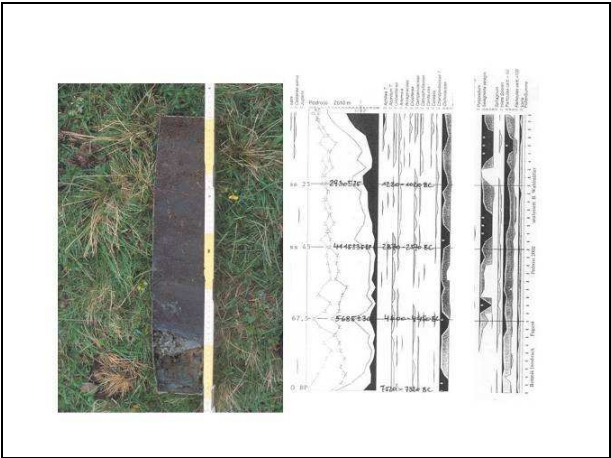
Rojen: Zirbenholzfunde und Brandhorizont



RT-1: 3660 - 3370 v. Chr.
RT-2: 5470 - 5050 v. Chr.

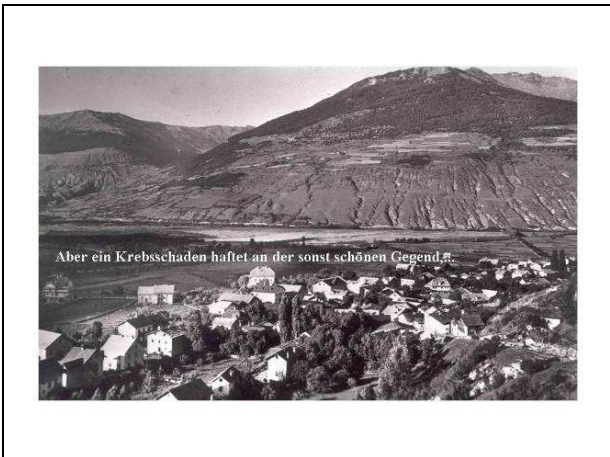
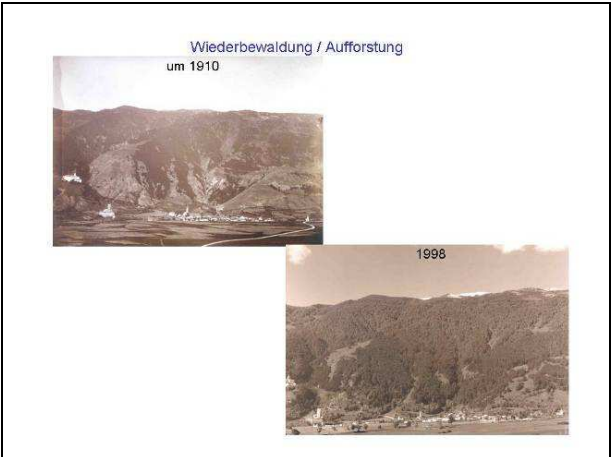
RT-3: 5260 - 4840 v. Chr.
RT-3b: 5470 - 5250 v. Chr.

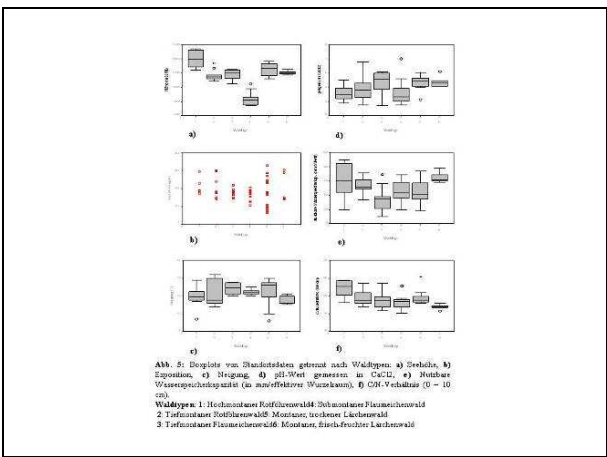
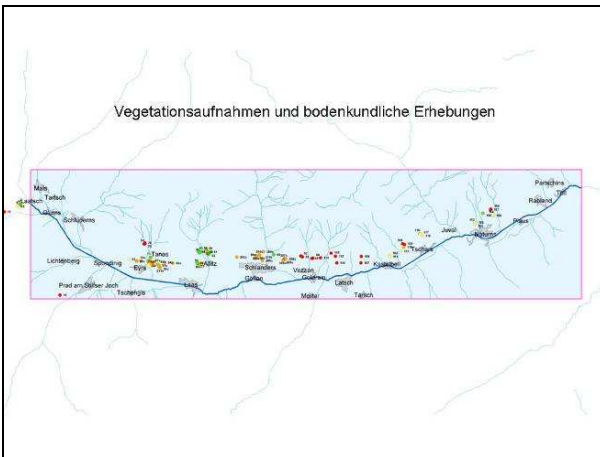
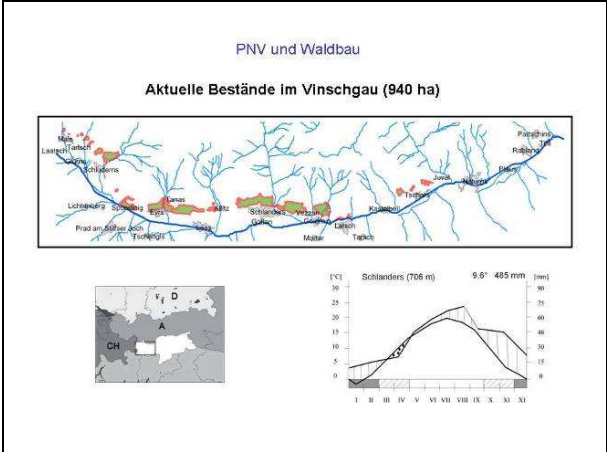
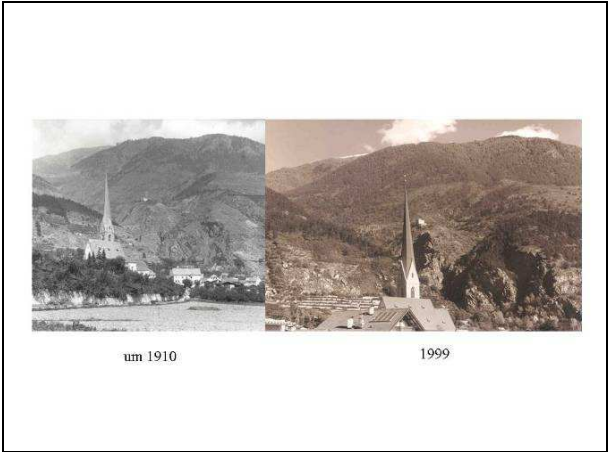
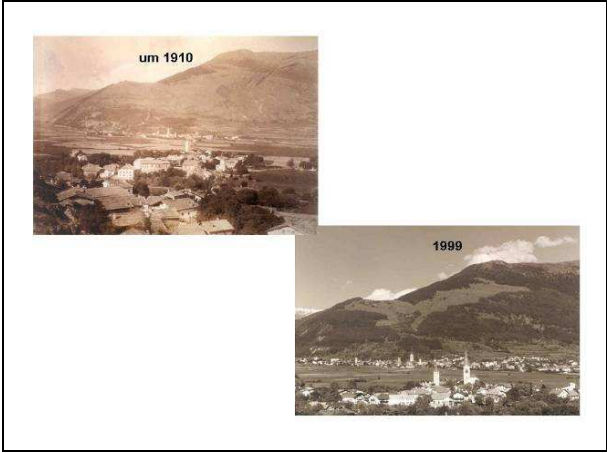


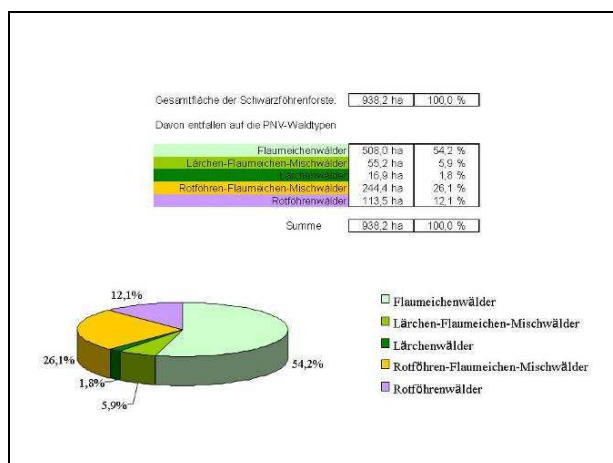
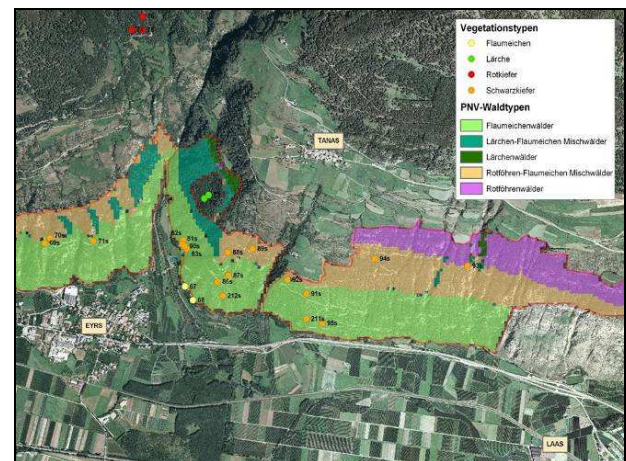
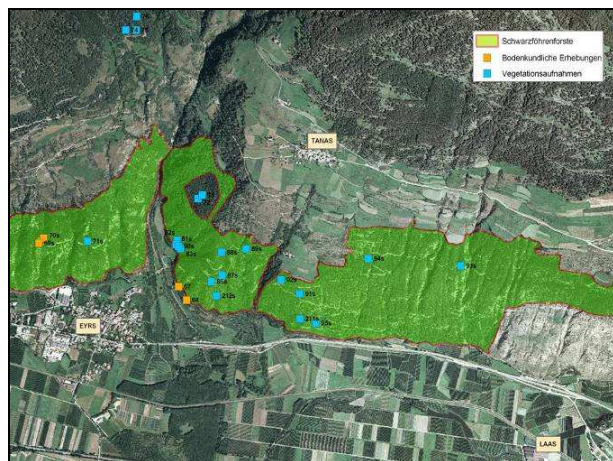
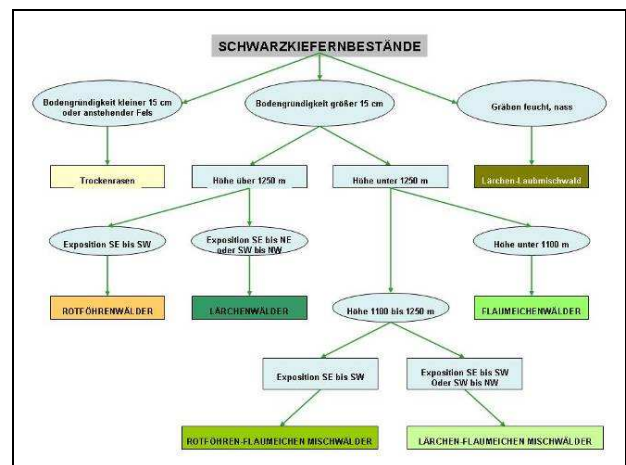


