

Umwandlung der Vinschgauer Schwarzföhrenforste in naturnahe Bestände (Südtirol / Italien)

Hanspeter Staffler & Gerhard Karrer

Abstract

Replacement of Austrian Pine forest by natural forest (South Tyrol/Italy)

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* DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) 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, vegetation ecology, forest ecology, dry forest soil, pararendzina

1. Einleitung

1.1 Ausgangslage und Problembeschreibung

Um 1995 kamen die Vinschgauer Schwarzföhrenforste (Abb. 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 Laubböhlzern – 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 Laubböhlzern 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 Waldstück 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 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 1: Sprüheinsatz über Schwarzföhren im Vinschgau (Archiv Forstinspektorat Schlanders).

1.1 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, KREBB 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 Standortspotenzial 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.

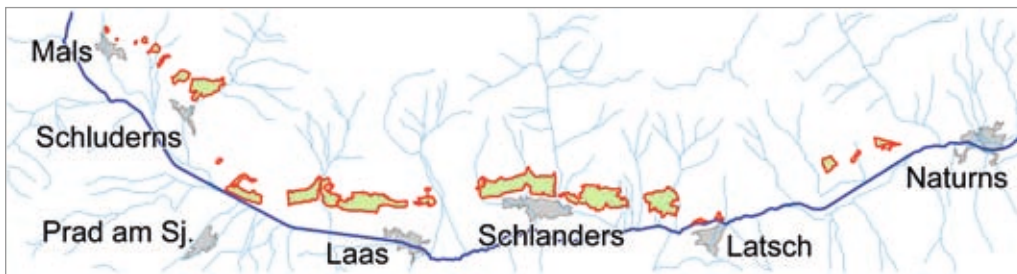


Abb. 1: Übersichtskarte der Schwarzföhrenforste.

2. Methodik

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 2, Foto 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).

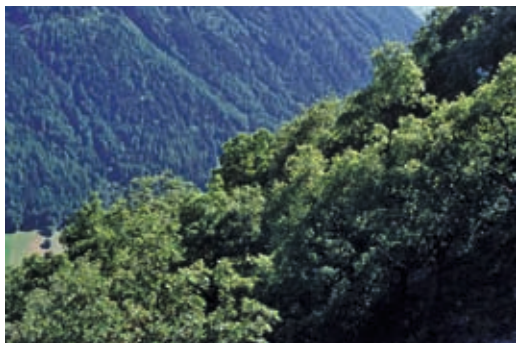


Foto 2: Flaumeichenbestand bei Laatsch/Mals.

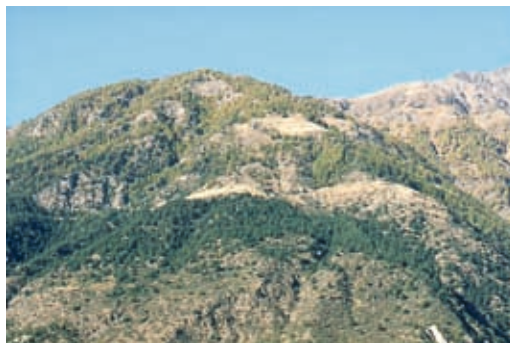


Foto 3: Tiefer gelegene Rotföhren- und höher gelegene Lärchenwälder bei Schlanders.

2.2 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 (GLEISCHER 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. 2).

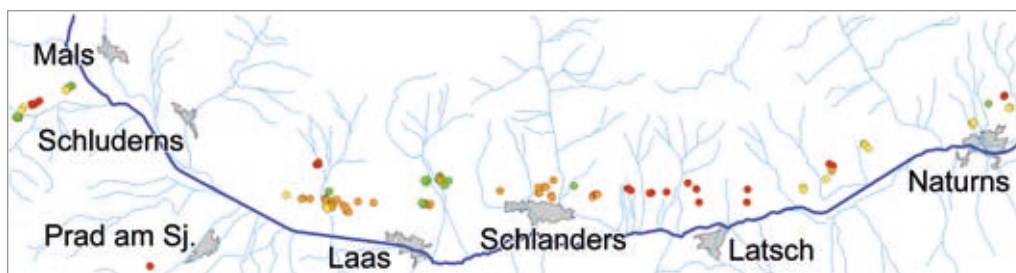


Abb. 2: Übersichtskarte der Aufnahmepunkte. Referenzbestände (RNV): rote Punkte (Rotföhrenbestände), gelbe Punkte (Flaumeichenbestände), grüne Punkte (Lärchenbestände). Orange Punkte markieren Aufnahmen in den Schwarzföhrenbeständen.

