

Verdrängen Flaumeichen die Walliser Waldföhren?

Andreas Rigling, Matthias Dobbertin, Matthias Bürgi, Urs Gimmi, Elisabeth Graf Pannatier, Felix Gugerli, Ursula Heiniger, Janina Polomski, Martine Rebetez, Daniel Rigling, Pascale Weber, Beat Wermelinger, Thomas Wohlgemuth

Die komplexen Ursachen des seit Jahrzehnten beobachteten Waldföhrensterbens und Baumartenwechsels im Wallis konnten im Rahmen des WSL-Forschungsprogrammes Walddynamik analysiert und weitgehend entschlüsselt werden, wenn auch noch Forschungsfragen offen bleiben. Für den Praktiker werden eingehende Hinweise und Ratschläge zur phytosanitären und waldbaulichen Behandlung abgeleitet, um die nachhaltige Erfüllung der Waldfunktionen zu sichern.

Waldföhrensterben – ein Rückblick

Der für das Walliser Rhonetal und seine Seitentäler charakteristische Waldföhrengürtel erstreckt sich vom Talboden auf etwa 450 m bis gegen 1500 m ü.M., in einzelnen Gebieten bis an die Waldgrenze. Das Areal der Föhrenwälder umfasst etwa 12 000 ha, was 11% der Waldfläche ausmacht. Sie schützen vor Lawinen, Steinschlag und Erosion, sind Erholungsraum für die Bevölkerung, stellen ein wichtiges Landschaftselement dar und sind Lebensraum für einzigartige Pflanzen und Tiere (RIGLING und CHERUBINI 1999; RIGLING *et al.* 2004). Schon seit Beginn des 20. Jahrhunderts wiesen die Föhrenbestände im Wallis wiederholt hohe Absterberaten auf. In den 1970er und 1980er Jahren wurden auffällige Nadelnekrosen an Waldföhren (*Pinus sylvestris* L.) mit Fluor-Immisionen aus nahe gelegenen Aluminiumwerken in Zusammenhang gebracht (FLÜHLER *et al.* 1981). Durch den Einbau von leistungsfähigen Filteranlagen in den Aluminiumwerken anfangs der 1980er Jahre wurde der Schadstoffausstoss drastisch reduziert, worauf die Schadmerkmale verschwanden. Obwohl der ursächliche Zusammenhang mit den Fluorimmisionen offensichtlich war, wurde schon damals auf weitere Stressfaktoren wie z. B. die Trockenheit hingewiesen. Zu Beginn der 1990er Jahre nahmen die Absterberaten erneut



Abb. 1. Vitale Flaumeiche umgeben von abgestorbenen Waldföhren.

Forschungsprogramm Walddynamik

Das Programm beschäftigte sich von 2001 bis 2006 mit gesellschaftlich bedeutenden Waldentwicklungen in mehreren Regionen der Schweiz. Rund 80 Personen untersuchten in über 40 Projekten die ökologischen Folgen von Umwelteinflüssen auf die Waldentwicklung. Aus den Resultaten entstanden im Dialog mit der Forstpraxis wissenschaftlich fundierte Handlungsanleitungen. Das Thema Waldföhrenwälder ist eines von sechs Kernthemen.

drastisch zu. Auf Anfrage der lokalen Forstdienste begutachtete der Phytosanitäre Beobachtungs- und Meldedienst (PBMD) der WSL wiederholt betroffene Waldgebiete und wies stets auf die starke Belastung durch verschiedene Schadinsekten und Krankheiten hin. Mancherorts traten andere Baumarten wie die Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd., Abb. 1) oder die Mehlbeere (*Sorbus aria* Crantz) an die Stelle der absterbenden Waldföhren. An anderen Orten waren aber keine Ersatzbaumarten zur Stelle um die Waldfunktionen zu übernehmen. Diese gebietsweise

recht dramatische Entwicklung (Abb. 2, 3) veranlasste die Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, gemeinsam mit der Dienststelle für Wald und Landschaft des Kantons Wallis ein umfassendes, interdisziplinäres Forschungsprojekt zu starten. Man wollte verstehen, weshalb die Föhren grossflächig absterben. Es sollten zudem Handlungsoptionen bzw. geeignete Bewirtschaftungsmassnahmen formuliert werden.

Topographie

Ein erstes wichtiges Ergebnis in der Problemanalyse war die Erkenntnis, dass die aktuellen Absterbephänomene, im Gegensatz zur früheren Fluorproblematik, nicht nur im Wallis, sondern auch in anderen inneralpinen Trockentälern des Alpenbogens wie der Region Innsbruck (SCHWANINGER 1998; CECH und PERNY 2000), Niederösterreich (TOMICZEK 1982; CECH und WIESINGER 1995), der Südsteiermark und Kärnten (PFISTER *et al.* 2001), dem Vintschgau (MINERBI 1993, 1998) und dem Aostatal (VERTUI und TAGLIAFERRO 1996) auftreten. Dieses alpenweite Auftreten lässt einerseits eine lokale Ursache, wie zum Beispiel Schadstoffimmissionen, als unwahrscheinlich erscheinen. Andererseits stellt sich die Frage nach Gemeinsamkeiten, denn in

allen Untersuchungsregionen wird übereinstimmend ein Faktorenkomplex als Auslöser für die Absterbephänomene genannt.

Als erstes war im Wallis festzustellen, wo wie viele Waldföhren abstarben. Hierzu wurden auf dem 1 x 1-km-Netz des Schweizerischen Landesforstinventares LFI, auf dem bereits Erhebungen aus den Jahren 1983–85 und 1993–95 zur Verfügung standen, Neuaufnahmen zu Baumartenmischung, Nadelverlust und Baumverjüngung durchgeführt. Die Analysen zeigten klar, dass die höchsten Mortalitätsraten in den vergangenen 20 Jahren in den tieferen Tallagen unterhalb etwa 1200 m ü. M., und zwar hauptsächlich im trockenen Zentralwallis aufgetreten waren (DOBBERLIN *et al.* 2005a). Während in den höher gelegenen Gebieten die Mortalität etwa dem schweizerischen Durchschnitt für die Waldföhre entspricht, sind die Werte für die Tieflagen im Wallis rund doppelt so gross (Abb. 4).

Fazit: Die Waldföhrenmortalität ist in den Tieflagen des Zentralwallis am grössten. Auch in anderen inneralpinen Trockentälern werden bei der Waldföhre erhöhte Absterberaten beobachtet.



Abb. 2. Schutzwald bei Stalden mit grossflächigem Föhrensterben (1999).



Abb. 3. Tote Föhre mit Misteln bei Brig.

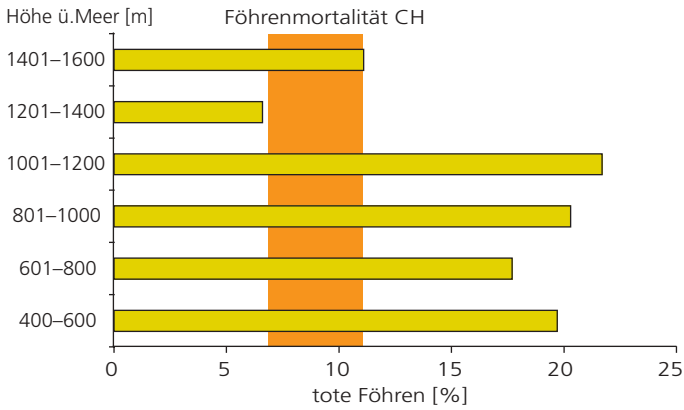


Abb. 4. Föhrenmortalität im Wallis im Vergleich zur Schweiz (1985 bis 2004).

Genetik

Bereits in den 1940er Jahren wurden die graue und die rote Waldföhre aus dem Wallis beschrieben (HESS 1942). Föhren mit einer eher gräulichen Borke findet man in den Tieflagen unterhalb etwa 1200 m, also im Bereich heute erhöhter Mortalität. In höheren Lagen wachsen die typischen roten Föhren. Neben rein ökologischen Ursachen für diese beiden Formen wäre es auch möglich, dass Tieflagen- und Hochlagenföhren genetisch verschieden sind und dass somit dem Föhrensterben in den Walliser Tieflagenpopulationen ein genetischer Unterschied zu Grunde liegt.

In den vier Regionen Brig, Stalden, Salgesch und Leytron suchten wir deshalb mit genetischen Methoden nach Unterschieden zwischen Tieflagen- und Hochlagenföhren (FOURNIER *et al.* im Druck). Für die Untersuchung wählten wir in jeder Region je einen Bestand im Bereich des Talbodens und aus möglichst hoher Lage aus. Gleichzeitig testeten wir, ob sich innerhalb der Bestände gesund erscheinende von kränkelnden, verlichteten Föhren unterscheiden lassen.

Die Resultate zeigten, dass sich die Populationen von grauen bzw. roten Föhren genetisch nur wenig unterscheiden. Diesen schwachen Unterschied erklären wir damit, dass Hoch- und Tieflagenpopulationen nicht gleichzeitig blühen und deshalb kein starker Genaustausch zwischen diesen Beständen stattfinden kann. Die genetischen Daten boten keine Erklärung für die Unterscheidung zwischen gesunden und kränkelnden Bäumen.

Aus den Resultaten lässt sich aber nicht endgültig klären, ob genetische Ursachen zum Föhrensterben beitragen. Da wir nur einen sehr kleinen Aus-

schnitt aus dem gesamten Erbgut der Föhren analysiert haben, bleibt die Möglichkeit offen, dass neben Umwelteinflüssen auch genetische Faktoren zum unterschiedlich starken Absterben in Tief- und Hochlagenbeständen beitragen.

Fazit: Die Föhren der Hoch- und Tieflagen zeigten nur geringe genetische Unterschiede. Kränkelnde und gesunde Föhren konnten genetisch nicht unterschieden werden.

Klima

Mit 500 bis 1000 mm Jahresniederschlag ist das Zentralwallis die trockenste Region der Schweiz. Dabei gibt es lokal grosse Unterschiede: Von West nach Ost nimmt im Rhonetal der Niederschlag infolge Abschirmung durch die Berge deutlich ab. Zudem ver-

schiebt sich das Maximum der Niederschläge vom Sommer in den Winter. Dadurch nimmt der sommerliche Trockenstress auf die Vegetation nach Osten zu und erreicht bei Visp seine stärkste Ausprägung. Betrachtet man die Entwicklung in den letzten hundert Jahren, so kann zwar keine Abnahme der Niederschläge und keine signifikante Zunahme von Trockenperioden festgestellt werden (REBETEZ und DOBBERTIN 2004), doch sind im Wallis wie auch im Rest der Schweiz die Temperaturen in diesem Zeitraum stark angestiegen (BERGERT *et al.* 2005). Auffällig ist der rasche Anstieg der Sommertemperaturen in den letzten 20 Jahren. Die heissen Tage mit mittlerer Temperatur über 20 °C haben in den Tieflagen in den letzten Jahren deutlich zugenommen: Visp verzeichnete 1980 22, heute knapp 40 Tage, im Hitzesommer 2003 den Rekord von 77 Tagen (Abb. 5).

