

Die Schwarzföhrenbestände im Vinschgau aus kulturhistorischer und ökologischer Sicht

Von Hanspeter Staffler

In Memoriam Dr. Andreas Feichter (1961–2010)

Andreas Feichter fühlte sich als Forstrat und als Direktor des Forstinspektorates Schlanders nicht nur der Alm- und Waldwirtschaft verpflichtet, sondern er war dem Vinschgauer Sonnenberg in besonderer Weise zugetan. In dieser einzigartigen Kulturlandschaft verbrachte er so manchen Tag, arbeitend, vortragend, aber auch feierend.

Aus Verbundenheit zu den Vinschgauer Leuten hatte er im Jahr 1995 die vorliegende Arbeit angeregt und ab 1996 mit Überzeugung die waldbaulichen Empfehlungen übernommen. Jahr für Jahr arbeitete er mit seinen MitarbeiterInnen und Förstern waldbauliche Projekte zur Umwandlung der Schwarzföhrenforste aus und setzte sie erfolgreich in die Praxis um.

Damit gesellte er sich zu einer Gruppe von Persönlichkeiten, die sich um den Vinschgauer Sonnenberg verdient gemacht haben. In den heranwachsenden Flaumeichenwäldern wird sein Wirken noch lange Zeit sichtbar bleiben.

Am Pfingstmontag, 24. Mai, ist Andreas Feichter bei einer Schitour am Ortler abgestürzt.



Aufnahme: Rudolf Pollinger

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 (Abb. 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).



Abb. 1
Sonnenberg im
Vinschgau bei
Spondinig (um 1910).



Abb. 2
Aufforstungsarbeiten
am Sonnenberg
zwischen Eyrs und
Spondinig (um 1955).

Mit der Veränderung der sozio-ökonomischen 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 (Abb. 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).

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 (Abb. 3). Anfangs wurden die befallenen Äste mitsamt den Nestern von den Bäumen gesägt und verbrannt. Später dann, als die Bäume schon grö-

Ein typischer ökologischer Problemfall



Abb. 3
Durch den Kiefernprozessionsspinner geschädigte Schwarzföhren oberhalb von Vezzan (2003).



Abb. 4
Waldbrandfläche
bei Laas (1996).

ßer 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).

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 Schwarzföhrenbe-

stand, der sich auf der schwer abbaubaren, harzreichen Nadelstreu gut entwickelte (Abb. 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 (Wilhelm 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

besprührt, was die Populationsentwicklung des Spinners hemmt. Da dies lediglich als Symptombehandlung gelten kann, wurde damals auch eine gesamtgesellschaftliche 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?

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 sind potenzielles Waldland (Ellenberg 1996).

Als im 20. Jahrhundert 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“ (PNV). Die heutige PNV erklären, bitte 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 Standortbedingungen 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 Kulturstandortanalysen sowie standortsökologische Vergleichsanalysen zwischen Kultur- und Referenzbeständen.

Die vegetationsökologisch-geographische Umfeldanalyse der Schwarzföhrenbestände (Kulturstandorte) ergab 63 Aufnahmepunkte naturnaher Referenzbestände (Abb. 5). Dabei kamen häufig nur Waldfragmente von Flaumeichen-, Rotföhren- und Lärchen-

Methodischer Zugang oder wie kann das Problem ganzheitlich gesehen werden?

Die Umfeld-, Kulturstandorts- und Vergleichsanalyse

Abb. 5
Schwarzföhrenbestände oben und umliegende Referenzbestände (RNV) unten:
rote Punkte (Rotföhrenbestände),
gelbe Punkte (Flaumeichenbestände),
grüne Punkte (Lärchenbestände).

