Merkblatt
für die Praxis

ISSN 1422-2876

Eidg. Forschungsanstalt WSL
CH-8903 Birmensdorf

© WSL Birmensdorf, 2010

WSL, Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
E-Mail: eshop@wsl.ch
http://www.wsl.ch/publikationen/

46
Januar
2010

Leben mit Waldbrand

Thomas Wohlgemuth, Alban Brigger, Philipp Gerold, Lucinda Laranjeiro, Marco Moretti, Barbara Moser, Martine Rebetez, Dirk Schmatz, Gustav Schneiter, Stéphane Sciacca, Antoine Sierro, Patrick Weibel, Thomas Zumbrunnen, Marco Conedera

Am Beispiel des Waldbrands von Leuk im Sommer 2003, dem grössten derartigen Ereignis im Walliser Zentraltal seit hundert Jahren, werden die vielfältigen Auswirkungen solch zerstörerischer Ereignisse auf die Natur aufgezeigt. Der Bericht enthält Dokumentationen des Brandes, der Sofortmassnahmen, Angaben zur räumlichen und zeitlichen Brandhäufigkeit, zu den Veränderungen der Standortsbedingungen, zum Verjüngungserfolg des Waldes und zur Entwicklung der Biodiversität. Mit Blick auf den Klimawandel wird das Brandrisiko in Zukunft diskutiert, und es werden Beispiele für präventives Handeln gegeben.



Abb. 1. Grosse Bestände von Wald-Weidenröschen *(Epilobium angustifolium)* zwei Jahre nach dem Waldbrand.

Der Waldbrand am 13. August 2003

Gegen das Ende der Sommerhitzewelle 2003 entfachte ein Brandstifter am 13. August 2003 um 19.50 Uhr das Feuer oberhalb von Leuk. Während der ersten Brandphase war es nahezu windstill, doch durch aufkommende Bergwinde weitete sich der Brand in einem 500 bis 1000 Meter breiten Streifen zwischen zwei Hangrippen hangaufwärts aus, bis er an der Waldgrenze zum Erliegen kam (Abb. 2). Rund 300 Hektaren Wald, darunter 70 Hektaren Schutzwald, sowie etwa 10 Hektaren Waldweide brannten in einer Nacht ab. Ausserhalb von vereinzelten Inseln und abseits des Brandrandes (70 ha) war das Feuer sehr intensiv, so dass sowohl die Bodenvegetation als auch die meisten Baumkronen vollständig verbrannten. Von den Tieren haben ausserhalb der vom Brand verschonten Inseln einzig Säugetiere, Vögel oder tief im Boden lebende Arten wie zum Beispiel Ameisen überlebt. An Gebäulichkeiten fielen dem Brand nur ein kleines Chalet und ein Rebhäuschen zum Opfer; Tote und Verletzte waren nicht zu beklagen. Die umliegenden Dörfer und Weiler Thel, Brentjong, St. Barbara, Albinen, Tschärmilonga und Guttet-Feschel blieben unversehrt.

Das Feuer mottete mehr als zehn Tage weiter. Während dieser Zeit standen gemäss Angaben des Amtes für Feuerwesen des Kantons Wallis insgesamt

117 Leute vom Feuerwehrkorps, vom Zivilschutz, von der Polizei, vom Sanitätsdienst, von der Bergrettung und vom Forstdienst zur Bekämpfung des Brandes im Einsatz. Ohne Helikopter hätte dem Feuer kaum etwas entgegen gesetzt werden können. Am Anfang waren bis zu acht Helikopter gleichzeitig bis zu 15 Stunden am Tag im Einsatz. Zwei Armeekompanien, unterstützt von drei Helikoptern, leisteten mit über 2600 Manntagen wertvolle Hilfe. Mittels Infrarotkamera konnten von einem speziell ausgerüsteten Superpuma aus Glut- und Feuernester ausgemacht und anschliessend bekämpft werden. Drei Wochen nach der Brandentfachung, am 5. September 2003, wurden die Löscharbeiten eingestellt. Noch bis Ende September überwachten eigens zu diesem Zweck gebildete Beobachtungspatrouillen das Brandgebiet. Die Löschkosten beliefen sich auf rund zwei Millionen Franken; zwei Drittel davon entfielen auf die Helikopter-Löscheinsätze.

Waldbrände im Wallis und in der Schweiz

Feuer und Stürme sind Störfaktoren, welche Wälder weltweit auf grosser Fläche verändern. Während Starkwinde in Mitteleuropa am meisten Waldschäden verursachen, sind es im Mittelmeerraum und in den Zentral- und Südalpen hauptsächlich verheerende Waldbrände (WOHLGEMUTH *et al*. 2008). Seit der Mensch das Feuer beherrscht, verändert er auch die Bedingungen, die zur natürlichen Feuerbildung führen können, die Feuerhäufigkeit sowie die Feuerintensität (Regime). Heutzutage ist deshalb ein Brandereignis sowohl von klimatisch-biologischen Faktoren abhängig als auch vom kulturhistorischen Hintergrund.

Weltweit sind viele Ökosysteme an Feuer adaptiert, beziehungsweise Feuer ist ein Bestandteil des Ökosystems. Als Feuer-Paradox wird der Umstand bezeichnet, wenn langjährige Feuerbekämpfung zu intensiveren Waldbränden führt. Durch effiziente Brandbekämpfung häuft sich Brandgut an, und bei extremer Witterung entwickelt sich intensiveres Feuer mit grosser Zerstörungskraft. Ein solcher Zusammenhang könnte auch bei der Waldbrandhäufigkeit der letzten 100 Jahre im Wallis vermutet werden



Abb. 2. Das Waldbrandgebiet oberhalb von Leuk-Stadt am 15.8.2007.

(Abb. 3 und 4). Drei der vier grössten Waldbrände haben in den letzten 30 Jahren stattgefunden, trotz massiv verbesserten Brandbekämpfungsmethoden (GIMMI *et al.* 2004). Ebenso fanden die jüngeren mittel- bis grossflächigen Brände nicht bei ausgeprägter Trockenheit statt (ZUMBRUNNEN *et al.* 2009), wobei Leuk 2003 eine Ausnahme darstellt. Für die Zunahme von grossen Bränden spricht jedoch primär die Anreicherung der Biomasse wegen nachlassender Nutzung, nicht das Feuer-Paradox. Einerseits wurde die Waldbeweidung aufgegeben, und Brennholz wird nur noch in unbedeutendem Masse genutzt. Anderseits nehmen nach wie vor sowohl der Holzvorrat als auch die Waldfläche zu (BRASSEL und BRÄNDLI 1999).

Der Waldbrand vom 13. August 2003 in Leuk war das grösste derartige Ereignis der letzten 100 Jahre im Walliser Zentraltal. In den Schweizer Zentralalpen war nur der Waldbrand am Calanda 1943 bei Chur grösser (BAVIER 1944). Seit 1980 gab es in der Schweiz noch sieben grössere Brandereignisse, alle davon auf der Alpensüdseite (Abb. 5). Vom schweizweit 12 400 Hektaren verbrannten Waldareal in diesem Zeitraum macht die Fläche im

Wallis rund 5,5 Prozent aus. Die meisten registrierten Waldbrände sind nur sehr klein (0,01 ha). Im Vergleich zu den Waldbränden im Mittelmeerraum ist die Schadenfläche ob Leuk sehr klein. Für schweizerische Verhältnisse mittlere (>50 ha) und grosse Waldbrandereignisse (>100 ha) finden insbesondere unter extremen Wetterbedingungen statt; solche Ereignisse waren bisher nicht häufig. Wenn wir annehmen, dass als Folge des fortschreitenden Klimawandels extreme Wetterlagen wie die Hitzewelle im Sommer 2003 häufiger werden (Rebetez 1999; Reinhard *et al.* 2005), dürften die bis heute seltenen grossflächigen Waldbrände häufiger oder gar regelmässig auftreten.

Fazit: Waldbrände ereignen sich in der Schweiz am häufigsten auf der Alpensüdseite und weniger häufig auch in den Zentralalpen. Sie sind im Vergleich zu den Ereignissen im Mittelmeerraum klein. Durch zunehmende Trockenheit könnten Waldbrände häufiger werden.