Der Temperaturanstieg in den Sommermonaten verstärkt die Verdunstung und führt besonders in Trockenjahren, bei begrenzt verfügbarem Wasser, zu grösserem Trockenstress der Bäume (REBETEZ und DOBBERTIN 2004). Auf der Untersuchungsfläche Visp, wo seit 1996 schon mehr als 60 % der Föhren abgestorben sind, starben jeweils nach heissen, trockenen Sommern (z. B. 1998 und 2003) am meisten Bäume ab (DOBBERTIN *et al.* 2005a). Folgen mehrere trockene Jahre aufeinander, so sind die negativen Auswirkungen umso grösser (BIGLER *et al.* im Druck). Auch in anderen trockenen Gebieten in Italien (Bozen, Veltlin), Österreich (Inntal), Deutschland (Rhein-Main-Gebiet) und Frankreich

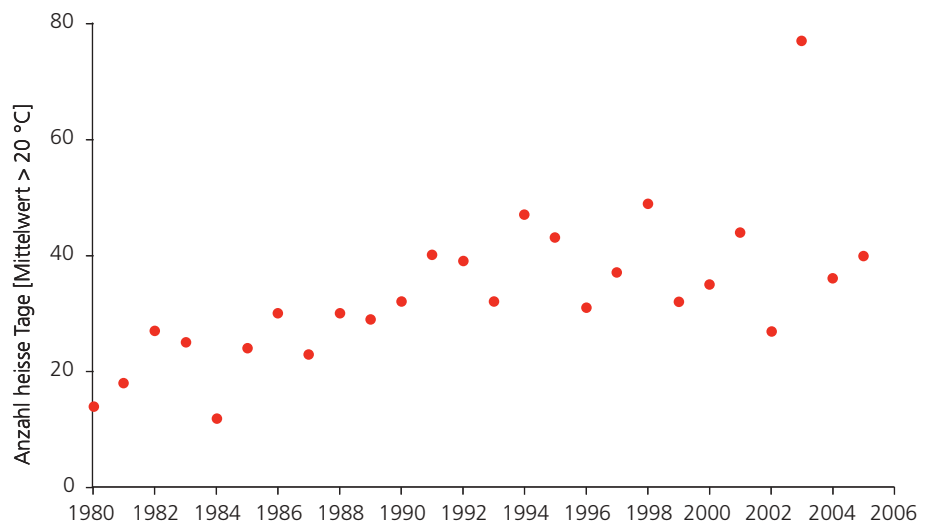


Abb. 5. Anzahl heisse Tage (Tagesmitteltemperatur grösser 20 °C) in Visp seit 1980.

(Sainte-Beaume) starben nach dem Trocken- und Hitzejahr 2003 grossflächig Föhren ab.

Generell führen trockene Jahre im Wallis zu vermehrtem Abwurf der Nadeln und zu kürzeren Nadeln und Trieben der Föhren (DOBBERTIN und RIGLING im Druck).

Zwar tragen auch die Laubbäume wie Mehlbeeren und Flaumeichen nach Trockenjahren weniger Blätter, doch sind ihre Sterberaten deutlich geringer als diejenigen der Föhren.

Föhren mit reduzierter Nadelmasse sind anscheinend stressanfälliger, z. B. bei gleichzeitigem Mistelbefall (DOBBERTIN und RIGLING im Druck) oder bei Befall durch Nematoden, Insekten und Bläupilze.

Zwar ist die submediterrane Flaumeiche besser an die Trockenheit angepasst. Wachstumsanalysen weisen aber darauf hin, dass auch die Flaumeiche in extremen Trockenjahren gefährdet ist.

Fazit: Die Sommer- und Wintertemperaturen sowie die Anzahl heisser Tage haben im Wallis in den vergangenen Jahrzehnten stark zugenommen. Die Niederschläge aber blieben konstant. Heisse, trockene Sommer schwächen die Föhren und führen zu erhöhter Mortalität.

Bodenverhältnisse

Das Bodenwasser ist ein wichtiger Bestandteil des Ökosystems Wald. Es gelangt über den Transpirationsstrom in den Baum und spielt in der Pflanze bei allen physiologischen Prozessen eine zentrale Rolle. Durch Wassermangel verursachter Trockenstress wirkt sich deshalb negativ auf die Baumvitalität aus. Unter den Ursachen der Vitalitätseinbussen spielen die Nährstoffvorräte eine untergeordnete Rolle. BLASER *et al.* (2005) beschrieben für drei Untersuchungsflächen bei Visp, Stalden und Lens zwar unausgewogene Vorräte; Nährstoffmangel wurde jedoch nirgends festgestellt. Hingegen sind, bedingt durch die zeitweilige Trockenheit, die Nährstoffe nur eingeschränkt verfügbar. Die Schätzwerte der Wasserspeicherkapazität zeigen, dass sie in Visp und Lens gross und in Stalden gering sind. Trotz der günstigen Bodenei-

genschaften in Visp und in Lens ist das Risiko für Trockenstress an allen drei Standorten unter den gegebenen klimatischen Verhältnissen sehr gross (BLASER *et al.* 2005).

Für die Untersuchungsfläche Visp haben wir die Wasservorräte im Boden zwischen 1995 und 2004 modelliert. Im Winter füllt sich der Wasserspeicher je nach Witterungsbedingungen oft nur teilweise auf und im Sommer werden die Wasserreserven aufgebraucht. Dies wird durch die kontinuierliche Messung des Wassergehaltes in zwei Tiefen (15, 40 cm) bestätigt. Im Sommer nimmt der Wassergehalt während Trockenperioden deutlich ab. Solange es keine nennenswerten Niederschläge gibt, bleibt der Wassergehalt bis zum Winter auf einem konstant niedrigen Niveau (Abb. 6); das Wasser ist nicht mehr pflanzenverfügbar. Kleine Niederschlagsmengen (< 10 mm pro Tag) verdunsten im Sommer sehr schnell und gelangen kaum in den Oberboden (Linien B, Abb. 6). Bei grösseren Mengen sickert das Wasser nur oberflächlich ein, während der Unterboden trocken bleibt (Linien A, Abb. 6). Der Unterboden wirkt in Trockenperioden also nur beschränkt als Wasserlieferant. Wird der Bodenwasserspeicher im Winter infolge unterdurchschnittlicher Niederschläge nicht gefüllt, tritt in der darauf folgenden Vegetationsperiode Trockenstress früher ein.

Somit stellen wir fest, dass die Bäume auf den Untersuchungsflächen während der Vegetationsperiode regelmässig unter Trockenstress leiden, was die Widerstandskraft gegenüber Schadorganismen reduziert.

Fazit: Die hochdurchlässigen, steinigen Böden bergen ein grosses Risiko für Trockenstress. Kleine Niederschlagsmengen verdunsten im Sommer, bevor sie in den Oberboden eindringen können. Der Wasserspeicher entleert sich regelmässig und die Pflanzen leiden unter Trockenstress. Nicht in jedem Winter werden die Wasserreserven wieder angelegt.

Mistelbefall

Ein wichtiges Element der Walliser Föhrenwälder ist die Föhrenmistel (*Viscum album ssp. austriacum*, Abb. 7, 8). Die Mistel ist ein wärmeliebender Halbparasit, der dem Baum Wasser und Nährstoffe entzieht, Photosynthese aber selber betreibt.

In den Jahren 2002/03 wurde auf dem 1x1-km-Netz des LFI zwischen 450 und 1600 m Meereshöhe an fast 1000 Föhren der Mistelbefall erhoben: auf 37 % aller Föhren und bei mehr als der Hälfte aller Stichproben wurden Misteln festgestellt (HILKER *et al.* 2005). Dabei lag die durchschnittliche Obergrenze (50 % aller Flächen mit Mistelbäumen) auf 1250 m Höhe, das höchste Vorkommen auf 1490 m (Abb. 9). Nach einer Umfrage der Forstämter im Jahr 1910 wurde im Wallis die obere Verbreitungsgrenze bei rund 1000 m ermittelt und der höchste Ort von Föhrenmisteln bei 1340 m angegeben (COAZ 1918). Dieser Anstieg von gut 200 m lässt sich durch den gleichzeitigen Temperaturanstieg im Winter von 1,6°C erklären (DOBBERTIN *et al.* 2005b), der sich fördernd auf die Rei-

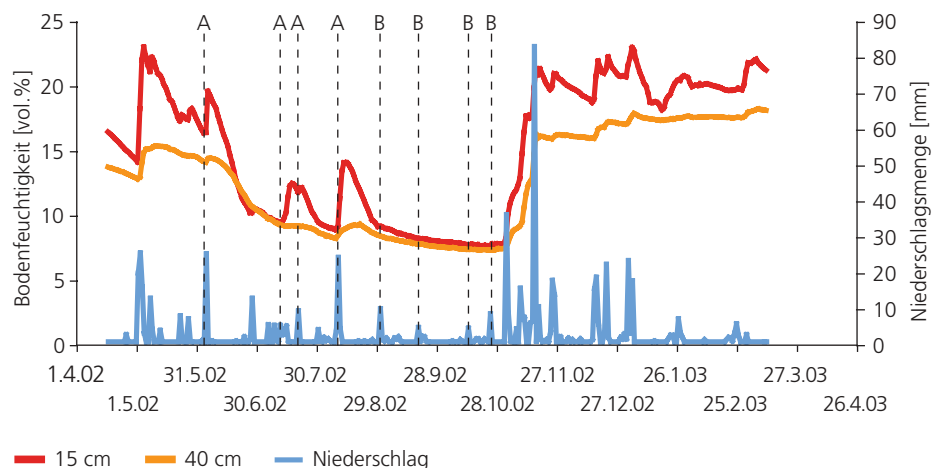


Abb. 6. Bodenfeuchtigkeit in Visp in den Tiefen 15 cm und 40 cm und Niederschlag (1.4.02 bis 26.4.03) (Niederschlagsdaten: G. Schneiter, WSL). Linien A und B: im Text erklärt.

fung der Mistelsamen im Winter und deren Verbreitung durch Vögel auswirkte. Entsprechend hat der Mistelbefall auf allen Walliser Forschungsflächen in den letzten Jahren deutlich zugenommen.

Die Mistel verbraucht bei Trockenheit deutlich mehr Wasser als die Föhre und erhöht dadurch den Trockenstress. Der Wirtsbaum reagiert daraufhin mit Schliessen der Spaltöffnungen, was zu vorzeitigem Nadelwurf, kürzeren Nadeln und weniger Seitenzweigen führt. Im Extremfall stirbt der Baum vorzeitig ab. Auf der Fläche Visp und auf dem LFI-Netz starben Bäume mit starkem Mistelbefall zwei bis dreimal häufiger ab, als wenig oder nicht von Misteln befallene (DOBBERTIN und RIGLING im Druck: Abb. 10). Zudem erhöhte sich vor allem nach Trockenjahren die Kronentransparenz von stark mit Misteln befallenen Bäumen in nur kurzer Zeit. Dies deutet daraufhin, dass starker Mistelbefall die Föhre schwächt und somit zum Föhrensterben beiträgt.

Auch die Zapfenproduktion wird durch Mistelbefall beeinträchtigt. Weitere Untersuchungen sind nötig, um zu klären, ob der Mistelbefall auch die Keimfähigkeit der Samen beeinträchtigt und damit die Verjüngung der Föhre nachhaltig gefährdet.

Fazit: Die Föhrenmistel ist im Wallis sehr häufig. Ihre Verbreitungsobergrenze verschiebt sich mit der Temperaturzunahme aufwärts nach oben. Mistelbefall führt zu einer Reduktion der Nadelmasse und in Kombination mit Trockenheit zu grösserer Föhrenmortalität.



Abb. 7. Starker Mistelbefall bei Stalden.

