

Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern

Andreas Rigling, Matthias Dobbertin, Matthias Bürgi, Elizabeth Feldmeier-Christe, Urs Gimmi, Christian Ginzler, Ulrich Graf, Philipp Mayer, Roman Zweifel und Thomas Wohlgemuth

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Schweiz
andreas.rigling@wsl.ch, matthias.dobbertin@wsl.ch, matthias.buergi@wsl.ch, elizabeth.feldmeier@wsl.ch, urs.gimmi@wsl.ch, christian.ginzler@wsl.ch, ulrich.graf@wsl.ch, roman.zweifel@wsl.ch, thomas.wohlgemuth@wsl.ch

Der Globale Klimawandel manifestiert sich besonders deutlich in arktischen und alpinen Regionen. Die Ökosysteme in diesen Regionen gelten zudem als sehr sensitiv gegenüber sich verändernden Umweltbedingungen. Trotzdem sind nach wie vor nur vereinzelte Beispiele von sich klimabedingt verändernden Ökosystemen bekannt. Im Wallis ist derzeit ein ausgeprägter Vegetationswandel zu beobachten: Ausgedehnte Absterbeprozesse in den trockenen Waldföhrenwäldern gehen einher mit der Ausbreitung von Laubbäumen, hauptsächlich der Flaumeiche. Das Wallis gehört zu den extremsten inneralpinen Trockengebieten der Alpen und die Temperaturen haben sich hier in den vergangenen Jahrzehnten überdurchschnittlich stark erhöht. Aber nicht nur das Klima, sondern auch die Landnutzung, die sich in den vergangenen Jahrzehnten ebenfalls grundlegend verändert hat, kommt als Einflussfaktor in Frage.

1 Einleitung

1.1 Klimawandel und sensitive Ökosysteme

Die vergangenen Jahrzehnte gelten weltweit als die wärmsten des vergangenen Jahrtausends (IPCC 2001). Im Verlaufe der letzten 100 Jahre sind die mittleren Temperaturen über den Landmassen global um 0,6°C angestiegen, im Wallis (Sion) zum Vergleich gar um 1,2°C (BEGERT *et al.* 2005). Besonders ausgeprägt zeigte sich die Erwärmung in arktischen und alpinen Regionen, wo sie rund doppelt so gross wie im Durchschnitt der nördlichen Hemisphäre war (KELLY *et al.* 1982). Für die Gebiete im Landesinnern von Kontinenten gehen die aktuellsten Prognosen für die nächsten 100 Jahre von einem weiteren Anstieg der Lufttemperaturen von 2 bis 6°C aus, einhergehend mit einer Abnahme der Sommer- und einer Zunahme der Winterniederschläge (IPCC 2001; SCHÄR *et al.* 2004).

Die künftige globale Erwärmung und die gebietsweise veränderten Niederschlagsverhältnisse werden die Vegetation in exponierten, sensitiven Gebieten verändern (PEÑUELAS und FILELLA 2001; THEURILLAT und GUISSAN 2001; WALTHER *et al.* 2002; WALTHER 2003). Speziell betroffen sein

werden Ökosysteme an Extremstandorten, wie z. B. im Hochgebirge (KÖRNER 1999) und Pflanzen nahe ihrer Verbreitungsgrenzen (SWIHART *et al.* 2003).

Es gibt bisher nur wenige Untersuchungen zu ausgeprägten Veränderungen in Wäldern, welche sich auf die aktuellen, sich ändernden Klimabedingungen zurückführen lassen. Beispiele für temperatur-induzierte Veränderungen sind die ansteigenden, respektive sich polwärts verschiebenden oberen und nördlichen Waldgrenzen (z. B. HOLTMEIER 2003), das Vordringen von immergrünen Eichen (*Quercus ilex* L.) in höher gelegene Buchenbestände (*Fagus sylvatica* L.) in Nordostspanien (PEÑUELAS und BOADA 2003), das Vordringen von exotischen immergrünen Laubbäumen in Laubmischwälder der gemässigten Breiten am südlichen Alpenrand (WALTHER *et al.* 2002) und das Verschieben der oberen respektive der nördlichen Verbreitungsgrenze von sensitiven Pflanzenarten wie der Föhrenmistel (*Viscum album* ssp. *austriacum*) im Zentralwallis (DOBBERTIN *et al.* 2005b) oder der Stechpalme (*Ilex aquifolium* L.) in Südschweden (WALTHER *et al.* 2005). Die eindrücklichste Veränderung von Waldvegetation aufgrund von Trockenheit wurde von ALLEN und BRESHEARS (1998) aus Neu Mexiko (USA) berichtet: Extreme

Trockenheit führte innerhalb von wenigen Jahren zu grossflächigem Absterben von Ponderosa Kiefern und einer Entmischung der Wälder.

Bei der Untersuchung von Pflanzen- und Ökosystemreaktionen auf sich ändernde Umweltbedingungen ist es schwierig sukzessionsbedingte, natürliche Veränderungen und die sich überlagernden Klima- und Landnutzungsänderungen auseinander zu halten (z. B. DALE 1997; DIRNBÖCK *et al.* 2003; HANSEN *et al.* 2001; THEURILLAT und GUISSAN 2001).

Die Auffälligkeit ablaufender Veränderungen der Vegetation hängt von der Vegetationszusammensetzung, der räumlichen Ausdehnung und der Ablaufgeschwindigkeit der beteiligten Prozesse ab (z. B. OLIVER und LARSON 1996; GLAVAC 1996). Wälder sind dominante Elemente einer Landschaft und dementsprechend sind hier Veränderungen vergleichsweise auffällig. Aber auch hier gilt: Im Gegensatz zu schlagartig auftretenden und grossflächig wirkenden Prozessen (ausgelöst z. B. durch Stürme, Lawinen, Waldbrände, Insektenkalamitäten), werden kontinuierliche, schleichende Veränderungen (ausgelöst z. B. durch Bestandeskonkurrenz, Verbiss durch Vieh oder Wild, Klimawandel) und ihre Auswirkungen kaum wahrgenommen, obwohl sie über einen grösseren Zeitraum betrachtet zu deutlicheren Veränderungen führen.

1.2 Das Zentralwallis als sensitive Region

Das Wallis gehört zusammen mit dem Briançonnais (F), dem Aostatal (I) und dem Vinschgau (I) zu den extremsten inneralpinen Trockengebieten der Alpen (BRAUN-BLANQUET 1961; OZENDA 1988). 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 Talboden des Rhonetales der Niederschlag infolge Abschirmung durch die umgebenden Berge deutlich ab. Im Westen bei Bex betragen die jährlichen Niederschläge noch 1046 mm, am Rhoneknie bei Martigny 871 mm, im zentralen und östlichen Teil zwischen Sierre und Visp noch lediglich 660 mm. Zudem verschiebt sich das Maximum der Niederschläge vom Sommer in den Winter (Schweizerische Meteorologische Anstalt 2000). Dadurch nimmt der sommerliche Trockenstress auf die Vegetation nach Osten zu und erreicht bei Visp seine stärkste Ausprägung. Auf den flachgründigen, edaphisch trockensten Standorten wird die Grenze der Waldfähigkeit erreicht und die Föhrenwälder gehen über in Felsensteppe. Betrachtet man die Entwicklung in den letzten hundert Jahren, so kann zwar 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 (BEGERT *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.

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). Die Vegetation im Zentralwallis muss aufgrund der trockenen Verhältnisse und des zu beobachtenden Temperaturanstieges als sehr sensitiv gegenüber der prognostizierten Klimaentwicklung gelten.

1.3 Baumartenwechsel auf Trockenstandorten im Wallis

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts wurden im Wallis wiederholt ausgedehnte Absterbeprozesse in den Föhrenwäldern (*Pinus sylvestris* L.) beobachtet. Bis Ende der 1970er Jahre wurden diese Phänomene hauptsächlich auf die hohen Fluorimmissionen der lokalen Aluminiumwerke zurückgeführt (FLÜHLER *et al.* 1981). Nach dem Einbau von Abgasfilteranlagen verschwanden die nekrotischen Schadmerkmale auf den Föhrennadeln und die Situation verbesserte sich zusehends. In den 1990er Jahren wurde wiederum von erhöhten Mortalitätsraten berichtet. Diesmal aber nicht nur aus dem Wallis (RIGLING und CHERUBINI 1999), sondern auch aus anderen Trokentälern des Alpenbogens wie der Region Innsbruck (SCHWANINGER 1998; CECH und PERNY 2000), Niederösterreich (CECH und WIESINGER 1995), der Süd-Steiermark und Kärnten (PFISTER *et al.* 2001), dem Vinschgau (MINERBI 1993, 1998) und dem Aostatal (VERTUI und TAGLIAFERRO 1996). Allen diesen Gebieten ist gemeinsam, dass die Waldföhrenwälder einer Vielzahl natürlicher und anthropogener Beeinflussungen ausgesetzt sind und dass die neuen Absterbephenomene nicht mehr auf einen einzelnen auslösenden Faktor zurückgeführt werden können (RIGLING *et al.* 2006). Vielmehr müssen heute mehrere, oft gleichzeitig wirkende Faktoren in Betracht gezogen werden: Trockenheit (DOBBERTIN *et al.* 2005a; EILMANN *et al.* 2006; BIGLER *et al.* 2006; ZWEIFEL *et al.* 2006b), Bestandeskonkurrenz (RIGLING und CHERUBINI 1999; WEBER 2005), Misteln (DOBBERTIN *et al.* 2005b; DOBBERTIN und RIGLING 2006), Insekten (WERMELINGER *et al.* Mskr. in Vorbereitung), Phytopathogene und Nematoden (POLOMSKI *et al.* 2006).

