

Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern verstärkt nach grossen Störungen

Thomas Wohlgemuth Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL (CH)*
Violette Doublet Inra – Centre Provence-Alpes-Côte d'Azur (FR)
Cynthia Nussbaumer Amt für Umwelt, Kanton Freiburg (CH)
Linda Feichtinger Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL (CH)
Andreas Rigling Eidgenössische Forschungsanstalt WSL und ETH Zürich, Institut für terrestrische Ökosysteme (CH)

Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern verstärkt nach grossen Störungen

In mehreren Studien wurde in den letzten zwölf Jahren für die Tieflagen des Wallis ein Wechsel von Waldföhren hin zu Eichenwäldern (mit Flaum- und Traubeneiche) belegt. In welcher Weise sich der Vegetationswechsel (engl. vegetation shift) äussert und welche Prozesse zu diesem Wechsel führen, ist allerdings nicht vollständig klar. Zwei Arbeiten über die Baumartenzusammensetzung des Pfywaldes und über die Baumverjüngung im untersten Teil der Waldbrandfläche von Leuk bilden den Ausgangspunkt für eine Diskussion darüber, wie rasch ein Baumartenwechsel stattfindet. Im Pfywald sind Waldföhren in der Baumschicht mit 67% und Eichen mit 14% vertreten. In den Waldöffnungen ist die Verjüngung rund 2- bis 3.5-mal zahlreicher als unter Schirm. Im Oberen Pfywald verjüngt sich die Waldföhre in den Öffnungen mehr als 3-mal so häufig wie die Eiche, unter Schirm wachsen beide Arten zu gleichen Teilen nach. Im Unteren Pfywald setzt sich die Eiche sowohl in den Öffnungen als auch unter Schirm stärker durch, vor allem in den kleinsten Höhenklassen. Ein anderes Bild zeigt sich im untersten Teil der Waldbrandfläche von Leuk, wo vor dem Brand im Jahr 2003 eine ähnliche Baumartenzusammensetzung wie im Pfywald herrschte. Während die Waldföhre nur in der Nähe von Samenbäumen am Rand des intakten Waldes aufkommt, verjüngt sich die Eiche durch Stockausschläge und infolge grossräumiger Ausbreitung durch den Eichelhäher auf der gesamten untersuchten Fläche. Die Verjüngung aus Eicheln stellt sich unabhängig von der Nähe zu Samenbäumen überall ein. Nach der grossflächigen Störung durch Feuer entsteht hier ein Mischwald mit hohem Eichenanteil, was zu einer raschen Verschiebung der Baumartenzusammensetzung führt. Die beiden unterschiedlichen Entwicklungen werden vor dem Hintergrund des Klimawandels diskutiert.

Keywords: climate change, demography, disturbance, forest gaps, persistence, tree regeneration
doi: 10.3188/szf.2018.0260

* Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, E-Mail thomas.wohlgemuth@wsl.ch

In den Tallagen des Wallis, eines inneralpinen Trockentals im Südwesten der Schweiz, herrscht vom Talboden bis etwa 1000 m ü. M. an vielen Orten die Waldföhre (*Pinus sylvestris*) vor. Da in diesen Wäldern oft Flaum- und Traubeneiche (*Quercus pubescens* und *Q. petraea*) eingemischt sind, stellt sich die Frage, wieso die Eichen mit wenigen Ausnahmen keine Bestände bilden. Das gleichzeitige Vorkommen von Waldföhren und Eichen wird seit rund 70 Jahren diskutiert (Meyer 1950, Braun-Blanquet 1961, Burnand 1976, Rigling et al 2013).

Die Koexistenz von Föhre und Eiche ist nicht nur in inneralpinen Tälern festzustellen, sondern auch in mediterran geprägten Gebieten. In Südpatrien scheinen Föhren die Eichenverjüngung zu begünstigen (Urbietta et al 2011), und landesweit wird in jüngster Zeit sowohl eine Verschiebung in höhere Lagen (z.B. *Quercus pyrenaica*; Moreno-Fernández et

al 2016) als auch eine Ausdehnung der Verbreitungsgebiete von Eichenarten wie *Quercus ilex* (Carnicer et al 2014) beobachtet.

Zwei wichtige Faktoren für die Veränderung der Föhrenwälder sind das Klima und die Landnutzung (Gimmi et al 2010). Unterschiede in den Verjüngungseigenschaften von Föhren und Eichen führen dazu, dass je nach Stärke und Art der Waldnutzung die eine oder die andere Art im Vorteil ist. Verschiedene Studien legen nahe, dass die Eichen in den Tieflagen des Wallis im Vormarsch sind und die Waldföhren, die schon länger hohe Absterberaten aufweisen (Meyer 1950; Rigling et al 2018, dieses Heft), an Dominanz verlieren (Rigling et al 2006a). Bis jetzt ist aber unklar, welche biotischen Prozesse in der Waldföhren-Eichen-Dynamik ablaufen und in welchem Masse klimatische Faktoren die biotischen Faktoren überprägen.

Waldföhren und Eichen im Wallis

Die Waldföhre ist im Wallis weit verbreitet und hat ihren Schwerpunkt in Lagen vom Talboden bis 1500 m ü. M. (Burnand 1976). Ihr Standortspektrum ist breit, weshalb sie sehr trockene Böden, aber auch Standorte in höher gelegenen Seitentälern besiedelt. Die höchsten baumartigen Vorkommen stammen von über 2100 m ü. M. oberhalb von Hohtenn (Lingg 1986; Abbildung 1).

Bei den meisten Eichen im Wallis handelt es sich um Flaum- und Traubeneichen oder um Mischformen zwischen beiden (Horisberger 2016). Die Verbreitungsareale der beiden Arten¹ sind sehr ähnlich und reichen im Haupttal vom Chablais im Westen bis nach Brig im Osten. Die Traubeneiche hat zwei Verbreitungsschwerpunkte in den Regionen Martigny und Brig (J.-P. Theurillat, mündl.; D. Horisberger, unpubl. Karte), fehlt jedoch im Lötschental, im Goms und in den höher gelegenen Seitentälern. Die Flaumeiche ist besonders im Haupttal verbreitet, während die Stieleiche (*Q. robur*) relativ selten und auf feuchte Standorte wie Flussauen beschränkt ist. Mehrere Autoren vegetationskundlicher Arbeiten im Wallis haben ausschliesslich über die Flaumeiche berichtet, obwohl möglicherweise auch Traubeneichen eingemischt sind. In den folgenden Ausführungen fassen wir Flaum- und Traubeneiche und deren Übergänge einfachheitshalber als «Eiche» zusammen.

Hoch gelegene Fundorte von baumförmigen Eichen stammen von über 1300 m ü. M. (Plumettaz Clot 1988), kleine Pflanzen wurden auf 1450 m ü. M. ob Sion (Lingg 1986) und Leuk (Wohlgemuth, unpubl.) gefunden (Abbildung 1). Burnand (1976) fand gut entwickelte Eichenbestände bis 1350 m ü. M. und einzelne Individuen bis 1600 m ü. M. Laut Burnand (1976) sind die Strahlungsverhältnisse, die von Sonneneinstrahlung und Meereshöhe bestimmt sind, entscheidend für das Vorkommen der Eiche. Gemäss

seinem Modell sollten an den südexponierten Hängen des Rhonetals Flaumeichenbestände rein oder in Mischung mit Waldföhren bis auf rund 1500 m ü. M. vorkommen.