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- (Meereshöhe, 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.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

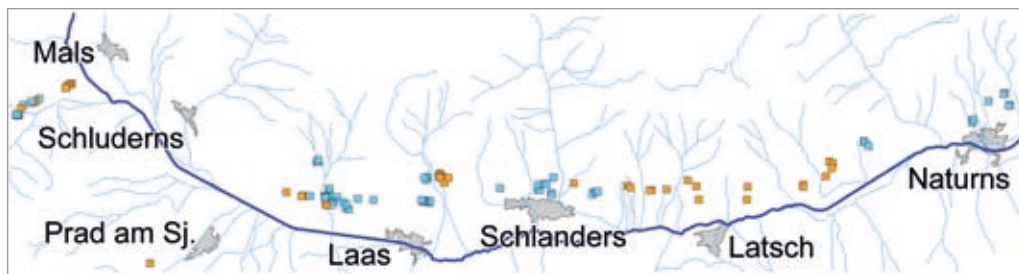


Abb.3: Übersichtskarte der untersuchten Bodenprofile.

Blaue Quadrate: Profilbeschreibung plus Probenentnahmen bis 10 cm Tiefe.

Orange Quadrate: Profilbeschreibung plus Probenentnahmen bis 50 cm Tiefe.

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 Standortmerkmalausschnitte 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

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 Standortgleichheit nicht ausgeschlossen werden; kommt es hingegen zu keiner Übereinstimmung, dann wird Standortgleichheit 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.

2.4.2 Standortökologisches 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.

2.4.3 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.

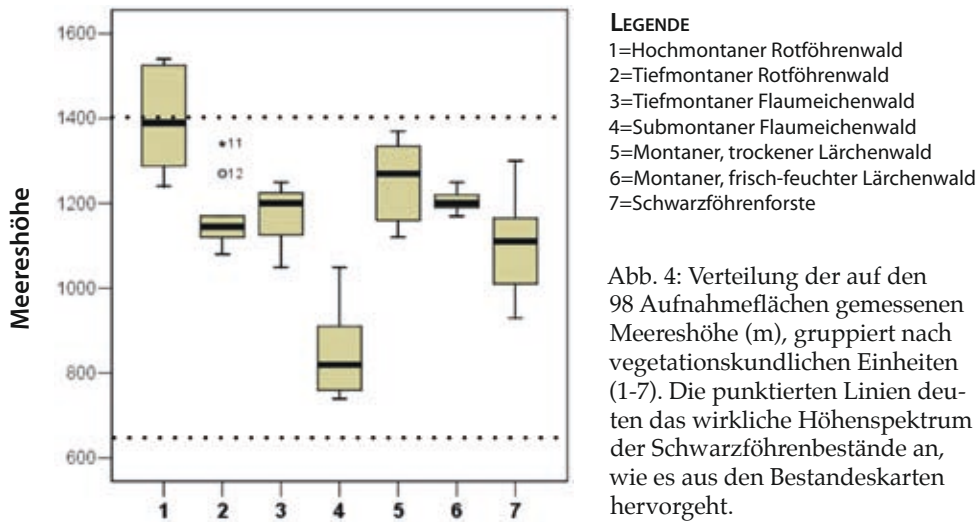
Ausgehend vom digital vorhandenen Geländemodell sowie den bekannten Perimetern der Schwarzföhrenbestände wurden in der Folge die potenziell naturnahen Waldtypen unter Berücksichtigung des vereinfachten Geländeschlüssels modelliert. Dabei wurde eine Verschneidung der aus dem Geländemodell abgeleiteten Rasterdaten (Grid's) durchgeführt und Abfragen entsprechend den vordefinierten Expositionsclassen 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.