Die aktuellen Mortalitätsprozesse sind sehr auffällig, da sie schubweise und relativ schnell ablaufen und auch in ihrer räumlichen Ausdehnung gut sichtbar sind – in der Region Visp-Brig-Stalden traten eigentliche Absterbefronten auf, mit bestandesweise bis zu 50 Prozent toter Föhren (RIGLING und

CHERUBINI 1999; LOCK *et al.* 2003; DOBBERTIN *et al.* 2005b). Gleichzeitig scheinen sich Laubbäume, allen voran die Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.), zusehends auszubreiten (KIENAST *et al.* 2004). Markant sind diese Waldveränderungen an den Hängen von Visp, wo vor 100 Jahren Föhrenwälder standen und heute Flaumeichen und andere Laubbäume dominieren. Der Botaniker CHRIST (1920) berichtet von ausgedehnten Waldföhrenwäldern in der Region Visp zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Die Flaumeiche sei damals nur in Form von ein paar Büschen oberhalb Visp vorhanden gewesen, ansonsten sei, v.a. in der Gegend von Stalden nur die Birke (*Betula* sp.) von erwähnenswerter Bedeutung. Auch die Vegetationskartierung von SCHMID (1936) weist für die 1930er Jahre bei Visp lediglich zwei isolierte, kleinflächige Flaumeichenbestände nach. Gegen Ende der 1970er Jahre (SCHERRER *et al.* 1981) hatte sich die Baumartenmischung aber schon grundlegend verändert, der Föhrenanteil war zurückgegangen, während der Laubholzanteil deutlich zugenommen hatte. TINNER (2004) belegt, dass heute in der Region Visp unterhalb 1100 m ü.M. der Baumartenwechsel praktisch abgeschlossen ist: Die meisten Bestände sind nun dominiert von Laubholz, meist Flaumeiche. Reine Waldföhrenbestände sind hier nur noch vereinzelt zu finden.

Aufgrund der mittlerweile zahlreichen vorliegenden Forschungsergebnisse kann heute ein recht umfassendes Bild der Absterbedynamik der Föhrenwälder gezeichnet werden, zumindest was die beteiligten Prozesse anbetrifft (RIGLING *et al.* 2006; ZWEIFEL *et al.* 2006b). Was aber fehlt, ist der Schritt von den einzelnen Fallstudien zur Gesamtsituation in den Föhrenwäldern des Rhonetales. Das Ziel dieser Arbeit war es daher, für das gesamte Rhonetal einen räumlichen Überblick über die Absterbeprozesse, die Verjüngungssituation und den Baumartenwechsel zu erhalten und die Schlüsselprozesse zu analysieren. Spezielles Augenmerk lag dabei auf der Unterscheidung von Effekten des Klimas und der vergangenen Waldnutzung.

2 Die Waldföhren- und Flaumeichenwälder im Wallis

Aufgrund von Pollenanalysen (WELTEN 1982; BURGA und PERRET 1998) kann davon ausgegangen werden, dass nach dem Rückzug der Gletscher vor etwa 13 000 Jahren als erste Baumarten die Birke (*Betula pendula* Roth) und die Waldföhre ins Wallis vordrangen und während rund 3000 Jahren das Waldbild dominierten. Zwischen 10 000 BP (BP = before present = vor heute) und 8000 BP besiedelten Laubbäume wie Eichen (*Quercus* sp.), Ulmen (*Ulmus* sp.) und Linden (*Tilia* sp.) die tieferen Tallagen und konnten aufgrund ihrer Konkurrenzstärke die Waldföhren auf die Extremstandorte verdrängen (WELTEN 1982). Etwa ab 8000 BP drangen die ersten Kulturpflanzen ins Wallis ein. Ab 2500 BP bis ins Mittelalter (bis 500 BP) deuten stark erhöhte Pollenkonzentrationen von Kulturpflanzen bei gleichzeitiger Reduktion von Baumpollenkonzentrationen auf ausgedehnte Waldrodungen hin. Auch im Mittelalter und zuletzt im 18. und 19. Jahrhundert fanden ausgedehnte Waldrodungen und intensive agrarische Waldnutzungen statt (STUBER und BÜRGI 2001, 2002; BÜRGI und STUBER 2003). Altersstrukturanalysen belegen, dass ein Grossteil der heutigen Waldföhrenbestände gerade in dieser Zeitperiode entstanden sind (RIGLING *et al.* 2004).

Heute erstrecken sich die Waldföhrenwälder über eine Fläche von rund 12 000 ha, was etwa 10 Prozent der gesamten Waldfläche im Kanton entspricht. Die Waldföhrenwälder stocken auf den trockeneren Standorten vom Talboden (400–700 m ü.M.) bis auf 1600 m ü.M., punktuell können sie sogar bis an die Waldgrenze hochsteigen (PLUMETTAZ CLOT 1988).

Auf den trockensten Standorten der tieferen Lagen tritt die Waldföhre in Konkurrenz mit der Flaumeiche (BURNAND 1976; STEIN 1978; WEBER 2005). Da die Flaumeichenwälder im Verlaufe der vergangenen zwei Jahrhunderte zunehmend den Rebbergen weichen mussten (KEMPF und SCHERRER 1982; KEMPF 1985), waren bis in die 1970er Jahre nur noch wenige isolierte Flaumeichenbestände im Wallis vorhanden (BURNAND 1976). Neben dem Rebbau trug aber auch die vergangene Wald-

nutzung zur Reduktion der Eichenverbreitung im Wallis bei (GIMMI und BÜRGI 2006; GIMMI *et al.* Mschr. eingereicht b). Heute, nach Aufgabe dieser Nutzungspraktiken scheint sich die Situation aber zu verändern und die Flaumeiche breitet sich wieder aus.

2.1 Wo wachsen heute die Föhren und Eichen?

Um einen Überblick über die Föhrenabsterbeprozesse und den Baumartenwechsel im ganzen Kanton zu gewinnen, wurden in den Jahren 2003/04 die Aufnahmen des Schweizerischen Landesforstinventares LFI (1 □ 1 km Netz, Erstaufnahme 1983/85, Zweitaufnahme 1993/95 [BRASSEL 2001]) wiederholt. Der Datensatz beinhaltet alle Stichprobenflächen unterhalb 1000 m ü.M. sowie Flächen zwischen 1000 bis 1600 m ü.M., welche in der Erstaufnahme entweder Föhren oder Eichen mit BHD >12 cm enthielten, insgesamt 201 Stichprobenflächen. Bei jeder Stichprobenfläche wurden ebenfalls die Baumverjüngung und ihre mikrostandörtlichen Verhältnisse erhoben. Diese Daten erlaubten nun, für einen Zeitabschnitt von rund 20 Jahren, die Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung, der Baum mortalität und der Verjüngungssituation in Beziehung zu den herrschenden Standortbedingungen zu setzen.

Die Resultate zeigen, dass die Waldföhre in der Baumschicht noch im gesamten Höhenbereich stark vertreten ist (Abb. 1). Die Flaumeiche ist in der Oberschicht nach wie vor selten anzutreffen. In höheren Lagen, über ca. 1200 m ü.M., kommt sie nicht vor. Unterhalb etwa 600 m ist sie ebenfalls nur vereinzelt vorhanden, was darauf zurückzuführen ist, dass auf den potentiellen Flaumeichenstandorten grossflächig Rebberge angelegt wurden (KEMPF 1985; BURNAND 1976).

2.2 Wo starben die Föhren ab?

In der betrachteten Zeitperiode (1983/85–2003/04) starben insgesamt 135 Föhren (16,4 %) aber lediglich zwei Eichen ab (etwa 11 %). Die räumliche Verteilung der Föhrenmortalität (Abb. 2) zeigt einen Schwerpunkt im

zentralen Wallis. Die Absterberaten oberhalb 1200 m ü.M. betragen 7 bis 11 Prozent, was etwa dem gesamtschweizerischen Durchschnitt entspricht (DOBBERTIN *et al.* 2005a). In den tieferen Lagen, unterhalb von etwa 1200 m ü.M., war die Mortalität rund doppelt so hoch (17–22 %).