Demografie von Waldföhren und Eichen

Basierend auf Bestandeserhebungen auf dem Walliser 1×1-km-Netz des Landesforstinventars (LFI; alle Stichprobenflächen unterhalb 1000 m ü. M. sowie alle Stichprobenflächen unterhalb 1600 m ü. M. mit Waldföhren und/oder Eichen mit BHD >12 cm; n = 201) konnte gezeigt werden, dass etwa drei Viertel der Probeflächen von Waldföhren dominiert sind (Rigling et al 2006a, Rigling et al 2013). Die Föhrenmortalität, d.h. die Anzahl abgestorbener Bäume, lag mit 10–20% für die Referenzperiode 1985–2005 deutlich über dem landesweiten Durchschnitt (7–11%). Im Unterschied zur Baumschicht herrschten in der Verjüngung die Eichen vor. In den Verjüngungsaufnahmen (50 m²) der Probeflächen wurden rund fünfmal mehr Jungpflanzen von Eichen <20 cm Höhe gezählt als von Waldföhren. In 80% der Probeflächen mit Waldföhrenanteil wurde keine Verjüngung gefunden, im Gegensatz zu jenen Probeflächen mit Eichenanteil, in denen junge Eichen in drei Vierteln der Flächen vorkamen. Darüber hinaus wurden junge Eichen auch in vielen Flächen gefunden, in denen ausgewachsene Eichen fehlten, ganz im Gegensatz zu jungen Waldföhren, die kaum in Flächen ohne ausgewachsene Waldföhren zu finden waren (Rigling et al 2006a). Diese Resultate, aber auch frühere vegetationskundliche (Kienast et al 2004) und dendroökologische Studien (Rigling et al 2004) führten zur Aussage, dass sich die Eichen in naher Zukunft vielerorts gegen die Waldföhren durchsetzen dürften. Weil unseres Erachtens aber wichtige verjüngungsökologische Prozesse noch zu wenig untersucht beziehungsweise in den bisherigen Betrachtungen nicht berücksichtigt wurden, sind die Vorhersagen eines generellen Baumartenwechsels (Rigling et al 2013) sehr ungewiss.

Die beiden Baumarten haben grundsätzlich unterschiedliche Eigenschaften (Brzeziecki & Kienast 1994), die zu unterschiedlichem Wachstum bei gleichen Umweltbedingungen führen. Die Eiche benötigt eine grössere jährliche Temperatursumme beziehungsweise eine längere Vegetationsperiode als die Waldföhre (Bugmann 1994), weshalb sie in höheren Lagen fehlt. In Muldenlagen ist sie zudem spätfrostgefährdet (Burnand 1976, Burschel & Huss 1997). Die Waldföhre kann noch bei kürzeren Vegetationsperioden wachsen und wird durch späte Fröste nicht beeinträchtigt (Bachofen et al 2016). Die Waldföhre ist jedoch weniger schattentolerant als die Eiche (Ellenberg et al 1991, Niinemets & Valladares 2006, Landolt et al 2010). Während die Samen

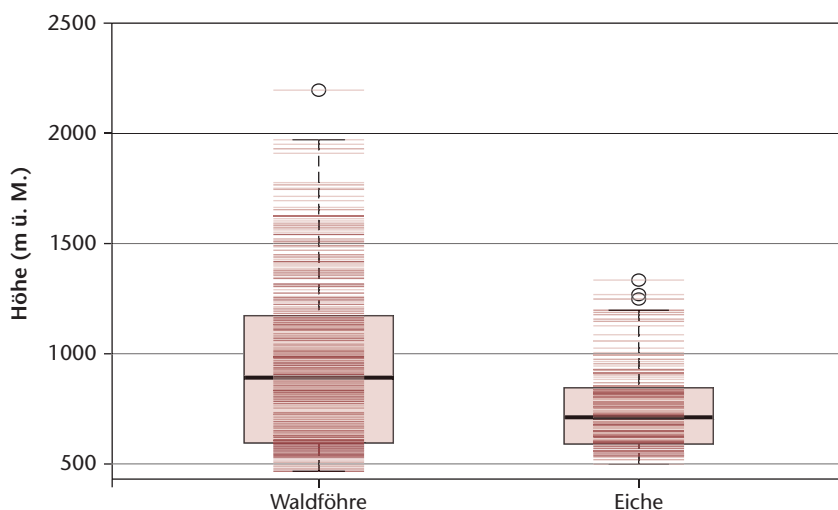


Abb 1 Höhenverbreitung von Vegetationsaufnahmen im Wallis mit Waldföhren (n=577) und Eichen (n=191) in der vegetationskundlichen Datenbank der WSL (Wohlgemuth 2012). In den Boxplots umfassen die Rechtecke jeweils 50% der Daten, und die Antennen beziehen sich auf die maximal 1.5-fache Länge des Rechtecks.

¹ www.infoflora.ch (5.7.2018)

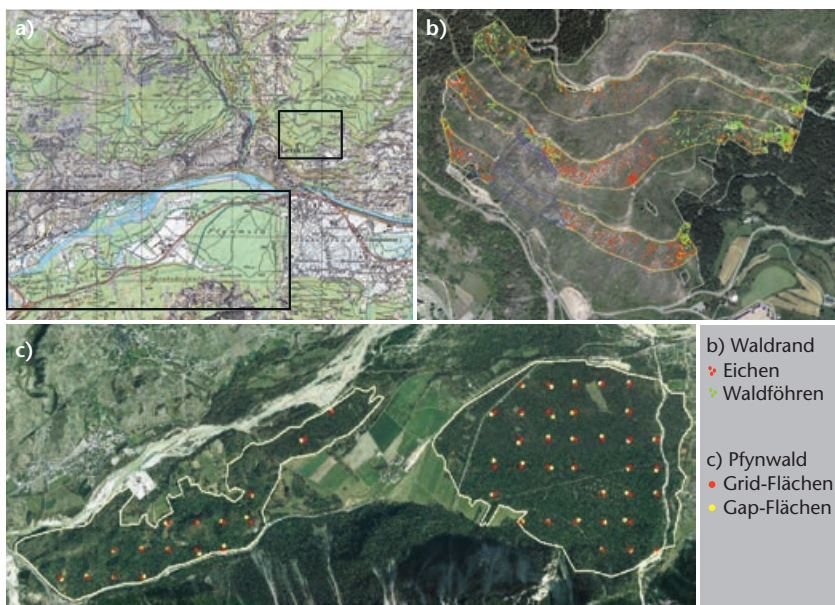


Abb 2 a) Untersuchungsgebiete in der Region Leuk im Kanton Wallis (CH): b) unterster Teil der Waldbrandfläche mit den drei Höhenstreifen zur Erfassung der Naturverjüngung und c) Pfywald mit Darstellung der Stichprobe zur Erfassung der Bestandesstruktur.

der Eiche durch Vögel, vor allem durch den Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), verbreitet werden, sind die Samen der Waldföhre leicht und windverweht. Letztere keimen am besten auf feuchtem, rohem Boden, sind dort aber der Austrocknung ausgesetzt (Moser et al 2010). Keimende Eicheln können dagegen auch dickere Streuschichten durchwachsen und sind deshalb während der Anwuchsphase anspruchsloser. Für ein starkes Jugendwachstum benötigen beide Arten viel Licht, doch werden sie durch das Wild unterschiedlich beeinflusst. Die Eichen sind in den Wäldern des Wallis dreimal häufiger verbissen als die Waldföhren (Rigling et al 2006a).

Im Rahmen des Klimawandels nehmen Perioden mit trockenheisser Witterung zu (Rebetez & Dobbertin 2004), wodurch sich die Höhenzonierung in Zukunft stark verändern wird (Gimmi et al 2010, Rigling et al 2013). Diesen klimatischen Limitierungen stehen biologische Prozesse gegenüber, die ebenfalls einen Einfluss auf Wachstum und Vorkommen der beiden Baumarten haben. Zu den wichtigsten klimatischen Faktoren gehören die Effekte von Wintertemperaturen und ausgeprägter Trockenheit sowie das Risiko von Waldbrand durch extremere Sommerhitze (Pezzatti et al 2016), und als biologische Faktoren sind Samenausbreitung, Verbiss, Insekten- und Pilzbefall zu nennen (Rigling et al 2006b).