Wald und Mensch in prähistorischer Zeit

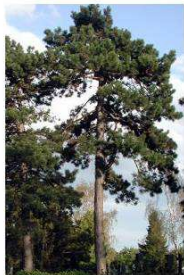
- 1. Hypothese:**
 Der mittelsteinzeitliche Jäger folgte von Süden kommend der vorrückenden Waldgrenze. Vor rund 10.000 Jahren erreichte der Wald in den südlichen Zentralalpen eine Höhe von 2.400 m. Etwa zur gleichen Zeit könnten im Waldgrenzbereich die ersten Jagdzüge der Mesolithiker stattgefunden haben.
- 2. Hypothese:**
 In der Bronzezeit, vielleicht bereits in der Jungsteinzeit wurden unser alpinen Naturweiden genutzt. Hirten bauten an der damaligen Waldgrenze für sich und für die Tiere Unterkünfte. Reste von Unterständen und Einfriedungen sowie hangparallele Steige, die heute auf einer Höhe von ca. 2.400 m liegen, haben ihren Ursprung in prähistorischer Zeit.





[illegible]

7.2 Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau - Eine Forstgeschichte / Hanspeter Staffler, Schlandersburg im April 2004



Merkmale:

schwerer als Rotkiefer
höhere Massenleistung als Rotkiefer
Holz für Theaterböden, weil es nicht knarrt
typische, pilzförmige Baumarchitektur im Alter
Harznutzung

1



Ressel, Josef, * 29. 6. 1793 Chrudim (Tschechische Republik), † 9. 10. 1857 Laibach (Ljubljana, Slowenien), Erfinder. Studierte an der Universität Wien und an der Forstakademie in Mariabrunn, ab 1817 Forstbeamter, 1821-35 in Triest, ab 1839 im Dienst der Kriegsmarine in Venedig, ab 1852 als Marineforstintendant. Widmete sich neben seinem Beamtenberuf zahlreichen Erfindungen, für die er 10 Privilegien erhielt, unter anderem für Pressen, Dampfmaschinen, Rohrpost, eine Dampfmaschine und eine Methode der Seifenherstellung. Seine bedeutendste Erfindung war 1827 die Schiffschraube, die man erstmals 1829 bei einem Großversuch mit dem Dampfschiff "Civetta" im Hafen von Triest erprobte.

2



Rinischimento violento al 1878, a monte della strada nuova per Opitico, bosco "Toscanella" presso l'Hotel Obelisco.

3



Dieri e loro cultura al rinischimento "Bosco" presso l'Hotel Obelisco (impunti del 1906 e 1910).

4



Rinischimento di pino nero d'Austria nei boschi "Piastra" e "Capatze" risalenti rispettivamente al 1800 e 1878. In primo piano una guardia forestale.

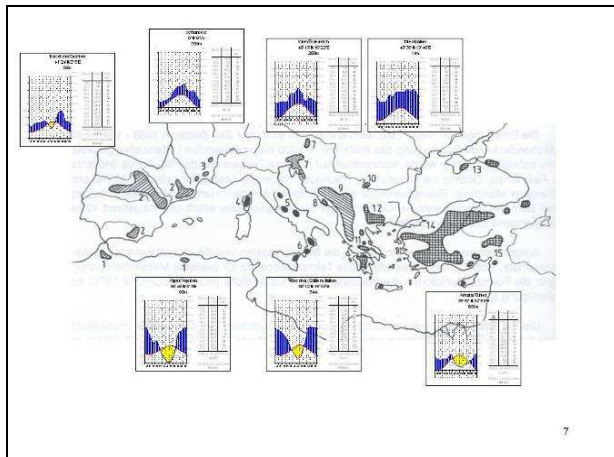
5

Natürliches Verbreitungsgebiet der Schwarzföhre

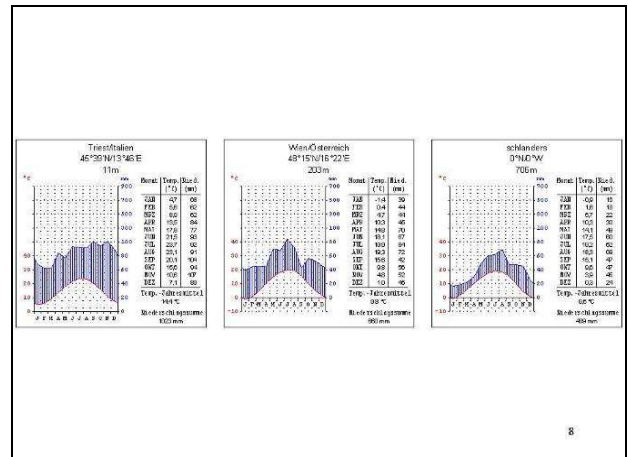


Abb. 1: Geographische Herkunft der Schwarzkiefer (nach MAYER, H. 1984): Subsp. clusiana; mauretica, 2 hispanica, 3 salzmanii; Subsp. laricio: 4 poenensis, 5 italica, 6 calabrica; Subsp. nigra: 7 austriaca, 8 dalmatica, 9 illyrica, 10 bosniaca; Subsp. pallasiana; 11 pindica, 12 balcanica, 13 pontica, 14 caramanica, 15 frezzil.

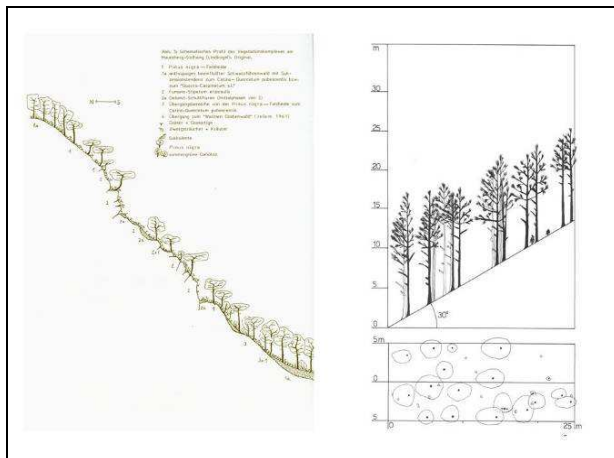
6



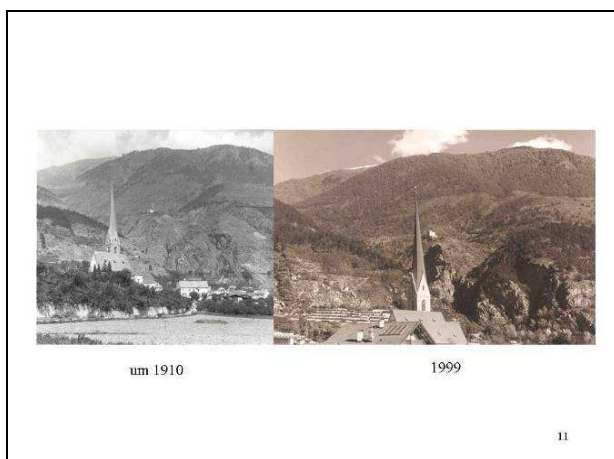
7



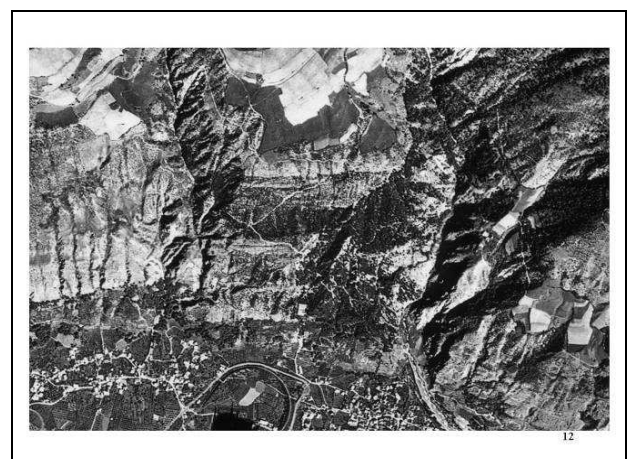
8



10



11



12



13

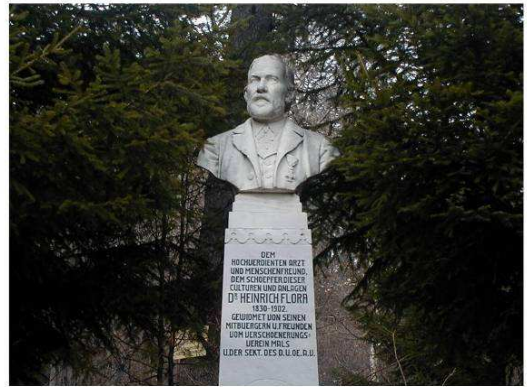
„Aber ein Krebssschaden haftet an der sonst schönen Gegend,...“