Mittels Klassifikationsbaum-Statistik (VENABLES und RIPLEY 1998) konnten die Absterbeprozesse geographisch eingegrenzt werden (Tab. 1). Das erste Klassifikationskriterium war die Y-Koordinate 115500. Nördlich dieser Koordinate, also im trockenen Zentralwallis, war die Mortalität signifikant höher (15,1 % durchschnittliche Mortalität; 47,6 % aller Punkte mit toten Föhren) als südlich davon (7,6 % durchschnittliche Mortalität; 25,0 % aller Punkte mit toten Föhren). In diesem zentralen Teil des Wallis war die Mortalität im Höhenbereich zwischen 746 und 918,8 m ü.M. signifikant ausgeprägter als in den Hoch- und Tieflagen. In diesem mittleren, kritischen Höhenbereich war die Mortalität wiederum auf den strahlungsintensiven Standorten mit Süd-, West- und Ostexposition tendenziell höher als in Nordexposition. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Föhren, welche tendenziell erhöhter Trockenheit ausgesetzt waren, auch eine erhöhte Mortalität aufwiesen.

Beeinflusst Trockenheit die Absterbeprozesse?

Um den Einfluss von Trockenheit auf die Absterbeprozesse zu überprüfen, wurde für jeden Stichprobenpunkt ein Trockenheitsindex berechnet, indem von den Jahresniederschlägen die potentielle Evapotranspiration (THORNTHWAITE 1948) subtrahiert wurde. Die notwendigen Klimadaten wurden nach der Methode von ZIMMERMANN und KIENAST (1999) berechnet: Mittels eines digitalen Höhenmodells wurden die Daten von den relevanten, lokalen Klimastationen auf die Stichprobenflächen interpoliert.

Regressionsanalysen (Tab. 2) zeigten einen Zusammenhang zwischen der Föhrenmortalität und den Jahresniederschlägen, der Evapotranspiration und am deutlichsten dem Trockenheitsindex: Je weniger Niederschlag und grösser die Trockenheit, desto höher waren die Mortalitätsraten.

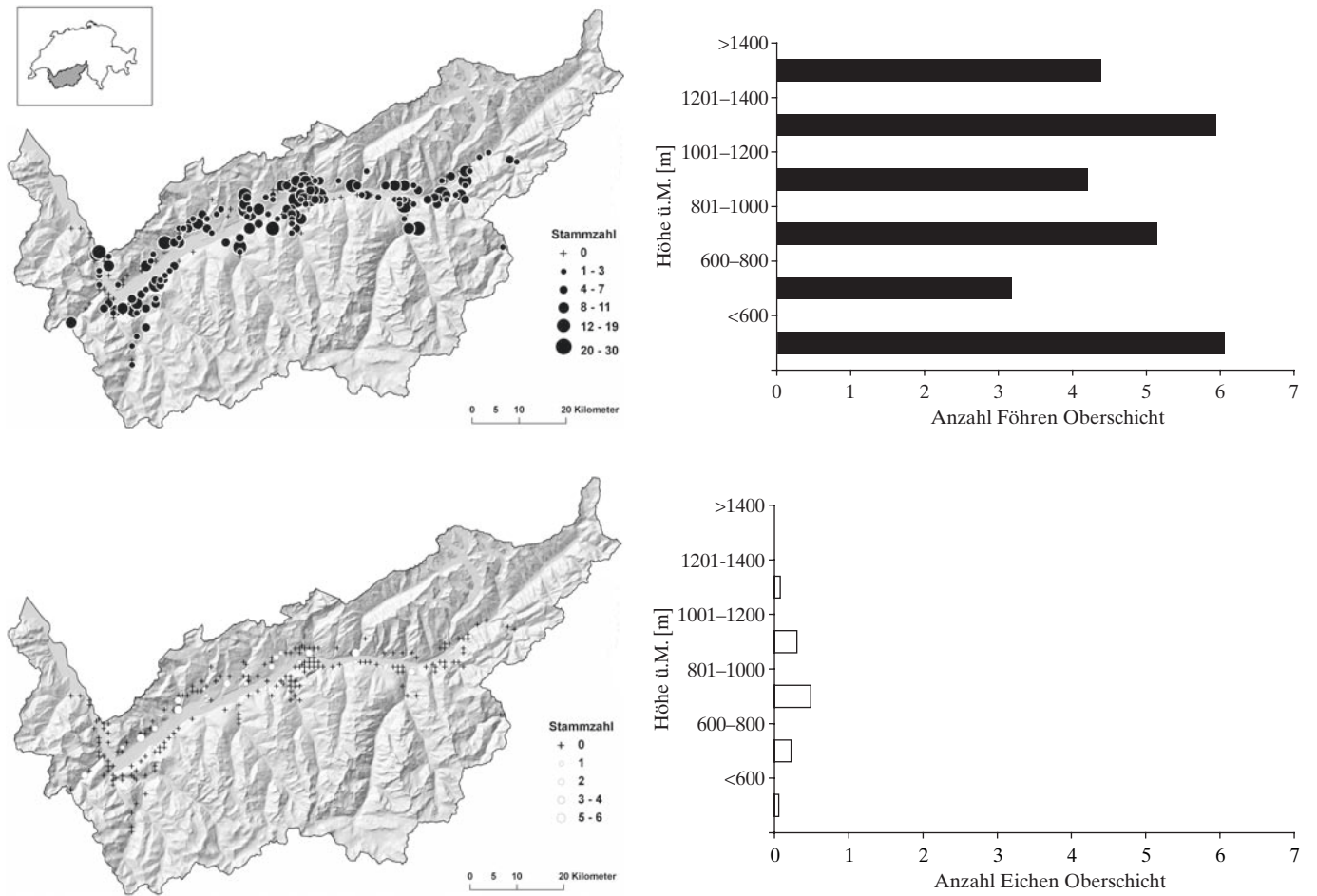


Abb. 1. Räumliche Verbreitung von Föhre (oben, schwarz) und Eiche (unten, weiss) in der Baumschicht (Situation 2003/04) (© 2005 BFS GEOSTAT/swisstopo)

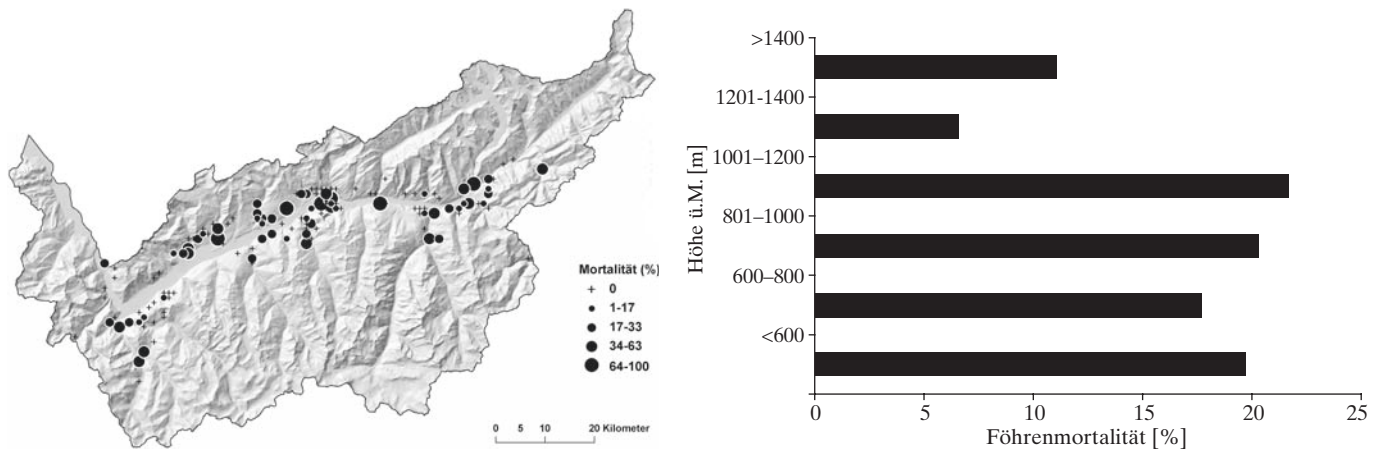


Abb. 2. Räumliche Verbreitung der Föhrenmortalität (Zeitperiode 1983/85–2003/04) (© 2005 BFS GEOSTAT/swisstopo)

Auf der langfristigen Untersuchungsfläche LWF bei Visp werden seit 1995 sowohl jährlich die Absterberaten der Föhren erhoben als auch kontinuierlich das Klima gemessen. Die Analyse dieser 10-jährigen Datenreihen zeigte

ebenfalls eine klar erhöhte Föhrenmortalität im Folgejahr der Trockenjahre 1998 und 2003 (Abb. 3). Trockenheit brachte also die Föhren nicht unmittelbar zum Absterben, konnte aber den Baumtod einleiten (RIGLING

et al. 2006; DOBBERTIN *et al.* 2005a). Trockene Jahre führen generell zu vermehrtem Abwurf von Nadeln, zu kürzeren Nadel- und Triebblängen der Föhre sowie einer signifikanten Reduktion der Assimilationsleistung und damit

wohl auch der Reservestoffbildung (DOBBERTIN und RIGLING 2006; ZWEIFEL *et al.* 2005; ZWEIFEL *et al.* 2006a). Föhren mit reduzierter Nadelmasse sind stressanfälliger, z.B. bei gleichzeitigem Mistelbefall (DOBBERTIN und RIGLING 2006) oder bei Befall durch Nematoden, Insekten und Bläuepilze. Folgen mehrere Trockenjahre aufeinander, so verstärken sich die negativen Auswirkungen auf die Föhre (BIGLER *et al.* 2006).