Lokalklima Zentral- und Oberwallis

Die Schweiz gehört zur Grossklimazone der gemässigten Breiten. Entsprechend regnet es in allen Monaten. Mit Ausnahme des Zentral- und Oberwallis fällt im Sommer generell mehr Regen als im Winter. Dies trifft besonders im niederschlagsreichen Tessin zu, wo der Winter zwischen Dezember und März sehr trocken sein kann (vgl. Abb. 6), die grössten Regenmengen dagegen zwischen April und Oktober fallen. Das Gebiet Zentral- und Oberwallis bildet vom Klima her landesweit eine Ausnahme, aus folgenden Gründen:

– die trockenste Region der Schweiz: gemessen an der mittleren Jahressumme fällt nirgends so wenig Niederschlag wie im Wallis (z. B. Sion mit 600 mm Niederschlag);
– trockene Sommer: im Sommerhalbjahr von April bis September regnet es weniger als im Winterhalbjahr; in allen anderen Regionen der Schweiz ist es umgekehrt;
– extreme Dürren: die Unterschiede von einem Jahr zum andern fallen im

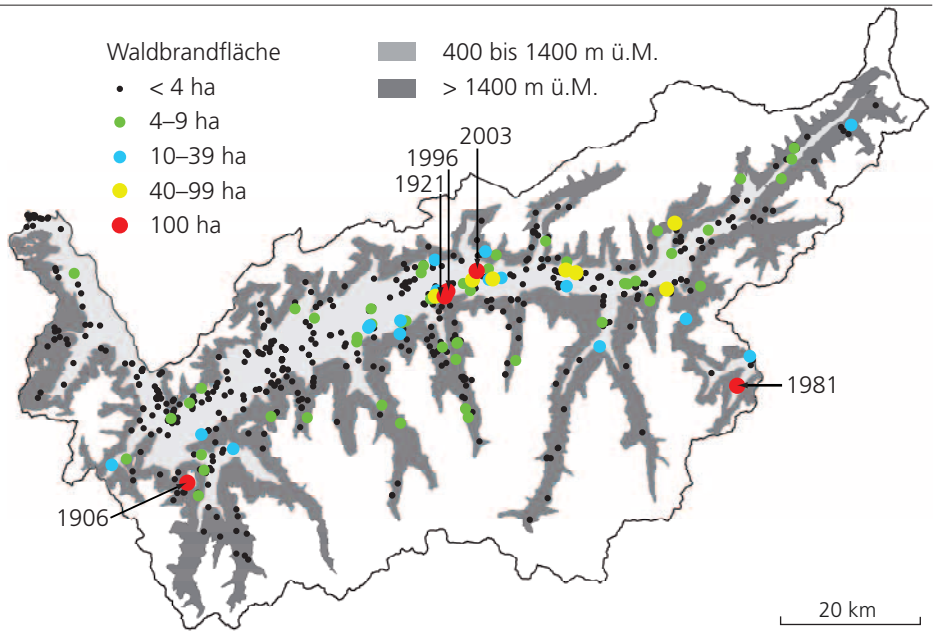


Abb. 3. Räumliche Verteilung der Waldbrände im Wallis von 1904 bis 2006 (Zumbrunnen *et al.* 2009, abgeändert).

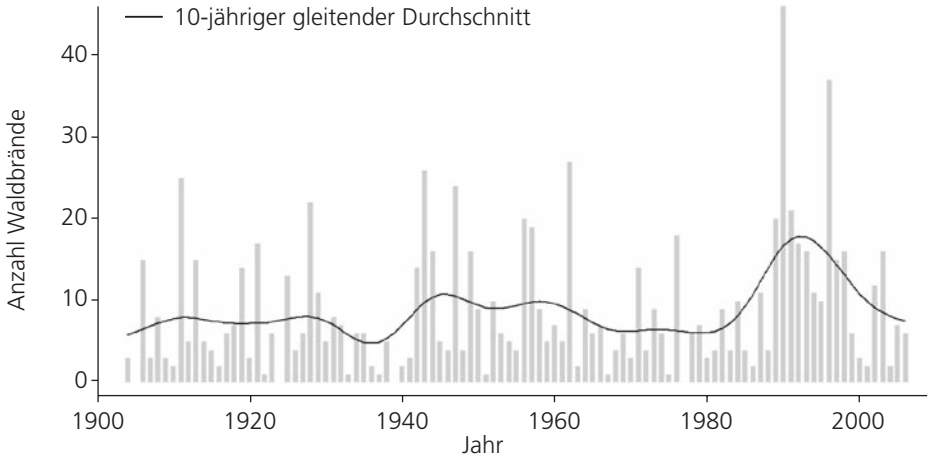


Abb. 4. Häufigkeit von Waldbränden im Wallis von 1904 bis 2006 (Zumbrunnen *et al.* 2009, abgeändert).

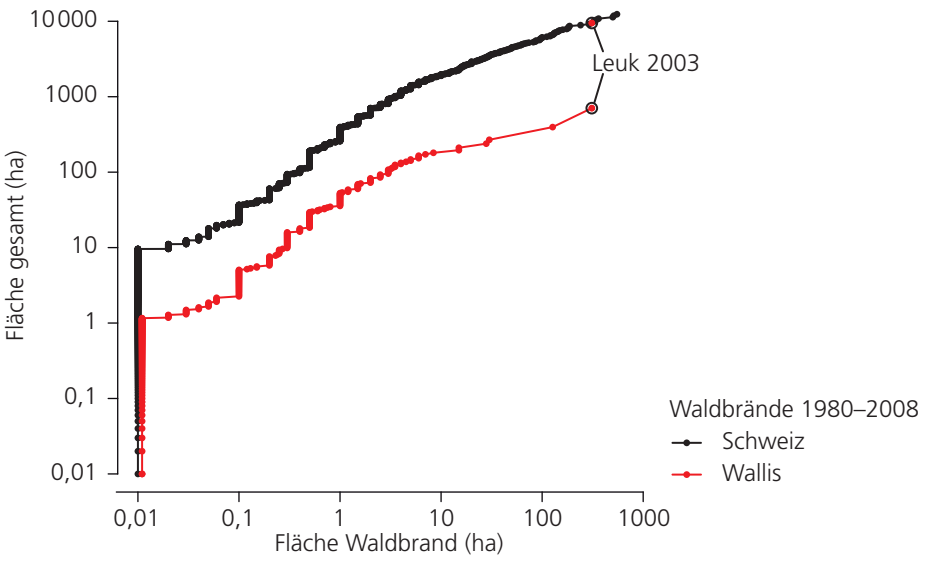


Abb. 5. Waldbrände im Wallis im Vergleich mit allen Waldbränden in der Schweiz. Kleinste Brandflächen (0,01 ha) wurden am häufigsten gemeldet.

Oberwallis stärker ins Gewicht als in den übrigen Regionen der Schweiz; in Visp kann die Jahressumme unter 400 mm fallen;
- viele Hitzetage: in den tiefsten Lagen (Visp, Leuk) übersteigen die Sommertemperaturen oft die Schwelle von 30 °C;
- Wasser auch in Trockenzeiten: das Oberwallis hat grosse Schmelzwasserreserven (Schnee und Gletscher), welche seit Jahrhunderten zur Bewässerung genutzt werden; der Wasserabfluss kann auch während längerer Trockenzeiten im Sommer gross sein;
- drohende Wasserknappheit: durch die aktuelle Klimaerwärmung schmelzen nicht nur die Gletscher weg, auch die Schneeschmelze wird früher im Jahr zu Ende sein und es droht längerfristig eine Wasserverknappung in der Vegetationszeit;
- Verschärfung der Trockenheit: auch ohne Rückgang der Niederschläge werden höhere Temperaturen als Folge des Klimawandels zu stärkerer Verdunstung und somit zur Verschärfung der Trockenheit in der trockensten Region der Schweiz führen.

Fazit: Das Gebiet Zentral- und Oberwallis unterscheidet sich klimatisch von den übrigen Gebieten der Schweiz durch ausgeprägtere Trockenheiten besonders im Sommer. Der Klimawandel wird diese Situation noch verschärfen.