14



15



16



17



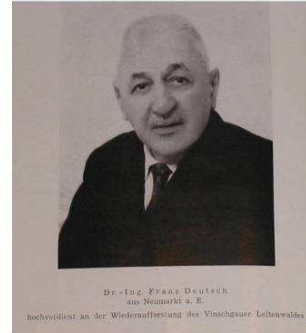
18

Dalla Torre (1909):

"Zwischen Schlanders und Gordrain, bei Schlanders und Latsch wahrscheinlich angepflanzt"

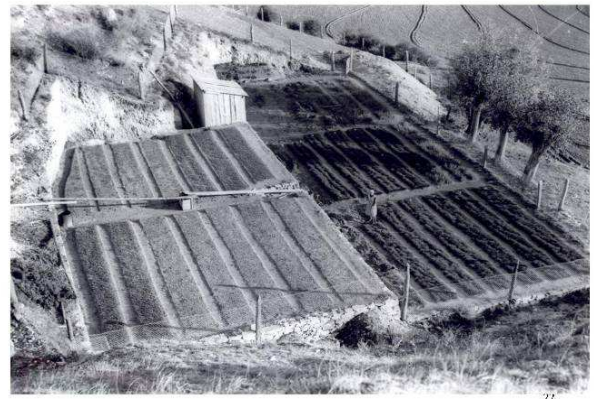
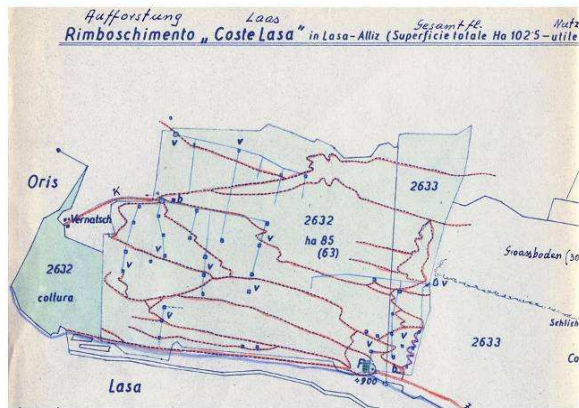


19



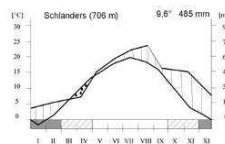
Dr.-Ing. PRADO DEULICH,
aus Neumarkt a. E.
hochverdielt an der Wiederaufforstung des Vinschgauer Leitenwaldes

20

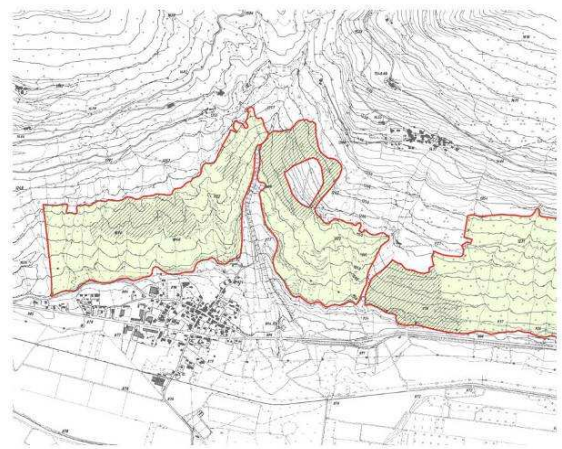


22



[illegible]

29



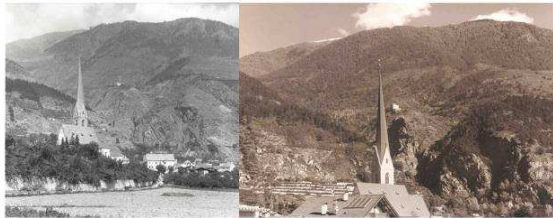
	ha	ha
Situation 2000	940	
Aufforstung 1951 - 1958	800	
		140
Aufforstung 1884 - 1935 (Deutsch 1955)	115	
		25
Aufforstung Dr. Vögele und Dr. Flora ?	25	
		0

31

7.3 Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau , Naturmuseum Bozen im September 2007

Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau

Hanspeter Staffler

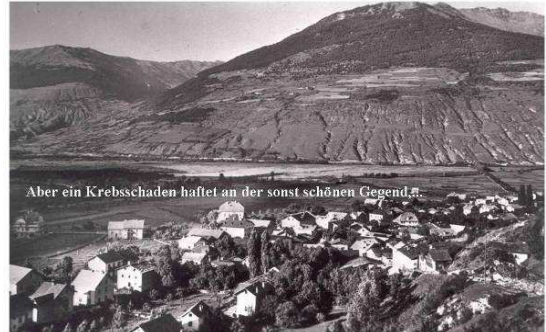


um 1910

1999

09.09.2009

1



09.09.2009

2



09.09.2009

3

Natürliches Verbreitungsgebiet der Schwarzföhre

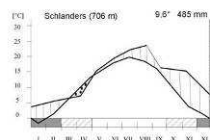
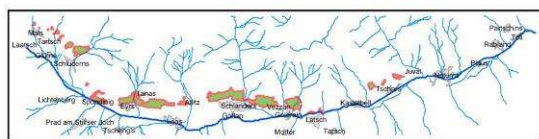


Abb. 1: Geographische Herkünfte der Schwarzkiefer (nach MAYER, H. 1984): Subsp. *clusiana*: mauretania, 2 hispanica, 3 salzmänni; Subsp. *laricio*: 4 poleretiana, 5 italiana, 6 calabrica; Subsp. *nigra*: 7 austriaca, 8 dalmatica, 9 illyrica, 10 banatica; Subsp. *pallasiana*: 11 pindica, 12 balcanica, 13 pontica, 14 caramanica, 15 frenzili.

09.09.2009

4

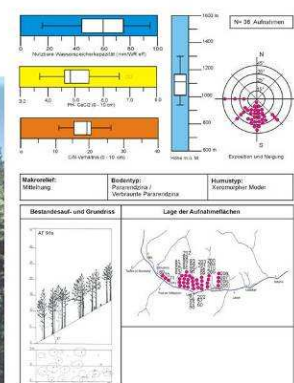
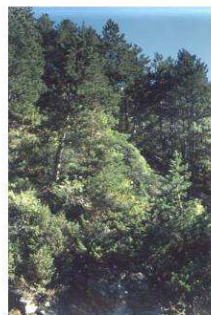
Aktuelle Bestände im Vinschgau (940 ha)



09.09.2009

S

Standortsökologie



09.09.2009

6

09.09.2009

pH	Ni adsorbed (mg/g)
3	0.0
4	0.0
5	0.0
6	5.5
7	3.5
8	2.5
9	1.5
10	1.0
11	1.5

Figure 1 is a box plot titled '(B-E) (C, D)' and 'Distribution of Patients (N=40)'. The y-axis is labeled 'T (days)' and has categories: 0-10, 11-20, 21-30, and 31-40. The x-axis is labeled 'post-op (C/D)' and has categories: No pain, Moderate pain, and Severe pain. The plot shows that for 'No pain', the distribution is concentrated in the 0-10 and 11-20 day ranges. For 'Moderate pain', the distribution is spread across 0-10, 11-20, and 21-30 days. For 'Severe pain', the distribution is spread across 0-10, 11-20, 21-30, and 31-40 days, with a higher proportion of patients staying 21-30 or 31-40 days compared to the other groups.

3

[illegible]