In der vorliegenden Arbeit werden zwei Studien vorgestellt, die einen wichtigen Beitrag zum Verständnis der Interaktion von biotischen und klimatischen Faktoren leisten. Eine Masterarbeit (Doublet 2015) untersuchte die Baumartenstruktur im Pfywald, und eine Bachelorarbeit (Nussbaumer 2014) quantifizierte die Verjüngungsstruktur von Eiche und Waldföhre im untersten Teil der Waldbrandfläche von Leuk (Abbildung 2; Wohlgemuth

et al 2010a). Auf der Basis dieser beiden Arbeiten werden folgende Fragen gestellt: 1) Durch welche Faktoren ist die Verjüngung von Waldföhren und Eichen in den Walliser Waldföhrenwäldern limitiert? 2) Unter welchen Bedingungen findet ein Baumartenwechsel von Waldföhre zu Eichen statt?

Methoden

Im Pfywald, dem grössten zusammenhängenden Föhrenwald der Schweiz (N 46° 17' 50'', O 7° 36' 30''), wurde anhand einer systematischen Stichprobe die Bestandes- und Altersstruktur der Bäume untersucht (Doublet 2015). Total wurden 100 Stichprobenflächen erhoben, wobei 50 Kreisflächen von je 50 m² systematisch in ein Netz von 250 m Maschenweite gelegt wurden (Grid-Plots; Abbildung 2). Weitere 50 Stichprobenflächen befanden sich in Waldöffnungen von minimal 5 × 10 m bis maximal 20 × 40 m Ausdehnung (Gap-Plots) in kürzest möglicher Distanz (maximal 100 m) zum Grid-Plot. Im Datensatz blieben drei Grid-Plots unberücksichtigt, da sie praktisch mit den Gap-Plots zusammenfielen. Für den Wald oberhalb der Kantonsstrasse zwischen Leuk und Sierre (Oberer Pfywald, homogener Waldföhrenbestand) ergaben sich damit 32 Grid- und 34 Gap-Plots, für den Teil unterhalb der Strasse (Unterer Pfywald, heterogener Waldföhrenbestand) 15 Grid- und 16 Gap-Plots. Folgende Parameter wurden erhoben:

- BHD >7.5 cm aller Bäume mit einer Mindesthöhe von 5 m,
- Alter von je zwei älteren Waldföhren und Eichen in max. 20 m Distanz vom Zentrum der Stichprobenflächen (ermittelt mit Jahrringbohrungen),
- Höhe und Anzahl aller Individuen von Gehölzarten <5 m Höhe,
- Alter von je fünf zufällig ausgewählten Eichen und Waldföhren pro Kreisfläche.

Pro Plot wurde zudem der Blattflächenindex (Leaf Area Index), also die Blattfläche pro Bodenoberfläche, erhoben. Hierfür wurden mithilfe des Digital Plant Canopy Imager CI-110 (CID Inc., Camas, Washington, USA) eine Messung im Zentrum der Plots sowie ausgehend von diesem je eine Messung in jeder Himmelsrichtung durchgeführt. Des Weiteren wurde in jedem Plot der Verbiss in Prozent pro Baumart geschätzt, wobei nur die Frassspuren an den Endtrieben berücksichtigt wurden.

Die Waldbrandfläche von Leuk stammt von einem Waldbrand im Jahr 2003. Mit einer Ausdehnung von 300 ha handelt es sich um die grösste durch Brand zerstörte Fläche im Wallis seit mehr als 100 Jahren (Zumbrunnen et al 2011). Im untersten Teil wurden die Verjüngungsverhältnisse von Eiche und Waldföhre mit hoher räumlicher Auflösung untersucht (Nussbaumer 2014, Nussbaumer & Wohlge-

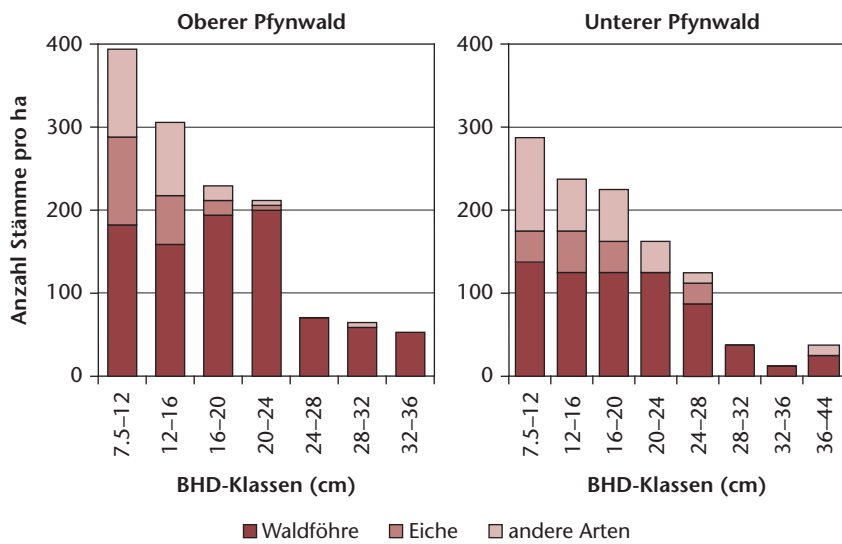


Abb 3 Baumartenzusammensetzung in den verschiedenen BHD-Klassen in den 32 Grid-Plots des Oberen und den 15 Grid-Plots des Unteren Pfywalds. Bei den «anderen Arten» sind Hängebirke und Mehlbeere die häufigsten Baumarten.

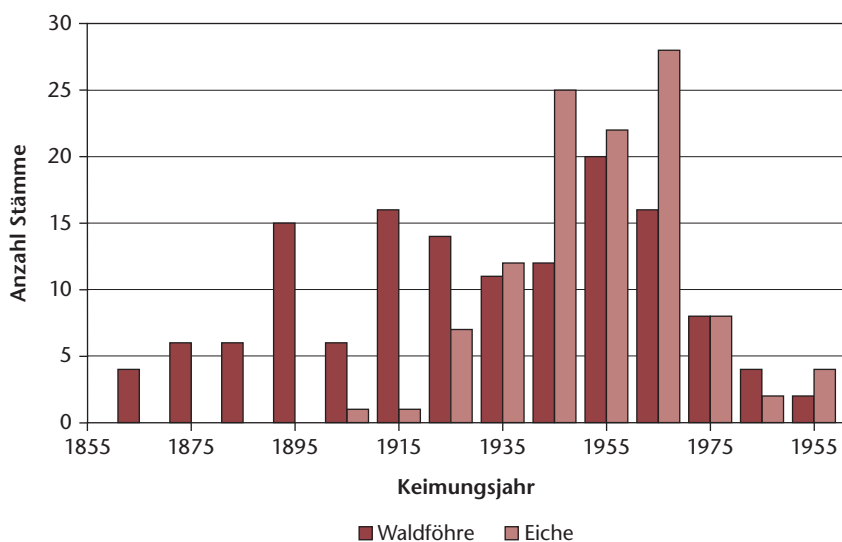


Abb 4 Keimungsjahre von Waldföhre und Eiche in den Grid- und Gap-Plots des Pfywalds mit Anzahl Bäumen pro Dekade.