Dürren in der Schweiz

Ein anschauliches Mass der klimatischen Trockenheit ist die maximale Anzahl aufeinander folgender regenfreier bzw. trockener Tage während einer Saison. Als Berechnungsbasis dienten die täglichen Niederschlagswerte von 1961 bis 1990/91 aller verfügbaren Klimastationen der Meteoschweiz. In einem ersten Schritt wurden diese punktuellen Werte mit der Methode von THORNTON *et al.* (1997) über das digitale 100 m-Höhenmodell der Schweiz zu täglichen, flächendeckenden Niederschlags-Pixelkarten interpoliert. Anschliessend konnte für jedes Pixel dieser etwa 11 000 Karten die längste Trockenperiode pro Jahr und Saison durch einfaches Auszählen aufeinander folgender trockener Tage ermittelt werden. April bis September zählten zum Sommerhalbjahr, Oktober bis März zum Winterhalbjahr, wobei Tage mit Niederschlägen < 1 mm als trocken erachtet und mitgezählt wurden. Die beiden Karten in Abbildung 6 zeigen die über 30 Jahre gemittelte Anzahl Tage der jeweils längsten Trockenperiode.

Sofortmassnahmen und Prävention

Beim untersten Teil des Brandgebietes bei Leuk handelte es sich in den Steillagen um prioritäre Schutzwälder (rund 70 ha). Diese schützten die vielbefahrene Kantonsstrasse Leuk-Leukerbad (täglich 4500 Fahrzeuge), Leuk-Stadt sowie die Siedlungen Thel und Brentjong vor Steinschlag, Erosion, Rutschungen und teilweise auch vor Lawinen. Auf der übrigen Brandfläche erfüllten die Wälder neben Funktionen der Holzproduktion und der Wohlfahrt auch eine sekundäre Schutzfunktion. Als Folge des Waldbrandes und der fehlenden Bestockung war diese Schutzfunktion nicht mehr gegeben. In Absprache mit den zuständigen kantonalen und eidgenössischen Behörden wurden verschiedene Massnahmen ausgeführt.

Oberhalb der Kantonsstrasse Leuk-Leukerbad und Leuk-Stadt wurden in erster Priorität 198 Laufmeter Steinschlagnetze (Netzhöhe 3,0 m, Energieaufnahmefähigkeit 500 kJ) und zwei Steinschlagdämme mit einer Länge von 180 m und einer Wirkungshöhe von 3,0 m erstellt (Abb. 7). Ausserdem wurden in diesem Gebiet lose Steinblöcke entfernt oder gesichert. Durch ein Steinschlagereignis im Frühjahr 2006 wurde eines der neu erstellten Steinschlagnetze auf einer Länge von 75 m praktisch vollständig zerstört. Es musste

Fazit: Der Winter weist generell längere Trockenperioden auf als der Sommer. Die trockensten Regionen im Winter sind das Tessin, das Puschlav und das Wallis. Dagegen ist es im Sommer im Wallis am trockensten. Ebenfalls trocken sind die östlichen Alpentäler, zum Beispiel das Rheintal und das Engadin sowie die Tieflagen des Mittellandes.

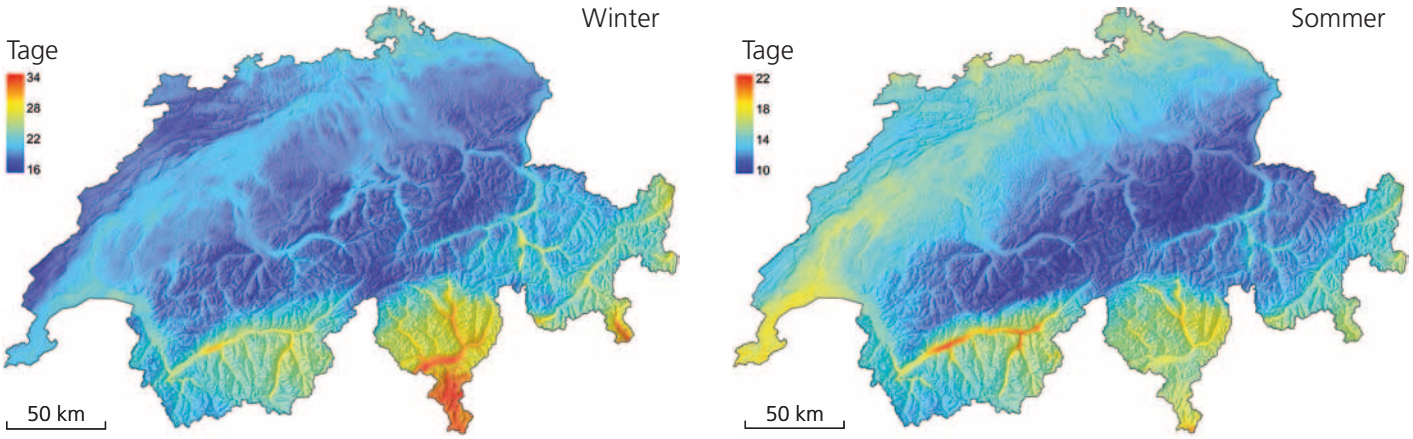


Abb. 6. Durchschnitt der maximalen Anzahl aufeinander folgender trockener Tage (< 1 mm Niederschlag) pro Saison zwischen 1961 und 1990/91: April-September (Sommer) und Oktober-März (Winter). Die Analyse beruht auf täglichen Klimastationsdaten der Meteoschweiz.

durch einen zusätzlichen Auffangdamm mit einer Länge von 160 m und einer Wirkungshöhe von 3,0 m ersetzt werden. An zahlreichen Stellen wurde das Niederschlagswasser gezielt abgeleitet. An den steilsten Stellen wurde versucht, die Oberflächenerosion durch das Querlegen von Baumstämmen einzuschränken (Abb. 8). Als Material dienten die Stämme der verbrannten Bäume.

Im steilen Gelände oberhalb der höher gelegenen Siedlung Thel und der Kantonsstrasse Leuk-Albinen wurden zum Schutz vor Schneerutschen und Lawinen 406 Laufmeter Holzschneerechen mit einer Wirkungshöhe von 2,5 m erstellt. Die Realisierung aller hier erwähnten technischen Massnahmen verursachte insgesamt Kosten von rund CHF 1 810 000.

Zum Schutz der angrenzenden Schutzwälder vor Käferkalamitäten waren in der Randzone mit geschwächten Bäumen bis Ende 2007 zahlreiche phytosanitäre Eingriffe erforderlich. In zweiter Priorität wurden in den steilsten Gebieten auch Aufforstungen durchgeführt, um die Wiederbewaldung zu beschleunigen. Gepflanzt wurden vorwiegend Flaumeichen, Mehlbeeren und Vogelkirschen; daneben wurden auch Elsbeerbäume und Speierlinge eingebracht, zwei Baumarten, die im Oberwallis nicht heimisch sind. Zur weiteren Geländestabilisierung wurden verschiedene Straucharten gesetzt: allen voran Kreuzdorn und Schwarzdorn, dann Felsenbirne, Felsenkirsche und Berberitze. In den ausgesprochen trockenen Sommern 2004 und 2005 sowie im Frühjahr 2007 wurden diese Pflanzungen bewässert. Im untersten Teil des Schutzwaldgebiets wurden tausende von Eicheln gesteckt. Eine Kontrolle der Pflanzungen im Sommer 2008 zeigte, dass viele der gepflanzten Bäume überlebt haben. Die mittlere Dichte an den Orten mit Pflanzungen war etwa drei- bis viermal so hoch wie auf Flächen unmittelbar neben den Pflanzungen. Felsenkirsche und Mehlbeere waren am häufigsten vom Wild verbissen.

Die Kosten für die waldbaulichen Arbeiten beliefen sich auf insgesamt CHF 506 000, wovon für die Behebung der Waldschäden CHF 406 000 aufgewendet wurden. Schliesslich kostete die Instandstellung von beschädigten Forst- und Wanderwegen weitere 146 000 Franken.

Fazit: Zur kurz- bis langfristigen Aufrechterhaltung der Schutz- und Erholungsfunktion entstanden Kosten von knapp 2,5 Millionen Franken. Die Arbeiten dauerten bis ins Jahr 2007.