3. Ergebnisse

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

3.1.1 Meereshöhe

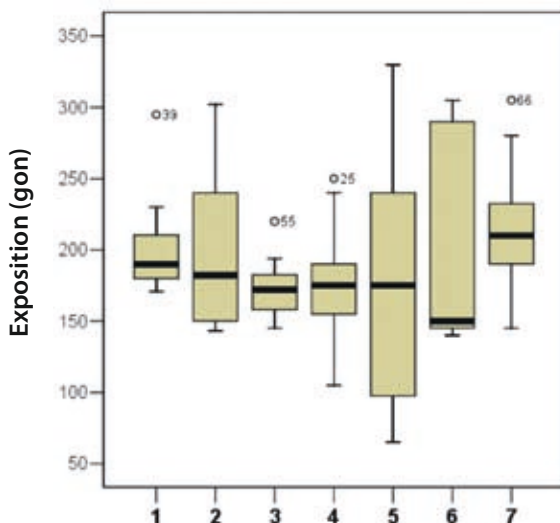
Zum Standortfaktor Meereshöhe muss gesagt werden, dass der Boxplot für die Schwarzföhrenforste (7) nur das Höhenspektrum der gewählten Stichproben repräsentiert und damit in diesem Fall ungenügend ist. Die wirkliche Höhenverbreitung der Schwarzföhrenbestände, welche durch Geländebegehung und Kartierung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



Tab. 1: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor Meereshöhe.
 Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

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

3.1.2 Exposition



LEGENDE

- 1=Hochmontaner Rotföhrenwald
- 2=Tiefmontaner Rotföhrenwald
- 3=Tiefmontaner Flaumeichenwald
- 4=Submontaner Flaumeichenwald
- 5=Montaner, trockener Lärchenwald
- 6=Montaner, frisch-feuchter Lärchenwald
- 7=Schwarzföhrenforste

Abb.5: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen gemessenen Exposition (gon), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

Tab.2: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor Exposition. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

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

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.