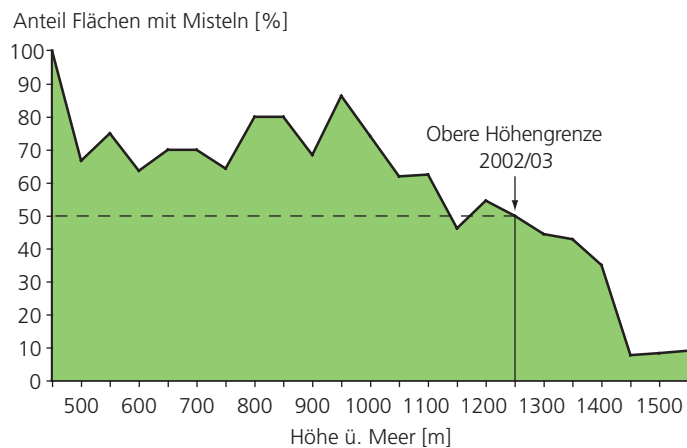


Abb. 9. Höhenverteilung des Mistelbefalles.



Abb. 8. Föhrenmistel.

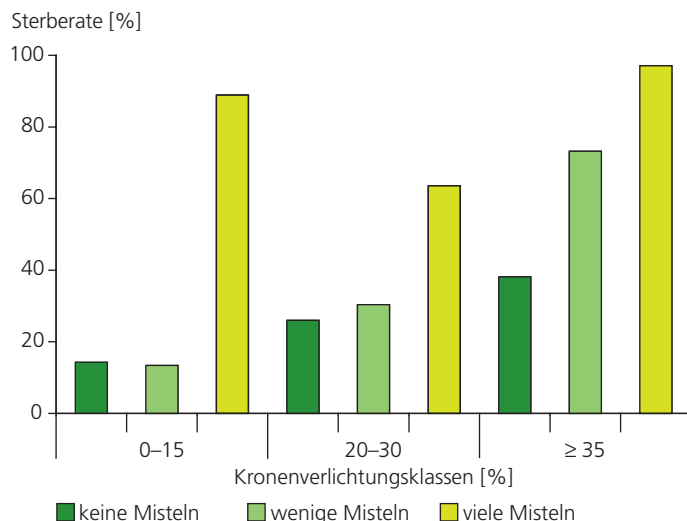


Abb. 10. Föhrenmortalität in Abhängigkeit von Mistelbefall und Kronenverlichtung.

Pilzbefall

Die Waldföhre ist Opfer vieler Pilzkrankheiten an Wurzeln, Stamm und Nadeln, welche die Bäume schädigen und sogar zum Absterben bringen können. Um die Rolle von Pilzkrankheiten beim Föhrensterben im Wallis abzuklären, untersuchten wir Föhren mit unterschiedlich stark ausgeprägten Schadsymptomen, von schwach verlichteter Krone bis frisch abgestorben, auf Pilzbefall. Zu den aggressivsten Schaderregern der Waldföhre zählen der Hallimasch (*Armillaria* spp.) und der Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum*), die beide eine Wurzelfäule verursachen. Keine der untersuchten Waldföhren im Wallis war indes von einer dieser Wurzelkrankheiten befallen. Nadel- und Triebkrankheiten, insbesondere *Cenangium ferruginosum*, sind im Wallis zwar vorhanden, konnten aber nur lokal mit dem Föhrensterben in einen kausalen Zusammenhang gebracht werden.

Auffällig ist das starke Auftreten von Bläue in den absterbenden Bäumen (Abb. 11). Bläue wird durch verschiedene Pilze hervorgerufen, die das Splintholz befallen und durch ihr gefärbtes Pilzmyzel zu einer blaugrauen Tönung des Holzes führen. Im Wallis treten Bläuepilze vor allem in stark geschädigten und frisch abgestorbenen Föhren auf; in einigen Fällen wurden Bläuepilze aber bereits in schwach geschädigten, noch unverbläuten Bäumen gefunden (Abb. 12). Obwohl die meisten Bläuepilze als ungefährlich gelten, wird aus Nordamerika über sehr gefährliche Ar-

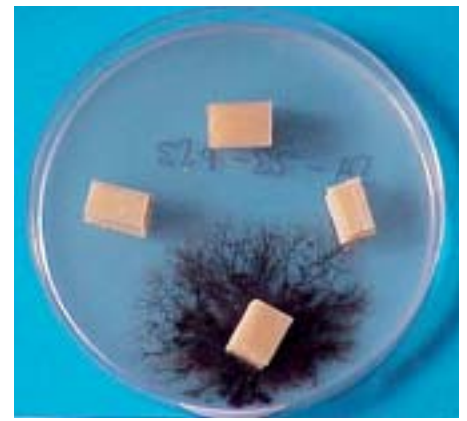
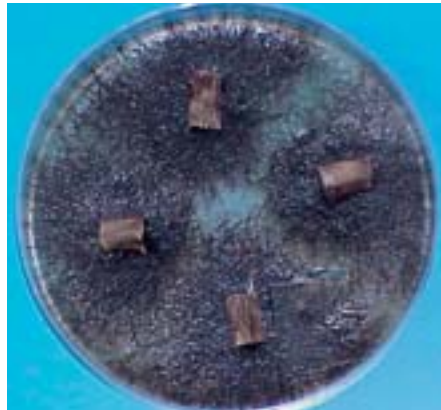


Abb. 11. Stammscheibe mit Bläuepilzbefall (oben links), Isolierung der Bläuepilze im Labor (unten links), Nachweis von Bläuepilzen trotz äusserlich nicht sichtbarem Befall (oben rechts).

ten berichtet. Im Wallis wurden hauptsächlich zwei Bläuepilze identifiziert: in den Wurzeln war *Leptographium serpens*, in Stamm und Ästen *Ophiostoma minus* vorherrschend. Diese beiden Arten gelten als schwach pathogen (Krankheiten verursachend). Bläuepilze sind oft mit baumbrütenden Insekten vergesellschaftet und werden beim Reifungsfraß und Brüten auf die Bäume

übertragen. So ist bekannt, dass *Ophiostoma minus* u.a. mit dem großen Waldgärtner (*Tomicus piniperda*) assoziiert ist. Die gefundenen Bläuepilze stellen somit einen von mehreren Faktoren dar, welcher zur allgemeinen Schwächung der Bäume beiträgt und vermutlich in Kombination mit Insektenbefall und Trockenheit das Absterben der Föhren begünstigt.

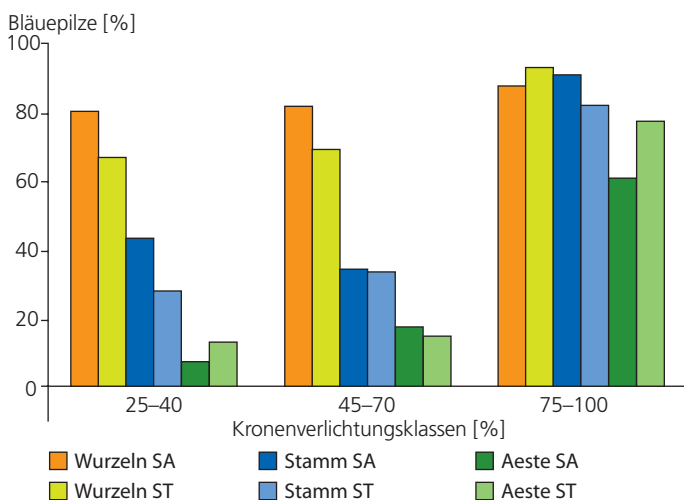


Abb. 12. Befall durch Bläuepilze in Wurzeln, Stamm und Ästen in Abhängigkeit von der Kronenverlichtung (Untersuchungsflächen Salgesch = SA, Stalden = ST).

Fazit: Hallimasch und Wurzelschwamm spielen beim Föhrensterben keine Rolle. Nadel- und Triebkrankheiten sind ebenfalls nur von untergeordneter Bedeutung. Hingegen treten zwei Bläuepilze häufig auf und stehen im Verdacht, zur allgemeinen Schwächung der Föhren beizutragen.

Nematodenbefall

Nematoden der Gattung *Bursaphelenchus* sind bis etwa 1 mm lange Fadenwürmer, die im Splintholz verschiedener Föhrenarten auftreten. So weit bekannt, werden alle Splintholznematoden durch Insekten während der Eiablage oder beim Reifungsfrass in die Bäume übertragen. Von den zahlreichen Arten wurde bisher lediglich der Kiefernholznematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) intensiv erforscht. Er ist ein äusserst gefährlicher Welkeerreger an verschiedenen Föhrenarten, der seit Jahrzehnten die Kiefernwälder Japans und anderer asiatischer Länder befallt (SCHÖNFELD *et al.* 2004). Im Jahr 1999 wurde er erstmals in Europa (Portugal) nachgewiesen.

Im Rahmen der nematologischen Untersuchungen im Wallis wurden die Verbreitung der Splintholznematoden und deren Rolle beim Absterben der Föhrenwälder studiert. Holzproben von insgesamt 217 verschiedenen stark geschädigten Föhren wurden auf Nematoden untersucht. Der gefährliche Kiefernholznematode *B. xylophilus* wurde nicht gefunden. Hingegen waren 40 % der frisch abgestorbenen Föhren mit verwandten *Bursaphelenchus*-Nematoden befallen. In gesunden und schwach geschädigten Bäumen konnten keine Splintholznematoden nachgewiesen werden. Interessanterweise waren sämtliche von Nematoden befallenen Bäume auch mit Bläuepilzen infiziert.

Die häufigste unter den fünf im Wallis gefundenen Arten war *B. vallesianus* (75 % der Funde), gefolgt von *B. mucronatus* (20%). Während *B. mucronatus* in Europa bereits bekannt war, handelte es sich bei *B. vallesianus* (Abb. 13) um eine neu entdeckte Nematodenart (BRAASCH *et al.* 2004).

Mittels Inokulationsexperimenten an Föhrenjungpflanzen im Gewächshaus wurde die Pathogenität der beiden Arten getestet. Beide Nematodenarten erwiesen sich bei optimaler Bewässerung als pathogen und führten innerhalb von zwei Monaten zum Absterben der geimpften Pflanzen (Abb. 14). Dabei reagierten dem Trockenstress ausgesetzte Pflanzen besonders stark auf die Nematoden.

Unsere Untersuchungen zeigen, dass in den absterbenden Föhrenwäldern im Wallis pathogene Splintholznematoden vorkommen, deren schädigende Wirkung auf Jungpflanzen durch Trockenheit verstärkt wird. Ob diese Resultate auch auf grosse, ausgewachsene Föhren übertragen werden können, muss noch abgeklärt werden.

Fazit: Der aggressive Kiefernholznematode (*B. xylophilus*) trat im Wallis bisher nicht auf. Hingegen konnten verschiedene verwandte Splintholznematoden, teils in grosser Anzahl nachgewiesen werden. Im Laborversuch führten sie zum Absterben der Föhrenjungpflanzen. Trockenheit verstärkte den Effekt.

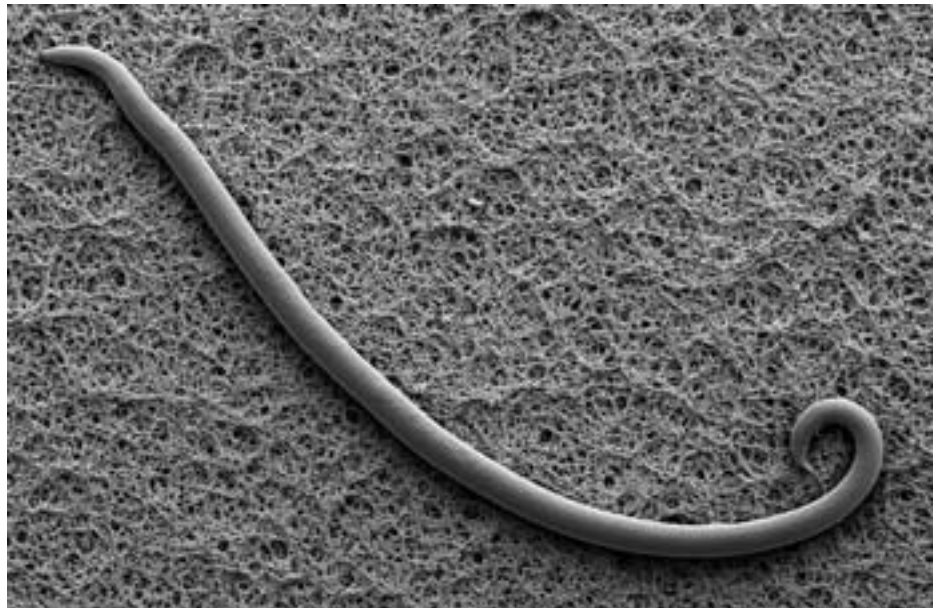


Abb. 13. Nematode (*B. vallesianus*) im Rasterelektronenmikroskop (Länge etwa 1 mm).