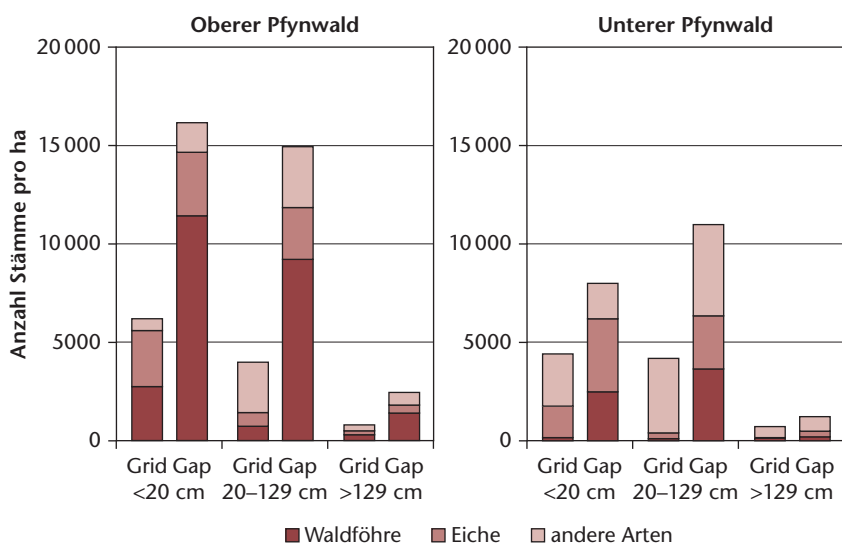


Abb 5 Verjüngung von Waldföhre, Eiche und anderen Baumarten im Pfywald in den drei Höhenklassen <20 cm, 20-129 cm und >129 cm im Oberen Pfywald mit 32 Grid- und 34 Gap-Plots sowie im Unteren Pfywald mit 15 Grid- und 16 Gap-Plots.

muth 2016). In drei 100 m breiten Bändern auf 1000, 1100 und 1200 m ü. M. mit 50 m maximaler Höhenerstreckung wurden Position, Höhe und Verbissintensität von allen Waldföhren und Eichen ≤5 m Höhe bestimmt (Abbildung 2). Zudem wurde die Distanz zum nächsten Samenbaum gemessen. Die Samenbäume stehen am Rand der Brandfläche oder in wenigen Fällen in unverbrannten Baumgruppen innerhalb der Brandfläche. Die Verbissintensität wurde anhand der Anzahl Verbisspuren (Endtrieb und Seitentriebe) pro Baum bestimmt (vier Kategorien: 0 = ohne Verbiss; 1-5 = schwacher Verbiss; 6-10 = mittlerer Verbiss; >10 = starker Verbiss).

Alle statistischen Auswertungen und Darstellungen wurden mit dem Statistikprogramm R (R Development Core Team 2016) ausgeführt.

Resultate

Oberer und Unterer Pfywald

Der Pfywald bestand 2015 in der BHD-Klasse ab 7.5 cm zu 67% aus Waldföhren, zu 14% aus Eichen, zu 11% aus Hängebirken (*Betula pendula*) und zu 9% aus den weiteren Baumarten Mehlbeere (*Sorbus aria*), Fichte (*Picea abies*), Vogelkirsche (*Prunus avium*), Tanne (*Abies alba*), Lärche (*Larix decidua*), Feldahorn (*Acer campestre*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*). Im gleichmässig geneigten Oberen Pfywald lag der Anteil an Waldföhren bei durchschnittlich 69%, wobei die Waldföhre in allen BHD-Klassen dominierte. Im hügeligen Unteren Pfywald war ihr Anteil mit 60% etwas kleiner. Die grössten Eichenanteile fanden sich sowohl im Oberen als auch im Unteren Pfywald in den kleinen BHD-Klassen, wobei im Unteren Pfywald der Eichenanteil auch in der BHD-Klasse 24-28 cm nennenswert war (Abbildung 3).

Unterschiede zwischen Waldföhre und Eiche fanden sich auch bei der Altersverteilung. Die Waldföhren im Pfywald waren durchschnittlich 86 Jahre alt und damit rund 21 Jahre älter (t-test: $p < 0.001$) als die dicksten Eichen (61 Jahre; Abbildung 4). Die ältesten Bäume, allesamt Waldföhren, waren mehr als 150 Jahre alt. Von den beprobten Waldföhren waren 29% ($n = 60$) älter als 100 Jahre. Dagegen erreichten nur gerade drei Eichen ein Alter zwischen 100 und 110 Jahren (2%). Die meisten Eichen im Baumbestand keimten zwischen 1935 und 1975.

Die natürliche Verjüngung war in den Grid-Plots (meist unter Schirm) 2- bis 3.5-mal weniger zahlreich als in den Gap-Plots (Waldöffnungen; Abbildung 5). Im Oberen Pfywald waren in den Grid-Plots in der kleinsten Höhenklasse (<20 cm) zu gleichen Teilen Waldföhren (Ø 2844 Stämme pro Hektare) und Eichen (2738 Stämme) vorhanden. In der mittleren Höhenklasse (20-129 cm) dominierte die Mehlbeere mit 2037 Stämmen. Waldföhren und Eichen folgten mit 725 und 693 Stämmen. In der grössten Höhen-

klasse (>129 cm) nahm die Dichte der Waldföhren und Eichen auf etwa einen Drittel der mittleren Höhenklasse ab. In den Gap-Plots wurden in der kleinsten Höhenklasse im Mittel 11 406 Waldföhren pro Hektare gezählt, dagegen nur 3224 Eichen. Auch in der mittleren Höhenklasse waren die Waldföhren zahlenmässig mehr als dreimal so häufig wie die Eichen. Dieses Verhältnis wiederholte sich in der grössten Höhenklasse auf tieferem Niveau. Zweithäufigste Art war hier die Mehlbeere.

Im Unteren Pfywald wurde eine breitere Verjüngungspalette angetroffen. Hier wuchsen in der kleinsten Höhenklasse der Grid-Plots 10-mal so viele Eichen wie Waldföhren (1600 vs. 160 Stämme pro Hektare), und in den Gap-Plots waren die Eichen ebenfalls 1.5-mal so häufig wie die Waldföhren (3712 vs. 2487 Stämme). In der mittleren Höhenklasse befanden sich in den Grid-Plots nur wenige Waldföhren und Eichen (106 vs. 293 Stämme), in den Gap-Plots

hingegen war die Verjüngung zahlreich, wobei die Waldföhren einen höheren Anteil hatten als die Eichen (3650 vs. 2700 Stämme). In der grössten Verjüngungskategorie befanden sich wieder mehr Eichen als Waldföhren, allerdings mit geringen Anteilen. Die sich am häufigsten verjüngende Baumart im Unteren Pfywald war übrigens oft die Mehlbeere.

Unter Schirm wurde ein Blattflächenindex von 1.59 im Durchschnitt gemessen, in den Lücken ein deutlich kleinerer Wert von 1.25. In den helleren Plots (kleinere Blattflächenindices) standen deutlich mehr Bäume als in den dunkleren Plots (lineare Regression mit logarithmierten Verjüngungszahlen; $p < 0.001$; nicht dargestellt).

Die Verjüngung im Pfywald war generell wenig verbissen. Bei den Waldföhren zeigten nur 1% der Endtriebe Frassspuren, bei den Eichen 5%.

Waldbrandfläche von Leuk

Eine andere Verjüngungsdynamik findet auf der Waldbrandfläche von Leuk statt, wo durch das Feuer von 2003 ein grosses baumfreies Gebiet entstand. Die Erhebung zwölf Jahre nach dem Brand zeigte im untersten Teil der Brandfläche eine starke Abhängigkeit der Waldföhrenverjüngung vom nächstgelegenen Samenbaum, der in der Regel am Rand der Waldbrandfläche an der Grenze zum intakten Wald stand (Abbildung 6): je weiter weg vom Samenbaum, desto weniger Föhrenverjüngung und desto kleiner die Individuen. Die 1597 gezählten Waldföhren in Umkreis von weniger als 40 m zum nächsten Samenbaum waren im Mittel 93 cm hoch, während die nur 27 Waldföhren in einer Distanz von 120 bis 159 m eine mittlere Höhe von 64 cm erreichten. Bei den Eichen war eine gegenläufige Verteilung festzustellen. In der Nähe der Samenbäume war die mittlere Höhe der 886 Individuen mit 98 cm etwa gleich gross wie jene der Waldföhren, doch nahm die Höhe mit grösser werdender Distanz zu den Samenbäumen sogar zu und betrug für die 169 Individuen in einer Distanz von 120 bis 159 m mittlere 179 cm. Bei vielen dieser Eichen handelt es sich um Stockausschläge. Die Eichen im früheren Waldföhrenbestand verbrannten ebenso wie die Waldföhren, doch schlugen fast alle Eichenstöcke innerhalb der ersten vier Jahre wieder aus (pers. Beobachtung).