3.1.3 Neigung

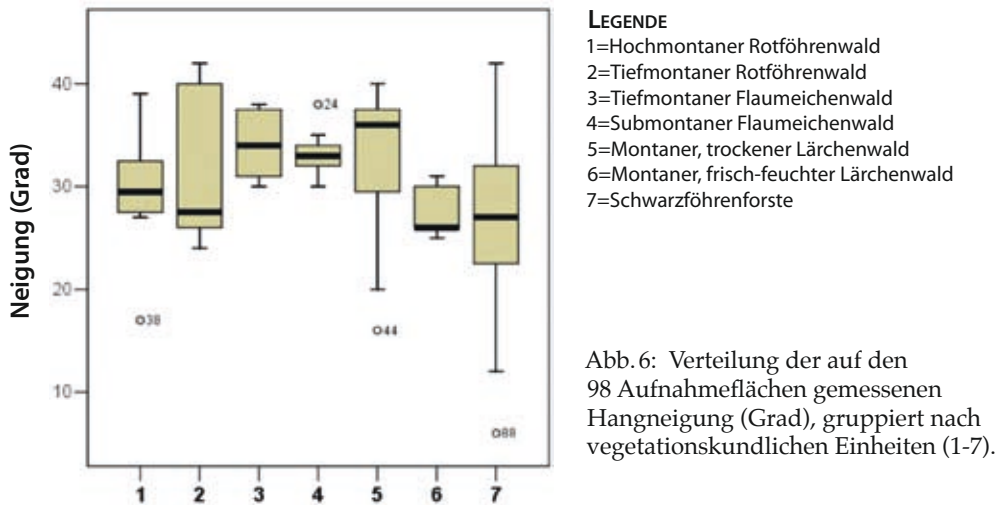


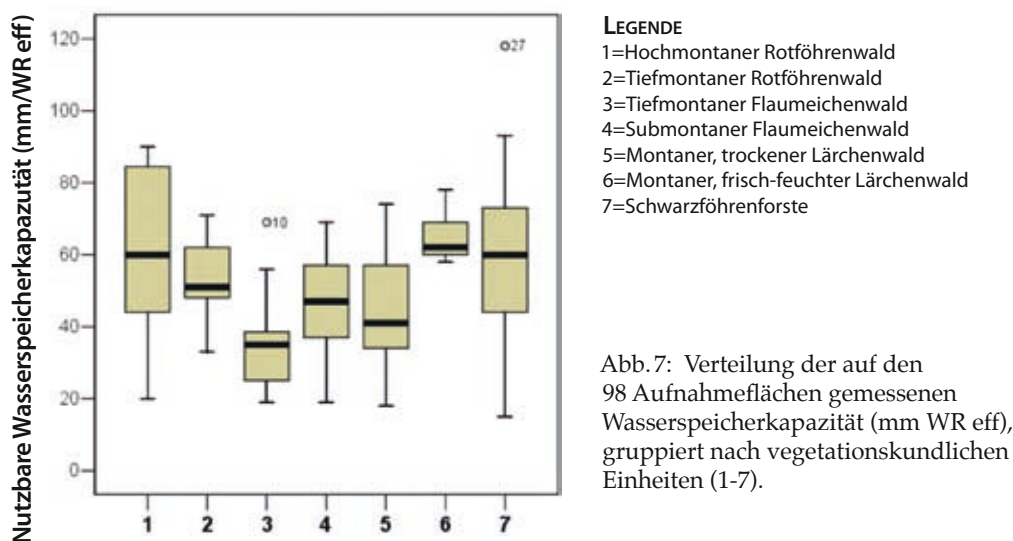
Abb. 6: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen gemessenen Hangneigung (Grad), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

Tab. 3: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor Neigung. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

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

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.

3.1.4 Nutzbare Wasserspeicherkapazität



Tab. 4: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor nutzbare Wasserspeicherkapazität. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

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

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.