Abb. 14. Nematodenexperiment im Gewächshaus: Die linke Pflanze wurde mit Nematoden infiziert und stirbt ab, die Pflanze rechts ist unbehandelt.

Insektenbefall

In abgestorbenen Föhren wurden immer wieder verschiedene Insekten oder deren Frassspuren gefunden. Um einen möglichen ursächlichen Zusammenhang zwischen dem Absterben von Föhren und Insektenbefall abzuklären, fällten wir in Stalden und Salgesch zwischen 2001 und 2005 insgesamt 209 Föhren unterschiedlicher Verlichtungsgrade. Pro Baum wurden Proben von Stamm, Ästen und teilweise Wurzeln entnommen. Die Probestücke wurden im Labor in Schlupffallen, sogenannten Eklektoren, ausgebrütet und die auschlüpfenden Insekten abgesammelt und bestimmt. Besonderes Augenmerk galt den holzbewohnenden (xylobionten) Insekten, von denen insgesamt 5433 Individuen von 37 Arten gefangen wurden. Diese xylobionten Insekten fanden sich in Bäumen unterschiedlichster Verlichtungsgrade. Am meisten



Abb. 15. Oben: Blauer Kiefernprachtkäfer. Mitte: Zimmermannsbock. Unten: Holzwespe.

Tiere schlüpften jedoch aus Bäumen, die zum Fällzeitpunkt mehr als 65 % Nadelverlust aufwiesen.

Die häufigsten Vertreter waren der Weiche Nagekäfer (*Ernobius mollis*), der Blaue Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea*, Abb. 15), der Zimmermannsbock (*Acanthocinus aedilis*, Abb. 15), der Kiefernstangenrüssler (*Pissodes piniphilus*), der Sechszähnlige Kiefernborkekäfer (*Ips acuminatus*), der Langhalsige Kiefernborkekäfer (*Orthotomicus longicollis*), der Kleine Waldgärtner (*Tomicus minor*, ebenfalls ein Borkekäfer) und die Holzwespe (*Sirex noctilio*, Abb. 15). Von diesen kommen v. a. der Prachtkäfer, die Borkekäfer und die Holzwespe als potentielle Schädlinge in Betracht. Die Befallsmuster waren recht unterschiedlich (Abb. 16). Der Zimmermannsbock beispielsweise befiel nur stark geschwächte Föhren mit 70 bis 80 % Nadelverlust. Sowohl Bäume mit geringerer Verlichtung als auch fast abgestorbene Bäume wurden verschmäht. Ein ähnliches Verhalten zeigte der Langhalsige Kiefernborkekäfer. Der Blaue Kiefernprachtkäfer dagegen besiedelte bereits Föhren mit deutlich weniger als 50 % Verlichtung, brütete aber auch noch in toten aber noch frischen Bäumen mit 100 % Verlichtung. Ein ähnliches Verhalten zeigte auch der Sechszähnlige Kiefernborkekäfer. Der

Kiefernstangenrüssler und die Holzwespe waren im Verlichtungsbereich von 50 bis 80 % häufig. Nur von stark geschädigten Bäumen schlüpften Tiere aus den Wurzeln, vor allem *Hylastes*-Borkekäferarten und der Waldbock (*Spondylis buprestoides*).

Im zeitlichen Ablauf der Befallsdichte der genannten Hauptarten zeigte sich ein Maximum im Jahr 2001, gefolgt von einem Rückgang bis 2003 und einem erneuten Anstieg (Abb. 17). Letzterer dürfte auf die ausnehmend warmen und trockenen Bedingungen im Jahre 2003 zurückzuführen sein, welche die Wirtsbäume erheblich schwächten und die Entwicklung der Insekten begünstigten.

Da die meisten Insekten auf stark verlichteten und geschwächten Föhren gefunden wurden, sind sie wohl beim Absterbeprozess der Bäume mitbeteiligt. Sie scheinen aber keine primäre, ursächliche Rolle zu spielen – sie nutzen lediglich das üppig vorhandene Angebot an kränkelnden und absterbenden Bäumen. Einzig der Blaue Kiefernprachtkäfer, welcher in den vergangenen Jahren vermehrt beobachtet wurde, sowie der Sechszähnlige Kiefernborkekäfer könnten mit ihrem breiten Befallsspektrum als massgeblicher Schädigungsfaktor örtlich eine gewisse Rolle spielen.

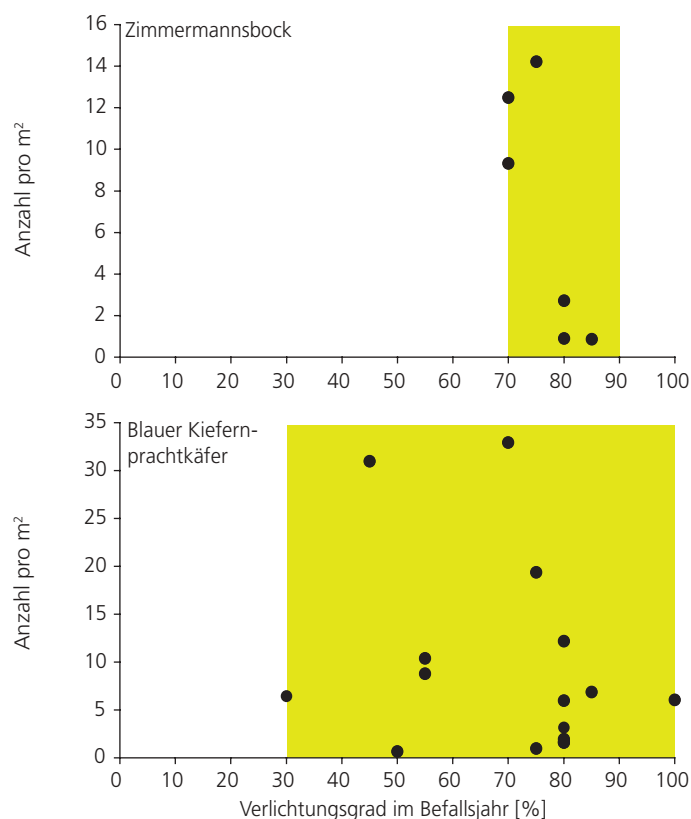


Abb. 16. Befallsmuster Zimmermannsbock und Blaue Kiefernprachtkäfer.

Verschiedene der gefundenen Insekten kommen zudem als Überträger von Pilzkrankheiten und Nematoden in Frage und dürften mit einer entscheidenden Rolle in der Absterbedynamik der Föhrenwälder spielen.

Fazit: Obwohl verschiedene Insekten beim Absterben der Föhren mitbeteiligt sind, kommen die meisten als ursächliche Faktoren nicht in Frage. Einzig der Blaue Kiefernprachtkäfer und der Sechszählige Kiefernborkekäfer spielen lokal als primäre Schadinsekten eine Rolle.

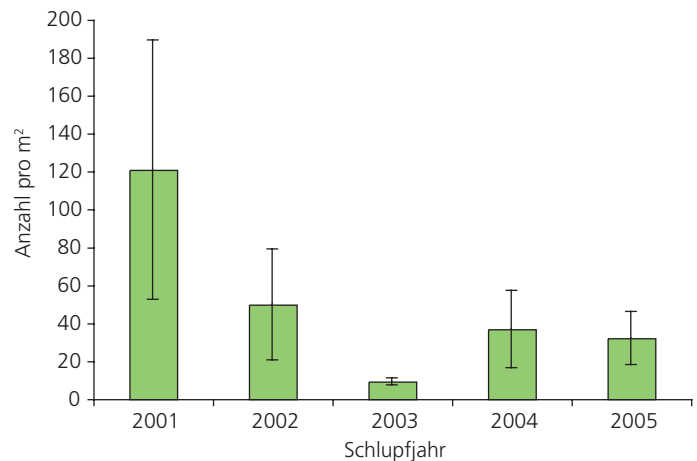
Baumartenwechsel

Die Situationsanalyse in den Waldföhrenwäldern zeigte nicht nur regionale Unterschiede des Absterbephänomens, sie belegte auch das Vordringen verschiedener Laubbaumarten, allen voran der submediterranen Flaumeiche (LOCK *et al.* 2003; RIGLING *et al.* 2004).

Die Wiederholung von 130 Vegetationsaufnahmen, die bis zu 70 Jahre alt sind, zeigte in der Hälfte aller Aufnahmen einen signifikanten Wechsel von Föhre zu Eiche (HADORN 2003; KIENAST *et al.* 2004). Die einzelnen Aufnahmepaare, d. h. Erst- und Zweitaufnahme, wurden nach Zeitdifferenz und Baumartenmischung geordnet. Der Wechsel von reinen Föhren- zu reinen Eichenbeständen dauert schätzungsweise 80 bis 140 Jahre.

Auf dem 1x1-km-Netz des LFI wurden die Veränderungen der Baumartenzu-

Abb. 17. Zeitliche Entwicklung der Befallsdichte 2001 bis 2005.



sammensetzung der letzten 20 Jahre erhoben und zu Einwuchs und Absterben von Einzelbäumen in Beziehung gesetzt. Während bei der Waldföhre eine Abnahme der Basalfläche um 12,7 % zu beobachten war, zeigten die übrigen Baumarten eine Zunahme um 4,7 %. Östlich von Sierre war der Wechsel unterhalb von 1100 m ü. M. noch ausgeprägter: Einer Abnahme von 23,5 % bei der Waldföhre steht hier eine Zunahme von 9,4 % bei den übrigen Baumarten gegenüber.

Mittels Luftbildanalysen wurden die Veränderungen der Waldstrukturen im Raum Visp untersucht (TINNER 2004). Luftbilder aus den Jahren 1977 und 1997 wurden verglichen. Die Resultate belegen eine zunehmende Dominanz der Flaumeiche (Abb. 18). Unterhalb etwa 1000 m ü. M. finden sich heute großflächige Flaumeichenbestände. Dies ist umso erstaunlicher, als noch An-

fang des 20. Jahrhunderts berichtet wurde, dass in der Region Visp die Flaumeiche lediglich in Form von einzelnen sterilen Büschen vorhanden sei (CHRIST 1920). Dieser Wechsel von Föhre zu Flaumeiche im Verlaufe von 100 Jahren entspricht der oben genannten, auf Vegetationsaufnahmen gestützten Zeitschätzung.

Fazit: In vielen Waldföhrenbeständen findet ein Baumartenwechsel statt: Die Waldföhre weist hohe Absterberaten auf, während sich Laubbäume, allen voran die Flaumeiche, ausbreiten. Der Baumartenwechsel kann mit alten Vegetationsaufnahmen, Luftbildern und Inventurdaten klar belegt werden.