Bodenveränderung

Der Boden ist ein wichtiger Faktor der Ökosystemresilienz (Fähigkeit Störungen zu tolerieren) nach einem Brand: Er stellt das Keimbett für die nächste Baumgeneration dar und bietet im verfügbaren Wurzelraum Nährstoffe und Wasser für die Pflanzen.

Bedingt durch das Klima herrschen im Brandgebiet Leuk verschiedene Bodenentwicklungsstadien entlang des Höhengradienten vor. Mit der Höhe sinkt die mittlere Temperatur während der Vegetationsperiode ab, und die durchschnittliche Niederschlagsmenge nimmt zu. Entlang von sechs Höhentransekten wurden 25 Bodenprofile innerhalb und ausserhalb (als Referenz) des Waldbrandgebiets untersucht, um die Verhältnisse ein Jahr nach dem Brand zu beschreiben (Abb. 9). Im Eichen-Föhrenwald auf etwa 850 m ü.M. sind die Böden (Rendzinen und flachgründige Braunerden) schwach entwickelt, währenddem sich im Lärchen-Fichtenwald und im Lärchenwald zwischen 1850 und 2040 m ü.M. tiefgründige Braunerden entwickelt haben, die zum Teil Podzolierungsmerkmale aufweisen.

Durch den Brand gingen schätzungsweise 80 Prozent der Masse der organischen Auflagehorizonte verloren; dies entspricht etwa 20 Tonnen Material pro Hektare. Die verbleibende Asche durchmischte sich mit dem obersten Mineralerdehorizont, der sich unterhalb der organischen Auflagehorizonte (Humusauflagen) befindet. Dadurch erhöhte sich der pH-Wert bzw. verringerte sich der Säuregehalt. Je intensiver der Brand war, desto basischer war der pH-Wert im Vergleich zu den Referenzböden im unverbrannten Wald auf gleicher Meereshöhe (Abb. 10). Der Unterschied machte bis zu 1,5 pH-Einheiten aus. Das Verbrennen von organischem Material hat einerseits die organischen Säuren beseitigt und andererseits Basen (Kationen) und wichtige Nährstoffe aus der organischen Substanz durch Oxidation freigesetzt.



Abb. 7. Zwei Dämme mit Wirkhöhen von 3 m wurden zum Schutz von Leuk-Stadt und der Kantonsstrasse Leuk-Leukerbad erstellt.



Abb. 8. In Steillagen wurden abgestorbene Bäume gefällt und als Steinschlagschutz quergelegt.

Der Brand hat sich verhältnismässig schwächer auf den Kohlenstoffgehalt als auf den Stickstoffgehalt im Boden ausgewirkt. Kohlenstoff (C) wurde hauptsächlich in die Atmosphäre freigesetzt währenddem sich ein Teil des Stickstoffes (N) durch die Hitze (über 232 °C) in Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) umwandelte und durch Niederschläge ausgewaschen oder erodiert wurde. Dies hatte Konsequenzen für die Nährstoffverfügbarkeit, wofür das C/N-Verhältnis als Indikator verwendet wird. Die biologische Aktivität und folglich auch die Mineralisierungsrate haben kurz nach dem Brand im obersten Mineralerdehorizont leicht zugenommen.

Ein Jahr nach dem Brand wurde an den steilen Hängen Erosion beobachtet – ein typisches Phänomen nach Waldbränden in steilen Lagen. Einerseits ist die Holzasche leicht hydrophob und fördert dadurch in einem initialen Stadium den Oberflächenabfluss. Diese Wirkung ist aber nur kurzfristig. Andererseits haben rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen gezeigt, dass Holzasche grosse poröse Partikel von Kohlenstoff und verschiedene anorganische Partikel unterschiedlicher Grösse enthält (Etiégni und Campbell 1991). Einige dieser Partikel haben eine plättchenförmige Struktur, welche sich nach Benetzung aufweitet und eine Art Kristallstruktur bildet, die nach der Trocknung jedoch nicht wieder schrumpft. Dadurch können Bodenporen verstopft werden und die Bodendurchlüftung und Entwässerung behindern. Beide Prozesse förderten den Oberflächenabfluss. Heftige Regenfälle wie zum Beispiel solche, die im Jahr 2000 in Baltschieder zu Überschwemmungen führten, hätten in den ersten zwei Jahren nach dem Brand in Leuk zu ernsthaften Schwierigkeiten führen können. Eine solche Situation ereignete sich im Tessin (Conedera *et al.* 2003). Glücklicherweise blieb das Wallis nach dem Brandereignis von solchen Unwettern verschont. Spezifische Untersuchungen über die Erosionsanfälligkeit nach Waldbrand liegen erst für Kastanienwälder im Tessin vor (Marxer 2003).

In sechs von 25 Boden-Profilen wurden Holzkohlestücke in Bodentiefen zwischen 5 und 77 cm gefunden; ein Hinweis darauf, dass es in dieser Gegend schon früher gebrannt hat. Allerdings traten diese Kohlenstücke nur in den Stufen des Lärchen-Fichtenwaldes und des Lärchenwaldes auf, wo früher sicher auch Holz für die Alpwirtschaft geschlagen wurde.

Auf eine wiederholte Erhebung von Bodeneigenschaften in der Brandfläche ob Leuk wurde verzichtet. Über die Veränderung der Pflanzenzusammensetzung kann die Entwicklung der Bodeneigenschaften grob geschätzt werden. Dies ist möglich mittels einer Analyse der mittleren Zeigerwerte von Pflanzenarten (Landolt 1977). So zeigt zum Beispiel die Heidelbeere saures Substrat an (Reaktionswert R = 1), das Rote Seifenkraut dagegen neutral bis basisches Substrat (R = 4), wobei die Skala von 1 bis 5 reicht. In Betracht gezogen wurden Zeigerwerte für Bodenreaktion (R), Nährstoff (N) und Feuchtigkeit (F). Mittlere Standortseigenschaften werden aus den Pflanzenzeigerwerten pro Vegetationsaufnahme (Abb. 9) berechnet. In Abbildung 11 sind die Resultate als Mittelwerte für drei Höhenzonen dargestellt. Demnach waren die Reaktionswerte der Stichprobenflächen zwischen 900 bis 1700 m ü.M. im ersten Jahr nach dem Brand gegenüber den späteren Jahren erhöht. Die Abnahme der Werte weist darauf hin, dass der Effekt der basisch wirkenden Asche wohl nur ein bis zwei Jahre, also nur kurze Zeit, andauert. In subalpiner Lage (oberhalb von 1700 m ü.M.), wo die Ascheauflage generell kleiner war und wo die Bodenentwicklung durch tiefere mittlere Temperaturen und grössere Niederschlagsmengen zu mächtigeren, saureren Verwitterungsbodenhorizonten führte, wirkt das saure Substrat zusätzlich als starker Puffer.

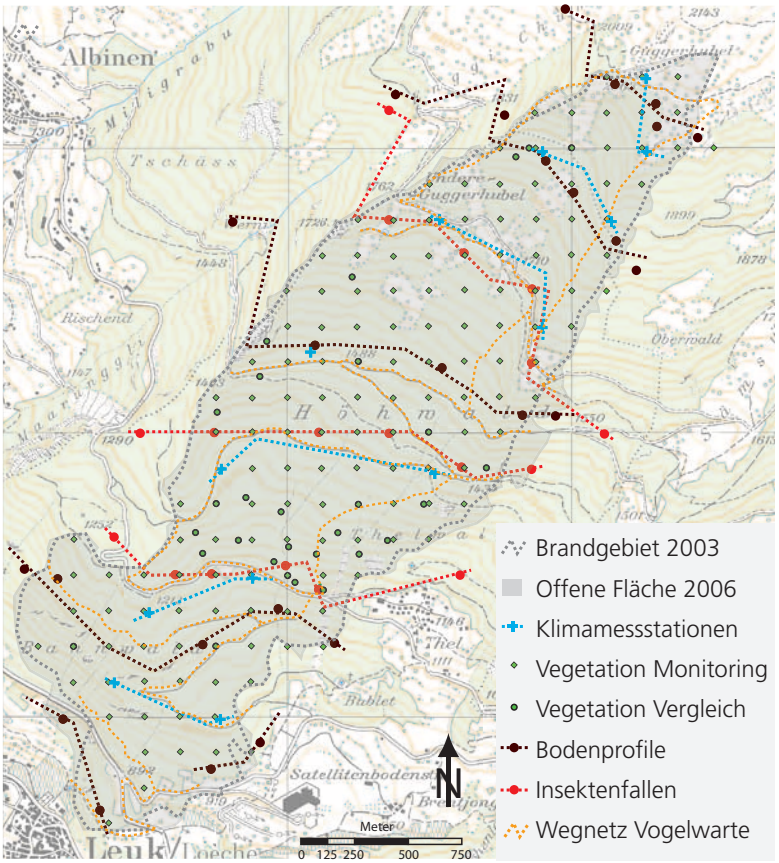


Abb. 9. Stichprobenorte für verschiedene Fragestellungen. Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA091586).