An den Eichen wurde durchwegs stärkere Verbissintensität festgestellt als an den Waldföhren (Abbildung 7). In einer Distanz von 120 m vom nächsten Samenbaum wurden an den Eichen 2.5- bis 5-mal mehr mittlere und starke Verbisspuren festgestellt als an den Waldföhren.

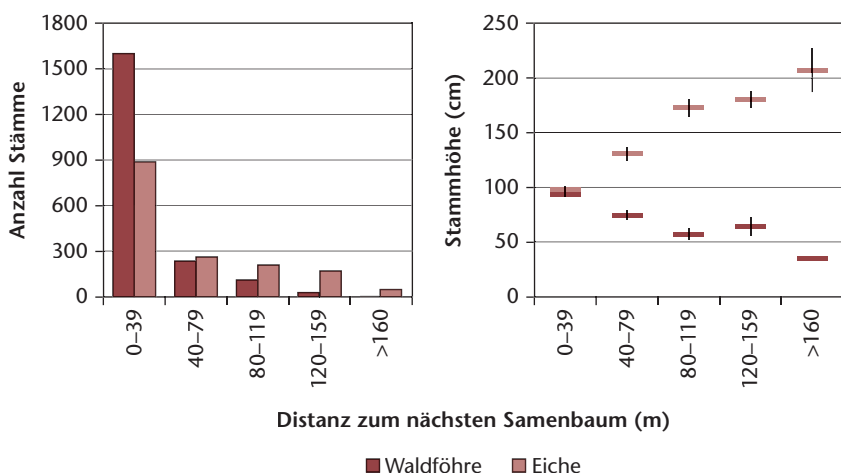


Abb 6 Anzahl Stämme (links) und mittlere Stammhöhe (rechts; mit Standardfehler) von Waldföhre und Eiche in Abhängigkeit zur Distanz zum nächsten Samenbaum.

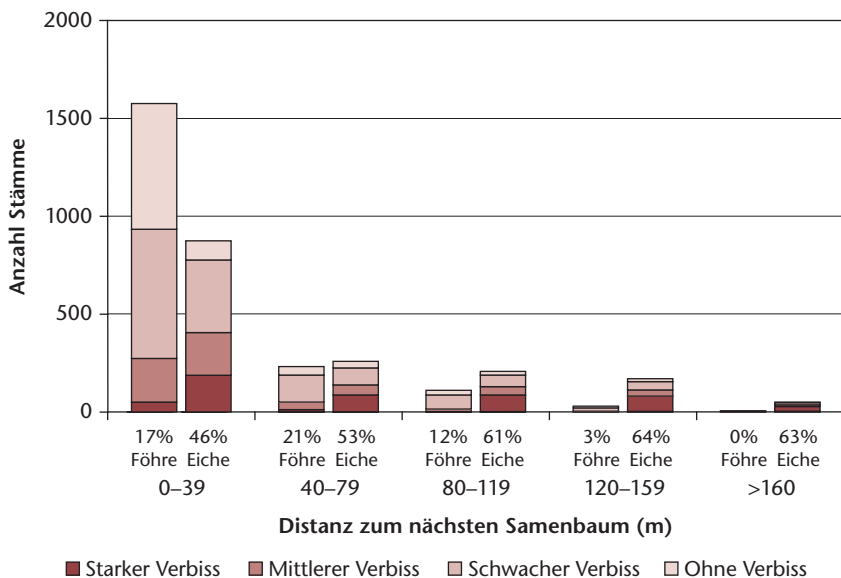


Abb 7 Verbissintensität an Waldföhre und Eiche im unteren Teil der Waldbrandfläche von Leuk 12 Jahre nach dem Brand in Abhängigkeit vom Abstand zum nächsten Samenbaum. Die Prozentzahlen beziehen sich auf den Anteil Stämme mit mittlerem und starkem Verbiss (≥ 6 Verbisspuren pro Individuum).

Diskussion

Die Resultate der Verjüngungsstudien im Pfywald und in der Waldbrandfläche Leuk decken we-

sentliche Prozesse der Waldföhren-Eichen-Dynamik auf. Aufgrund der geografischen und standörtlichen Limitierung sind diese Prozesse nicht allgemein gültig für die Waldföhrenbestände des Wallis, doch rücken die Untersuchungen die Dynamik der beiden Baumarten in ein neues Licht und leisten damit einen wichtigen Beitrag zu den Betrachtungen über die Zukunft der Waldföhrenwälder in den Tieflagen des Wallis (Rigling et al 2006b, Moser et al 2010, Rigling et al 2012).

Eichen- und Waldföhrenverjüngung in wenig gestörten Waldbeständen

Die Resultate zeigen, dass in den rund 80- bis 100-jährigen Waldföhrenbeständen im Pfywald unter Schirm nur wenige Waldföhren und Eichen stehen und dass in den Lücken das Licht zu höheren Stammdichten bei den Waldföhren führt. Dass kleine Eichenpflanzen dennoch fast regelmässig im ganzen Pfywald wachsen, obwohl Waldföhren viermal häufiger im Bestand stehen als Eichen, ist auf den ersten Blick überraschend. Biologisch lässt sich dies damit erklären, dass die wenig Schatten ertragenden Waldföhren im heutigen Pfywald keine optimalen Keimbedingungen finden. Der Boden ist vielerorts von dichter Vegetation aus Seggen (oft *Carex humilis*) und verschiedenen Kräutern überwachsen, vermutlich im Unterschied zu früher, als die Beweidung mit Ziegen zu mehr offenem Boden führte (Meyer 1950, Gimmi et al 2010). Eichenkeimlinge können den Streufilz effektiver durchwachsen und halten im Anwuchs mehr Schatten aus als Föhren (Niinemets & Valladares 2006). Dass Eichen im Pfywald bereits vor 70 Jahren vorhanden waren, belegt eine frühe Studie über die Vegetationszusammensetzung des Pfywaldes (Heuer 1949). Nochmals früher müssen im Oberen Pfywald gar Bestände von Flaumeichen vorhanden gewesen sein, die aber durch Weidegang und extrem starke Nutzungen verschwanden (Meyer 1950).

Der Pfywald bleibt noch lange ein Waldföhrenwald

Unsere Erhebungen im Pfywald lassen vermuten, dass die aktuelle Dominanz der Waldföhre anhält. Aufgrund der Altersstruktur und der Verjüngungsdynamik unter Schirm und in den Lücken gehen wir davon aus, dass ohne grössere Störungen wie Waldbrand, Windwurf, trockenheitsbedingte, direkte und indirekte Mortalität (Rigling et al 2018) oder Holzschläge (aus Gründen des Natur- und Vogelschutzes) im Pfywald kein rascher Baumartenwechsel stattfinden wird. Hohe Absterberaten, wie sie im Raum Visp festgestellt wurden (Rigling et al 2018, dieses Heft), sind hier noch nicht aufgetreten.