Abb. 18. Baumartenwechsel bei Visp: Die Waldföhren sterben ab, die Flaumeichen breiten sich aus.

Bestandeskonkurrenz

Das Vordringen der Flaumeiche und anderer Laubbäume in die Föhrenbestände erhöht den Konkurrenzdruck auf die Waldföhre. Die Föhre ist als Pionierbaumart sowohl in der Verjüngungsphase als auch in späteren Wachstumsphasen auf viel Licht angewiesen. Ein vermindertes Lichtangebot durch das Aufkommen von Baumarten, welche auch im Halbschatten aufwachsen und überleben können, wie zum Beispiel der Flaumeiche, kann deshalb zu geringerem Zuwachs und im Extremfall sogar zum Absterben von Waldföhren führen. Mit Jahrringanalysen konnte eine Verminderung des jährlichen Zuwachses von Waldföhren im Vergleich zum Zuwachs ihrer Nachbarsbäume rekonstruiert werden (WEBER 2005). Besonders deutlich war diese Verschiebung der

Wachstums- respektive Konkurrenzverhältnisse in den letzten 10 Jahren. Sie führte bei den betroffenen Föhren zum Absterben von einzelnen Ästen und somit zu einer Reduktion der Assimilationsmasse. Diese Entwicklung kann auf den unterschiedlichen Lichtbedarf, die unterschiedliche Schatttoleranz der beiden Baumarten zurückgeführt werden. Überdies reagieren die beiden Baumarten unterschiedlich auf die Trockenheit, was die Konkurrenzkraft beeinflusst (EILMANN *et al.* 2006, WEBER 2005). Die Flaumeiche zeigt nämlich in Trockenjahren ein stärkeres Baumwachstum als die Waldföhre. In Mischbeständen wird dadurch der Konkurrenzdruck auf die Föhre verstärkt. Die Unterschiede in der Konkurrenzkraft sind zwar nicht Auslöser, jedoch eine treibende Kraft im ablaufenden Baumartenwechsel. Viele der heutigen Waldföhren-Flaumeichen-Mischbestände werden sich mittelfristig in Flaumeichenbestände umwandeln.

Fazit: Die Flaumeiche und andere Laubbäume dringen zunehmend in die Waldföhrenbestände vor und setzen die lichtbedürftige Föhre unter Druck. Trockenheit schwächt die Konkurrenzkraft der Föhre zusätzlich. Mittelfristig werden sich viele Waldföhren-Flaumeichen-Mischbestände in Flaumeichenbestände umwandeln.

Baumverjüngung

Die Entwicklung der Waldföhrenwälder wird nicht nur durch die erhöhten Absterberaten, sondern ebenso durch die Baumverjüngung massgeblich gesteuert. Der lokale Forstdienst hat in der Vergangenheit wiederholt auf generelle Verjüngungsprobleme der Waldföhre hingewiesen, obwohl lokal sehr üppige Verjüngung auftreten kann (Abb. 19). Die Verjüngungsaufnahmen, die auf 201 Stichprobenpunkten des 1x1-km-LFI-Netzes durchgeführt wurden, bestätigten diese Einschätzung: Auf 153 Flächen wurden dominante Waldföhren festgestellt, 80 % waren aber ohne jegliche Föhrenverjüngung. Von 19 Stichprobenflächen mit Eichenoberlicht waren aber nur fünf (26 %) ohne Eichenverjüngung. Auf nur drei von 35 Stichprobenflächen ohne Föhrenoberlicht (8 %) verjüngte sich die Föhre. Die Flaumeichenverjüngung wurde hingegen sehr



Abb. 19. Üppige Verjüngung von Waldföhren und Laubbäumen in einer Bestandeslücke bei Salgesch.

häufig gefunden, und zwar auf 79 % (53 Stichprobenpunkte) aller Flächen ohne Eichenoberlicht. Insgesamt wurden nur 486 junge Föhren, hingegen 2343 junge Eichen gezählt. Diese Situation ist mit Blick auf die Verbreitungsökologie der beiden Baumarten erstaunlich: Die Pionierbaumart Waldföhre mit ihrer grossen Anzahl leichter, flugfähiger Samen sollte gegenüber der Flaumeiche, welche verhältnismässig wenige schwere, hauptsächlich von Tieren verbreitete Samen produziert, in der Besiedlung neuer Standorte im Vorteil sein. Überdies sind im Wallis gegen 12000 ha, grösstenteils samenproduzierende Waldföhrenwälder und nur vergleichsweise wenige, lokal auftretende Flaumeichensamenbestände zu finden.

Die vorhandene Föhrenverjüngung kann aufgrund unserer Befunde nicht als nachhaltig beurteilt werden. Die Flaumeichenverjüngung hingegen dürfte in den kommenden Jahren noch wesentlich zunehmen, da immer mehr Samenbäume zur Verfügung stehen werden. Ebenso dürfte sich der Umstand positiv auf die Verbreitung der Flaumeiche auswirken, dass der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), welcher hauptsächlich die Eicheln verbreitet, in den letzten Jahren massiv weniger bejagt wurde. Die Unterschiede in der Verjüngung werden den schon heute zu beobachtenden Baumartenwechsel in mittlerer Zukunft vermutlich noch deutlich beschleunigen.

Die «spärliche» Waldföhrenverjüngung tritt schwerpunktmässig westlich

von Leuk auf. Sie deckt den ganzen untersuchten Höhenbereich, vom Talboden bis 1600 m ü.M. ab. Die Flaumeichenverjüngung kommt im ganzen Untersuchungsgebiet unterhalb 1000 bis 1200 m vor. Darüber ist sie nur vereinzelt anzutreffen.

Das Vorhandensein von Verjüngung kann folgendermassen erklärt werden: Je trockener der Standort, je mächtiger die Humusaufgabe und je höher die Bestandesdichte, desto weniger Föhren-, aber umso mehr Eichenverjüngung tritt auf. Nur Wildverbiss und Spätfrost kann die Eichenverjüngung aufhalten (Abb. 20).



Abb. 20. Wildverbiss an junger Flaumeiche.

Wie können die Keimungsbedingungen der Föhre verbessert werden? Hierzu wurden auf den langfristigen Untersuchungsflächen in Brig und Vollèges im Jahre 2003 schlitzförmige Verjüngungshiebe ausgeführt, damit mehr Licht auf den Boden gelangt, und teilweise wurde dabei auch der Rohboden freigelegt. Zwei Jahre nach diesen waldbaulichen Eingriffen ist noch keine Föhrenverjüngung auszumachen. Rohboden und Licht reichen alleine noch nicht aus, die Verjüngung in den Föhrenwäldern einzuleiten. Erforderlich sind ein ausreichendes Samenangebot und feuchte Witterung zur Zeit der Keimung im Spätwinter und Frühjahr.

Fazit: Obwohl die Waldföhrenwälder nach wie vor grossflächig vorhanden sind, fehlt die Föhrenverjüngung vielerorts. Junge Flaumeichen sind hingegen sehr häufig zu finden, sogar wenn keine Samenbäume in der Oberschicht vorhanden sind. Die Föhrenverjüngung leidet unter Trockenheit, Humusaufgabe und hoher Bestandesdichte, während die Flaumeiche dies besser erträgt.

Frühere Waldbewirtschaftung

Viele der heutigen Waldföhrenwälder sind in der Folge grossflächiger Waldverwüstungen im 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts entstanden. Bergbau (Gantertal), Glashütten (St. Prex) oder Schmelzwerke (Ardon) und auch der Eisenbahnbau zeichneten sich durch einen enormen Holzbedarf aus. Zudem wurden für den Holzexport ins Genferseebecken grosse Flächen kahl geschlagen, welche die Waldföhre als Pionierbaumart besiedeln konnte.

Im historischen Teil des Waldföhrenprojekts wurden die traditionellen Waldnutzungen räumlich und zeitlich rekonstruiert und soweit als möglich quantifiziert. Dies erlaubt eine ziemlich genaue Abschätzung des Einflusses der historischen Waldnutzungsänderungen auf die aktuellen walddynamischen Prozesse in den Walliser Föhrenwäldern. Dazu wurden einerseits alte Waldwirtschaftspläne und schriftliche Dokumente der kantonalen Forstverwaltung aus dem Walliser Staatsarchiv analysiert. Andererseits wurden Zeitzeugen befragt, welche diese Nutzungen noch selber getätigt haben und

deshalb Informationen aus erster Hand liefern konnten.

Die Untersuchungen zeigen, dass in den Föhrenwäldern neben der Holznutzung vor allem die Waldweide und die Streunutzung von grosser Bedeutung waren. Daneben war Leseholz – Dürholz und Zapfen – als Brennmaterial sehr begehrt. Lokal wurden Föhrenstümpfe zwecks Harzgewinnung ausgekocht. Ökologisch betrachtet weniger wichtig, aber von kulturhistorischer Bedeutung war das Ernten von Misteln für verschiedene medizinische Anwendungen.

Waldweide: Die Walliser Föhrenwälder wurden grossflächig für die Schmalviehweide (Ziegen und Schafe) genutzt (Abb. 21). Während die Schafe in der Regel im Frühling und Herbst vor und nach der Alpsaison jeweils für einen Monat im Wald weideten, blieben die meisten Ziegen praktisch das ganze Jahr im Wald. Nach dem Zweiten Weltkrieg nahm der Ziegenbestand rapide ab und infolgedessen verschwand auch die Waldweide bis Ende der 1950er Jahre praktisch vollständig (Abb. 22).

Streunutzung: An bestimmten trockenen Tagen im Herbst zogen vor allem Frauen und Kinder in den Wald, um mit speziellen Holzrechen an geeigneten Orten Waldstreu zu sammeln. Oft wurde zusammen mit der Streudecke auch die oberste Bodenschicht zusammengereicht. Das Material wurde zur Lagerung entweder direkt in die Scheune transportiert oder aber im Wald auf grossen Haufen zusammengetragen (Abb. 23). Die Waldstreu diente an Stelle von Stroh als Einstreumaterial in den Ställen. Die Bedeutung der Streunutzung ging nach dem Zweiten Weltkrieg



Abb. 21. Ziegenweide im Wald (um 1920; aus SCHMID 1998).



Abb. 23. Streunutzung im Wald (ca. 1965, Foto A. Imboden, Zollikofen; aus KEMPF 1985).

Ziegenbestand im Kanton VS

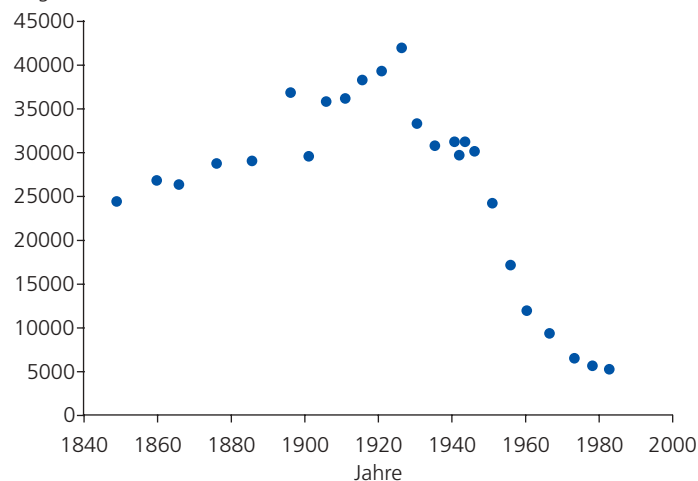


Abb. 22. Entwicklung des Ziegenbestandes im Kanton Wallis (RITZMANN-BLICKENDORFER 1996)

rasch zurück, örtlich wurde sie jedoch bis in die 1960er Jahre ausgeübt.