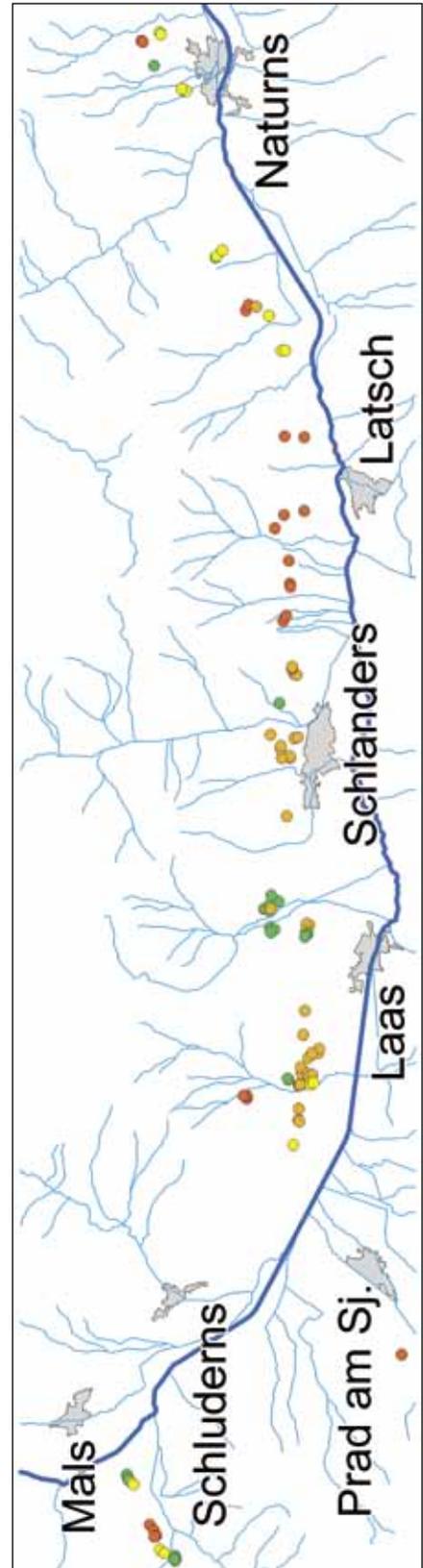
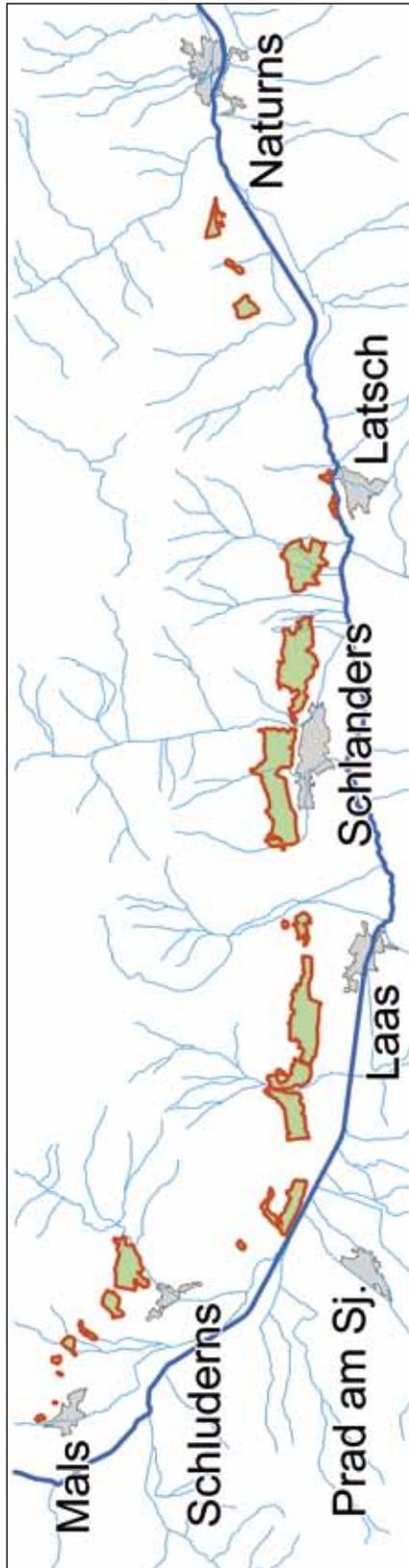




Abb. 6
Schwarzföhren-
bestände zwischen
Eyrns, Laas und
Tanas (2003).

beständen als Aufnahmeobjekte in Frage, weil sich das ursprüngliche, nacheiszeitliche Waldbild durch Beweidung sehr stark verändert hatte (Staffler & Karrer 2001).