Diese Resultate stehen im Einklang mit bestehenden Theorien zum Baumtod (z.B. MANION 1981), nach denen die Widerstandskraft der Bäume mit jedem zusätzlich auftretenden Stressfaktor abnimmt und die Anfälligkeit gegenüber Schädlingen zunimmt, was schliesslich zum Baumtod führt. Ansteigende Temperaturen können diese Wechselwirkungen zwischen Baum und Schädlingen noch verschärfen indem 1) die Entwicklungsraten von Insekten und Pathogenen beschleunigt und ihre Sterberaten reduziert werden, 2) die physiologische Baumabwehr und 3) die Häufigkeit von natürlichen Feinden und Konkurrenten der Schädlinge sich verändert (AYRES und LOMBARDO 2000; BALE *et al.* 2002).

Zwar trägt auch die Flaumeiche nach Trockenjahren weniger Blätter, doch ist ihre Sterberate deutlich geringer als jene der Föhre (Dobbertin unpublizierte Daten). Die Vermutung liegt nahe, dass die subboreale Waldföhre nur sporadisch auftretende Trockenheit ertragen kann, nicht aber häufig auftretende Trockenperioden. Besser angepasst an häufige Dürren ist die submediterrane Flaumeiche.

Ökophysiologische Untersuchungen an Föhre und Eiche in Salgesch und Jeizinen belegen diese Vermutung (ZWEIFEL *et al.* 2005; ZWEIFEL *et al.* 2006a): In Trockenperioden schliesst die Föhre ihre Spaltöffnungen wesentlich früher als die Flaumeiche, um drohenden Trockenheitsschäden zu entgehen (z.B. Kavitation in Leitgefässen). Daraus resultiert eine wesentliche Assimilationsdifferenz zwischen den beiden Arten, welche die Föhre benachteiligt. Regelmässig auftretende Trockenheit verschärft die Situation der Föhre überproportional und führt längerfristig zum Absterben des Baumes. Klimatische Extrembedingungen wie im Jahr 2003 überstiegen aber auch

Tab. 1. Zusammenhang zwischen der Föhrenmortalität und Umweltfaktoren. Die Einteilung in die Kategorien basiert auf der Klassifikationsbaum-Statistik. (Zeitperiode 1983/85 bis 2003/04, ^a Kruskal-Wallis, ^b Chi-Square, Signifikanzschwelle: p 0,1 = *; p 0,05 = **; p 0,01 = ***)

Datensatz	Kategorie	Anzahl Punkte	Mittlere Mortalität [%]	Punkte mit Mortalität [%]
Ganzer Datensatz	–	139	13,5	42,3
	Y < 115500	33	7,6	25,0
	Y > 115500	106	15,1	47,6
	<i>Signifikanz</i>		0,0517 ^{a*}	0,0391 ^{b**}
Punkte mit Y-Koord. > 115500 (=Zentralwallis)	–	106	15,1	47,6
	Höhe ü.M. < 746 m	18	15,1	38,9
	Höhe ü.M. 746–918 m	20	28,8	80,0
	Höhe ü.M. > 918 m	68	11,0	40,3
	<i>Signifikanz</i>		0,0024 ^{a***}	0,0055 ^{b***}
Punkte mit Y-Koord. > 115500 und Höhe ü.M. 746–918 m	–	20	28,8	80,0
	Exposition Nord	7	17,7	57,1
	Exposition Süd, Ost, West	13	32,2	91,8
	<i>Signifikanz</i>		0,0818 ^{a*}	0,2312 ^b

Tab. 2. Mittlere jährliche Niederschläge (N), potentielle Evapotranspiration (PET) und N-PET (Trockenheitsindex) für Stichprobenpunkte mit mindestens fünf Föhren. Die Stichprobenpunkte sind in Mortalitätsklassen eingeteilt (Zeitperiode 1983/85–2003/04, Kruskal-Wallis Signifikanzschwelle: p 0,1 = *; p 0,05 = **; p 0,01 = ***)

Mortalitätsklasse	Anzahl Punkte	N [mm]	PET [mm]	Trockenheitsindex N-PET [mm]
Keine Mortalität	25	979	450	529
≤ 20 % Mortalität	28	948	464	485
> 20 % Mortalität	16	820	501	319
<i>p-Wert</i>		0,067 [*]	0,052 [*]	0,048 ^{**}

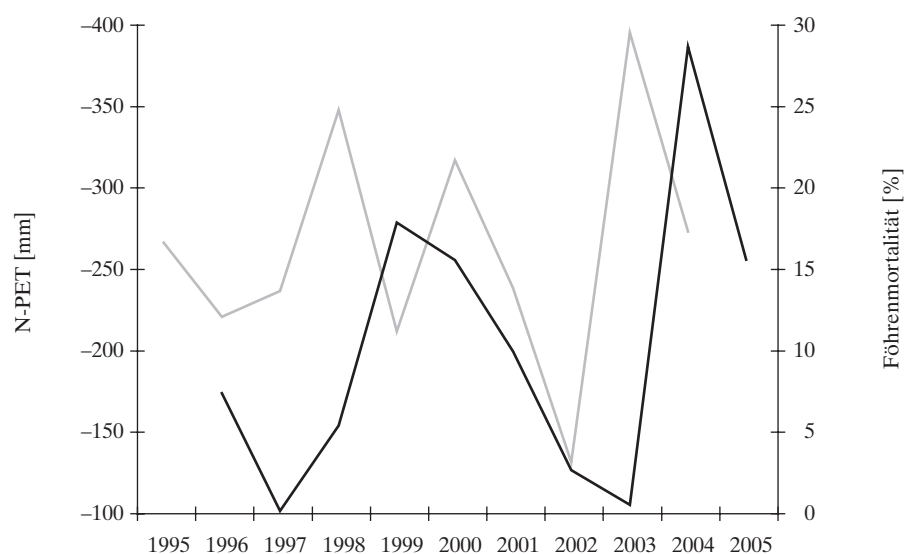


Abb. 3. Trockenheit (N-PET = Mittlere Niederschläge N - potentielle Evapotranspiration PET von Mai bis August) (graue Linie) und Föhrenmortalität (schwarze Linie) auf der langfristigen Untersuchungsfläche Visp.

die physiologischen Möglichkeiten der Flaumeiche (Blattabwurf im Juli); nur noch der Wachholder (*Juniperus communis*) war in dieser Periode physiologisch aktiv. Untersuchungen des Jahringwachstums belegen, dass in extremen Trockenjahren die Föhre an ihre Wachstumsgrenzen stösst (RIGLING *et al.* 2002, 2003), aber auch die Eiche stark eingeschränkt ist (EILMANN *et al.* 2006; WEBER 2005).

2.3 Wo verjüngen sich Föhren und Eichen?

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 durchaus sehr üppige Verjüngung auf-

treten kann. Die Verjüngungsaufnahmen (50 m² Kreisflächen), die auf den Stichprobenflächen des 1□1-km-LFI-Netzes durchgeführt wurden, bestätigten diese Einschätzung (Abb. 4). Die spärliche Waldföhrenverjüngung tritt schwerpunktmässig westlich von Leuk auf und kommt über den gesamten untersuchten Höhenbereich, vom Talboden bis 1600 m ü.M. vor. Die sehr zahlreiche Flaumeichenverjüngung kommt im ganzen Untersuchungsgebiet unterhalb von 1000 bis 1200 m ü.M. vor. Darüber ist sie aber nur vereinzelt anzutreffen. Auf 153 Flächen wurden dominante Waldföhren festgestellt (Tab. 3), auf 80 Prozent davon fehlte die Föhrenverjüngung. Von 19 Stichprobenflächen mit Eichenober-schicht waren nur fünf (26%) ohne Eichenverjüngung. Auf Standorten ohne Föhrenober-schicht war nur wenig Föhrenverjüngung zu finden (3 von 34 Stichprobenflächen (8%) mit Föhren-verjüngung). Die Flaumeichenverjün-

gung wurde hingegen auch auf 42 von 53 Stichprobenflächen ohne Eichen-ober-schicht (79%) sehr häufig gefun-den. Insgesamt wurden nur 486 junge Föhren, hingegen 2343 junge Eichen gezählt. Diese Situation in der Baum-verjüngung ist mit Blick auf die Ver-breitungsökologie der beiden Baum-arten erstaunlich: Die Pionierbaumart Waldföhre mit ihrer grossen Anzahl leichter, flugfähiger Samen sollte gegenüber der Flaumeiche, welche ver-hältnismässig wenige schwere, haupt-sächlich von Tieren verbreitete Samen produziert, in der Besiedlung neuer Standorte im Vorteil sein (z. B. BUR-SCHEL und HUSS 1997). Überdies sind im Wallis, wie bereits erwähnt, gegen 12000 ha, grösstenteils samenprodu-zierende Waldföhrenwälder und nur ver-gleichsweise wenige, lokal auftretende Flaumeichen-Samenbestände zu fin-den. Ganz offensichtlich fehlen opti-male Standortsbedingungen zur Ansa-mung der Waldföhre.