Waldweide und Streunutzung begünstigten die Föhrenverjüngung über lange Zeit. Die Flaumeiche wurde vom Weidevieh viel stärker verbissen als die Föhre. Durch die Streunutzung wurde der Rohboden wiederholt freigelegt und ideale Ansammlungsbedingungen für die Pionierart Waldföhre geschaffen. Zudem wurden durch das Rechen nicht nur die Streuauflage, sondern auch die Eicheln entfernt und somit das Verjüngungspotential der Flaumeichen vermindert. Durch die Aufgabe dieser Nutzungen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts verschlechterten sich nicht nur die Keimungsbedingungen der Föhre – auch die Laubbaumarten konnten sich zunehmend entfalten, was sich im zu beobachtenden Baumartenwechsel widerspiegelt.

Fazit: Traditionelle Waldnutzungen wie Waldweide und Streunutzung, welche während Jahrhunderten praktiziert wurden, schufen für die Waldföhre günstige (Rohboden, Viehtritt), für die Flaumeiche (Verbiss) ungünstige Ansammlungs- und Aufwuchsbedingungen. Heute sind diese Nutzungen aufgegeben und die Verjüngungsbedingungen verändern sich zugunsten der Flaumeiche, aber zum Nachteil der Waldföhre.

In Walliser Föhrenbeständen sind als schwächende Faktoren die Baumalterung, die zunehmende Bestandeskonkurrenz, der starke Mistelbefall, die generell wirkende Trockenheit, sowie regelmässiger Insektenreifungsfrass durch z.B. den Waldgärtner zu nennen. Beim Reifungsfrass können zudem pathogene Pilze und Nematoden in die Bäume übertragen werden. Zusammen schwächen diese Faktoren den Baum über Jahre oder Jahrzehnte und machen ihn anfällig auf kurzzeitig wirkende, auslösende Stressfaktoren wie Trockenperioden, Insektenbefall durch z.B. Kiefernprachtkäfer, Borkenkäfer, Nematoden oder aggressive Bläuepilze. Diese auslösenden Faktoren beeinträchtigen die physiologischen Prozesse des Baumes und reduzieren seine Widerstandskraft gegen weitere Insekten und pathogene Pilze. Die Summe aller schwächenden und auslösenden Faktoren bestimmt die Widerstandskraft (Vitalität) des Baumes. Ist der Baum sehr stark geschwächt, dann reicht ein vergleichsweise schwacher finaler Stressfaktor aus, den Baum zum Absterben zu bringen. Solche finalen Faktoren sind sekundäre Schadinsekten wie z.B. Waldgärtner, Rüsselkäfer oder Holzwespen, pathogene Pilze wie z.B. Nadel- und Triebkrankheiten, Nematoden, akuter Mistelbefall oder weitere Klimafaktoren wie Frost.

Die Faktorenkombination ist je nach Waldbestand unterschiedlich und unterliegt den sich laufend verändernden Umweltbedingungen.

Fazit: Die modellhafte Betrachtung der Absterbedynamik der Föhren beruht auf einer Gliederung der vitalitätsmindernden Faktoren in schwächende, auslösende und finale Stressfaktoren. Die Summe der schwächenden und auslösenden Faktoren bestimmt die Widerstandskraft des Baumes. Je nach Widerstandskraft der Föhre kann schon ein relativ schwacher finaler Faktor zum Absterben führen. Letztlich entscheidet also die Faktorenkombination, ob und wann die Waldföhre abstirbt.

Synthese: Verjüngung

Für eine erfolgreiche Baumverjüngung müssen verschiedene, baumartenspezifische Kriterien erfüllt sein. In Abbildung 25 sind sechs verjüngungsrelevante Faktoren als Achsen dargestellt: Der Achsenschnittpunkt entspricht dem Nullpunkt der Faktorenwerte. Die grüne Fläche umspannt die optimalen Verjüngungsbedingungen, während die gelbe Fläche die aktuelle Situation im Wallis darstellt. Die kleinen blauen Pfeile geben an, in welche Richtung sich die

Synthese: Föhrenmortalität

In der Literatur sind viele verschiedene Konzepte zur Absterbedynamik von einzelnen Bäumen oder ganzen Waldbeständen zu finden. Neben vielen Unterschieden haben alle Absterbetheorien eines gemeinsam: nur in den seltensten Fällen machen sie einen einzelnen Faktor für das Absterben verantwortlich. Vielmehr nehmen sie an, dass in der Regel viele verschiedene biotische und abiotische Stressfaktoren beteiligt sind. Im Folgenden möchten wir uns auf das Konzept von MANION (1981) stützen, welches schwächende (*predisposing*), auslösende (*inciting*) und finale (*contributing*) Faktoren unterscheidet. Die Kombination dieser Faktoren und die daraus resultierenden Interaktionen zwischen ihnen führen zum frühzeitigen Baumtod (Abb. 24).

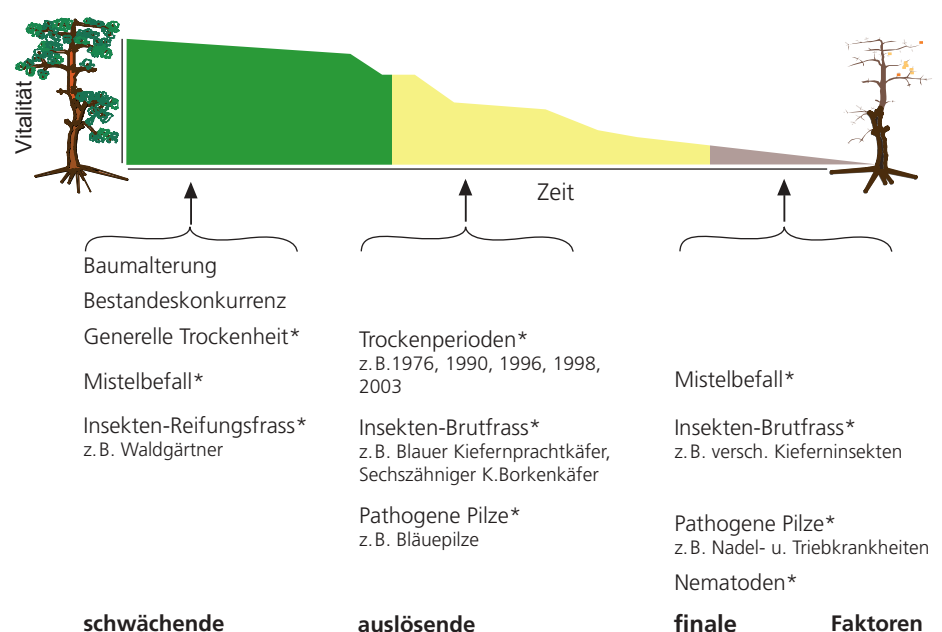


Abb. 24. Faktoren des Föhrensterbens (mit einem * markierte Faktoren werden direkt oder indirekt durch die Klimaveränderung beeinflusst).

Verjüngungssituation in nächster Zukunft entwickeln dürfte. Je grösser die Distanz zwischen den grünen und gelben Punktepaaren, als desto kritischer ist die Verjüngungssituation zu beurteilen. Bei der Waldföhre müssen, ausser Keimlingskrankheiten und Verbiss, alle Kriterien als kritisch mit Tendenz zu Verschlechterung eingestuft werden. Bei der Flaumeiche hingegen ist die aktuelle Situation, abgesehen vom Verbiss, schon recht nahe beim Optimum mit Tendenz auf Verbesserung. Der Wechsel in der Waldbewirtschaftung und der ablaufende Baumartenwechsel führen zu grösseren Humusaufgaben und zur Verdunkelung der Bestände. Diese Entwicklung benachteiligt die lichtbedürftige Föhre als ausgeprägten Rohbodenkeimer gegenüber der Flaumeiche. Das Samenangebot der Waldföhre ist aufgrund des starken Mistelbefalles reduziert. Jenes der Flaumeiche dürfte sich aufgrund der Aufgabe der Streunutzung und der stetig wachsenden Anzahl von Samenbäumen noch verbessern. Die Verjüngung der Waldföhre ist gegenüber Trockenheit empfindlicher als jene der Flaumeiche. Weiter steigende Temperaturen und wiederholte Dürreperioden können in Zukunft aber auch die Verjüngung der Flaumeiche einschränken (Abb. 25).

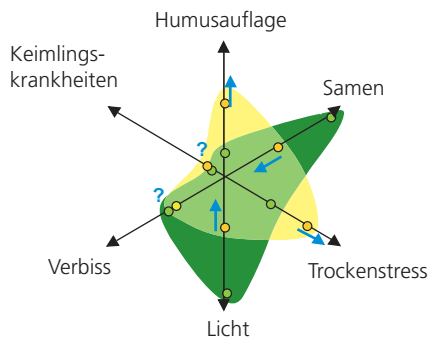
Fazit: Die aktuelle Verjüngungssituation der Waldföhre im Wallis muss als kritisch mit Tendenz zu Verschlechterung eingestuft werden. Bei der Flaumeiche hingegen ist die heutige Situation als recht gut zu bezeichnen; sie dürfte sich in Zukunft sogar noch verbessern.

Vorschläge zur Waldbewirtschaftung

Die hier beschriebenen walddynamischen Abläufe sind grösstenteils natürliche Regulationsprozesse in einer durch den Menschen stark beeinflussten Sukzession – also eine natürliche Entwicklung von Föhrenpionierwäldern in Richtung Flaumeichenklimaxwälder.

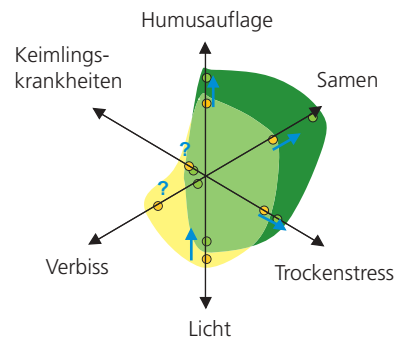
Das Wallis ist aber ein dicht besiedeltes Gebirgstal mit rund 275 000 Einwohnern, welche berechnete, spezifische Anforderungen an ihren Lebensraum und speziell den Wald haben: Wald bedeutet Schutz vor Naturgefahr-

Waldföhre



Bedingungen der Verjüngung: Optimum Realität im Wallis und Entwicklungstendenz

Flaumeiche



Bedingungen der Verjüngung: Optimum Realität im Wallis und Entwicklungstendenz

Abb. 25. Situationsanalyse der Föhren- und Flaumeichenverjüngung.

ren, Lebensraum für Pflanzen und Tiere sowie Erholungsraum für die Bevölkerung und den Tourismus. Damit diese Funktionen nachhaltig erfüllt bleiben, sind verschiedene Massnahmen möglich – sie bestimmen den Handlungsspielraum.

Phytosanitäre Massnahmen

Die beschriebene Absterbedynamik der Föhrenwälder (Abb. 24) ist direkt nur beschränkt beeinflussbar. Durchforstungen können zwar die Konkurrenzsituation vorübergehend entschärfen, sind aber nicht nachhaltig und auf lange Sicht auch sehr teuer. Schwer steuerbar ist die Dynamik von Insekten, pathogenen Pilzen, Nematoden und Misteln.

Entfernen von befallenen Föhren:

Frühzeitiges Erkennen und Entfernen kann die Schadorganismen reduzieren. Befallene Bäume werden jedoch meist spät erkannt und sind oft schwer erreichbar. Zudem ist der richtige Zeitpunkt für die Entnahme je nach Schadorganismus unterschiedlich. Bei lokalem, massenhaftem Auftreten einzelner Schadorganismen kann die Massnahme positive Wirkung zeigen.