Es war möglich, drei naturnahe Hauptwaldtypen – die wir als „reale naturnahe Vegetation“ (RNV) bezeichnen – zu definieren: der Flaumeichenwald der sub- und tiefmontanen Höhenstufe (*Festuco Valesiaca*-*Quercetum pubescentis*) sowie die Rotföhren- (*Astragalopinetum*) und Lärchenwälder (*Brachypodio rupestris*-*Laricetum deciduae*) 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 verbrauch-

te 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 sechziger Jahren etabliert (Abb. 6).

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

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

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

$S =$ Schwarzföhrenbestand, $R_n =$ Referenzbestände

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 Kulturstandortanalyse** 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 Einzelindi-

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

Tab. 1: Auszug aus der Vegetations-tabelle (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. 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. 2: Die gelb hinterlegten Felder zeigen für den jeweiligen Standortsfaktor Standortsähnlichkeit zwischen den sieben Waldtypen an; die statistischen Unterschiede der Felder in Grau 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 in Grau 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 vernachlässigbar, somit verbleibt 1 Fall oder 1,5 %, wo keine Standortsähnlichkeit gegeben ist.

Der hochmontane Rotföhrenwald unterscheidet sich 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 vernachlässigbar, weil die Höhenverteilung der Schwarzföhrenbestände das Resultat von Aufforstungen und nicht das Resultat einer ökologischen Etab-

lierungsphase 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 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