8

Artname	AL17-171	AL17-172	AL17-173	AL17-174	AL17-175	AL17-176	AL17-177	AL17-178	AL17-179	AL17-180	AL17-181	AL17-182	AL17-183	AL17-184	AL17-185	AL17-186	AL17-187	AL17-188	AL17-189	AL17-190	AL17-191	AL17-192	AL17-193	AL17-194	AL17-195	AL17-196	AL17-197	AL17-198	AL17-199	AL17-200	AL17-201	AL17-202	AL17-203	AL17-204	AL17-205	AL17-206	AL17-207	AL17-208	AL17-209	AL17-210	AL17-211	AL17-212	AL17-213	AL17-214	AL17-215	AL17-216	AL17-217	AL17-218	AL17-219	AL17-220	AL17-221	AL17-222	AL17-223	AL17-224	AL17-225	AL17-226	AL17-227	AL17-228	AL17-229	AL17-230	AL17-231	AL17-232	AL17-233	AL17-234	AL17-235	AL17-236	AL17-237	AL17-238	AL17-239	AL17-240	AL17-241	AL17-242	AL17-243	AL17-244	AL17-245	AL17-246	AL17-247	AL17-248	AL17-249	AL17-250	AL17-251	AL17-252	AL17-253	AL17-254	AL17-255	AL17-256	AL17-257	AL17-258	AL17-259	AL17-260	AL17-261	AL17-262	AL17-263	AL17-264	AL17-265	AL17-266	AL17-267	AL17-268	AL17-269	AL17-270	AL17-271	AL17-272	AL17-273	AL17-274	AL17-275	AL17-276	AL17-277	AL17-278	AL17-279	AL17-280	AL17-281	AL17-282	AL17-283	AL17-284	AL17-285	AL17-286	AL17-287	AL17-288	AL17-289	AL17-290	AL17-291	AL17-292	AL17-293	AL17-294	AL17-295	AL17-296	AL17-297	AL17-298	AL17-299	AL17-300	AL17-301	AL17-302	AL17-303	AL17-304	AL17-305	AL17-306	AL17-307	AL17-308	AL17-309	AL17-310	AL17-311	AL17-312	AL17-313	AL17-314	AL17-315	AL17-316	AL17-317	AL17-318	AL17-319	AL17-320	AL17-321	AL17-322	AL17-323	AL17-324	AL17-325	AL17-326	AL17-327	AL17-328	AL17-329	AL17-330	AL17-331	AL17-332	AL17-333	AL17-334	AL17-335	AL17-336	AL17-337	AL17-338	AL17-339	AL17-340	AL17-341	AL17-342	AL17-343	AL17-344	AL17-345	AL17-346	AL17-347	AL17-348	AL17-349	AL17-350	AL17-351	AL17-352	AL17-353	AL17-354	AL17-355	AL17-356	AL17-357	AL17-358	AL17-359	AL17-360	AL17-361	AL17-362	AL17-363	AL17-364	AL17-365	AL17-366	AL17-367	AL17-368	AL17-369	AL17-370	AL17-371	AL17-372	AL17-373	AL17-374	AL17-375	AL17-376	AL17-377	AL17-378	AL17-379	AL17-380	AL17-381	AL17-382	AL17-383	AL17-384	AL17-385	AL17-386	AL17-387	AL17-388	AL17-389	AL17-390	AL17-391	AL17-392	AL17-393	AL17-394	AL17-395	AL17-396	AL17-397	AL17-398	AL17-399	AL17-400	AL17-401	AL17-402	AL17-403	AL17-404	AL17-405	AL17-406	AL17-407	AL17-408	AL17-409	AL17-410	AL17-411	AL17-412	AL17-413	AL17-414	AL17-415	AL17-416	AL17-417	AL17-418	AL17-419	AL17-420	AL17-421	AL17-422	AL17-423	AL17-424	AL17-425	AL17-426	AL17-427	AL17-428	AL17-429	AL17-430	AL17-431	AL17-432	AL17-433	AL17-434	AL17-435	AL17-436	AL17-437	AL17-438	AL17-439	AL17-440	AL17-441	AL17-442	AL17-443	AL17-444	AL17-445	AL17-446	AL17-447	AL17-448	AL17-449	AL17-450	AL17-451	AL17-452	AL17-453	AL17-454	AL17-455	AL17-456	AL17-457	AL17-458	AL17-459	AL17-460	AL17-461	AL17-462	AL17-463	AL17-464	AL17-465	AL17-466	AL17-467	AL17-468	AL17-469	AL17-470	AL17-471	AL17-472	AL17-473	AL17-474	AL17-475	AL17-476	AL17-477	AL17-478	AL17-479	AL17-480	AL17-481	AL17-482	AL17-483	AL17-484	AL17-485	AL17-486	AL17-487	AL17-488	AL17-489	AL17-490	AL17-491	AL17-492	AL17-493	AL17-494	AL17-495	AL17-496	AL17-497	AL17-498	AL17-499	AL17-500	AL17-501	AL17-502	AL17-503	AL17-504	AL17-505	AL17-506	AL17-507	AL17-508	AL17-509	AL17-510
---------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

09.09.2009

9

An aerial photograph showing a town with numerous buildings and a church spire in the foreground. The town is situated at the base of a large, steep mountain. The mountain's upper slopes are covered in snow, while the lower slopes are dark and appear to be forested or rocky. The sky is clear and blue.



09.09.2009

10

A photograph showing a cup-shaped bird's nest constructed from dried grass and twigs, nestled within the dense, thorny branches of a shrub. The nest is positioned in the lower-left quadrant of the image. The surrounding branches are covered in sharp, light-colored thorns and some small, dark leaves. The background is a soft-focus view of more foliage and branches.

Thaumetopoea pityocampa Denis & Schiff.



Umwandlung der Schwarzföhrenbestände in Flaumeichen-Mischwälder

09.09.2009

11

7.4 Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände / Replacement of Austrian Pine forest by natural forest, Naturmuseum Bozen im September 2008

Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände /
Replacement of Austrian Pine forest by natural forest
Hanspeter Staffler¹ & Gerhard Karrer²

¹Abteilung Brand- und Zivilschutz, Autonome Provinz Bozen;
²Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur, Wien
Tagung im Naturmuseum Südtirol - Bozen, am 04.09.2008






Abb. 1: Sonnenberg im Vinschgau bei Sponding (um 1910)



Abb. 2: Aufforstungsarbeiten am Sonnenberg zwischen Eys und Sponding (um 1955)



Abb. 3: Schwarzföhrenbestände im Vinschgau (940 ha)



Abb. 4: Bestandesinnenansicht

Ein typisch ökologischer Problemfall



Abb. 5: Durch den Kiefernprozessionsspinner geschädigte Schwarzföhren (Vetzan 2003)

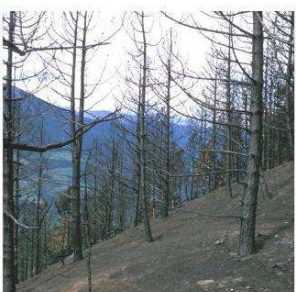


Abb. 6: Waldbrandfläche bei Laas (1996)

Arbeitshypothese (PNNV-Konzept)

- 1) Wenn Standortmerkmale S = Standortmerkmale RNV
dann kann S durch RNV ersetzt werden
- 2) Wenn Standortmerkmale S $\neq$ Standortmerkmale RNV
dann kann S durch RNV nicht ersetzt werden

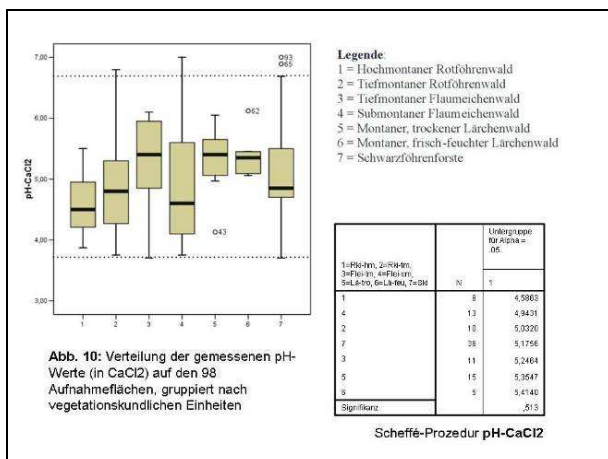
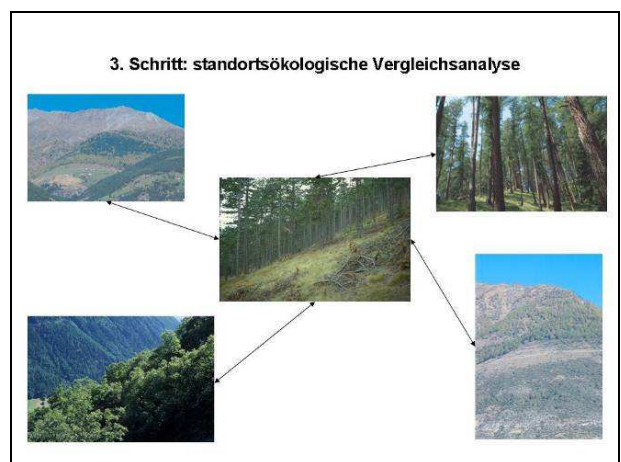
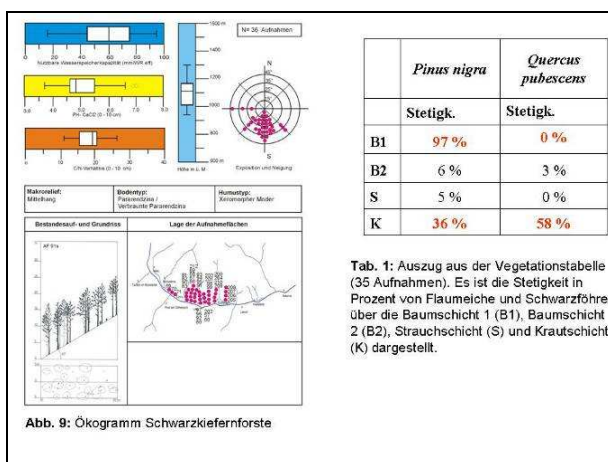
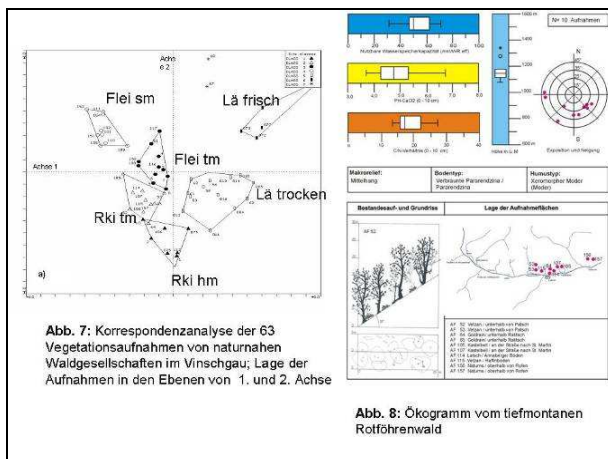
wobei S = Schwarzföhrenbestand, RNV = Reale naturnahe Vegetation

Methodischer Zugang

1. Schritt: vegetationsökologisch-geographische Umfeldanalyse
2. Schritt: vegetationsökologisch-historische Kulturstandortsanalyse
3. Schritt: standortsökologische Vergleichsanalyse