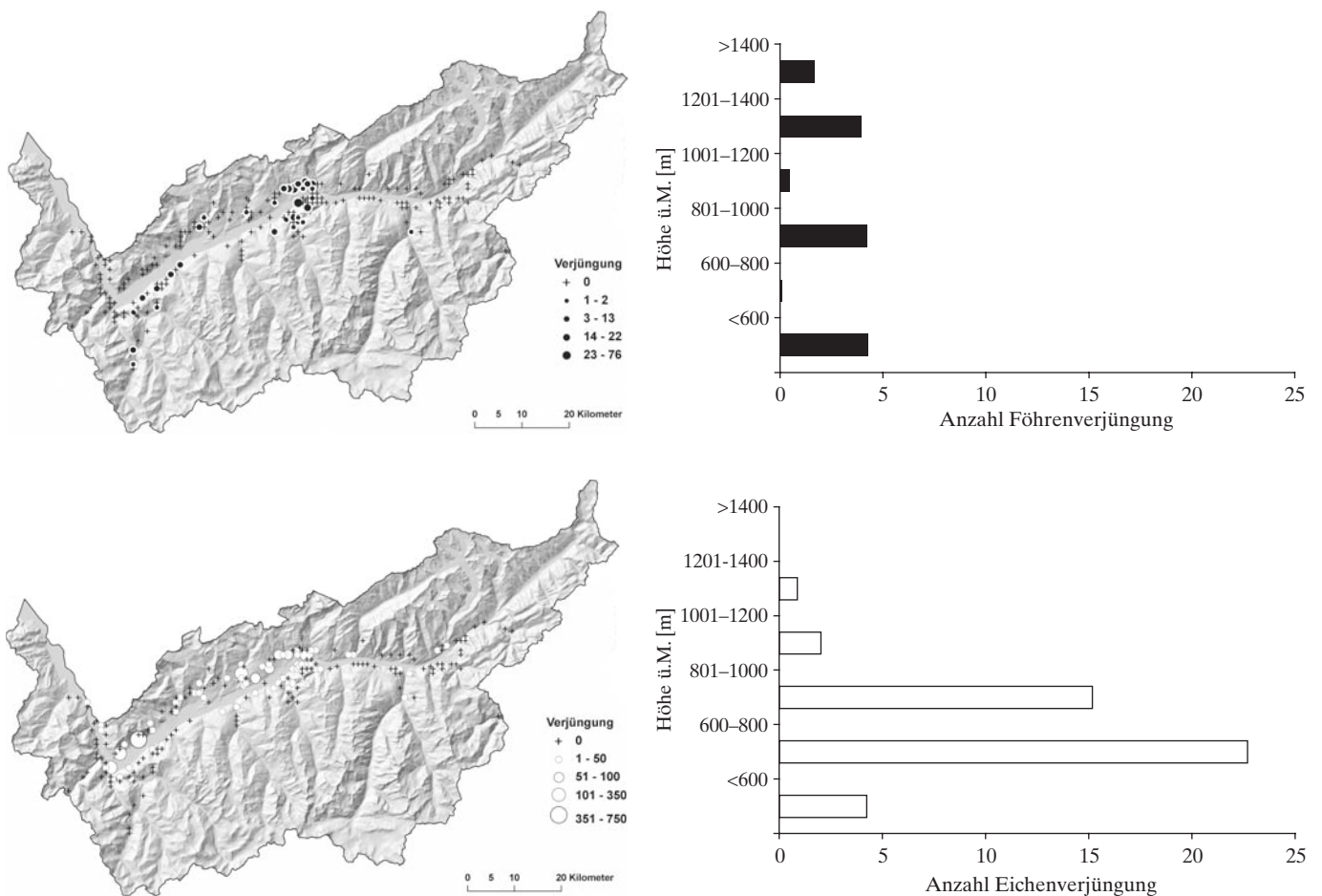


Abb. 4. Räumliche Verbreitung der Verjüngung von Föhre (oben, schwarz) und Eiche (unten, weiss), Situation 2003/04 (© 2005 BFS GEOSTAT/swisstopo)

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 (KEVE 1995), in den letzten Jahren massiv weniger bejagt wurde (SAEFL 2004). Die Unterschiede in der Verjüngung werden den schon heute zu beobachtenden Baumartenwechsel in mittlerer Zukunft vermutlich noch deutlich beschleunigen.

Welche Umweltfaktoren steuern die Verjüngung von Föhren und Eichen?

Die Analyse der Umweltfaktoren mit Einfluss auf das Vorkommen der Verjüngung (Tab. 4) zeigt gegensätzliche Resultate für Föhre und Eiche:

- Standorte mit Föhrenverjüngung sind tendenziell in höheren Lagen zu finden als solche ohne Verjüngung; bei der Eiche verhält es sich genau umgekehrt.
- ein hoher Beschirmungsgrad scheint sich negativ auf die Föhrenverjüngung auszuwirken, während der Verjüngungserfolg bei der Eiche nicht von der Beschattung abhängt.
- Der Verjüngungserfolg der Föhre hängt stark vom Vorhandensein von Rohboden ab, während sich die Eiche sowohl auf Rohboden als auch auf Böden mit organischer Auflage (Streu) ansamen kann.
- Eichenverjüngung wurde vermehrt auf Trockenstandorten gefunden, was auf eine hohe Toleranz gegenüber Trockenheit hindeutet. Das Vorhandensein der Föhrenverjüngung zeigte bezüglich Trockenheit kein klares Muster.

Das Vorkommen von Verjüngung kann folgendermassen zusammengefasst werden: Tief gelegene und trockene Standorte, mit flächiger Humusauflage (ohne Rohboden) und hoher Bestandesdichte, weisen weniger Föhren-, aber umso mehr Eichenverjüngung auf.

Nur Spätfrost (BURSCHEL und HUSS 1997; BURNAND 1976) und Wildverbiss

Tab. 3. Vergleich des Vorkommens von Föhre und Eiche in der Baumschicht und in der Verjüngung. (201 Stichprobenpunkte, Kolmogoroff-Smirnoff Signifikanzschwelle: p 0,05 = **; p 0,01 = ***)

	Föhre	Eiche
Anzahl Punkte mit Individuen in der Baumschicht	153	19
Anzahl Individuen in der Baumschicht	948	48
<i>p</i> -Wert (Unterschied Individuen in der Baumschicht)		0,000***
Anzahl Punkte mit Verjüngung < 20 cm	34	67
Total Anzahl Verjüngung < 20 cm	486	2343
Mittlere Anzahl Verjüngung pro m ² (nur Punkte mit Verjüngung)	0,29	0,70
<i>p</i> -Wert (Unterschied Verjüngung pro Punkt)		0,007***
Anzahl Punkte mit Individuen in der Baumschicht aber ohne Verjüngung < 20 cm	122 (80 %)	5 (26 %)
Anzahl Punkte mit Individuen in der Baumschicht und Verjüngung < 20 cm	31 (20 %)	14 (74 %)
Anzahl Punkte mit Verjüngung < 20 cm aber ohne Individuen in der Baumschicht	3 (8 %)	53 (79 %)

Tab. 4. Vorkommen von Verjüngung (Ja/Nein) und Median (Mittelwert) der Umweltfaktoren (Höhe ü.M., Deckungsgrad Vegetation > 3 m Pflanzenhöhe, Niederschlag-potentielle Evapotranspiration N-PET, Deckungsgrad Rohboden (ohne organische Auflage), (201 Stichproben, für Rohboden nur 196; Kruskal-Wallis Signifikanzschwelle: p 0,05 = **; p 0,01 = ***)