Kleinere und grössere Öffnungen aufgrund von Bränden (Zumbrunnen et al 2011) oder kleinflächige Lücken als Folge von Stammbrüchen durch Wind und Schneelast oder als Folge von Mortalität

durch Käferbefall sind im Pfywald und in den umliegenden Waldgebieten wiederholt natürlicherweise entstanden. In solchen Lücken läuft die Regeneration des Waldes rasch ab. Wir haben deshalb erwartet, dass hier eine Anpassung der Baumarten an die aktuellen Umweltbedingungen stattfindet und sich der in mehreren Publikationen erwähnte Baumartenwechsel hin zu Eichen rasch vollzieht. Doch gerade in den Öffnungen hat die Waldföhre in der Verjüngung nach wie vor den deutlich höheren Anteil, besonders im recht homogenen Oberen Pfywald. In den Öffnungen des Unteren Pfywaldes, der sich über mehrere Hügel erstreckt, ist die Eiche zahlreicher als die Waldföhre. Hier herrschen lokal bessere Strahlungsverhältnisse, die der Eiche zugutekommen (vgl. Burnand 1976). Den grössten Anteil an der Verjüngung hat im Unteren Pfywald die Mehlbeere, die sich aber im weiteren Verlauf der Sukzession nicht durchzusetzen vermag (vgl. Abbildung 3). Die Eiche dürfte sich hier also verstärkt etablieren.

Bei diesen Betrachtungen fehlen vergleichende Untersuchungen des Bodens. Die Ergebnisse eines umfangreichen Vergleichs von Vegetationsaufnahmen zeigen, dass Traubeneichen gegenüber Waldföhren auf nährstoffreicheren Böden konkurrenzfähiger sind (Mellert et al 2018).

Eichen- und Waldföhrenverjüngung nach grossen Störungen

Auf der grossen Waldbrandfläche von Leuk läuft eine Verjüngungsdynamik ab, die sich von jener im Pfywald in mancher Hinsicht unterscheidet. Limitierende Faktoren sind hier die Samenausbreitung, der Wildverbiss und die Standortbedingungen kurz nach dem Brand (Moser et al 2010). Junge Föhren, die nach dem Feuer keimten, befinden sich vor allem im Saum der Waldränder. Ihr Verbreitungsmuster zeigt eindrücklich, dass die Waldföhre durch die Windverbreitung der Samen limitiert ist. In den zentralen Gebieten der Waldbrandfläche, wo alle Waldföhren durch Brand- oder Hitzeeinwirkung abstarben, fehlen junge Exemplare dieser Art. Die Distanz zu den nächsten Mutterbäumen übersteigt bei Weitem 100 Meter, ein Mass, das beim Samenflug von Nadelbäumen nicht häufig überschritten wird (Lässig et al 1995, Debain et al 2007). Ganz anders verhält es sich mit der Eichenverjüngung, die im untersten Teil der Waldbrandfläche ohne erkennbare Limitierung überall anzutreffen ist. Einerseits werden Eichelhäher über das ganze Brandgebiet verteilt, andererseits treiben oberirdisch verbrannte Eichen nach dem Brand wieder aus. Ähnlich wie im Pfywald waren auch im Leuker Föhrenwald vor dem Brand vereinzelt Eichen im Bestand vorhanden.

Die ausschlagenden Eichen dürften unterhalb von 1200 m ü. M. zusammen mit anderen Laubbäumen längerfristig einen Mischwald bilden. Oberhalb von 1000 m ü. M. sind dies vor allem Aspen (*Popu-*

lus tremula), Weiden (*Salix caprea* und *S. appendiculata*) sowie Hängebirke (Wohlgemuth et al 2010b). Waldföhren werden langsam von den Rändern des Brandgebiets zum Zentrum der Waldbrandfläche vordringen, denn sie beginnen im Alter von 12 bis 20 Jahren Zapfen zu bilden. Im Zentrum, das bis zu 500 Meter vom Rand des intakten Waldes entfernt ist (Wohlgemuth et al 2010b), dürften die Föhrensammen in grösseren Mengen erst in zirka 20 bis 40 Jahren ankommen. Zudem ist zu erwähnen, dass in den ersten drei Jahren nach dem Waldbrand (2004 bis 2006) viele Föhrenkeimlinge der Trockenheit zum Opfer fielen (Moser et al 2010). Es ist denkbar, dass mehr Waldföhren auf der Waldbrandfläche vorhanden wären, wenn in diesen Jahren regelmässiger Niederschläge in grösseren Mengen gefallen wären. In den ersten Jahren nach einem Waldbrand, wenn der Boden noch kaum mit Vegetation bedeckt ist, kann die Entwicklung der Waldzusammensetzung stark durch die herrschende Witterung beeinflusst werden. Eine trockene Witterungsperiode begünstigt die Eichen, eine feuchte die Föhren. Dies wird durch Konkurrenzanalysen in älteren Mischbeständen bestätigt, die zeigen, dass Eichen während Trockenperioden verhältnismässig besser wachsen als Föhren und dadurch Konkurrenzvorteile haben (Weber et al 2008). Die Eiche ist aufgrund ihres flexibleren Wasserleitungssystems im Holz (Eilmann et al 2009) und ihrer grösseren Konkurrenzkraft in älteren Entwicklungsstadien (Weber et al 2008) graduell besser an extreme Trockenheit angepasst als die Föhre.

Mehr Eichen in Zukunft?

Es stellt sich weiterhin die Frage, ob in den Tiefen des Wallis ein Baumartenwechsel von Waldföhren hin zu Eichen in wenigen Jahrzehnten natürlicherweise stattfinden wird (Rigling et al 2006a, Rigling et al 2013). Indizien dafür sind die erhöhte Föhrenmortalität (Bigler et al 2006, Rigling et al 2018, dieses Heft), die deutlich zahlreichere Verjüngung von Eichen <20 cm gegenüber Waldföhren auf der Stichprobenerhebung auf dem LFI-Netz im Wallis von 2003/04 (Rigling et al 2006a) sowie Studien über die Lichtkonkurrenz zwischen Eichen und Waldföhren (Weber et al 2008) und Landnutzungsanalysen zwischen Sierre und Brig (Gimmi et al 2010). Die häufige Verjüngung der kleinsten Eichenindividuen ist auch im Pfywald sichtbar. Doch wie das Fallbeispiel zeigt, liegen zwischen hohen Stammzahlen in dieser Verjüngungsklasse und einem Wechsel der Zusammensetzung im Bestand noch verschiedene Prozesse.

Die meisten Waldföhrenwälder im Wallis sind Altersklassenwälder, in denen die Walderneuerung insbesondere in natürlich entstandenen Lücken oder in Waldöffnungen nach Eingriffen stattfindet, weniger aber unter Schirm. Unter günstigen Lichtverhältnissen ist die Waldföhre gegenüber der Eiche konkurrenzfähig. Der Waldföhre kommen nicht nur

die deutlich geringeren Verbissraten zugute, sondern auch ihre Resistenz gegenüber Spätfrösten (Bachofen et al 2016). Eichen hingegen reagieren sensibel auf späte Fröste im April oder Anfang Mai. Zwar überleben sie die Fröste, doch können sie ihren Endtrieb verlieren, was eine Einbusse im Höhenwachstum zur Folge hat und einen Konkurrenznachteil gegenüber der Föhre bedeutet (pers. Beobachtung).

Trotz steigenden Temperaturen im Rahmen des Klimawandels laufen die Prozesse eines Baumartenwechsels von der Waldföhre hin zur Eiche erstaunlich langsam ab und folgen weniger den generell höheren Temperaturen als eher biologischen Prozessen wie Samenausbreitung und Lichtgunst. Der Klimawandel wird zum vermehrten Absterben von Waldföhren führen (Rigling et al 2018, dieses Heft). Der Baumartenwechsel wird dort stattfinden, wo der Samennachschub von Waldföhren limitiert wird, oder dort, wo Waldföhren infolge von grösseren Mortalitäten ausfallen. An geeigneten Standorten mit genügender Strahlungsbilanz und bevorteilt in grossflächigen Waldöffnungen (z.B. Waldbrandfläche Leuk) ist eine Verschiebung der Anteile von Waldföhre zu Eiche deshalb naheliegend. Höhere Temperaturen sind im Verjüngungsstadium nicht limitierend. Sie führen sogar zu einer früheren Keimung der Samen, wodurch der Anwuchs im weniger austrocknenden Frühjahrsklima ausgenutzt werden kann (Moser et al 2018, dieses Heft).