1. Schritt: vegetationsökologisch-geographische Umfeldanalyse

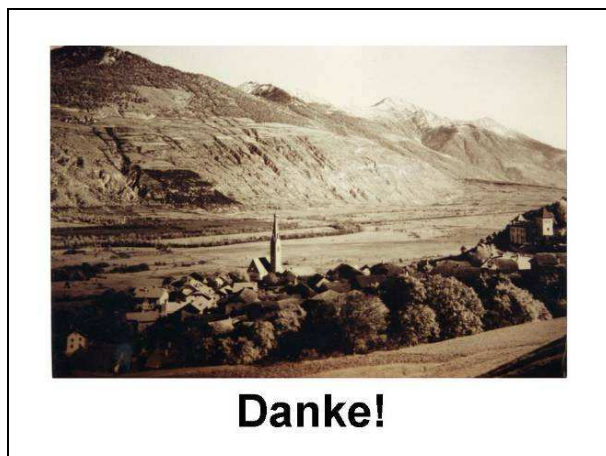
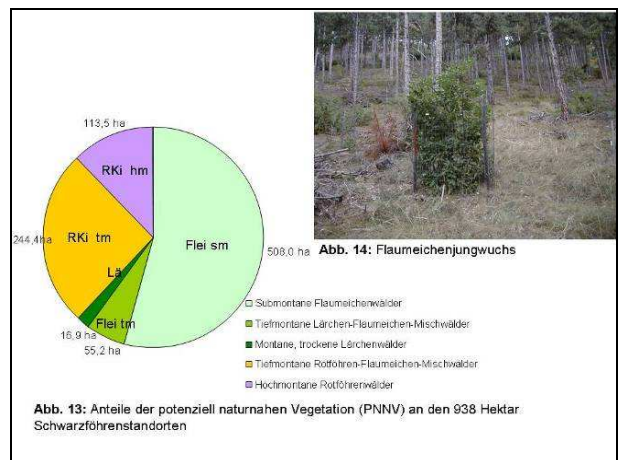
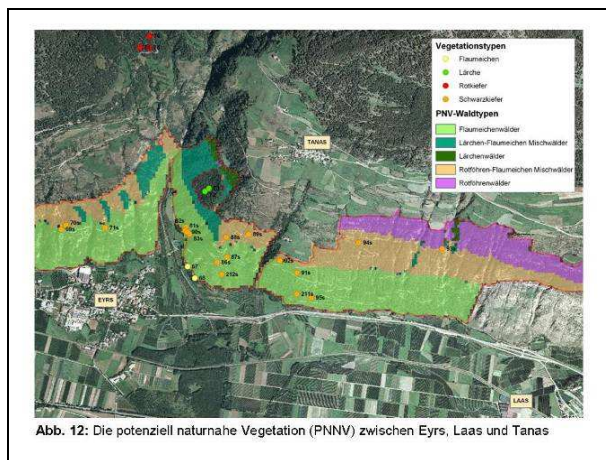
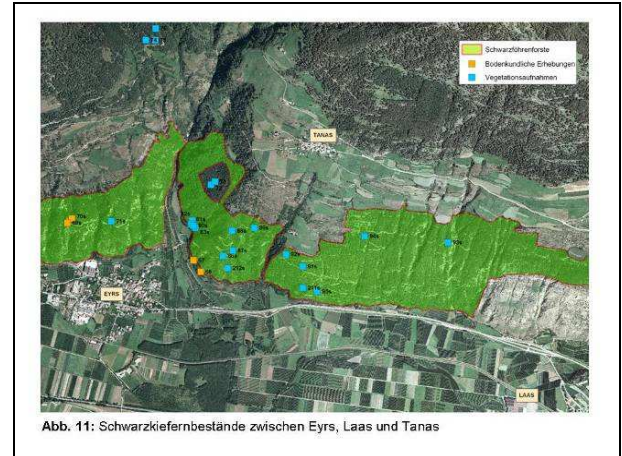
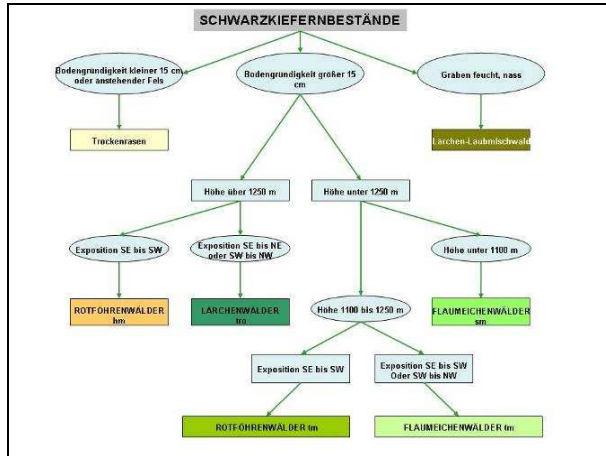


Synthese

	Rotföhre hochmont.	Rotföhre tiefmontan	Flaumföhre tiefmontan	Flaumföhre submontan	Lärche montan trocken	Lärche montan frucht	Schwarzföhre
Steinbohle							
Exposition							
Neigung							
nutzb. WSK							
pH-Wert							
ÖN							
Bodentyp							
Humustyp							

Tab. 2: Die gelb hinterlegten Felder zeigen Standortsähnlichkeit an; die statistischen Unterschiede der grauen Felder sind vernachlässigbar; das weiße Feld zeigt keine Standortsähnlichkeit an



7.5 Was machen diese Drahtkörbe im Kortscher Wald oder die Umwandlung der Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände

STAFFLER H., FEICHTER A., 1998: Was machen diese Drahtkörbe im Kortscher Wald oder die Umwandlung der Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände. Gemeinderundschau. S. 8 – 10.

Seite 8 - Mai 1998

Gemeinde-Rundschau

Was machen diese Drahtkörbe im Kortscher Wald oder Umwandlung der Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände

H. Staffler, A. Feichter

Manchem Spaziergänger und Wanderer sind die Drahtkörbe in den Kortscher Leiten bereits unangenehm aufgefallen. Sie seien häßlich und würden nicht einmal etwas beinhalten. Und überhaupt sei der Sinn dieser sperrigen Konstruktionen nicht nachvollziehbar.

Seit 1994 beschäftigen wir uns mit den Schwarzföhrenmonokulturen am Vinschgauer Sonnenberg. Wie bereits bekannt sein dürfte, wurden diese Bestände größtenteils in den fünfziger und sechziger Jahren dieses Jahrhunderts begründet mit dem Ziel, die ständige Vermurungsgefahr, die von den Leiten drohte, zu vermindern. Damals kam aus ökologischen, technischen und organisatorischen Gründen nur die Schwarzföhre (*Pinus nigra*) für die Bepflanzung der extremen Leitenstandorte in Frage. Die Bestände wurden in Folge mit großem Aufwand gepflegt und bewässert, bis sich endlich der verdiente Erfolg einstellte. Heute präsentieren sich uns diese Wälder als Monokulturen, die zwar die ihnen zugedachte Aufgabe des Hochwasserschutzes bestens erfüllen, aber aus heutiger Sicht folgende Punkte unzureichend abdecken.

Naturschutz: Durch die flächenhafte Aufforstung sind seltene Vegetationstypen verlorengegangen, und durch die schwer abbaubare Nadelstreu können heute viele Gräser und Kräuter nicht mehr gedeihen. Sie werden einfach zugedeckt oder ihre Samen erreichen den Mineralboden nicht. Das Bestandesinnere schaut demnach „leer“ aus.

Schädlinge: Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa*) befällt regelmäßig die Bestände. Die von der Forstbehörde durchgeführten Bekämpfungsmaßnahmen sind sehr aufwendig und bringen manchmal nicht den gewünschten Erfolg. Wie sich die Population dieses Insektes in der Zukunft verhalten wird ist ungewiß, es kann aber nicht ausgeschlossen werden, daß die Bestände ernsthaften Schaden nehmen.

Waldbrand: Durch die Ansammlung von Reisig und Nadelstreu

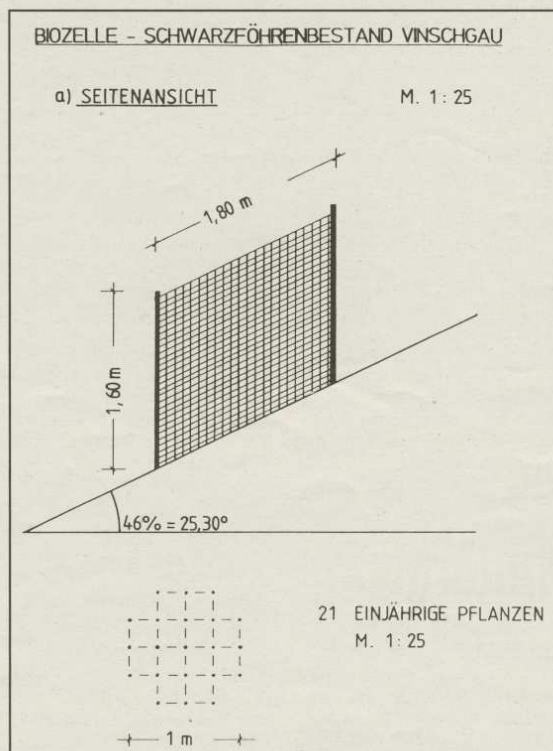
in den Beständen ist vor allem in den Sommermonaten ein erhöhtes Waldbrandrisiko zu erwarten.

persönliche Vorstellungen, wie er sich am besten von den täglichen Mühen erholen kann. Wäh-

möglich mit einem gewissen Anteil an Laubgehölzen sind wesentlich stabiler und würden neben der Aufgabe des Erosionsschutzes auch den anderen oben angeführten Punkten gerecht werden.