	Föhre	Eiche
Höhe ü.M. [m]		
Punkte mit Verjüngung	1030,0 (1078,1)	887,0 (874,6)
Punkte ohne Verjüngung	950,0 (973,4)	1036,0 (1049,3)
<i>p</i> -Wert	0,0375**	0,0001***
Deckungsgrad Vegetation > 3m [%]		
Punkte mit Verjüngung	45,0 (48,0)	60,0 (57,9)
Punkte ohne Verjüngung	62,0 (60,2)	60,0 (58,2)
<i>p</i> -Wert	0,033**	0,9497
Deckungsgrad Rohboden [%]		
Punkte mit Verjüngung	90,0 (60,4)	10,0 (37,1)
Punkte ohne Verjüngung	5,0 (33,7)	10,0 (39,0)
<i>p</i> -Wert	0,0052***	0,568
N-PET [mm]		
Punkte mit Verjüngung	465,9 (458,9)	375,4 (362,0)
Punkte ohne Verjüngung	513,0 (489,7)	571,4 (545,8)
<i>p</i> -Wert	0,5935	0,0001***

kann die Eichenverjüngung bremsen. Die durchschnittliche Verbissbelastung der Eichen auf den untersuchten 201 Stichprobenflächen ist deutlich höher (22 % der Verjüngung < 20 cm sind mehrfach verbissen) als diejenige der Föhre (8 %). Die hohe Verbissbelastung bremst die Ausbreitung der Eiche, kann sie aber, wie die vorliegenden Erhebungen zeigen, nicht aufhal-

ten. Diese generelle Aussage bezieht sich auf den gesamten Datensatz und kann nicht auf jeden einzelnen Datenpunkt, auf jeden einzelnen Bestand, verallgemeinert werden.

3 Welche Rolle spielt die Waldbewirtschaftung?

Viele der heutigen Waldföhrenwälder sind in der Folge grossflächiger intensiver Waldnutzungen 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. Neben der Holznutzung war in den Föhrenwäldern vor allem die Waldweide und die Streunutzung von grosser Bedeutung (GIMMI *et al.* Mskr. eingereicht a).

Waldweide: Die Walliser Föhrenwälder wurden grossflächig als Weide für Ziegen und Schafe genutzt. 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.

Streunutzung: An bestimmten trockenen Tagen im Herbst zogen vor allem Frauen und Kinder in den Wald, um mit speziellen Holzrechen Waldstreu zu sammeln. Oft wurde zusammen mit der Streudecke auch die oberste Bodenschicht zusammengereicht, was dem Wald beträchtliche Mengen an Nährstoffen entzog (BÜRGI und STUBER 2003; GIMMI *et al.* Mskr. eingereicht b). Das Material wurde zur Lagerung entweder direkt in die Scheune transportiert oder aber im Wald auf grossen Haufen zusammengetragen. Die Waldstreu diente an Stelle von Stroh als Einstreumaterial in den Ställen. Die Bedeutung der Streunutzung ging nach dem Zweiten Weltkrieg rasch zurück, örtlich wurde sie jedoch bis in die 1960er Jahre ausgeübt.

Um zu testen, ob diese Waldnebennutzungen einen Einfluss auf die aktuelle Waldföhrenmortalität und den Baumartenwechsel hatten, wurde in 22 Gemeinden des Zentralwallis, zwischen Salgesch und Brig, aufgrund alter Wirtschaftspläne (Bewirtschaftungspe-

riode 1920–1930) die vergangene Waldnutzung und die Baumartenzusammensetzung auf einer Fläche von 9468 ha rekonstruiert und mit der aktuellen Waldvegetationskarte von WERLEN (1994) verglichen (GIMMI *et al.* Mskr. eingereicht b). Die ermittelten Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung konnten dann der ehemaligen Waldnutzung gegenübergestellt werden.

Die Resultate zeigen ein eindeutiges Bild (Abb. 5): Die aktuelle Föhrenmortalität scheint weder von der Beweidung noch von der Streunutzung beeinflusst worden zu sein. Die Ausbreitung der Flaumeiche hingegen scheint wesentlich von der Streunutzung und von der kombinierten Nutzung von Streu und Waldweide gebremst worden zu sein: Das Vordringen der Flaumeiche ist in den ehemals streugenutzten und beweideten Waldbeständen signifikant weniger weit fortgeschritten als dort, wo diese Nebennutzungen nicht stattgefunden hatten.

Es kann also davon ausgegangen werden, dass Waldweide und Streunutzung die Föhrenverjüngung über lange Zeit stark beeinflussten. Die Flaumei-

che wurde vom Weidevieh viel stärker verbissen als die Föhre. Durch die Streunutzung wurde der Rohboden wiederholt freigelegt, was ideale Ansammlungsbedingungen für die Pionierart Waldföhre schuf. Zudem wurden durch das Rechen nicht nur die Streuauflage, sondern auch die Eicheln entfernt und somit das Verjüngungspotenzial der Flaumeichen vermindert. Durch die Aufgabe dieser Nutzungen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts verschlechterten sich einerseits die Ansammlungsbedingungen der Föhre, andererseits konnten sich die Flaumeiche und andere Laubbaumarten zunehmend ausbreiten, was sich im zu beobachtenden Baumartenwechsel widerspiegelt.

4 Schlussfolgerungen

Der Baumartenwechsel in den Walliser Föhrenwäldern ist nicht nur auf die Region Visp beschränkt, sondern er findet generell in den Gebieten unterhalb etwa 1000 bis 1200 m ü.M. im gesamten Wallis statt. Am deutlichsten ist diese Entwicklung an den Trockenstandorten des Zentralwallis zu beob-

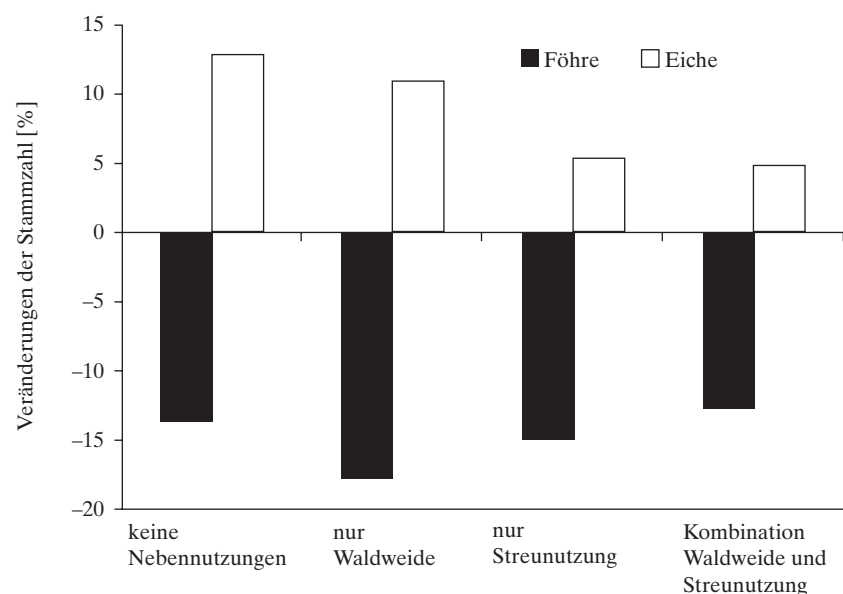


Abb. 5. Baumartenwechsel in Abhängigkeit von der vergangenen Waldbewirtschaftung (Waldweide und Streunutzung). Zeitperiode 1930 bis 1994., T-Test Signifikanzschwelle: $p 0,05 = **$; $p 0,01 = ***$

achten, wo die Föhrenmortalität am höchsten und die Verjüngung der Flaumeiche am häufigsten ist.

Das Klima hat sich im Wallis in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verändert – die mittleren Temperaturverhältnisse sind überdurchschnittlich stark angestiegen (BEGERT *et al.* 2005) und damit hat sich, bei kaum veränderten Niederschlägen, die Evapotranspiration erhöht (REBETEZ und DOBBERTIN 2003). Die Föhren reagieren sensitiv auf das sich ändernde Klima – ihre Mortalität ist gesteuert durch Trockenheit als direkte Folge und durch Befall von Insekten, Pathogenen und Misteln als indirekte Folge des Temperaturanstiegs (RIGLING *et al.* 2006).

Die Flaumeiche ist von Trockenheit weniger betroffen, denn sie weist nach Trockenjahren deutlich geringere Mortalitätsraten auf als die Föhre, und ihre üppige Verjüngung ist verstärkt auf Trockenstandorten zu finden. Die an häufig auftretende Trockenheit angepasste, submediterrane Flaumeiche kann von der jüngsten Klimaentwicklung im Wallis profitieren. Der Hauptgrund der zunehmenden Eichenausbreitung ist dennoch nicht das veränderte Klima, sondern die sich wandelnde Waldnutzung während der vergangenen Jahrzehnte. Streunutzung und Waldweide wurden während Jahrhunderten ausgeübt und förderten die Verjüngung der Föhre, benachteiligten aber diejenige der Eiche. Nach Aufgabe dieser Nebennutzungen kann sich nun die Eiche ihre ehemaligen Gebiete zurückerobern.