3.1.5 pH-CaCl₂

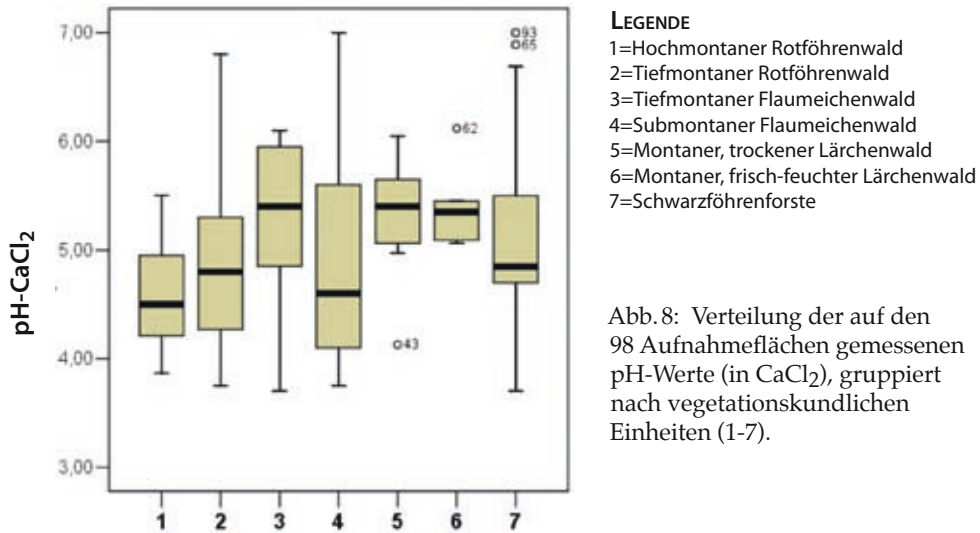


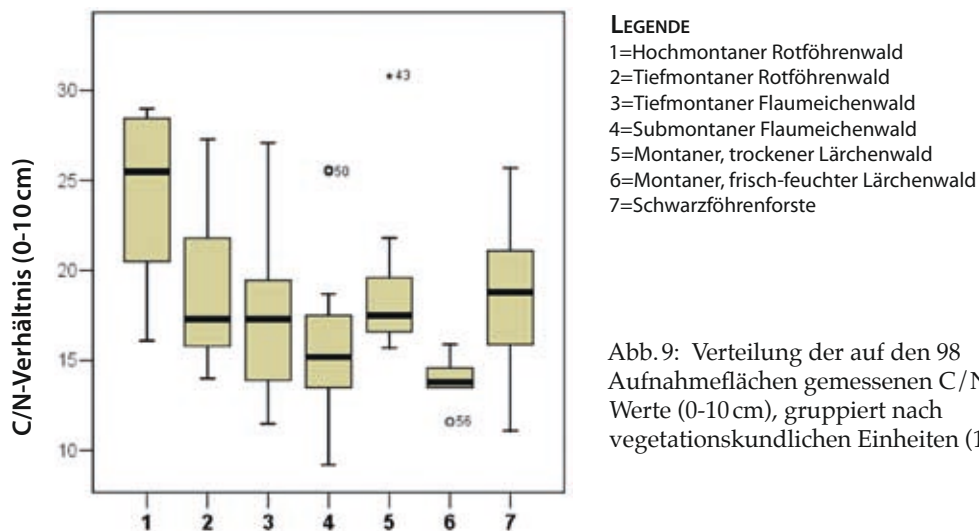
Abb. 8: Verteilung der auf den 98 Aufnahme­flächen gemessenen pH-Werte (in CaCl₂), gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten (1-7).

Tab. 5: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor pH gemessen in CaCl₂. Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

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

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.

3.1.6 C/N-Verhältnis



Tab. 6: Scheffé-Prozedur für den Standortsfaktor C/N-Verhältnis (0-10 cm). Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

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

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.

3.1.7 Relief

Tab.7: Verteilung der auf den 98 Aufnahme­flächen erhobenen Relieftypen, gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten

Waldtyp	Relief			
	Akkumulation	Mittelhang	Degradation	Gesamt
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

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 Akkumulationsstandorten 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.

3.1.8 Bodentyp

Tab.8: Verteilung der auf den 98 Aufnahme­flächen festgestellten Bodentypen, gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten

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

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

3.1.9 Humustyp

Tab.9: Verteilung der auf den 98 Aufnahmeflächen festgestellten Humustypen, gruppiert nach vegetationskundlichen Einheiten

Waldtyp	Humustyp			Gesamt
	xeromorph. Moder	Moder	mullarti- ger 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

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.

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

In STAFFLER & KARRER (2001) 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. 10).



Abb. 10: Entscheidungsbaum, wie er für die GIS-Analyse verwendet wurde.

Dieser Schlüssel lässt sich aus den Standortparametern 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 flachgründige 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. 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).

Tab. 10: Der monothetisch-divisive Geländeschlüssel mit den jeweiligen Zielbeständen

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

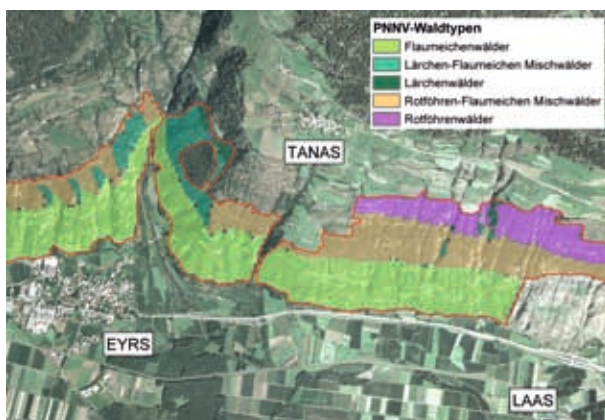
3.3 Die GIS-gestützte Zuordnung konkreter Raumpositionen zu PNNV-Einheiten

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. 11). Im nächsten Schritt ließen sich dann Flächengröße und Flächenanteil der projizierten naturnahen Referenzbestände ermitteln (Abb. 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. 11:
Kartenausschnitt der Schwarzföhrenforste (oben)

und der zugewiesenen potenziellen naturnahen Vegetation (unten).



4. Diskussion

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. 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 Standortfaktor **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 Flaumeichenwald) 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 Standortfaktor **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 Standortskatzen 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.