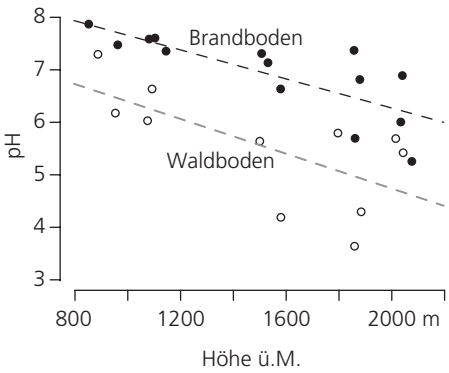


Abb. 10. pH-Werte im Oberboden innerhalb und ausserhalb des Waldbrandgebiets, ein Jahr nach dem Waldbrand.

Unterhalb von 1700 m ü.M. zeigten die Pflanzen einen deutlichen Anstieg der verfügbaren Nährstoffe in den ersten zwei Jahren. Oberhalb von 1700 m ü.M. war der Nährstoffanstieg nur gering. Es ist bekannt, dass das Verbrennen der Humusauflagen je nach Brandintensität zu einer grösseren Nährstoffverfügbarkeit während der folgenden Jahre führt; einen ähnlichen Düngeeffekt hat Holzasche, die auf den Waldboden ausgebracht wird (ZIMMERMANN *et al.* 2002).

Fazit: Im Brandgebiet von Leuk fiel ein Grossteil der organischen Auflage dem Feuer zum Opfer. Die übrig bleibende Asche erhöhte den pH im Oberboden um 1 bis 1,5 Einheiten. Die Wiederbesiedlung mit Pflanzen zeigt, dass dieser Effekt nur von geringer Dauer ist. An steilen Hängen wurden Erosionserscheinungen, ein typisches Phänomen nach Waldbrand, festgestellt, doch grössere Schäden blieben aus, da sich keine lang anhaltende Starkregen ereigneten.

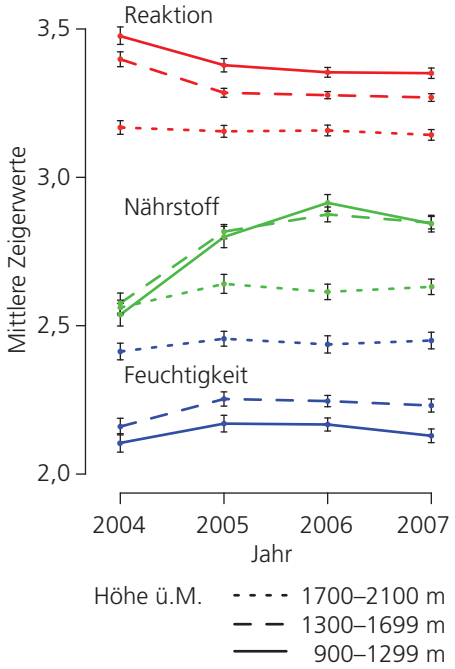


Abb. 11. Entwicklung der Bodenreaktion, der Nährstoffsituation und der Bodenfeuchtigkeit (WOHLGEMUTH und MOSER 2009).

Bestandesklima

Im Gegensatz zum gemässigten Binnenklima innerhalb eines Waldes herrschen auf besonntem Terrain extremere Temperaturen. Insbesondere war zu erwarten, dass sich diese Situation auf vorübergehend vegetationsfreiem Aschesubstrat noch verschärft. Zur Dokumentation des Bestandesklimas wurden auf der Brandfläche Leuk mittels ©iButtons-Technologie Temperaturen der Luft auf 2 m Höhe, auf der Bodenoberfläche und im Boden in 10 cm Tiefe während der Vegetationszeit gemessen. Hierzu wurden an 13 Messorten zwischen 1000 und 2100 m ü.M. stündlich Temperaturen ermittelt (Abb. 9). An sieben Orten wurden Niederschläge mit unbeheizten Wippen (Campbell ARG 100, 0,2 mm) registriert.

Mit zunehmender Höhe nimmt die Wärme in den Sommermonaten linear um 0,65 °C pro 100 m ab ($R^2 > 0.9$), die Niederschläge dagegen steigen kontinuierlich an (TEMPERLI 2007). Ein Vergleich von Tagesgängen an wolkenlosen Tagen zeigt, dass höchste Temperaturen an der Bodenoberfläche am Nachmittag zwischen 14 und 15 Uhr erreicht werden, und dass die Maxima der Bodentemperaturen etwa vier Stunden hinter dem Oberflächenmaximum hinterherhinken. Durch die zunehmende Vegetationsdecke verringern sich die Tagesmaxima und -minima. Die Sommertemperaturgänge in den Jahren 2005 bis 2008 unterscheiden sich deutlich: absolut höchste Temperaturen wurden in den tiefsten Lagen und im ersten Messjahr, zwei Jahre nach dem Brand, gemessen (Abb. 12). In Übereinstimmung mit der stetigen Zunahme der Vegetationsbedeckung wurden bis im Sommer 2008 immer weniger hohe Temperaturen verzeichnet. Absolut höchste Tageswerte wurden ebenfalls 2005 gemessen, als erst wenig Vegetation vorhanden war. Im sehr feuchten Sommer 2007 erreichten die Temperaturen mittlere Werte im Vergleich zur Periode 1961 bis 2008. Deutlich zeigt sich der Zusammenhang zwischen grösseren Niederschlagsereignissen und dem Rückgang der Tagestemperaturen.

Fazit: Es liegt nahe, konnte aber mit unseren Messungen nur andeutungsweise gezeigt werden, dass die Temperaturen zu Beginn der Sukzession im Brandgebiet höher sind als später, wenn die Vegetationsdecke geschlossen ist. Dieser Effekt wird stark von der Niederschlagshäufigkeit überprägt, welche sich deutlich auf die Luft- und Bodentemperaturen auswirkt.

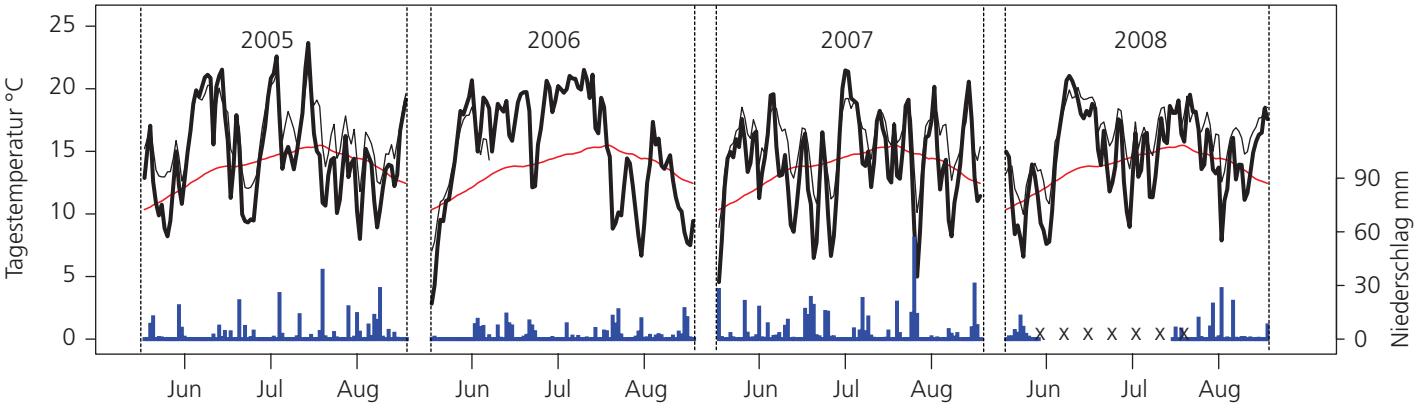


Abb. 12. Tagesgänge der Lufttemperaturen im Brandgebiet auf 2 m Höhe in 1435 m Höhe, von 2005 bis 2008 (fette Linie) und Bodentemperatur in 10 cm Tiefe (feine Linie). Als Vergleich ist die höhenkorrigierte Lufttemperatur der Station Montana (1508 m ü.M.) als geglätteter Mittelwert aus den Jahren 1961 bis 2008 dargestellt (rote Linie). In der mit x markierten Periode fiel die Niederschlagsmessung aus.