Der kombinierte Ansatz von wiederholten flächigen Erhebungen der Waldstrukturen, von Intensivuntersuchungsflächen (klimatische, dendroökologische und ökophysiologische Messungen) und von Analysen der historischen Waldbewirtschaftung erlaubte es, die Dynamik des beobachteten Baumartenwechsels zu analysieren und die sich überlagernden Effekte von Klima- und Waldnutzungsänderungen zu entschlüsseln.

Die Prognosen zur Klimaentwicklung weisen eine grosse Bandbreite auf (IPCC 2001). Generell wird sich jeder weitere Anstieg besonders der Sommertemperaturen schwächend auf die Föhren der Tieflagen und fördernd auf einige der potenziellen Schadorganismen auswirken. Es wird eine Zunahme

der Winterniederschläge und ein Rückgang der Sommerniederschläge erwartet (SCHÄR *et al.* 2004). Dies dürfte sich zusätzlich schwächend auf die Föhre auswirken und auch die Föhrenverjüngung beeinträchtigen. Die Konsequenzen für die trockenen Föhren- und Eichenwälder sind nur schwer prognostizierbar, da die verschiedenen Elemente dieses Netzes von Pflanzen, Insekten, Pilzen und Mikroorganismen nicht nur unterschiedlich sensitiv gegenüber klimatischen Veränderungen sind, sondern auch unterschiedlich schnell auf diese Veränderungen reagieren. Interaktionen zwischen diesen Elementen dürften sich verändern und rückkoppelnde, aufschaukelnde Effekte könnten zu unerwartet plötzlichen Reaktionen der Ökosysteme führen.

In naher Zukunft dürfte sich die Eiche in den Tallagen behaupten bzw. durchsetzen können. Sollte die Trockenheit noch ausgeprägter werden, wird selbst die Flaumeiche als submediterrane Baumart an ihre Existenzgrenzen kommen. Versteppung wäre dann die Folge.

Dank

Die hier präsentierten Forschungsarbeiten wurden unterstützt von der Dienststelle für Wald und Landschaft Kt. Wallis, der Velux Stiftung, dem Bundesamt für Umwelt Bafu, INTERREG IIIa, HYDRO Exploitation SA sowie den Forstdiensten der Gemeinden Brig, Lens, Salgesch, Stalden, Visp, Volleges-Sembrancher.

Unser Dank gilt auch Nadine Hilker, Freddy Potzinger, Christophe Praz, Raphael Siegrist, Tilo Usbeck und Fabienne Zeugin, welche die umfangreichen Daten erhoben sowie verschiedenen Projektmitarbeitenden für die wertvollen Diskussionen.

5 Literatur

ALLEN, C.D.; BRESHEARS, D.D., 1998: Drought-induced shift of a forest-woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95: 14839–14842.

AYRES, M.P.; LOMBARDO, M.J., 2000: Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *Sci. Total Environ.* 262: 263–286.

BALE, J.S.; MASTERS, G.J.; HODKINSON, I.D.; AWMACK, C.; BEZEMER, T.M.; BROWN, V.K.; BUTTERFIELD, J.; BUSE, A.; COULSON, J.C.; FARAR, J.; GOOD, J.E.G.; HARRINGTON, R.; HARTLEY, S.; JONES, T.H.; LINDROTH, R.L.; PRESS, M.C.; SYMRNILOUDIS, I.; WATT, A.D.; WHITTAKER, J.B., 2002: Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Glob. Chang. Biol.* 8: 1–16.

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., 2006: Drought as inciting mortality factor in Scots pine stands of the valais, Switzerland. *Ecosystems* 9: 330–343.

BRASSEL, P., 2001: Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL: 336 S.

BRAUN-BLANQUET, J., 1961: Die inneralpine Trockenvegetation. Fischer, Stuttgart. 273 S.

BÜRGI, M.; STUBER, M., 2003: Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. *Waldfeldbau, Waldfrüchte und Harz. Schweiz. Z. Forstwes.* 154: 360–375.

BURGA, C.A.; PERRET, R., 1998: Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. Thun, Ott Verlag. 805 S.

BURNAND, J., 1976: *Quercus pubescens* Wälder und ihre ökologischen Grenzen im Wallis (Zentralalpen). Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Tech. Hochsch., Stift. Rübel Zür. 59. Heft.

BURSCHEL, P.; HUSS, J., 1997: Grundriß des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis. 2nd ed. Berlin, Parey Buchverlag.

CHRIST, H., 1920: Die Visp-Taler Föhrenregion im Wallis. *Bul. Murithienne* XL: 1–87.

CECH, T.L.; PERNY, B., 2000: Kiefernsterben in Tirol. *Wien, Forstschutz aktuell* 22: 12–15.

CECH, T.L.; WIESINGER, R., 1995: Kiefernsterben in Niederösterreich. In: NEUMANN, M. (ed) *Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem*. Wien, Berichte Forstliche Bundesversuchsanstalt: 159–165.

DALE, V.H., 1997: The relationship between land-use change and climate change. *Ecol. Appl.* 7: 753–769.

- DIRNBÖCK, T.; DULLINGER, S.; GRABHERR, G., 2003: A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *J. Biogeogr.* 30: 401–417.
- DOBBERTIN, M.; MAYER, P.; WOHLGEMUTH, T.; FELDMEYER-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.; REBETEZ, 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., 2006: Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) mortality in the Rhone valley of Switzerland. *For. Pathol.* 36: 309–322.
- 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. *Dendrochronologia* 23: 121–132.
- FLÜHLER, H.; KELLER, T.; SCHWAGER, H., 1981: Die Immissionsbelastung der Föhrenwälder im Walliser Rhonetal. In: *Waldschäden im Walliser Rhonetal* (Schweiz). *Mitt. Eidgenöss. Anst. Forstl. Versuchs.wes.* 57, 4: 361–499.
- GIMMI, U.; BÜRGI, M., 2006: Using oral history and forest management plans to reconstruct traditional non-timber forest uses in the Swiss Rhone valley (Valais). *Environ. Hist.*: accepted.
- GIMMI, U.; STUBER, M.; BÜRGI, M., a: Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems – a case study from the Swiss Rhone valley. *Ecosystems*. Mskr. eingereicht.
- GIMMI, U.; BÜRGI, M.; RIGLING, A.; HOFFMANN, C.W.; WOHLGEMUTH, T., b: Impact of anthropogenic disturbances on tree species composition in the upper Swiss Rhone valley. *Landsc. Ecol.* Mskr. eingereicht.
- GLAVAC, V., 1996: *Vegetationsökologie*. Jena, Gustav Fischer. 358 S.
- HANSEN, A.J.; NEILSON, R.P.; DALE, V.H.; FLATHER, C.H.; IVERSON, L.R.; CURRIE, D.J.; SHAFER, S.; COOK, R.; BARTLEIN, P.J., 2001: Global change in forests: Responses of species, communities, and biomes. *BioScience* 51, 9: 765–779.
- HOLTMEIER, F.-K., 2003: *Mountain timberlines, ecology, patchiness, and dynamics*. Dordrecht, Kluwer.
- IPCC 2001: *Climate Change 2001: The Scientific Basis – Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Stevenage, EarthPrint. 944 S.
- KELLY, P.M.; JONES, P.D.; SEAR, S.B.; CHERRY, B.S.G.; TAVAKOL, R.K., 1982: Variations in surface air temperatures: Part 2. Arctic regions, 1881–1980. *Mon. Weather Rev.* 110: 71–83.
- KEMPF, A., 1985: *Waldveränderungen als Kulturlandschaftswandel «Walliser Rhonetal»*. *Basl. Beitr. Geogr.* 31: 262.
- KEMPF, A.; SCHERRER, H.U., 1982: *Forstgeschichtliche Notizen zum Walliser Wald – Literatur- und Quellenbericht über das Rhonetal zwischen Brig und Martigny seit 1800*. *Ber. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes.* 243 S.
- KEVE, A., 1995: *Der Eichelhäher: Garrulus glandarius*. 4th ed. Magdeburg, Westarp-Wissenschaft.
- KIENAST, F.; HADORN, S.; SCHÜTZ, M., 2004: Werden Walliser Föhrenwälder zu Eichenwäldern? Eine pflanzensoziologische Studie mit historischen Aufnahmen. *Inf.bl. Forsch.bereiches Landsch.* 59: 1–3.
- KÖRNER, C., 1999: *Alpine Plant Life*. Berlin, Springer.
- 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 S.
- 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: *Phytopsanitäre Massnahmen gegen das Kiefernsterben im Vinschgau und Vorbeugemassnahmen gegen Wildschäden*. *Projektbericht Abt. 32 Forstwirtschaft, Autonome Provinz Bozen-Südtirol*.
- OLIVER, C.D.; LARSON, B.C., 1996: *Forest stand dynamics*. New York, John Wiley & Sons, Inc. 520 S.
- OZENDA, P., 1988: *Die Vegetation der Alpen im europäischen Gebirgsraum*. Stuttgart, Fischer. 353 S.
- PEÑUELAS, J.; BOADA, I., 2003: A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Glob. Chang. Biol.* 9: 131–140.
- PEÑUELAS, J.; FILELLA, I., 2001: Responses to a warming world. *Science* 294: 793–795.
- PFISTER, A.; KREHAN, H.; PERNY, B.; TOMICZEK, C.; BUCHBERGER, A.; LICK, H., 2001: *Kiefern-schäden – Erkennen und Vermeiden*. Wien, Merkblatt Amt der Steyer-märkischen Landesregierung, Fachabteilung Forstwesen und Forstliche Bundes-versuchsanstalt. 2 S.
- PLUMETTAZ CLOT, A.-C., 1988: *Phyto-écologie des pinèdes valaisannes et contribution à la taxonomie du genre pinus*. Thèse de doctorat, Université de Lausanne, 202 S.
- POLOMSKI, J.; SCHÖNFELD, U.; BRAASCH, H.; DOBBERTIN, M.; BURGERMEISTER, W.; RIGLING, D., 2006: Occurrence of *Bursaphelenchus* species in declining *Pinus sylvestris* in a dry Alpine valley in Switzerland. *For. Pathol.* 36: 110–118.
- REBETEZ, 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.; BRÄKER, O.U.; SCHNEITER, G.; SCHWEINGRUBER, F.H., 2002: Intra-annual tree-ring parameters indicating differences in drought stress of Scots pine forests within the Erico-Pinion in the Valais, Switzerland. *Plant Ecol.* 163, 1: 105–121.
- RIGLING, A.; BRÜHLHART, H.; BRÄKER, O.U.; FORSTER, T.; SCHWEINGRUBER, F.H., 2003: Effects of irrigation on diameter growth and vertical resin duct production in *Pinus sylvestris* L. on dry sites in the central Alps, Switzerland. *For. Ecol. Manage.* 175: 285–296.
- RIGLING, A.; WEBER, P.; CHERUBINI, P.; DOBBERTIN, M., 2004: Bestandesdynamik zentralalpiner Waldföhrenwälder aufgezeigt anhand dendroökologischer Fallstudien aus dem Wallis. *Schweiz. Z. Forstwes.* 155, 6: 178–190.
- RIGLING, A.; DOBBERTIN, M.; BÜRGI, 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? *Merkbl. Prax.* 41: 16 S.
- SAEFL, 2004: *Eidgenössische Jagdstatistik 2003*. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Issue