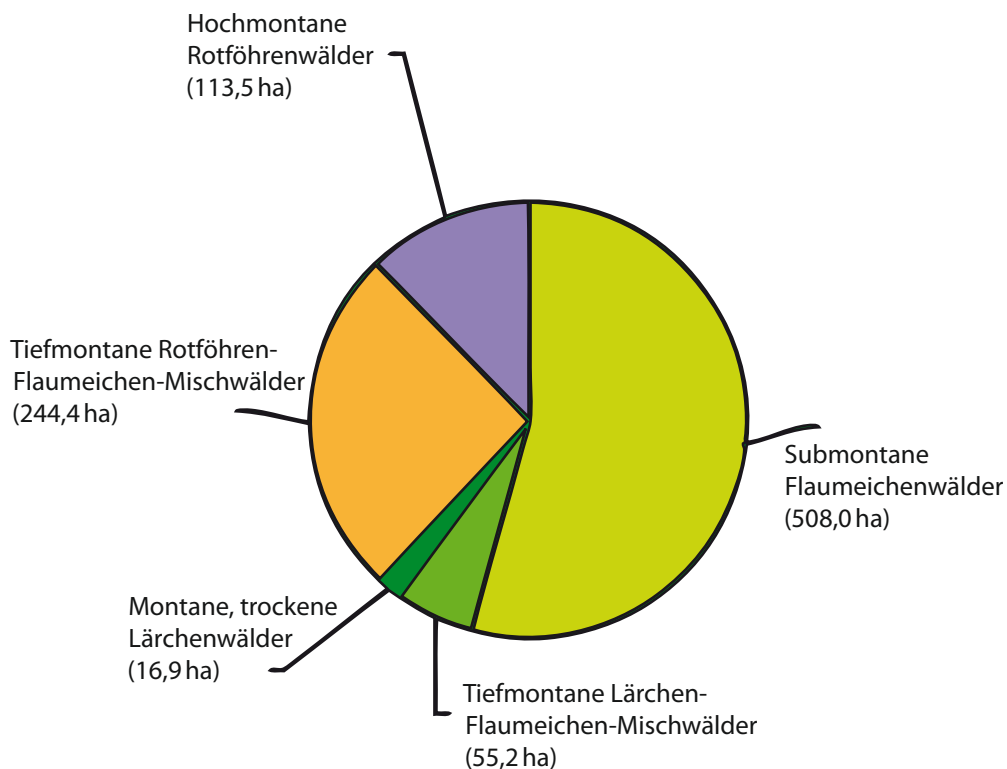


Abb. 12: Anteile der potenziell naturnahen Vegetation (PNNV) an den 938 Hektar Schwarzföhrenstandorten.

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 verbräunten 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 verbräunten 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.

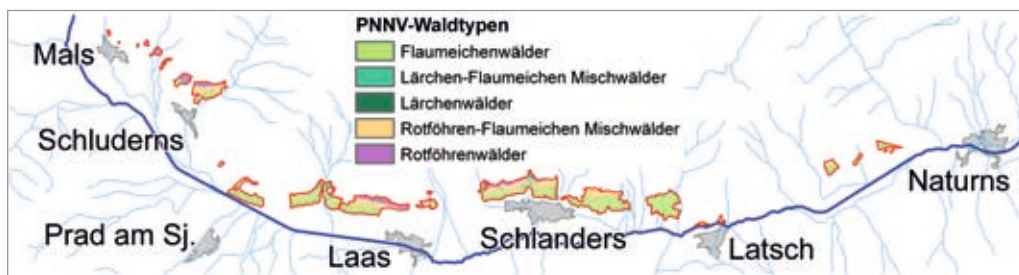


Abb. 13: Übersichtskarte zur potenziell naturnahen Vegetation (PNNV) auf den heutigen Schwarzföhrenstandorten.

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 geografische 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.

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 Standortfaktoren hervorgeht, ist die Standortgleichheit 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 Standortfaktoren Satz 1 der unten stehenden Formulierung.