Als erstes Zwischenergebnis dieser Studien wurde erkannt, daß neben den Nadelbäumen wie Lärche, Rotföhre und Schwarzföhre auch Laubbäume wie Flaumeiche oder Blumenesche auf diesen Leitenstandorten wachsen würden. Aufgrund ausgedehnter Untersuchungen wurde beschlossen, Flaumeichen (*Quercus pubescens*) aus dem Vinschgau in die Schwarzföhrenbestände von Sponding bis Vetzan entweder als einjährige Pflanzen oder als Samen einzubringen. Zur Zeit werden nur durchforstete Schwarzföhrenbestände mit Flaumeichen bepflanzt, weil die Flaumeiche im Schutz der älteren Bäume am ehesten gedeiht und weil durchforstete Bestände bereits genügend Licht für die Flaumeichenzugpflanzen durchlassen. Allerdings - und jetzt kommen wir dem Problem der Drahtkörbe näher - müssen die gepflanzten oder gesäten Flaumeichen vor dem Wild geschützt werden. Wir haben uns deshalb für diese kleinflächige und vielleicht auch häßliche Zäunung entschlossen, weil großflächige Zaunanlagen den gesamten Lebensraum des Wildes zerschneiden würden. In jedem Drahtkorb - wir nennen ihn „Zelle“ oder „Biozelle“ - werden 21 einjährige Flaumeichen gepflanzt oder 20 bis 40 Eicheln gesät. So ist es ohne weiteres möglich, daß Passanten scheinbar leere Drahtkörbe vorfinden, der Inhalt wird sich ihnen hoffentlich bereits im kommenden Sommer oder in den darauffolgenden Jahren präsentieren.

Fortsetzung auf Seite 9



Die harzreichen Nadeln der Schwarzföhre werden auf den trockenen Standorten nicht zersetzt und bilden somit einen mächtigen Auflagehumus, der leicht entzündbar ist. Es ist nur der Vorsicht der Bevölkerung zu verdanken, daß bis dato keine größeren Waldbrände auftraten. Unglückliche Umstände wie im Juni 1996 in Laas können aber überall vorkommen.

Wild: Für das Wild sind diese Bestände vor allem im Winter ein gutes Einstandsgebiet. Nur gibt es in diesen „leeren“ Beständen kein ausreichendes Äsungsangebot, und somit stehen alle aufgeforsteten oder zufällig aufgewachsenen Laubgehölze auf dem Speiseplan des Wildes.

Erholung: Erholung wird im allgemeinen sehr subjektiv empfunden. Jeder Mensch hat ganz

rend der vergangenen 4 Jahre haben wir viele Tage und Wochen in den Schwarzföhrenbeständen verbracht, zu allen Jahreszeiten und fast bei jeder Witterung. Wanderer und Spaziergänger wurden aber nur selten angetroffen. Es drängt sich der Verdacht auf, daß viele Menschen die Schwarzföhrenbestände nicht zu Erholungszwecken aufsuchen, sondern im Sommer lieber den höher gelegenen Almen zustreben und in den kühleren Jahreszeiten eher offene, besonnte Flächen bevorzugen.

Auf Grund der beschriebenen Punkte wurde von der Aufforstung Vinschgau beschlossen, Studien in Auftrag zu geben, welche eine Umwandlung dieser Schwarzföhrenbestände in naturnahe Bestände untersuchen sollen. Naturnahe Bestände, wo-

Eigentümer und Herausgeber:
Organisationskomitee Gemeinde-
Rundschau, Leitung: H. Fritz, Schlän-
ders, Hauptstr. 105 - Verantwortlich
im Sinne des Pressegesetzes: Dr.
Margareth M. Bernad.
Eingetragen im Presseregister des
Landesgerichtes Bozen am 6.7.89, Nr.
14/89. Erscheint monatlich
Druck: Hauger-Fritz,
Schlänthers-Meran

Fortsetzung von Seite 8
tieren. Die Flaumeichen sollen möglichst im Verbund aufwachsen, weil einzeln stehende Individuen eher zum Breiten- als zum Höhenwachstum neigen. Wenn aber mehrere Bäume auf kleinem Raum nebeneinander stehen, so müssen sie notgedrungen in die Höhe wachsen und schützen sich noch gegenseitig vor äußeren Einflüssen. Die Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnähere Bestände ist ein langfristiges Projekt, wobei die Finanzierung lediglich für die kommenden 10 Jahre einigermaßen gesichert ist. Langsam, aber

stetig sollen diese Arbeiten vorangetrieben werden, so daß die kommenden Generationen einen stabilen und gesunden Mischwald am Vinschgauer Sonnenberg vorfinden, der alle Waldfunktionen (Naturschutz-, Schutz-, Erholungs- und Nutzfunktion) optimal erfüllen soll.

Hanspeter Staffler
Wildbach- und Lawinenverbauung, Cesare-Battisti-Str. 23
39100-Bozen

Andreas Feichter
Forstinspektorat Schlanders
„Aufforstung Vinschgau“
Kapuzinergasse 28
39028-Schländers

SOMMERPROGRAMM 1998 JUGENDDIENST MITTELVINSCHGAU



Meerwoche an der Adria in Marotta (Nähe Pesaro)
vom 1. bis 8. Juli, für Mittelschüler, auf einem Campingplatz nahe am Strand

Zeltlager im Obervinschgau (Glurns)
vom 22. bis 27. Juni
für Kinder von 7 bis 10 Jahren

Langes Abenteuerhüttenwochenende am Fuße der Ortlergruppe (Stilfs)
vom 16. bis 19. Juli
für Kinder von 10 bis 13 Jahren

Zelten am Meer (in Marotta - Nähe Pesaro)

vom 17. bis 25. Juni
für Jugendliche von 15 bis 18 Jahren

P.S. Anmeldungen müssen 14 Tage vor Beginn erfolgen!

Hüttenlager am Schländerser Nördersberg
vom 26. Juli bis 1. August
für Kinder von 8 bis 12 Jahren
Anmeldung bis 30. Juni 98 im Jugenddienstbüro Mittelvinschgau, Hauptstraße 131 (Pfarrwidum), 39028 Schländers, Tel. 621236

Achtung: Teilnehmerzahl ist begrenzt!

IN EIGENER SACHE ...



Bewohner der Grünblzone beim Aufstellen des Tischtennistisches und Begrünung eines Abgrenzungsdammes. Die Bereitschaft zum freiwilligen Einsatz für die Allgemeinheit ist äußerst lobenswert und verdient echte Wertschätzung.

F.H.



AMNESTY INTERNATIONAL Helfen Sie mit!

„ES IST BESSER, EINE KERZE ANZUZÜNDEN ALS DIE FINSTERNIS ZU VERFLUCHEN.“

Dieses alte Sprichwort führte 1961 den Gründer von amnesty international (ai), Peter Benenson, zur Wahl des Symbols für diese internationale Menschenrechtsorganisation: Die brennende Kerze im Stacheldraht ist für Tausende Opfer von Menschenrechtsverletzungen zu einem Zeichen der Hoffnung geworden. Der Hoffnung auf unsere Hilfe.

Somit stellt dieses Sprichwort auch einen Leitsatz für die Arbeit der Amnesty-International-Gruppe Schländers dar. Wir hören täglich in den Medien von Menschenrechtsverletzungen verschiedenster Art und fühlen uns ohnmächtig angesichts dieser Flut von Meldungen. Doch als ai-Mitglieder haben wir die Möglichkeit, auf Menschenrechtsverletzungen in anderen Ländern aufmerksam zu machen und jene Menschen, die Opfer derselben sind, zu unterstützen. Somit kann sich jeder Einzelne für die Einhaltung der Menschenrechte einsetzen:

• durch die Beteiligung an Unter-

schriftenaktionen der ai-Gruppe

- durch die Mitgliedschaft bei einer ai-Gruppe
- durch das Verschicken von Briefen und Appellen an Behörden und Politiker
- durch das Bestellen der Monatszeitschrift von amnesty international und Verschicken der darin enthaltenen Appelle
- durch eine finanzielle Unterstützung.

Gemeinsam mit anderen ist es möglich, etwas zu bewegen, nach dem Motto: „Es wird sich immer lohnen, das Unmögliche zu versuchen, damit das Mögliche entstehen kann.“

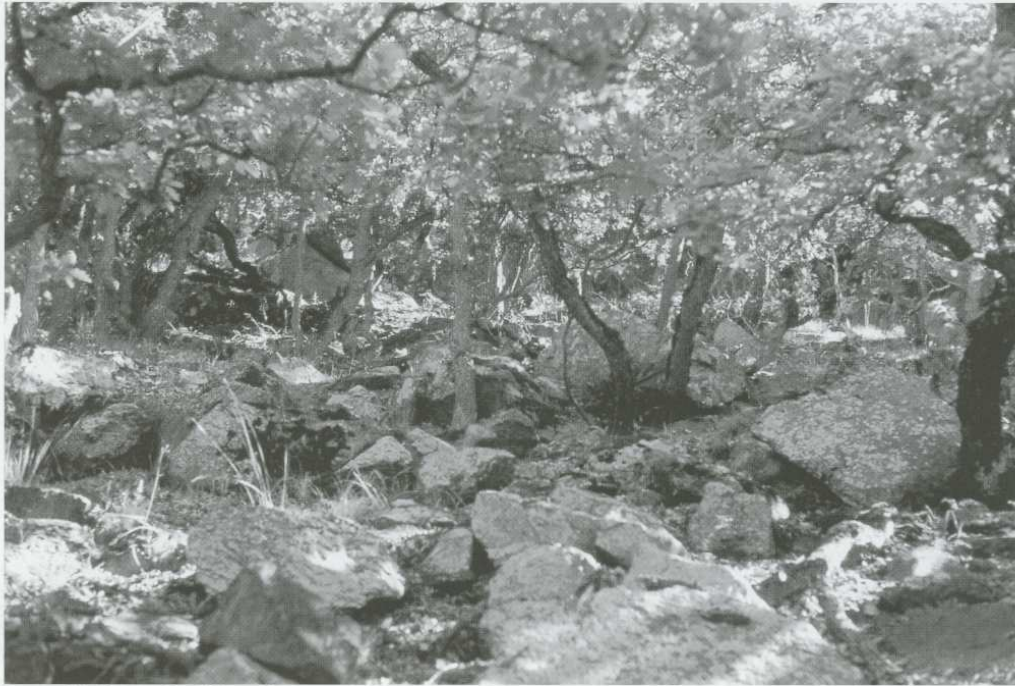
Sie können unseren Einsatz durch Ihre Mitarbeit, durch Ihre Mitgliedschaft oder durch Ihre Spende (Sparkasse Schländers, Kontonr. 06045 - 58920 - 79998) unterstützen.