- Wildlife and Hunting. Available from the SAEFL website: http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_wild/dienstleistungen/jagdstatistik/; accessed 20 September 2004.
- SCHÄR, C.; VIDALE, P.L.; LUETHI, D.; FREI, C.; HAEBERLI, C.; LINIGER, M.A.; APPENZELLER, C., 2004: The role in increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427: 332–336.
- SCHERRER, H.U.; FLÜHLER, H.; MAHRER, F., 1981: Alternative Verfahren für die Interpretation von Föhrenschäden (*Pinus sylvestris* L.) auf mittelmassstäblichen Infrarot-Farbaufnahmen. In: FLÜHLER, H.; KELLER, T.; SCHWAGER, H. (eds) Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). *Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchs.wes.* 57, 4: 415–432.
- SCHMID, E., 1936: Die Reliktföhrenwälder der Alpen. *Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz* 21: 190 S.
- SCHWANINGER, C., 1998: Kiefernsterben im Oberland. *Tiroler Forstdienst*. 10.
- Schweizerische Meteorologische Anstalt (Hrsg.) 2000: *Klimaatlas der Schweiz*. W. Kirchhofer Gesamtleitung. Wabern, Bundesamtes für Landestopographie.
- STUBER, M.; BÜRGI, M., 2001: Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. *Waldweide, Waldheu, Nadel- und Laubfutter*. *Schweiz. Z. Forstwes.* 152: 490–508.
- STUBER, M.; BÜRGI, M., 2002: Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. *Nadel- und Laubstreu*. *Schweiz. Z. Forstwes.* 153: 397–410.
- STEIN, N., 1978: Die standörtliche Verbreitung und klimaökologische Abgrenzung waldbildender submediterraner (*Quercus pubescens*), subborealer (*Pinus sylvestris*) und mitteleuropäisch-montaner Florenelemente (*Abies alba*) am Beispiel des mittleren Wallis (Zentralalpen). *Geogr. Helv.* 1978, 2: 93–112 + appendix.
- SWIHART, R.K.; GEHRING, T.M.; KOLOZSVARY, M.B.; NUPP, T.E., 2003: Responses of “resistant” vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions* 9: 1–18.
- THEURILLAT, J.P.; GUIGAN, A., 2001: Potential impact of climate change on vegetation in the European alps: A Review. *Clim. Chang.* 50: 77–109.
- THORNTHWAITE, C.W., 1948: An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38: 55–94.
- TINNER, R., 2004: Luftbildanalytische Erfassung des Strukturwandels von Föhrenwäldern in Richtung Flaumeichenwälder in der Region Visp. *Diplomarbeit ETH Zürich*.
- VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D., 1998: *Modern applied statistics with S-PLUS*. New York, Springer. 548 S.
- VERTUI, F.; TAGLIAFERRO, F., 1996: Scots pine die-back by unknown causes in the Aosta Valley, Italy. *Chemosphere* 36, 4–5: 1061–1065.
- WALTHER, G.-R.; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A.; PARMESAN, C.; BEEBEE, T.J.C.; FROMENTIN, J.-M.; HOEGH-GULDBERG, O.; BAIRLEIN, F., 2002: Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 289–395.
- WALTHER, G.-R., 2003: Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6, 3: 169–185.
- WALTHER, G.-R.; BERGER, S.; SYKES, M.T., 2005: An ecological “footprint” of climate change. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272: 1427–1432.
- 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 No. 16235*. ETH Zürich, Zürich.
- WELTEN, M., 1982: *Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen in den westlichen Schweizer Alpen*: Bern-Wallis. *Denkschr. Schweiz. nat.forsch. Ges.* 95: 104 S.
- WERLEN, C., 1994: *Elaboration de la carte de végétation forestière du Valais*. *Schweiz. Z. Forstwes.* 14: 607–617.
- WERMELINGER, B.; RIGLING, A.; DOBBERTIN, M.: *Infestation dynamics of declining pine by potential pest insects*. Mskr. in Vorbereitung.
- ZIMMERMANN, N.E.; KIENAST, F., 1999: Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: species versus community approach. *J. Veg. Sci.* 10: 469–482.
- ZWEIFEL, R.; ZIMMERMANN, L.; NEWBERY, D.M., 2005: Modeling tree water deficit from microclimate: an approach to quantifying drought stress. *Tree Physiol.* 25: 147–156.
- ZWEIFEL, R.; ZEUGIN, F.; ZIMMERMANN, L.; NEWBERY, D.M., 2006a: Intra-annual radial growth and water relations of trees – implications towards a growth mechanism. *J. Exp. Bot.* 57: 1445–1459.
- ZWEIFEL, R.; ZIMMERMANN, L.; TINNER, W.; HALDIMANN, P.; ZEUGIN, F.; BANGERTER, S.; HOFSTETTER, S.; CONEDERA, M.; WOHLGEMUTH, T.; GALLÉ, A.; FELLER, U.; NEWBERY, D.M., 2006b: *Salgesch, Jeizinen, ihre Wälder und der globale Klimawandel*. *Nationaler Forschungsschwerpunkt Klima (NFS Klima)*, Universität Bern, Bern. 23 S.

Abstract

Tree-species change in the Scots pine forests of Valais

The Valais is among the most extreme inner-Alpine dry regions. The distinct temperature increase of the recent years results in increasing drought stress for plants during dry years. In Valais forest vegetation is presently in change: mortality processes in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) go along with an increase of broadleaved trees, mostly downy oak (*Quercus pubescens* Willd.). A combined approach (assessment of forest structures on a regular grid, intensive monitoring and experimental plots, and analysis of past forest management) was applied to analyze the shift in tree-species composition and to keep apart the impact of changes in climate and land-use.

The shift from pine to oak was most pronounced on dry sites, where pine mortality was highest and oak regeneration most frequently. Pine mortality was highest after dry years, whereas oak was less affected. Although oak regeneration seems to profit from the dryer climate, the changes of the land-use regime during the past decades was identified as the main driver for the increased spread of oak.

Keywords: bioindication, climate change, drought, land-use change, *Pinus sylvestris*, *Quercus pubescens*.