Insektenfangbäume:

Riesige Mengen an Insektenfangbäumen wären nötig, um mit den vielen, für Insekten attraktiven, da geschwächten Föhren konkurrieren zu können. Zudem ist der Betreuungsaufwand sehr gross, da die ausgelegten Stämme regelmässig auf Befall kontrolliert und gegebenenfalls sofort entrinde und vernichtet werden müssen. Ein zu spätes

Entfernen der Käferbäume oder generell von abgestorbenen Bäumen beeinträchtigt die später ausfliegenden natürlichen Feinde der Schadinsekten und viele andere Holzbewohner.

Entfernen der Mistelbäume:

Stark mit Misteln befallene Föhren, vor allem im Kontaktbereich zu weniger befallenen Beständen, können gefällt und somit die Ausbreitung der Mistel evtl. verlangsamt werden. Die Massnahmen sind sehr aufwändig, in ihrer Wirkung unklar und daher nicht zu empfehlen.

Waldbauliche Massnahmen

Es bestehen hingegen verschiedene Möglichkeiten, Baumartenmischung und Bestandesstruktur zu regulieren und somit indirekt die Funktionserfüllung der Föhrenschutzwälder zu gewährleisten. Ein intakter Laubmisch- oder Flaumeichenwald kann die Schutzfunktionen der Föhrenwälder durchaus übernehmen. Wir nehmen sogar an, dass ein buschreicher, gut strukturierter Flaumeichenbestand, hauptsächlich bestehend aus Stockausschlägen, wesentlich besser vor Steinschlag und Erosion schützen kann als ein Föhrenbestand (Abb. 26). Inwiefern die Erholungsfunktion oder beispielsweise die Artenvielfalt durch Laubmischwälder gesichert ist, bleibt abzuklären.

Ein kritischer Punkt liegt in der nachhaltigen, zeitlich lückenlosen Sicherung des Schutzes, wenn die Föhren absterben und die Ersatzbaumarten noch nicht zur Stelle sind. Kritisch sind auch die ausgedehnten, oft gleichaltrigen und uniformen Föhrenwälder, welche nach grossflächigen Katastrophen oder

intensiven Nutzungen entstanden sind, wie z.B. der Gliswald bei Brig oder der obere Pfywald bei Leuk. Diese Wälder bieten infolge ihrer grossen Ausdehnung und homogenen Struktur optimale Voraussetzungen für die Entwicklung von Schadorganismen und können somit die nachhaltige Funktionserfüllung nicht gewährleisten.

Grundsätzlich muss die waldbauliche Entscheidungsfindung und Steuerung (Abb. 27) dem Prinzip der Risikoverteilung unterstellt werden. Im Falle der Föhrenwälder bedeutet dies, dass **gut strukturierte, ungleichaltrige** Mischbestände das geringste Risiko für grossflächige Bestandeszusammenbrüche aufweisen. Dies gilt auch für Hochla-

genbestände (oberhalb etwa 1200 m ü.M.), welche derzeit noch stabil sind (Fall 1). Es ist aber zu befürchten, dass mit weiterer Klimaveränderung auch diese Bestände instabil werden.

In den tiefer gelegenen Föhrenbeständen besteht schon heute dringender Handlungsbedarf: Sind Ersatzbaumarten vorhanden, dann sind diese konsequent zu fördern und bestehende Verjüngung ist zu begünstigen (Fälle 2 und 4).

Sind keine Ersatzbaumarten vorhanden (Fälle 3 und 5), dann muss die Alters- und Bestandesstruktur der Föhrenbestände möglichst schon im Dickungs- und Stangenalter diversifiziert werden. Dazu sollten in unregelmässigen räumlichen und zeitlichen Abständen Verjüngungsschlitze unterschiedlicher Grösse und Bodenschürfungen ausgeführt werden. Zusätzlich sind Aussaaten und Pflanzungen ins Auge zu fassen, um die gewünschte Baum- und Strauchartenmischung zu fördern. In Beständen mit spezieller Schutzfunktion sind je nach Situation temporäre, technische Schutzmassnahmen miteinzubeziehen (Fall 5).

Der Gesundheitszustand der dominanten Bäume sowie die Schutzfunktion bestimmen, wie dringlich steuernd eingzugreifen ist: In kritischen Beständen mit hoher Mortalität und geschwächten Bäumen muss sofort gehandelt werden (Fälle 4 und 5).

Fällt infolge von waldbaulichen Eingriffen viel Totholz an, kann die Gefahr von Insektenkalamitäten und Waldbränden kurzfristig zunehmen. Auf lange Sicht aber dürften die vorgeschlagenen waldbaulichen Eingriffe die Situation in den Föhrenwäldern beruhigen.

Saaten und Pflanzungen sollten nur im Herbst erfolgen. Die kritische Phase der Keimung und Anwurzelung fällt dadurch im Wallis in die klimatisch günstigere Zeit der feuchteren Herbst- und Wintermonate. Wenn dann im Frühling und Frühsommer die trocken-warme Witterung einsetzt, wurzelt die Jungpflanze bereits tief, wodurch sich ihre Überlebenschance deutlich erhöht.

Wegen der hohen **Verbissanfälligkeit** der Laubbäume und Sträucher muss die Wildbelastung im Auge behalten werden. Wie unsere Resultate zeigen, breiten sich Laubbäume im Wallis aus, trotz teils erheblichem Wildverbiss. Das bedeutet, dass die Verbissbelastung insgesamt tolerierbar ist. In kritischen Waldgebieten, wo die Überführung in Laubmischwald aus Sicher-



Abb. 26. Eichenstockausschlag und Schutzwirkung vor Steinschlag.

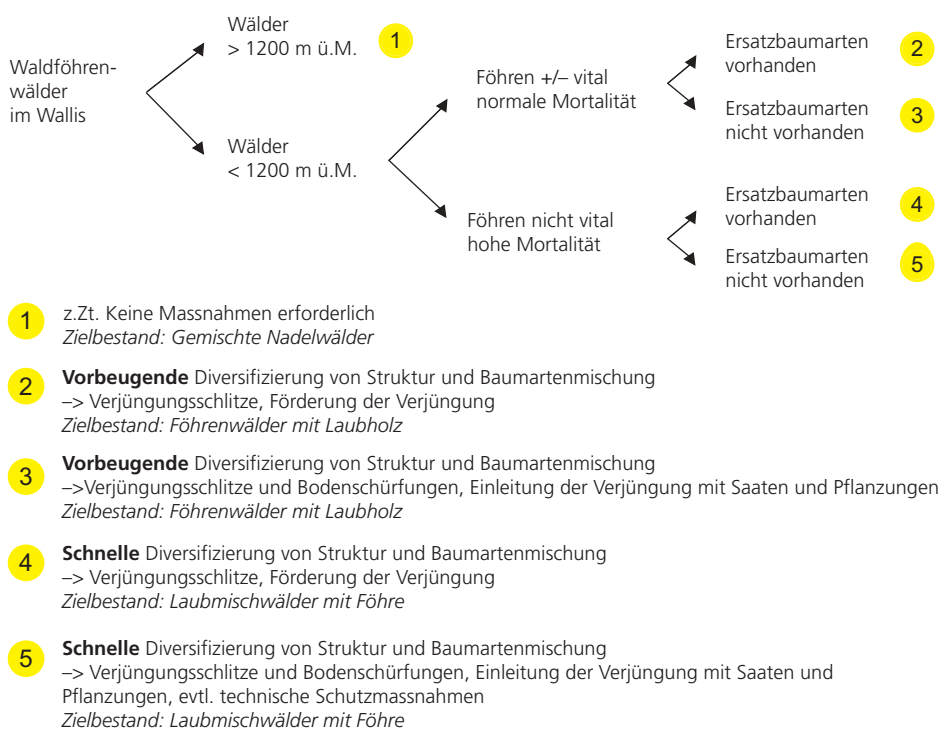


Abb. 27. Waldbauliche Steuerung: Entscheidungsbaum und Massnahmen.

heitsgründen schnell vollzogen werden sollte, müssen Wildschutzmassnahmen erwogen werden.

Das Ziel dieser strukturverändernden Massnahmen kann nicht die vollständige Überführung der Waldföhrenwälder in Flaumeichenwälder sein. Die Waldföhre soll auch in Zukunft in der richtigen Mischung und Dosierung als Baum eine wichtige Rolle im Wallis spielen (Abb. 27: Zielbestand).

Zurzeit ist zwar bei der Flaumeiche keine überdurchschnittliche Mortalität zu beobachten und die Bestände können als stabil beurteilt werden. Das darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass sich auch bei der Flaumeiche das Risiko von Kalamitäten durch Schadorganismen erhöhen wird, wenn grossflächige Reinbestände zunehmen. Ausserdem weisen die Wachstumsanalysen darauf hin, dass auch die Flaumeiche in extremen Trockenjahren leidet. In einer sich verändernden Umwelt ist also zu befürchten, dass auch andere Baumarten als die Waldföhre künftig vermehrt mit Anpassungsschwierigkeiten zu kämpfen haben werden.

Künftige Entwicklung der Waldföhrenwälder

Die Prognosen zur Klimaentwicklung weisen eine grosse Bandbreite auf. Generell wird sich jeder weitere Anstieg besonders der Sommertemperaturen schwächend auf die Föhren der Tieflagen und fördernd auf einige der potentiellen Schadorganismen auswirken. Es wird eine Zunahme der Winterniederschläge und ein Rückgang der Sommerniederschläge erwartet. Dies dürfte sich zusätzlich schwächend auf die Föhren auswirken und auch die Föhrenverjüngung beeinträchtigen. Der Waldföhrengürtel dürfte sich hinauf verschieben. In den Tallagen wird sich vorerst die Flaumeiche behaupten bzw. durchsetzen können. Sollte die Trockenheit noch ausgeprägter werden, wird auch die Flaumeiche leiden. Versteppung wäre dann ein mögliches Szenario.

Offene Forschungsfragen

Das Faktorengefüge, das zum Absterben der Waldföhrenwälder und zum ausgedehnten Baumartenwechsel führt, konnte generell entschlüsselt werden. Trotzdem sind noch wesentliche Zusammenhänge unklar und Forschungsfragen nach wie vor unbeantwortet: Mit welchen Vektoren verbreiten sich verschiedene pathogene Pilze (v.a. Bläuepilze) und Nematoden? Welche Wechselwirkungen bestehen zwischen den einzelnen Schadorganismen und ihren natürlichen Feinden? Wie wirken Nematoden auf erwachsene Föhren? Können sich stark geschwächte Bäume mit hohem Nadelverlust bei verbessertem Wasserhaushalt noch erholen? Welche physiologischen Mechanismen sind verantwortlich für die unterschiedliche Toleranz resp. Anfälligkeit gegenüber Trockenheit der verschiedenen Pflanzenarten? Wie wirken Durchforstungseingriffe auf die Vitalität der Einzelbäume und der Verjüngung?