Unsere Sitzungen finden jeden 1. und 3. Donnerstag im Monat um 20.00 Uhr im Sitzungssaal des KVV statt. Dazu sind alle Interessierten herzlich eingeladen.

Weitere Informationen erhalten Sie unter der Telefonnr. 621573.

7.6 Landschaftsbild in der Zeit der Romantik – Ein Lokalaugenschein

STAFFLER H., 2001: Landschaftsbild in der Zeit der Romantik – Ein Lokalaugenschein. Arunda 56/2001, Wege zur Romanik. S. 148 – 152.



Innenansicht des Laatscher Eichenwaldes

Landschaftsbild in der Zeit der Romanik Ein Lokalaugenschein

„Festzuhalten ist auch, daß wir im Dorf Laatsch und bei der dortigen Nachbarschaft Rechte besitzen, daß wir jährlich in ihrem Walde Holz holen dürfen, Eichen, Eichenholz, zum Gebrauch und Nutzen unseres Hauses, und daß wir soviel Holz holen dürfen, wie wir es für unsere Arbeiten notwendig brauchen.“

Nachzulesen ist dieses aus dem Jahre 1287 stammende Zitat im Registrum Goswins von Marienberg. Auf den ersten Blick erscheint diese Aussage etwas seltsam: Wo in oder um Laatsch wuchsen damals Eichen, die den Bedürfnissen des Klosters Marienberg entsprachen? Und wenn es damals bei Laatsch Eichenwälder gab, gibt es heute noch Reste davon? Fragen, die einen Besuch von Laatsch und Umgebung notwendig machen.

Die Ortschaft Laatsch liegt windgeschützt und sonnig am Eingang des Münstertales. Gegen Etsch und Rambach hin erstrecken sich Wiesen und Felder. Im Rücken des Dorfes baut sich steil und felsig der Sonnenberg auf, bewachsen mit der für ihn typi-

schen Trockenvegetation. Ziegen und Schafe tummeln sich in dem für Menschen schwer zugänglichen Felsgelände. Nimmt man dennoch die Mühe auf sich und klettert den Hang hinauf, dann trifft man hoch über dem Dorf völlig überraschend auf einen kleinen Eichenhain.

Versteckt liegt er auf einer Felsterrasse, beinahe etwas verloren steht er da. Hunderte Eichen¹ von knorriger, krummwüchsiger Gestalt trotzen den von höher oben herabstürzenden Steinen, welche an Stämmen und Stöcken abprallen, dabei Rinde und Holz verletzen und schließlich am Stammfuß liegen bleiben. Handelt es sich hierbei etwa um die Überreste eines ehemaligen größeren Laatscher Eichenwaldes?

Um eine Vorstellung davon zu bekommen, wie der Laatscher Eichenwald im 13. Jahrhundert vielleicht ausgesehen haben könnte, müssen wir uns nach der Qualität der für das Kloster bestimmten Eichen fragen. Eichenholz aus Laatsch fand wohl kaum

¹ Es handelt sich dabei um Flaumeiche (*Quercus pubescens* L.), die kleinste unserer einheimischen Eichenarten.



Einzeleiche oberhalb von Schluderns

Verwendung als Brennholz, denn Brennholz konnte das Kloster wesentlich einfacher aus seiner unmittelbaren Umgebung beziehen. Vielleicht wurde Eichenholz zum Bau von Möbeln oder als Daubenholz für Weinfässer verwendet. Dafür hätte es aber einigermaßen geradwüchsiges Stammholz gebraucht, welches auf der kargen Felsterrasse niemals wuchs. Woher stammten dann jene Eichen, die dem Kloster jährlich zu zinsen waren und wohl eher Schnittholz- als Brennholzqualität aufweisen mussten? Vielleicht hilft uns zu dieser Frage ein kurzer Ausflug zur heutigen Verbreitung der Eichen im Vinschgau weiter.

Am Sonnenberg zwischen Partschins und Kastellbell wachsen in Felswänden und auf den darunter

liegenden Schuttkegeln Eichenbestände. Weiter talaufwärts bei Goldrain und Vezan gibt es immer wieder kleinflächige Vorkommen. Auch bei Eyrs gibt es Eichenwäldchen, zwischen Spondinig und Schluderns – gut versteckt in Hecken – kommen ebenfalls Eichen vor. All diese Eichenvorkommen zwischen Laatsch und Partschins deuten auf ein ehemaliges zusammenhängendes Eichenareal hin, welches im Laufe der Zeit in Fragmente zerfallen ist. Die Qualität dieser Eichen betrachtend fällt auf, dass bei weitem nicht alle derart kümmerlich von Wuchs sind wie jene auf der Felsterrasse ober Laatsch. Viele auf Schuttböden wachsende Bäume haben eine ansprechende Form. So stehen heute noch bei Eyrs und Schluderns schöne Einzeleichen,

deren Stammholz durchaus zu Brettern oder Dauben weiterverarbeitet werden könnte. Grundsätzlich könnte es zur Zeit Goswins in Laatsch stattliche Eichenbestände gegeben haben. Ist es aber heute noch möglich, den Standort dieser Bestände zu lokalisieren?

Ein aktueller Vergleich hilft uns weiter: Wo im Vinschgau wachsen heute die schönsten Eichenbestände? Nicht etwa im Felsgelände sondern auf Schuttkegeln wie oberhalb von Galsaun und Kastelbell oder wie bei Eys. Wird in der Umgebung von Laatsch nach Schuttkegeln gesucht, dann kommen die Hänge zwischen dem Kirchlein St. Cäsarius im Laatscher Ortsteil Flutsch und dem Calvenwald dafür in Frage. Diese Standorte sind heute nicht bewaldet, es wachsen dort Trockenrasen. Potentiell sind diese Flächen – wie der Vergleich mit ähnlichen Standorten andernorts im Vinschgau zeigt – waldfähig und mit etwas Phantasie ist es möglich, sich diese Hänge mit Eichen bewaldet vorzustellen. Von hier hätte jenes Eichenholz stammen können, das vom Kloster Marienberg jährlich geholt werden konnte.

Angenommen die Hänge zwischen Flutsch und der Calven waren im 13. Jahrhundert bewaldet, wo sind die Wälder heute? Um dies zu erklären, ist es notwendig, in die Urzeit zurückzublicken. Wir wissen heute, dass unser Gebiet vor rund 8000 Jahren bis zur Waldgrenze völlig bewaldet war mit Ausnahme von Felsstandorten, Lawinenzügen und Flussschottern. Vor 6000 Jahren – in der Jungsteinzeit – begannen unsere Vorfahren intensiv die Naturlandschaft zu kultivieren. Ihre Haustiere waren das Jahr über so lang wie möglich auf der Weide, die Möglichkeit zur Heuernte gab es noch nicht. In schneereichen Wintern wurden die Tiere mit Laubheu durchgefüttert, welches im Herbst von Bäumen wie Esche und Ahorn „gebrockt“² wurde. Dieser fast ganzjährige Weidegang – vom Herbst bis zum Frühling in der Nähe der Dauersiedlungen und im Sommer oberhalb der Waldgrenze auf den alpinen Naturweiden – führte zur Auflichtung der Wälder und zur Absenkung der Waldgrenze. Jahrhundertelanger oder jahrtausendelanger Weidegang im Wald verhindert jegliche Naturverjüngung. Beim Zusammenbruch der Altbäume bleiben Weideflächen übrig. Auf diese Weise haben sich Teile der Landschaft vom dichten Wald zu einer Parklandschaft und später zur baumlosen Landschaft entwickelt. Die Waldgrenze lag in der

Jungsteinzeit und Bronzezeit fast überall wesentlich höher als heute: Im Vinschgau lag sie um 2450 Meter. In Mooren konservierte, jahrtausendealte Zirbenhölzer aus Langtaufers, Rojen, Zerzer- und Schnalstal bezeugen dies. Im Hochmittelalter kam es zu neuen massiven Rodungen und der Nutzungsdruck auf die Landschaft – bedingt durch die Zunahme der Bevölkerung – nahm anschließend bis zum Anfang des 20. Jahrhundert stetig zu. Erst in den letzten 100 Jahren, durch die Veränderung der landwirtschaftlichen und gesellschaftlichen Struktur, nahm der Weidedruck in den Wäldern ab. Kommen wir zurück nach Laatsch. Es ist davon auszugehen, dass sich die Landschaft in der Zeit der Romanik schon weit vom ursprünglichen, nacheiszeitlichen Naturzustand entfernt hatte. Bereits in der Mittel- und Jungsteinzeit besuchten Menschen die Umgebung von Laatsch. Streufunde von Artefakten aus Silex bezeugen dies. In Laatsch gab es eine urzeitliche Siedlung, die Peter Gamper in die Spätbronzezeit (1300 v. Chr.) und in die anschließende Laugen-Melaunzeit (1200 – 1000 v. Chr.) datiert. Mit Sicherheit lebten die Menschen damals von Ackerbau und Viehzucht. Vor Vermurungen und Überschwemmungen gut geschützte Flächen der fruchtbaren Talböden wurden gerodet und als Ackerland bebaut. Den Weidetieren blieben noch die steilen und warmen Hänge, die Wälder und die Hochlagen. Durch die Beweidung wurden dichte Wälder immer offener, Lücken taten sich auf und dehnten sich zu Lichtungen aus. Lichtungen schlossen sich zusammen, es kam zur Aufspaltung der Landschaft in Wald und Weide. So wurde der Wald überall zurückgedrängt, nur in äußerst abgelegenen oder unzugänglichen Gebieten blieb er einigermaßen von Schafen und Ziegen verschont. Vielleicht handelte es sich bis herauf in die Zeit der Romanik um einen stetigen Prozess. Vielleicht lief der Prozess auch schubweise ab, was wahrscheinlicher ist.