Brandresistenz von Bäumen

Im Brandgebiet von Leuk dominierten von der montanen Stufe bis zur Waldgrenze Flaumeichen, Waldföhren, Fichten und Lärchen. Zur Ermittlung des Regenerationspotenzials dieser Bäume wurde der Zustand der total verbrannten oder an den Rändern nur teilweise versengten Bäume mittels Stereo-Luftbildinterpretation von digitalisierten Farbinfrarotbildern zeitlich wiederholt festgestellt. Die ersten Luftbilder mit einer Auflösung von etwa 15 cm wurden bereits wenige Wochen nach dem Brand gemacht. Für die Analyse berücksichtigt wurden sowohl Baumkronen, die zwischen 2003 und 2006 Farbveränderungen aufwiesen, als auch Kronen, die vom Feuer geschädigt waren und über die Jahre keine Veränderungen zeigten (Abb. 13). Die Bäume wurden in folgende Schadensklassen eingeteilt: 0 %, 1 bis 34 %, 35 bis 64 %, 65 bis 99 % und 100 % Kronenschädigung. Nicht berücksichtigt wurden alle Bäume, die vollständig verbrannt waren und nicht mehr austrieben.

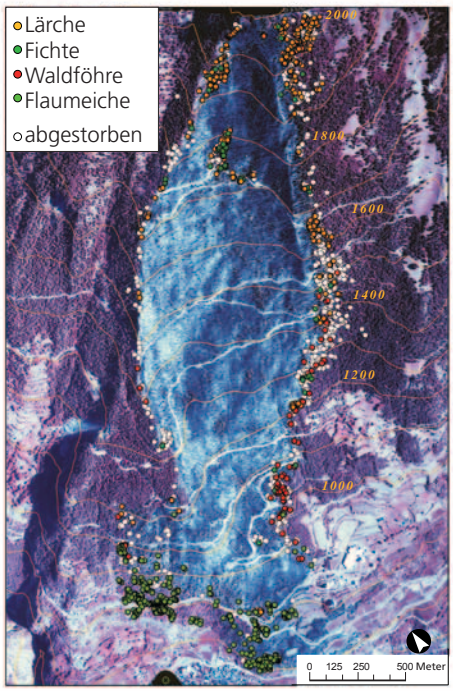


Abb. 13. Farbinfrarotbild des Brandgebiets aus dem Jahr 2003. Mit verschiedenfarbigen Kreisen sind Bäume dargestellt, die zwischen 2003 und 2006 entweder abstarben (weisse Kreise) oder wieder ausgetrieben haben (bunte Kreise).

Fazit: Die Resultate des Baumaustriebs nach dem Waldbrand zeigen, dass die unterschiedlichen Überlebensraten der Bäume entlang des Höhengradienten zu einer deutlichen Veränderung der Waldzusammensetzung führen können: Flaumeichen und Lärchen überstehen einen Waldbrand wesentlich besser als Waldföhren und Fichten. Die Fichte als anfälligste Baumart wird durch Waldbrand stärker zurückgedrängt als die anderen Baumarten.

Im mittleren Teil des Brandgebiets haben weniger Bäume überlebt und wieder ausgetrieben als im oberen und unteren Teil. Unterhalb von rund 1100 m ü.M. hat ein Grossteil der untersuchten Flaumeichen (91,7 %) bis 2006 ausgeschlagen (Kronenregeneration). Oberhalb von 1600 m ü.M. bildeten 60,7 % aller Lärchen ebenfalls neue Knospen und Triebe. In der mittleren Zone zwischen 1100 und 1600 m ü.M. zeigten 50,6 % aller Waldföhren Regenerationsfähigkeit. Fichten regenerierten sich am schlechtesten mit nur 13 % überlebenden Bäumen. Von den untersuchten Baumarten hat die Flaumeiche die grösste Regenerationsfähigkeit. So sind innerhalb der ersten zwei Folgejahre nach dem Waldbrand 43,5 % der Bäume mit komplett verbrannter Krone wieder vollständig ausgetrieben.

Auf etwa 1700 m ü.M. blieb auf flacherem Terrain eine rund zwei Hektaren grosse Waldinsel bestehend aus Fichten und Lärchen vom Brand unversehrt. Die randlichen Bäume dieser Insel erholten sich besser (Fichte 51%, Lärche 77%), als vergleichsweise die Bäume entlang der Waldbrandgrenze (Fichte 11%, Lärche 41%) auf gleicher Höhe. Die Bäume dieser Waldbrandinsel dürften wichtig sein für die Wiederbesiedlung der näheren Umgebung. Wo solche Inseln in grossen Waldbrandgebieten nicht vorhanden sind, fehlen Samenbäume über grosse Distanzen.

Besiedlung durch Pflanzen

Ein Waldbrand kann die Vegetationszusammensetzung und damit auch die pflanzliche Artenvielfalt kurz- und mittelfristig verändern, da nicht nur die Vegetationsdecke sondern je nach Brandintensität auch ein Teil der Humusauflage zerstört wird. Im Unterschied etwa zu Wiesenbränden, wo die Grasnarbe nur kurz brennt, können bei Waldbränden sowohl die Bodensamenbank als auch Pflanzenrhizome lokal oder grossflächig zerstört werden. Deshalb unterscheidet sich die aufkommende Pioniervegetation in den ersten Jahren nach dem Brand oft stark von der ursprünglichen Waldvegetation. Die Wiederbesiedlung einer Waldbrandfläche durch Pflanzen ist hauptsächlich von den folgenden, teilweise durch das Feuer geprägten Faktoren abhängig: Humusauflage, Mikrorelief, Lichtverhältnisse, Samenverfügbarkeit/Sameneintrag und Konkurrenz zwischen den Arten. Die Wiederbesiedlung mit Pflanzen wurde während den ersten vier Jahren nach dem Brand jährlich auf 153 Probeflächen (Abb. 9) verfolgt. Während dieser Zeit bildete sich auf vorerst meist kahlen Ascheflächen eine heute grösstenteils geschlossene Vegetationsdecke. Folgende Prozesse wurden dabei registriert:

Wo ein Grossteil der Humusauflage durch das Feuer zerstört wurde, war die Vielfalt an Gefässpflanzen in den ersten beiden Jahren nach dem Brand klein. Einerseits war die Wiederbesiedlung hier vom Sameneintrag von aussen abhängig und dauerte deshalb länger als an Orten mit geringerer Brandintensität, wo unterirdische Überdauerungsorgane (Rhizome, Samen) den Brand überstanden hatten. Andererseits ist anzunehmen, dass eine kleine Humusauflage einen geringen Wasserspeicher aufweist und wenig Nährstoffe bietet. Ab dem dritten Folgejahr war dieser Verzögerungseffekt nicht mehr messbar.

Erste Pflanzen siedelten sich zuerst an feuchten Stellen wie in Runsen und Mulden an. Es waren dies einerseits typische Pioniere, deren Samen über lange Zeit im Boden überdauern können, anderseits Wiesen- und Weidenpflanzen, deren Samen vom Wind in das Brandgebiet verfrachtet wurden.