Schlussfolgerung

Ein klimabedingter Wechsel der Waldföhrenwälder im Wallis hin zu Eichenbeständen wurde in verschiedenen Studien diskutiert. Die hier vorgelegten Fallbeispiele heben mehrere biologische Prozesse hervor, die je nach Standortbedingungen einen solchen Wechsel entweder stark verlangsamen oder unmittelbar einleiten. Die klimatischen Bedingungen allein reichen nicht, um die Waldzusammensetzung in den Tiefen des Wallis vorherzusagen. Für eine generalisierende Aussage über die Zukunft dieser Wälder sind neben der Konkurrenz um Licht und Wasser verstärkt auch Störungen, Samenausbreitung, Keimbedingungen und Verbissituation zu berücksichtigen. In wenig gestörten Waldföhrenwäldern ist nicht mit einer raschen Veränderung der Baumartenzusammensetzung zu rechnen, da in kleinen Waldöffnungen weiterhin direkter Einwuchs stattfinden wird. Sterben jedoch in besonders trockenen Gebieten zum Beispiel zwischen Leuk und Visp grossflächig Waldföhren ab, sei es durch Feuerwirkung oder als Folge von Trockenstress, wächst in kurzer Zeit ein eichenreicher Bestand heran.

Diese Befunde bestätigen die Trägheit von Waldökosystemen gegenüber Umweltveränderungen, die in der internationalen Literatur zunehmend beschrie-

ben wird. So ändert sich die Zusammensetzung der Pflanzenarten in mitteleuropäischen Wäldern langsamer als erwartet (Bertrand et al 2011, Küchler et al 2015), und die Kompensation von Mortalität durch nachfolgende Verjüngung wurde auch aus spanischen Wäldern beschrieben (Lloret et al 2012). Ein Ansteigen der Temperaturen um 3–4 °C in nur wenigen Jahrzehnten (Remund et al 2016) dürfte aber eine starke Dynamik über wiederholtes Baumsterben auslösen. ■

Eingereicht: 29. Januar 2018, akzeptiert (mit Review): 22. Mai 2018

Dank

Die hier vorgestellten Arbeiten fanden im Rahmen des Projekts WADYWA statt, das von der Dienststelle für Wald, Flussbau und Landschaft des Kantons Wallis unterstützt wurde. An den Feldarbeiten im Pfywald beteiligten sich Ulrich Wasem, Dieter Trummer und Christoph Anderegg.

Literatur

- BACHOFEN C, WOHLGEMUTH T, GHAZOUL J, MOSER B (2016) Cold temperature extremes during spring do not limit the range shift of Mediterranean pines into regions with intermittent frost. *Funct Ecol* 30: 856–865.
- BERTRAND R, LENOIR J, PIEDALLU C, RIOFRÍO-DILLON G, DE RUFFRAY P ET AL (2011) Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature* 479: 517–520.
- BIGLER C, BRÄKER OU, BUGMANN H, DOBBERTIN M, RIGLING A (2006) Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9: 330–343.
- BRAUN-BLANQUET J (1961) Die inneralpine Trockenvegetation. Stuttgart: Fischer. 273 p.
- BRZEZIECKI B, KIENAST F (1994) Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimean model. *For Ecol Manage* 69: 167–187.
- BUGMANN H (1994) On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study. Zürich: ETH Zürich, Diss. 258 p.
- BURNAND J (1976) *Quercus pubescens*-Wälder und ihre ökologischen Grenzen. Veröff Geobot Inst ETH Stift Rübel Zürich 59: 1–138.
- BURSCHEL P, HUSS J (1997) Grundriss des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis. Berlin: Parey. 2 ed. 487 p.
- CARNICER J, COLL M, PONS X, NINYEROLA M, VAYREDA J ET AL (2014) Large-scale recruitment limitation in Mediterranean pines: The role of *Quercus ilex* and forest successional advance as key regional drivers. *Glob Ecol Biogeogr* 23: 371–384.
- DEBAIN S, CHADOEUF J, CURT T, KUNSTLER G, LEPART J (2007) Comparing effective dispersal in expanding population of *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra* in calcareous grassland. *Can J For Res* 37: 705–718.
- DOUBLET V (2015) Regeneration success of Scots pine and pubescent Oak in a dry inner Alpine forest. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch.anstalt WSL, Master thesis. 36 p.
- EILMANN B, ZWEIFEL R, BUCHMANN N, FONTI P, RIGLING A (2009) Drought induced adaptation of the xylem in *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens*. *Tree Physiol* 29: 1011–1020.
- ELLENBERG H, WEBER HE, DÜLL R, WIRTH V, WERNER W ET AL (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot* 18: 1–248.
- GIMMI U, WOHLGEMUTH T, RIGLING A, HOFFMANN C, BÜRGI A (2010) Land-use and climate change effects in forest compositional trajectories in a dry central-alpine valley. *Ann For Sci* 67: 701.
- HEUER I (1949) Vergleichende Untersuchungen an den Föhrenbeständen des Pfywaldes (Wallis). Versuch einer biocoenologischen Analyse. *Beitr geobot Landesaufn Schweiz* 28: 1–185.
- HORISBERGER D (2016) Artbestimmung bei den Eichen. Bestimmungsschlüssel und praktische Anwendung. *ProQuercus Merkbl* 6: 1–10.
- KIENAST F, HADORN S, SCHÜTZ M (2004) Werden Walliser Föhrenwälder zu Eichenwäldern? Eine pflanzensoziologische Studie mit historischen Aufnahmen. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch.anstalt WSL, Inf.bl Landsch 59: 1–3.
- KÜCHLER M, KÜCHLER H, BEDOLLA A, WOHLGEMUTH T (2015) Response of Swiss forests to management and climate change in the last 60 years. *Ann For Sci* 72: 311–320.
- LANDOLT E, BÄUMLER B, ERHARDT A, HEGG O, KLÖTZLI F ET AL (2010) Flora indicativa: Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Bern: Haupt. 376 p.
- LÄSSIG R, EGLI S, ODERMATT O, SCHÖNENBERGER W, STÖCKLI B ET AL (1995) Beginn der Wiederbewaldung auf Windwurf-flächen. *Schweiz Z Forstwes* 146: 893–911. doi: 10.5169/seals-767004
- LINGG W (1986) Ökologie der inneralpinen Weisstannenvorkommen (*Abies alba* Mill.) im Wallis (CH). Mitt Eidg Forsch.anst Wald Schnee Landsch 62: 329–466.
- LLORET F, ESCUDERO A, IRIONDO JM, MARTÍNEZ-VILALTA J, VAL-LADARES F (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Glob Chang Biol* 18: 797–805.
- MELLERT KH, LENOIR J, WINTER S, KÖLLING C, CARNI A ET AL (2018) Soil water storage appears to compensate for climatic aridity at the xeric margin of European tree species distribution. *Eur J For Res* 137: 79–92.
- MEYER KA (1950) Frühere Verbreitung der Holzarten und einstige Waldgrenze im Kanton Wallis. 1. Unterwallis, Linkes Rhoneufer. Mitt Schweiz Anstalt forst Versuchswes 26: 683–749.
- MORENO-FERNÁNDEZ D, HERNÁNDEZ L, SÁNCHEZ-GONZÁLEZ M, CAÑELLAS I, MONTES F (2016) Space-time modeling of changes in the abundance and distribution of tree species. *For Ecol Manage* 372: 206–216.
- MOSER B, BACHOFEN C, WOHLGEMUTH T (2018) Föhrenverjüngung: Plastizität und Akklimatisierung in einem trockeneren Klima. *Schweiz Z Forstwes* 169: 269–278. doi: 10.3188/2018.0269
- MOSER B, TEMPERLI C, SCHNEITER G, WOHLGEMUTH T (2010) Potential shift in tree species composition after interaction of fire and drought in the central Alps. *Eur J For Res* 129: 625–633.
- NIINEMETS U, VALLADARES F (2006) Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. *Ecol Monogr* 76: 521–547.
- NUSSBAUMER C (2014) Evaluation de la régénération du pin sylvestre après un incendie en Haut Valais (Loèche). Zollikofen: Hochschule Agrar- Forst- Lebensmittelwissenschaften, Bachelorarbeit. 69 p.
- NUSSBAUMER C, WOHLGEMUTH T (2016) Verbiss bremsst junge Flaumeichen. *Wald Holz* 97 (1): 31–33.
- PEZZATTI GB, DE ANGELIS A, CONEDERA M (2016) Potenzielle Entwicklung der Waldbrandgefahr im Klimawandel. In: Pluess AR, Augustin S, Brang P, editors. *Wald und Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien*. Bern: Haupt. pp. 223–244.
- PLUMETTAZ CLOT A C (1988) Phyto-écologie des pinèdes valaisannes et contribution à la taxonomie du genre *Pinus*. Lausanne: Univ Lausanne, diss. 202 p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2016) R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- REBETEZ M, DOBBERTIN M (2004) Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theor Appl Climatol* 79: 1–9.