Wie könnte nun die Landschaft um Laatsch in der Zeit der Romanik ausgesehen haben? In unmittelbarer Nähe des Dorfes befanden sich Äcker und Wiesen, die zur Etsch einen gehörigen Respektabstand hatten. Die Etsch war ein stark geschiebeführender Wildbach, der sich als breites Schotterband Richtung Glurns wälzte. An den Ufern wuchsen Erlen- und Eschen. In größerer Entfernung von der Ortschaft – im Talboden und auf den Hängen des Sonnenberges – verliehen Baumgruppen oder

² gebrockt: gebrochen, geerntet



6000 Jahre altes Zirbenholzstück aus dem Lazaunmoos in Schnals

Einzelbäume wie Eschen oder Eichen der Landschaft einen parkartigen Charakter. Die sonnigen Schutthänge zwischen Flutsch und dem Calvenwald waren zum Großteil noch mit schönen Eichen bewaldet. In noch größerer Entfernung vom Dorf – an den Grenzen zu den Nachbargemeinden – war der Wald bereits ziemlich dicht. So wie der Calvenwald heute noch die Grenze zwischen den Ortschaften Laatsch und Taufers markiert, könnten damals Waldstücke die Grenzen zu den Ortschaften Mals, Glurns und Schleis gebildet haben.

Dass es in der Vergangenheit bei Laatsch größere Eichenwälder gab, kann mit hoher Sicherheit angenommen werden: Es gibt heute noch Reste davon. Dass die Eichen durchaus von guter Qualität

waren, ist grundsätzlich möglich: Der Vergleich mit heutigen Bäumen bei Eyrs und Schluderns lässt dies vermuten. Dass diese Wälder noch in der Zeit der Romanik vorhanden waren, belegt Goswin mit seiner Aussage. Wofür aber die Eichen Verwendung fanden, bleibt Spekulation: kaum als Brennholz, eher schon als Möbelholz oder vielleicht doch als Daubenholz für Weinfässer?

Hanspeter Staffler

Literatur

Gamper, P. (1999): Spätbronzezeitliche Funde aus Laatsch. In: *Der Schlern. Monatszeitschrift für Südtiroler Landeskunde*. 73. Jahrg.-Mai 1999-Heft 5. Verlagsanstalt Athesia, Bozen.
 Roilo, Chr. (1996): *Das Registrum Goswins von Marienberg*. Veröffentlichungen des Südtiroler Landesarchivs. Wagner, Innsbruck

7.7 Die Schwarzföhre

STAFFLER H., 2004: DIE SCHWARZFÖHRE. DER VINSCHGER 10/04. SEITE 20 -21.

Kultur

Die Schwarzföhre

Wie konnte sich eine fremdländische Baumart sich im Vinschgau ansiedeln? Manchem sind die dunklen Waldbestände auf den Vinschger Leiten ein Dorn im Auge. Anderen wiederum sind sie Garant gegen Muren und Lahnen, die in der Vergangenheit immer wieder vom Sonnenberg herunter Haus und Hof bedrohten. Viele Vinschger aber blicken mit Stolz auf ihr Werk, haben sie doch in den Fünfzigerjahren bei der Aufforstung die erste Lira verdient.

In jüngster Vergangenheit tummeln sich Abermillionen von Prozessionsspinnern im Geäst der Schwarzföhren und machen ihnen schwer zu schaffen. Die Forstbehörde sieht sich gezwungen, die Plage von der Luft aus zu bekämpfen. Einerseits zum Schutz der Bäume, andererseits zum Schutz der Menschen, da die Raupen Allergien auslösende Härchen absondern.

Heute wachsen zwischen Mals und Naturns auf 940 Hektar Schwarzföhren. Flächenmäßig ist dies nicht viel, ästhetisch-optisch aber sind diese Bestände für das Tal landschaftsprägend. Die ältesten aufgeforsteten Bäume zählen 140, die jüngsten 40 Jahre.

Natürlicherweise kommt die Schwarzföhre im Vinschgau und auch in Südtirol nicht vor. Ihre Heimat liegt rund ums Mittelmeer in Süditalien, Spanien, Algerien, Türkei und auf der Balkanhalbinsel. Von dort strahlt das Verbreitungsgebiet nach Norden aus, wo im Wiener Becken Europas nördlichste, natürliche Schwarzföhrenwälder wachsen.

Bereits um 1751 war es den Gemeindevätern von Vetzan klar, dass die Leiten nicht bis auf die Bodenkrume abgeweidet werden dürfen. Die Gemeinsordnung von damals untersagte das „Abhacken von Kranebittstauden ob dem Dorf, damit der Lahnstrich abgewendet werden könne“ (Zitat Richard Staffler 1927). Intensive Weidenutzung zerstörte an vielen Stellen die Grasnabe, wo dann bei starken Gewittern Erosion leicht ansetzen konnte.

Dass diesem Übel mit der Pflanzung eines Waldes begegnet werden könne, hat wohl als erster Dr. Heinrich Vögele (1806-1862) aus Schlanders erkannt. Als bekannter und geschätzter Arzt packte er die Krankheit an der Wurzel und ließ das „Doktor Waldele“ oberhalb von Schlanders pflanzen. Hierbei kam die Schwarzföhre vielleicht das erste Mal zum Einsatz.



Leiten zwischen Eys und Laas heute

Einen Nachahmer fand Dr. Vögele in Dr. Heinrich Flora (1830-1902) aus Mals. Auch er war Arzt und als solcher diagnostizierte er dem Sonnenberg einen Krebschaden, der auf seine Initiative hin ab 1865 durch Bepflanzung therapiert wurde. Im Herbst desselben Jahres kamen „aus einer Pflanzschule bezogene Schwarzföhrensetzlinge“ zum Einsatz (Zitat H. Flora 1879). Dies kann wohl als der offizielle Einzug der Schwarzföhre in den Vinschgau bezeichnet werden. Dr. Heinrich Flora forstete zwischen 1865 und 1879 rund 30 Hektar Mischwald oberhalb von Mals auf.

1882 war ein schlimmes Unwetterjahr für ganz Tirol und besonders für den Vinschgau. Von überall stürzten Muren ins Tal und verschotterten ganze Dörfer, zerstörten Straßen und Brücken und verschütteten großflächig die schönsten Güter. Im ganzen Vinschgau sah es trostlos aus (Zitat aus Plank 1995).





Links: Leiten zwischen Eysr und Laas um 1930 (Fotoarchiv Franz Waldner, Laas)



Oben: Dr. Heinrich Flora (das Bild befindet sich im Ansitz, Lichtenegg in Mals)

Unten: Dr. Heinrich Vögele (das von Raimund Rechenmacher ausfindig gemachte Bild befindet sich im „Vögele-Haus“ in Schlanders)

Als Konsequenz wurde im Jahr 1884 das Amt für Wildbach- und Lawinenverbauung gegründet, welches in den darauffolgenden Jahren begann, viele der so genannten „Leiten- oder Bannwaldelen“ zu begrünen. Und wiederum kam dabei die Schwarzföhre erfolgreich zum Einsatz.

Mit Beginn des 20. Jahrhunderts ging die Aufforstungstätigkeit zurück. 1911 wurde vom selben Amt nochmals ein großangelegtes Aufforstungsprojekt lanciert, das durch den Widerstand der Bevölkerung und durch den Ausbruch des großen Krieges im Sand verlief. Die italienischen Behörden gingen in den Zwanziger- und Dreißigerjahren nur zaghaft ans Werk, der Aufforstungsgedanke schief ein. Es traf dann Dr. Franz Deutsch aus Neumarkt, der mit großem Einsatz Geldmittel vom Regionalrat erhielt, um die Aufforstung am Sonnenberg wieder aufzunehmen. Das damals mit 400 Millionen Lire (dies entspricht 5 Mio. Euro von heute) veranschlagte Projekt war

eine gezielte und wichtige wirtschaftliche Investition ins verarmte Tal. Viele Menschen fanden eine Beschäftigung und Geld kam in den Umlauf.

Auch dieses Mal wurde hauptsächlich Schwarzföhre verwendet. Andere Baumarten wie Lärche, Rotföhre oder Laubbäume wurden ebenso gepflanzt, konnten sich aber nicht so richtig durchsetzen.

Die im Vinschgau ursprünglich nicht heimische Schwarzföhre hat sich als geeignet erwiesen, die trockenen Leitenböden zu besiedeln. Im Schutze ihres Kronendaches aber kommt immer häufiger die heimische Flaumeiche auf, die durch eigene Kraft etwas später oder - mit Unterstützung der Forstbehörde - etwas früher die Schwarzföhre ablösen wird.

Hanspeter Staffler



Links: Aufforstungstätigkeit zwischen Eysr und Laas um 1955 (Fotoarchiv Landesabteilung Wasserschutzbauten)



Unten: Dr. Ing. Franz Deutsch aus Neumarkt a. d. Etsch, hochverdient an der Wiederaufforstung des Vinschgauer Leitenwaldes.



Literatur: Flora, H., 1879: Wiederaufforstung im Vinschgau. In: Mitteilungen des Deutschen und Österreichischen Alpenvereins. Redigiert von Th. Trautwein. Band V. Verlag des Vereins. München. Plank, J., 1995: Chronik der Wildbachschäden in Österreich bis zum Jahre 1891 und umfassende Dokumentation anhand von zwei Beispielen (Enterbach/Inzing, Niedersiller Mühlbach). Diplomarbeit am Institut für Wildbach- und Lawinenschutz. Universität für Bodenkultur Wien. Staffler, R., 1927: Die Hofnamen im Landgericht Schlanders (Vinschgau). Universitätsverlag Wagner, Seite 105. Schlernschriften 13. Innsbruck.

Gestaltung: Hans und Ulrich Wielander