Literatur

- BLASER, P.; ZIMMERMANN, S.; LUSTER, J.; WALTHERT, L.; LÜSCHER, P., 2005: Waldböden der Schweiz. Band 2. Regionen Alpen und Alpensüdseiten. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bern, Hep Verlag. 920 S.
- BEGERT, M.; SCHLEGEL, T.; KIRCHHOFER, W., 2005: Homogeneous temperature and precipitation series of Switzerland from 1864 to 2000. *Int. J. Climatol.* 25: 65–80.
- BIGLER, C.; BRAEKER, O.U.; BUGMANN, H.; DOBBERTIN, M.; RIGLING, A.: Drought as inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* (im Druck).
- BRAASCH, H.; SCHÖNFELD, U.; POLOMSKI, J.; BURGERMEISTER, W., 2004: *Bursaphelenchus vallesianus* sp. n. – a new species of the *Bursaphelenchus sexdentati* group (Nematoda: Parasitaphelenchidae). - *Nematol. mediterr.* 32: 71–79.
- CECH, T.L.; PERNY, B., 2000: Kiefernsterben in Tirol. *Forstschutz-aktuell Wien*, 22: 12–15.
- CECH, T.L.; WIESINGER, R., 1995: Kiefernsterben in Niederösterreich. In: NEUMANN, M. (Ed.) *Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem*. Ber. Forstl. Bundesvers.anst. Wien, A: 159–165.
- CHRIST, H., 1920: Die Visp-Taler Föhrenregion im Wallis. *Bull. Murithienne* XL: 1–87.
- COAZ, J., 1918: Über die Verbreitung der Mistel (*Viscum album* L.) in der Schweiz. *Naturwissenschaftliche Zeitschrift für Forst- und Landwirtschaft* 16:138–195.
- DOBBERTIN, M.; MAYER, P.; WOHLGEMUTH, T.; FELDMAYER-CHRISTE, E.; GRAF, U.; ZIMMERMANN, N.; RIGLING, A., 2005a: The decline of *Pinus sylvestris* L. forests in the Swiss Rhone Valley – a result of drought stress? *Phyton* 45, 4: 153–156.
- DOBBERTIN, M.; HILKER, N.; REBETZ, M.; ZIMMERMANN, N.E.; WOHLGEMUTH, T.; RIGLING, A., 2005b: The upward shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) in Switzerland – the result of climate warming? *J. Biometeorol.* 50: 40–47.
- DOBBERTIN, M.; RIGLING, A.: Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) mortality in the Rhone valley of Switzerland. *For. Pathol.* (im Druck).
- EILMANN, B.; WEBER, P.; RIGLING, A.; ECKSTEIN, D., 2006: The influence of drought on the wood structure of *Pinus sylvestris* L. and *Quercus pubescens* Willd. in Valais, Switzerland. *Den-drochronologia* 23:121–132.
- FLÜHLER, H.; KELLER, T.; SCHWAGER, H., 1981: Die Immissionsbelastung der Föhrenwälder im Walliser Rhonetal. In: *Waldschäden im Walliser Rhonetal* (Schweiz). Eidg. Anst. Forstl. Versuchs.wes., Birmensdorf, Mitt. 57, 4: 361–499.
- FOURNIER, N.; RIGLING, A.; DOBBERTIN, M.; GUGERLI, F., 2006: Faible différenciation génétique, à partir d'amplification aléatoire d'ADN polymorphe (RAPD), entre les types de pin sylvestre d'altitude et de plaine (*Pinus sylvestris* L.) dans les Alpes à climat continental. *Ann. Sci. For.* (im Druck).
- HADORN, S., 2003: Föhrenrückgang im Wallis: Sukzessionsanalyse und GIS-gestützte Modellierung des räumlichen Auftretens. Diplomarbeit UNI Bern.
- HESS, E., 1942: Die autochthonen Föhrenrassen des Wallis, Schweiz. *Z. Forstwes.* 93: 1–14.
- HILKER, N., 2004: Änderung der pflanzengeographischen Verbreitung der Föhrenmistel (*Viscum album* L. ssp. *austriacum*) im Kanton Wallis: ein Klimasignal? Diplomarbeit Universität Zürich.
- HILKER, N.; RIGLING, A.; DOBBERTIN, M., 2005: Ist der Verbreitungsanstieg der Mistel im Wallis durch die Klimaerwärmung verursacht? *Wald Holz* 3: 39–42.
- KEMPF, A., 1985: Waldveränderungen als Kulturlandschaftswandel – Walliser Rhonetal. Fallstudien zur Persistenz und Dynamik des Waldes zwischen Brig und Martigny seit 1873. *Basler Beiträge zur Geographie* 31: 262 pp.
- KIENAST, F.; HADORN, S.; SCHÜTZ, M., 2004: Werden Walliser Föhrenwälder zu Eichenwäldern? Eine pflanzensoziologische Studie mit historischen Aufnahmen. *Inf.bl. Forsch.bereich Landsch.* 59: 1–3.
- LOCK, S.; PAHLMANN, S.; WEBER, P.; RIGLING, A., 2003: Nach Stalden kehrt die Flaumeiche zurück. *Wald Holz* 9: 29–33.
- MANION, P.D., 1981. *Tree disease concepts*. Englewood Cliffs, New Jersey, USA, Prentice-Hall. 409 p.
- MINERBI, S., 1993: Wie gesund sind unsere Wälder? 10. Bericht über den Zustand der Wälder im Südtirol. *Assessorat für Forstwirtschaft der Autonomen Provinz Bozen*. 40 S.
- MINERBI, S., 1998: Phytosanitäre Massnahmen gegen das Kiefernsterben im Vinschgau und Vorbeugemassnahmen gegen Wildschäden. *Projektbericht Abt. 32 Forstwirtschaft, Autonome Provinz Bozen-Südtirol*.

PFISTER, A.; KREHAN, H.; PERNY, B.; TOMICZEK, C.; BUCHBERGER, A.; LICK, H., 2001: Kiefern­schäden – Erkennen und Vermeiden. Merkblatt Amt der Steyer­märki­schen Landes­regie­rung, Fachabteilung Forstwesen und Forstliche Bundesversuchs­anstalt Wien. 2 S.

REBETZ, M.; DOBBERTIN, M., 2004: Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theor. Appl. Climatol.* 79: 1–9.

RIGLING, A.; CHERUBINI, P., 1999: Wieso sterben die Wald­föhren im «Telwald» bei Visp? Eine Zusammenfassung bisheriger Studien und eine dendroökologische Untersuchung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 150, 4: 113–131.

RIGLING, A.; WEBER, P.; CHERUBINI, P.; DOBBERTIN, M., 2004: Walddynamische Prozesse und Jahrringe – Bestandes­dynamik zentralalpiner Wald­föhrenwälder aufgezeigt anhand dendroökologischer Fallstudien aus dem Wallis, Schweiz. *Schweiz. Z. Forstwes.* 6: 178–190.

RITZMANN-BLICKENS­DORFER, H., 1996: Historische Statistik der Schweiz. Zürich, Chronos Verlag. 1221 S.

SCHÖNFELD, U.; RIGLING, D.; POLOMSKI, J., 2004: Eine neue Gefahr für die Föhren der Schweiz? Der Kiefern­holz­nematode. *Wald Holz* 85, 6: 35–37.

SCHWANINGER, C., 1998: Kiefernsterben im Oberland. *Tiroler Forstdienst*: 10.

SCHMID, M., 1998: Sonnige Halden. *Erinnern Sie sich*. Bd. 5. Visp, Rotten Verlag. 144 S.

TINNER, R., 2004: Luftbildanalytische Erfassung des Strukturwandels von Föhrenwäldern in Richtung Flaumeichenwälder in der Region Visp. Diplomarbeit ETH Zürich.

TOMICZEK, C., 1982: Ursachen des Kiefernsterbens in Niederösterreich. Dissertation, Universität für Bodenkultur. 204 S.

VERTUI, F.; TAGLIAFERRO, F., 1996: Scots pine die-back by unknown causes in the Aosta Valley, Italy. *Chemosphere* 36, 4–5: 1061–1065.

WEBER, P., 2005: Intra- and interspecific competition in mixed *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* stands – Modelling stand dynamics based on tree-ring analysis. Dissertation ETH Zürich No. 16235.

Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen in den verschiedenen Projekten

Wald­föhrensterben – ein Rückblick: A. Rigling, M. Dobbertin, W. Landolt, B. Oester
 Topographie: M. Dobbertin, A. Rigling, T. Wohl­gemuth
 Genetik: F. Gugerli, N. Fournier
 Klima: M. Rebetez, M. Dobbertin
 Bodenverhältnisse: E. Graf Pannatier, R. Köchli, L. Walthert, P. Lüscher, S. Zimmermann
 Mistelbefall ¹⁾: M. Dobbertin, N. Hilker, R. Köchli, A. Rigling
 Pilz­befall ²⁾: U. Heiniger, M. Carron, H. Blauenstein, R. Engesser, D. Rigling, F. Theile
 Nematodenbefall ³⁾: J. Polomski, D. Rigling
 Insektenbefall: B. Wermelinger, B. Fecker, B. Forster, D. Schneider Mathis
 Baumartenwechsel: M. Dobbertin, E. Feldmeyer-Christe, C. Ginzler, U. Graf, S. Hadorn, F. Kienast, P. Mayer, A. Rigling, R. Tinner, T. Wohl­gemuth
 Bestandeskonkurrenz ^{2, 4)}: P. Weber, E. Baumann, O.U. Bräker, B. Eilmann, S. Lock, S. Pahlmann, A. Rigling
 Baumverjüngung: A. Rigling, H.H. Bachofen, R. Cereghetti, M. Dobbertin, E. Feldmeyer-Christe, U. Graf, C. Matter, P. Mayer, T. Wohl­gemuth, A. Zingg
 Frühere Waldbewirtschaftung: U. Gimmi, M. Bürgi
 Synthese: Föhrenmortalität, und Synthese: Verjüngung: A. Rigling, M. Dobbertin, T. Wohl­gemuth
 Vorschläge zur Waldbewirtschaftung: A. Rigling, M. Dobbertin, R. Métral ⁵⁾
 Künftige Entwicklung der Föhrenwälder: M. Dobbertin, A. Rigling, T. Wohl­gemuth

- ¹⁾ Zusammenarbeit mit R. Zweifel, L. Zimmermann, Universität Bern
²⁾ Zusammenarbeit mit R. Motta, G. Nicolotti, P. Gonthier und Mitarbeiter Universität Turin
³⁾ Zusammenarbeit mit H. Braasch (Potsdam), U. Schönfeld (Pflanzenschutzdienst Brandenburg)
⁴⁾ Zusammenarbeit mit C. Bigler und H. Bugmann, ETH Zürich
⁵⁾ Dienststelle für Wald und Landschaft Kt. VS, in Zusammenarbeit mit C. Pernstich, A. Brigger,

Die Forschungsarbeiten wurden unterstützt von: Dienststelle für Wald und Landschaft Kt. VS, Velux Stiftung, Bundesamt für Umwelt Bafu, INTERREG IIIa, HYDRO Exploitation SA, Forstdienste der Gemeinden Brig, Lens, Salgesch, Stalden, Visp, Vollèges-Sembrancher.

Merkblatt für die Praxis ISSN 1422-2876

Konzept

Forschungsergebnisse werden zu Wissens-Konzentraten und Handlungsanleitungen für Praktikerinnen und Praktiker aufbereitet. Die Reihe richtet sich an Forst- und Naturschutzkreise, Behörden, Schulen, interessierte Laien usw.

Französische Ausgaben erscheinen in der Schriftenreihe

Notice pour le praticien ISSN 1012-6554

Italienische Ausgaben erscheinen in loser Folge in der Zeitschrift

Sherwood, Foreste ed Alberi Oggi.

Die neuesten Ausgaben

<http://www.wsl.ch/lm/publications/series/merkblatt-de.ehtml>

Managing Editor

Dr. Ruth Landolt
 Eidg. Forschungsanstalt WSL
 Zürcherstrasse 111
 CH-8903 Birmensdorf
 E-mail: ruth.landolt@wsl.ch
www.wsl.ch/publications/

Layout:
 Jacqueline Annen, WSL
 Sandra Gurzeler, WSL

Druck:
 Gassmann AG