- 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

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 Lärchenwäldern 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 allen anderen Funktionen wie Bodenschutz, Holznutzung, Erholung, moderater Weidenutzung und Naturschutz gerecht werden.

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* DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) 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.

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.

Literatur

- AG BODENKUNDE, 1982: Bodenkundliche Kartierungsanleitung. 3. Aufl. Hannover, 331 pp.
- BACKHAUS K., ERICHSON B., PLINKE W. & WEIBER R., 1996: Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 8. verb. Aufl. Springer – Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, 591 pp.
- BLUM W.E.H., DANNEBERG O.H., GLATZEL G., GRALL G., KILIAN W., MUTSCH F. & STÖHR D., 1986: Waldbodenuntersuchung. Österr. Bodenkundl. Ges.. Wien, 59 pp.
- BRAUN-BLANQUET J., 1961: Die inneralpine Trockenvegetation. Geobot. Selecta I. Fischer, Stuttgart, 272 pp.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag. Wien, New York, 865 pp.
- 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 pp.
- DIERSCHKE H., 1994: Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer Verlag, Stuttgart, 683 pp.
- 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, Blackwell Wissenschaftsverlag-Berlin: 246-255.
- FILLA K., 1992: Statistik f. Forstwirte u. Holzwirtschaftler. Hrsg.: Hochschülerschaft an der Universität für Bodenkultur, Wien, 81 pp.
- FLORINETH F., 1974: Vegetation und Boden im Steppengebiet des oberen Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck, 61: 43-70.
- FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Bearbeitet und zusammengestellt vom „Arbeitskreis Standortkartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 5. Auflage. IHW-Verlag. Eching bei München, 352 pp.
- 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. Athesia – Werkstatt. Bozen, 93 pp.
- GLEIRSCHER P., 1991: Zum frühesten Siedlungsbild im oberen und mittleren Vinschgau mit Einschluß des Münstertales. In: Der Vinschgau und seine Nachbarräume. Athesia. Bozen: 35-50.
- 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, Göttingen, 7: 53-67.
- KRAL F., 1985: Zur postglazialen Waldentwicklung in den südlichen Hohen Tauern, mit besonderer Berücksichtigung des menschlichen Einflusses. Pollenanalytische Untersuchungen. Sitzber. Österr. Akad. d. Wiss., math-naturwiss. Kl.
- KREIB K.H., 1983: Vegetationskunde: Methoden und Vegetationsformen unter Berücksichtigung ökosystemarer Aspekte. Ulmer, Stuttgart, 331 pp..
- KÜSTER H., 1998: Geschichte des Waldes. Beck, München, 267 pp.
- POTT R., 2005: Allgemeine Geobotanik. Biogeosysteme und Biodiversität. Springer, 652 pp..
- SEIBERT P. & CONRAD-BRAUNER M., 1995: Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Inntales. Tuexenia, Göttingen, 15: 25-43..

- 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. Dorfbeuern; Salzburg; Brüssel. Just-Verlag: 301-358.
- STAFFLER H. & KARRER G., 2005: Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau (Südtirol/Italien). Gredleriana, Bozen, 5: 135-170.
- STAFFLER H., KATZENSTEINER K., HAGER H. & KARRER G., 2003: Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol/Italien). Gredleriana, Bozen, 3: 377-414..
- 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, TEMI Editrice, Trento: 17-508.
- STRIMMER A., 1974: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues (Südtirol: Italien). Ber. nat.-med, Ver. Innsbruck, 61: 7-42..
- 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 pp.
- TÜXEN R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoz., Stolzenau/Weser, 13: 4-42.
- WALSEMANN E., 1967: „Potentielle natürliche Vegetation“ (Gedanken zur Wortbedeutung und Grammatik). Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F., Rinteln, 11/12.
- WILHALM TH., HELLRIGL S. & KUSSTATSCHER K., 1995: Standortkundlich-ökologische Kartierung der Kortscher Leiten unter besonderer Berücksichtigung der Schwarzföhrenaufforstung. Unveröffentlichtes Manuskript. 46 pp.

Adresse der 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@edvl.boku.ac.at

eingereicht: 04. 05. 2009
angenommen: 19. 08. 2009