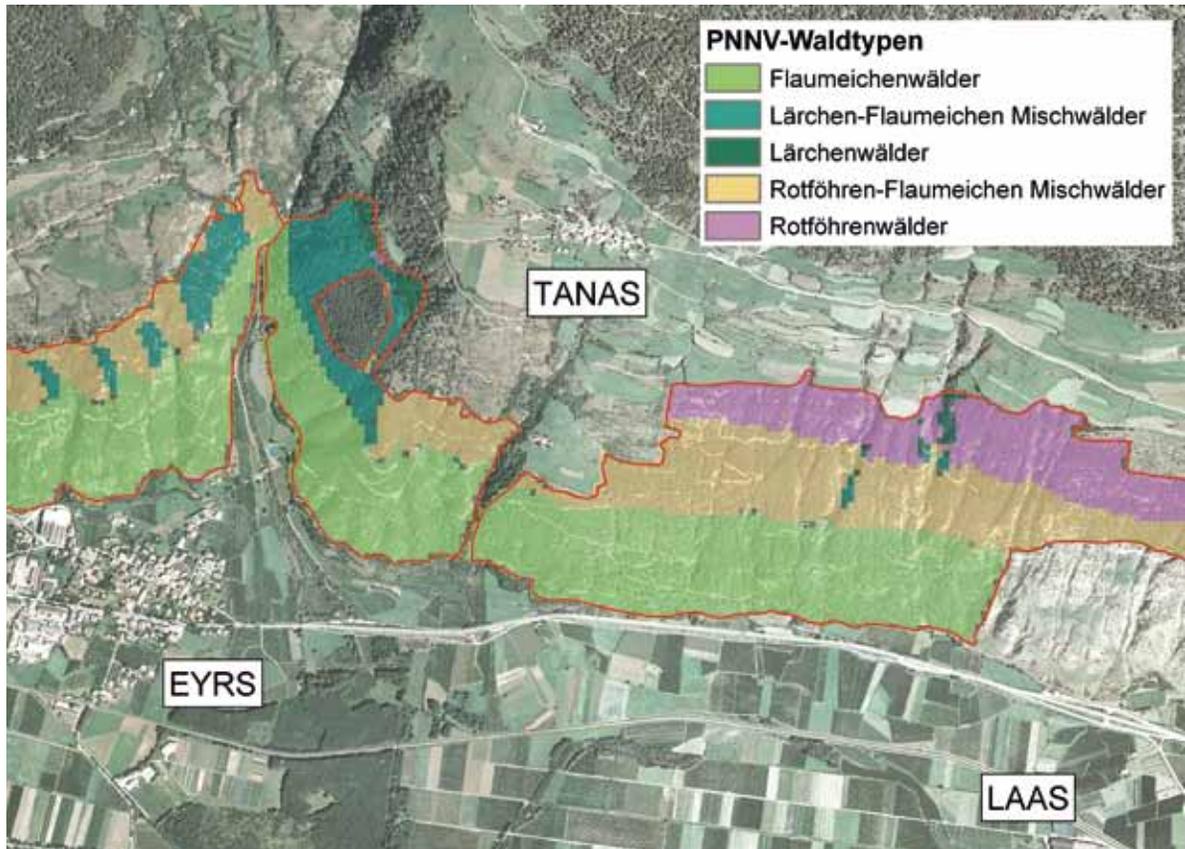


Abb. 7
Die potenziell
naturnahe Vegetation
(PNNV) zwischen Eyrs,
Laas und Tanas.

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. Dieselben 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. 7).

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 zehn 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 (Abb. 8). 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 Trupppform 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. 8
Flaumeichen-Biozelle
aus dem Jahr 1996,
Aufnahme 2009.

Alle Aufnahmen, außer Abb. 1
und Abb. 2, Hanspeter Staffler



Zusammenfassung

Im 19. und 20. Jahrhundert wurden im 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.

Anschrift:

Dr. Hanspeter Staffler

Autonome Provinz

Bozen – Südtirol

Abteilung 26

Brand- und Zivilschutz

Abteilungsdirektion

Drususallee 116

39100 Bozen

Literaturverzeichnis

Anko B., 1993: Josef Ressel. Wiederbewaldungsplan für die Gemeindegrenzen 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, 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 Kunstge-

schichte 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. Rohmder. 14. Jahrgang. Nr. 10. 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. 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. 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 latènezeitliche Besiedlung am Ganglegg in Südtirol – neue Forschungen zur Fritzens-Sanzano-Kultur. Internationale Archäologie; 91. Rahden/Westf.: Leido, 415 S.
- Gleirscher P., 1991: Zum frühesten Siedlungsbild im oberen und mittleren Vinschgau mit Einschluß des Münstertales. In: Der Vinschgau und seine Nachbarräume. 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. 251–273. Vandenhoeck & Ruprecht in Göttingen.
- Kofler Fuchsberg E., 2004: Der Vinschgauer Sonnenberg. Versuch der Annäherung an eine Landschaft. Der Schlern. Heft 10. 9–35. Athesia.
- Kölleermann Ch., 1979: Der Flaumeichenbuschwald im unteren Vinschgau. Vegetationskundliche, bodenkundliche und ökologische Untersuchungen. 222 S. Dissertation an der Universität Innsbruck.
- Kölleermann Ch., 1981: Die Trockenvegetation im Vinschgau. Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere e.V., 46: 127–147. München.
- Kowarik J., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregung zu einer zeitgemäßen Modifikation. Tuexenia 7. 53–67. Göttingen.
- Kreeb 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 biodiversità. 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 xerother-

- mic 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. 25–43, Göttingen.
- Staffler H., 1998: Montane und subalpine Nadelwälder im oberen Vinschgau (Eine Übersicht). *Der Schlern*. Heft 4. 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. 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. 377–414. Bozen.
- Staffler H., Karrer G., 2005: Die Schwarzföhrenforste im Vinschgau (Südtirol/Italien). *Gredleriana*, Vol. 5. 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 S.
- Strimmer A., 1974: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaues (Südtirol: Italien). *Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck*. Band 61. 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. 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. 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 – Modeling 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.
- Wilhelm 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*. Hrsg. von Nikolaus Grass. *Schlern-Schriften*. Innsbruck. Wagner.