Mit fortschreitender Dauer nach dem Brand verdichtete sich die Vegetationsdecke und der Wettbewerb um Ressourcen wurde stärker. Je nach Höhenzone begannen unterschiedliche Pflanzenarten ganze Flächen zu dominieren (Abb. 14). Das Rote Seifenkraut *(Saponaria ocymoides)* war in allen Höhenzonen ein auffälliger Erstbesiedler, der gro-

sse farbenprächtige Teppiche bildete. Im vierten und fünften Folgejahr war die Art in mittleren Höhen über grosse Flächen dominant. Ab dem zweiten Folgejahr begann sich das Wald-Weidenröschen *(Epilobium angustifolium)* besonders oberhalb von 1500 m ü.M. stark auszudehnen. Seither ist diese Art praktisch auf der ganzen Fläche vorhanden und dominiert die höher gelegenen Zonen. Das zweite Folgejahr war durch das Brandmoos *(Funaria hygrometrica)* geprägt. Auffällig früh besiedelte es die stark verbrannten Stellen, und selbst vier Jahre nach dem Brand war es noch in fast allen Aufnahmeflächen vertreten. Zwei alte Kulturpflanzen traten vorübergehend überraschend zum Vorschein: im dritten Folgejahr war der Erdbeerspinat *(Blitum virgatum)* in 80 Prozent aller Flächen vorhanden und dominierte weite Teile der mittleren Lagen. Die Pflanze hat vermutlich über Jahrzehnte als Samen im Boden überdauert (Moser *et al.* 2006). Vom dritten bis fünften Folgejahr zählte auch die Färberwaid *(Isatis tinctoria)* zu den häufigsten Pflanzenarten. Entlang der Strasse von Thel nach Albinen begann sich die Art hangauf- und -abwärts auszudehnen und bildete Ende Mai ein mehrere Hektaren grosses gelbes Blütenmeer.

Artenvielfalt

Die Pflanzenvielfalt ist nicht nur von Nährstoffen, Licht und Konkurrenz abhängig, sie ist insbesondere auch vom lokalen Artenpool bestimmt, also von der Vielfalt der Wälder und Wiesen in nächster Umgebung. Im Gegensatz zur vorübergehenden Wirkung des Brandes ist der Einfluss des Artenpools auf die Vielfalt langfristig. In subalpiner Lage ist die Artenvielfalt auf den Stichprobenflächen grösser als in tieferen Lagen (Abb. 15), da sich in dieser Höhe nebst den typischen Waldarten auch Gebirgspflanzen ansiedeln können, die der kürzeren Vegetationsperiode auf unterschiedliche Weise trotzen: kleinerwüchsige Gräser und Kräuter an trockenen und frischen Stellen, sowie Hochstaudenpflanzen an feuchten Orten.

Durch den Vergleich von Vegetationserhebungen vor (Gödickemeier 1998) und nach dem Waldbrand (z. B. Temperli 2007) konnte auch die Frage beantwortet werden, ob die Artenvielfalt nach dem Brand grösser ist als im ungestörten Wald. Bereits zwei Jahre nach dem Brand war die Pflanzenvielfalt zahlenmässig in allen Höhenlagen vergleichbar mit jener im intakten Wald (Abb. 16).

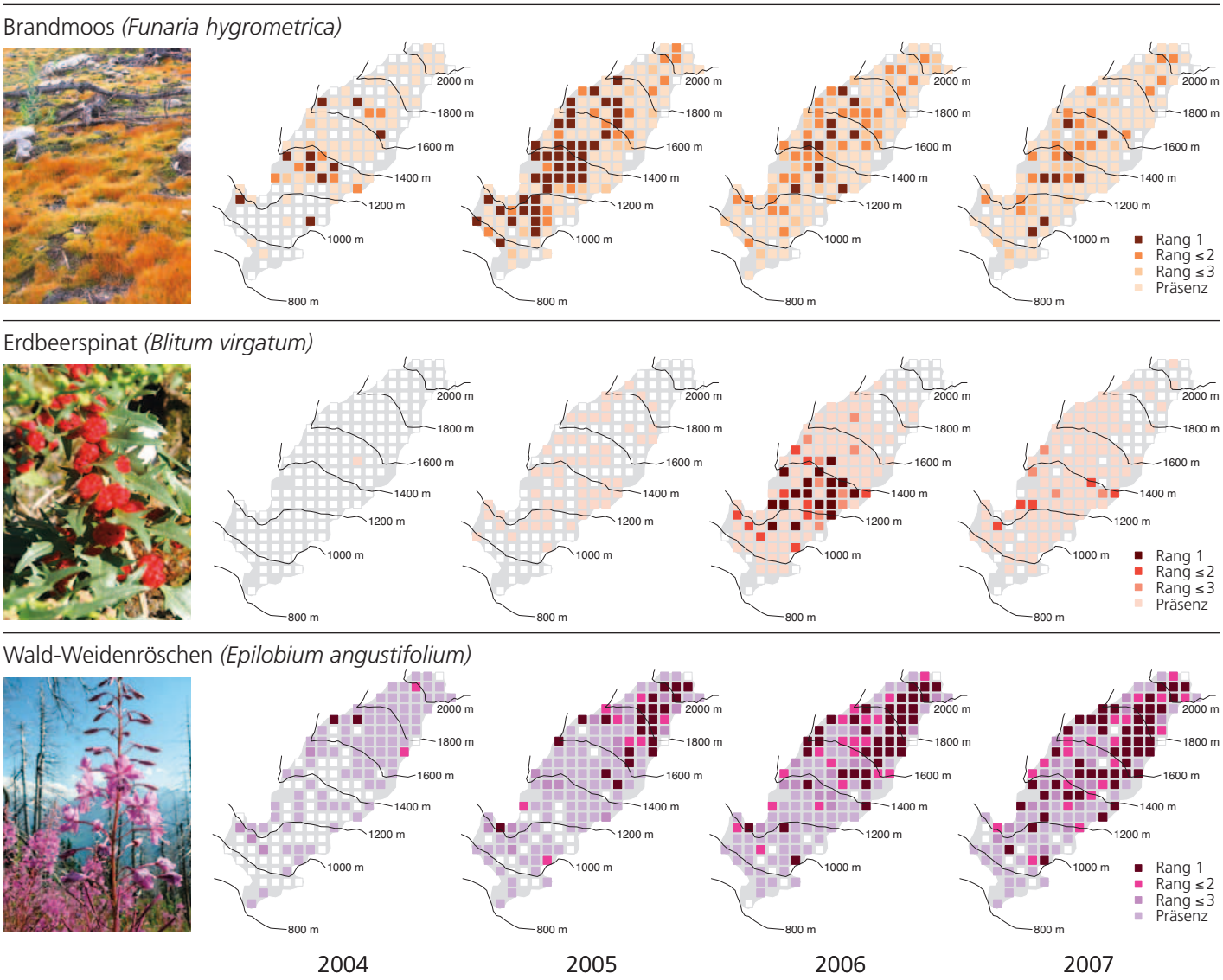


Abb. 14. Dynamik von auffälligen Pflanzenarten. Blasse Farben zeigen die Präsenz der Art in den Probeflächen an, starke Farben deren Dominanz im Vergleich zur gesamten Artenzusammensetzung in den 200 m²-Probeflächen (1. Rang = häufigste Art; Wohlgemuth und Moser 2009).

Ab dem dritten Brandfolgejahr überstiegen die Artenzahlen auf 200 m² jene der ursprünglichen, intakten Bestände zum Teil deutlich. Erwartungsgemäss waren die Pionier- und Ruderalpflanzen, also jene Pflanzen, die sich rasch auf offenen Flächen etablieren können, nach dem Brand gegenüber den schattenertragenden Waldpflanzen in der Überzahl. Nach dieser ersten Pionierphase haben sich seit 2007 vermehrt Gräser ausgebreitet. Wie Untersuchungen auf anderen Brandflächen (WASEM *et al.* im Druck) sowie auf Windwurfflächen (WOHLGEMUTH *et al.* 2002) zeigen, dürften sich die Gräser in den kommenden Jahren weiter ausbreiten.