- REMUND J, VON ARX G, GALLIEN L, REBETEZ M, HUBER B ET AL (2016) Klimawandel in der Schweiz – Entwicklung walddrelevanter Klimagrößen. In: Pluess AR, Augustin S, Brang P, editors. Wald und Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Bern: Haupt. pp. 23–38.
- RIGLING A, BIGLER C, EILMANN B, FELDMEIER-CHRISTE E, GIMMI U ET AL (2013) Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Glob Chang Biol* 19: 229–240.
- RIGLING A, DOBBERTIN M, BÜRGI M, FELDMEIER-CHRISTE E, GIMMI U ET AL (2006A) Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anstalt WSL, Forum Wissen: 23–33.
- RIGLING A, DOBBERTIN M, BÜRGI M, GIMMI U, GRAF PANNATIER E ET AL (2006B) Verdrängen Flaumeichen die Walliser Waldföhren? Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anstalt WSL, Merkbl Prax 41. 16 p.
- RIGLING A, ELKIN C, DOBBERTIN M, EILMANN B, GIUGGIOLA A ET AL (2012) Wald und Klimawandel in der inneralpinen Trockenregion Visp. *Schweiz Z Forstwes* 163: 481–492. doi: 3188/szf.2012.0481
- RIGLING A, MOSER B, FEICHTINGER L, GÄRTNER H, GIUGGIOLA A ET AL (2018) 20 Jahre Waldföhrensterben im Wallis: Rückblick und aktuelle Resultate. *Schweiz Z Forstwes* 169: 242–250. doi: 10.3188/szf.2018.0242
- RIGLING A, WEBER P, CHERUBINI P, DOBBERTIN M (2004) Bestandesdynamik zentralalpiner Waldföhrenwälder aufgezeigt anhand dendroökologischer Fallstudien aus dem Wallis, Schweiz. *Schweiz Z Forstwes* 155: 178–190. doi: 3188/szf.2004.0178
- URBIETA IR, GARCIA LV, ZAVALA MA, MARANON T (2011) Mediterranean pine and oak distribution in southern Spain: Is there a mismatch between regeneration and adult distribution? *J Veg Sci* 22: 18–31.
- WEBER P, BUGMANN H, FONTI P, RIGLING A (2008) Using a retrospective dynamic competition index to reconstruct forest succession. *For Ecol Manage* 254: 96–106.
- WOHLGEMUTH T (2012) Swiss forest vegetation database. *Biodivers Ecol* 4: 340.
- WOHLGEMUTH T, BRIGGER A, GEROLD P, LARANJEIRO L, MORETTI M ET AL (2010A) Leben mit Waldbrand. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anstalt WSL, Merkbl Prax 46. 16 p.
- WOHLGEMUTH T, HESTER C, JOST AR, WASEM U, MOSER B (2010B) Dynamik der Wiederbewaldung im Waldbrandgebiet von Leuk (VS). *Schweiz Z Forstwes* 161: 450–459. doi: 3188/szf.2010.0450
- ZUMBRUNNEN T, PEZZATTI GB, MENÉNDEZ P, BUGMANN H, BÜRGI M ET AL (2011) Weather and human impacts on forest fires: 100 years of fire history in two climatic regions of Switzerland. *For Ecol Manage* 261: 2188–2199.

Après de grandes perturbations, le changement des essences s'intensifie dans les pinèdes valaisannes

Plusieurs études ont montré qu'au cours des douze dernières années, les pinèdes sont peu à peu remplacées par des chênaies (avec du chêne pubescent et sessile) sur les coteaux valaisans. La manière dont cette évolution de la végétation («vegetation shift») s'exprime et les processus qui la pilotent ne sont cependant pas totalement clairs. Une recherche sur la composition en essences du bois de Finges ainsi qu'une autre sur le rajeunissement des arbres dans la partie inférieure de la zone incendiée de Loèche constituent le point de départ d'une discussion sur la rapidité à laquelle évolue la répartition des essences en Valais. L'étage arborescent du bois de Finges est constitué à 67% de pins sylvestres et à 14% de chênes. Dans les ouvertures, le rajeunissement est 2 à 3.5 fois plus dense que sous la canopée. Dans la partie supérieure du bois de Finges, le rajeunissement du pin est plus de trois fois plus important que celui du chêne dans les ouvertures, mais sous couvert, les deux essences se rajeunissent de la même façon. Dans la partie inférieure du bois de Finges, le chêne prédomine aussi bien dans les ouvertures que sous couvert, surtout dans les plus petites classes de hauteur. C'est un tout autre constat qui peut être fait dans la partie inférieure de la zone incendiée, où l'on observait avant l'incendie une répartition des espèces similaire à celle du bois de Finges. Alors que les pins sylvestres ne repoussent qu'à proximité des arbres semenciers, soit en bordure de la forêt intacte, le chêne se reproduit par rejets de souches, et à la suite d'une propagation par le biais du geai des chênes, sur toute la surface étudiée. Le rajeunissement à partir de glands se fait partout indépendamment de la proximité des arbres semenciers. La perturbation créée par cet incendie de grande surface a permis à une forêt mixte à forte proportion de chênes de se former, ce qui constitue un changement rapide de la composition en essences. Ces deux types d'évolution sont discutés dans le contexte des changements climatiques.

Vegetation shift in Scots pine forests in the Valais accelerated by large disturbances

In the past dozen years, several studies have concluded a vegetation shift from Scots pine to oak (pubescent and sessile) forests in the low elevated zones of the Valais. It is, however, not fully clear in which way such a vegetation shift actually occurs and on which processes such a shift would be based. Two studies, one on the tree demography in the intact Pfywald and the other on the tree regeneration on the large Leuk forest fire patch, serve to discuss different aspects of the shift from Scots pine to oak. The forest stands of Pfywald consist of 67% Scots pines and 14% oaks. Regenerating trees are 2–3.5 times more frequent in small gaps than under canopy. In gaps of the Upper Pfywald, seedlings and saplings of Scots pine are three times more abundant than oaks, while both species regenerate in similar quantities under canopy. In the Lower Pfywald, young oaks – especially seedlings – are more frequent than Scots pines. A different process is going on at the lower part in the Leuk forest fire patch where Scots pines prevailed before the burn of 2003. While Scots pines regenerate exclusively close to the edge of the intact forest, oaks not only resprout from trunk but also profit from unlimited spreading of their seeds by the Eurasian jay. Regeneration from seeds are hence observed in the whole studied area, independent of the proximity of seed trees. After the large fire disturbance, a mixed forests with a high share of oaks is establishing, which translates to a rapid vegetation shift. The two trajectories are discussed in the light of climate change.