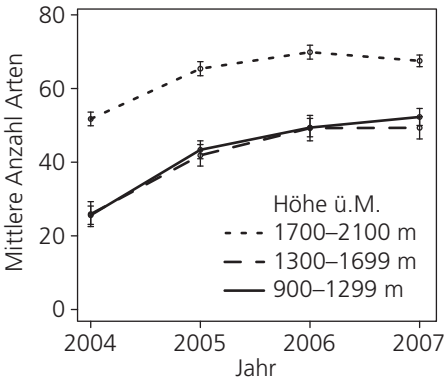


Abb. 15. Mittlere Pflanzenartenvielfalt in unterschiedlichen Höhenlagen nach dem Waldbrand (n=153).

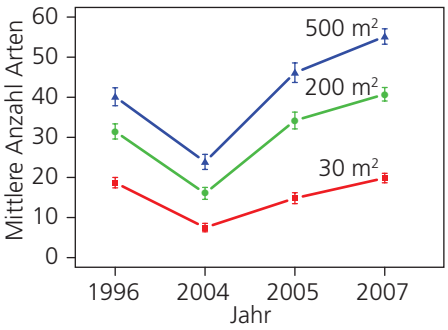


Abb. 16. Mittlere Pflanzenartenvielfalt vor und nach dem Waldbrand (n = 40) auf unterschiedlichen Flächengrössen (TEMPERLI 2007).

Fazit: Durch die vielfältige Veränderung der Umweltbedingungen, besonders aber durch das Wegfallen der Konkurrenz steigt die pflanzliche Artenvielfalt nach Waldbrand rasch an und übersteigt anzahlmässig jene eines intakten Waldes. Vorübergehend können oft gänzlich unerwartete Arten häufig werden und über längere Zeit und auf grossen Flächen dominieren.

Besiedlung durch Insekten und Spinnen

Nicht nur die Vegetation sondern auch ein grosser Teil der Kleinlebewesen fällt einem Brand zum Opfer. Die Wiederbesiedlung eines Brandgebiets durch Wirbellose wird unter anderem durch die Ausbreitungsleistung der einzelnen Arten bestimmt, durch das Wegfallen und Entstehen neuer Ressourcen wie zum Beispiel frischem Totholz oder diversen Gräsern und Blumen, die sowohl als Nahrung als auch als Habitat dienen, sowie durch die entstehenden Nahrungsketten (Beutetiere). Die neuen Verhältnisse nach einem Brand bestimmen die Abfolge und Zusammensetzung der ökologischen und taxonomischen Gruppen der Wirbellosen. In den Jahren 2004 bis 2006 sowie 2008 wurde während der Vegetationszeit die Vielfalt der einwandernden Insekten und Spinnenarten mit verschiedenen Fallentypen erhoben. Entlang von drei Höhentransekten befanden sich jeweils sechs Fallensets in drei verschiedenen Habitattypen (Abb. 9): Brandkerngebiet, Randgebiet, angrenzender intakter Wald. Auswertungen der Jahre 2004 bis 2006 zeigen, dass mit der sich schnell bildenden Krautvegetation im Brandgebiet eine ebenso rasche Besiedlung durch verschiedene Insektengruppen einherging.

Das generelle Muster der untersuchten Wirbellosen-Gruppen zeigt eine schnelle Besiedlung durch meist wärme- und trockenheitsliebende Arten schon zu Beginn der Sukzession. Schon drei Jahre nach dem Brand veränderte sich die Artenzahl nicht mehr stark, aber die Abundanzen (Häufigkeiten) dieser Gruppen nahmen weiter zu. Am eindrücklichsten zu sehen war dies bei den holzbesiedelnden Käfern, insbesondere den Bock- und Prachtkäfern, und bei den für die Pflanzenbestäubung wichtigen Bienen. Bereits im zweiten Folgejahr nach dem Brand erreichten sie ihre grösste Artenvielfalt. Da diese Arten vom üppigen Totholz- und Blütenangebot profitieren konnten, haben sie in den ersten drei Jahren ihre Abundanzen um ein Mehrfaches erhöht. Etwas weniger ausgeprägt zeigte sich dies auch bei den Heuschrecken, die vom warmen und trockenen Mikroklima profitierten, oder bei den räuberischen Spinnen und Netzflüglerartigen, die das zunehmende Beuteangebot ausnutzen konnten. Bei den Laufkäfern nahm im dritten Folgejahr die Artenzahl immer noch zu. Während die meisten dieser Arten Räuber waren, gab es auch viele Samenfresser der Gattung *Amara* (Kanalkäfer), die zusammen mit den ständig zunehmenden Blattfressern (speziell Rüsselkäfer) die Ausbreitung und Dynamik bestimmter Krautpflanzen beeinflussen könnten.

Die drei bisher untersuchten Jahre stellen den Beginn einer Sukzession dar, in deren Verlauf sich die Habitate und damit die Fauna wieder zu einer Waldvegetation entwickeln dürften. In der bisher untersuchten, kurzen Initialphase haben im Brandgebiet aber die typischen Waldarten, die im angrenzenden Wald zu finden waren, noch gefehlt. Ein Beispiel dafür ist der Feldahornbock *(Alosterna tabacicolor),* dem im Brandgebiet morsches, feuchtes Holz als Brutsubstrat fehlte.

Artenvielfalt

Die untersuchten Wirbellosengruppen setzten sich aus über 900 Arten zusammen. Ihre Artenvielfalt war im Brandgebiet deutlich höher als im angrenzenden intakten Wald (Abb. 17). So fanden sich im Brandgebiet doppelt so viele Arten und sechs mal mehr Individuen als im Wald. Am deutlichsten war dies bei den Bienen, die ganz klar das offene, blütenreiche Brandgebiet gegenüber dem Wald bevorzugten: Im Zentrum der Brandfläche konnten 290 verschiedene Arten nachgewiesen werden. Ihre Abundanz war 19 mal höher als diejenige der 126 Arten im Wald. Ein ähnli-

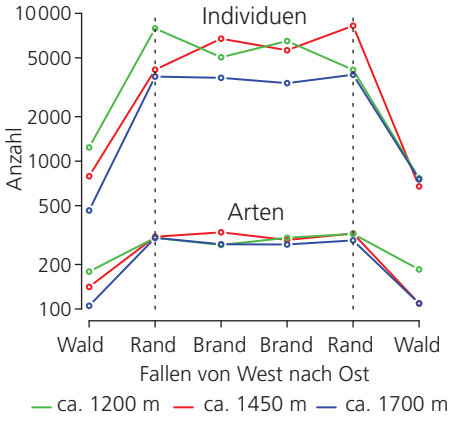


Abb. 17. Arten- und Individuenanzahlen von gefangenen Spinnen und Insekten auf drei Höhentransekten durch das Waldbrandgebiet (summierte Fangzahlen aus den Jahren 2005 und 2006).

ches Muster zeigte sich bei den ebenfalls blütenbesuchenden Schwebfliegen, den Bock- und Prachtkäfern sowie bei den räuberischen Laufkäfern, Netzflüglern und Wespen. Die sich im Holz entwickelnden Bock- und Prachtkäfer waren am Rand des Brandgebiets deutlich häufiger als im Zentrum und fehlten im Wald fast ganz. Möglicherweise war die Rinde als Brutsubstrat für diese Käfer am Rand der Brandfläche weniger stark versengt. Die Spinnen und Heuschrecken zeigten indessen als gesamte Gruppe zahlenmässig keine Präferenz für ein bestimmtes Habitat, wohl aber war ihre Artenzusammensetzung in jedem Habitat verschieden (Jenni *et al.* 2007). Dies gilt auch für die meisten anderen taxonomischen Gruppen. So profitierten bei den Bock- und Prachtkäfern sowohl die sonne- und wärmeliebenden Arten, die auf frischtotes Nadelholz angewiesen sind, als auch die rindenbewohnenden Arten in den ersten Jahren nach dem Brand am meisten von den neuen Bedingungen, während die altholz- und mulmbewohnenden Arten noch nicht im Brandgebiet zu finden waren.

Die Artenvielfalt der untersuchten Wirbellosen hängt auch von der Meereshöhe ab. Im Gegensatz zu den Pflanzen wurde bei den Wirbellosen aber die höchste Anzahl Arten und Individuen auf den unteren beiden Höhentransekten auf 1200 m und 1450 m ü.M. gefunden. Die oberste Stufe auf 1700 m war generell artenärmer, und die Populationen waren deutlich kleiner (Abb. 17), dies im Gegensatz zu den Gefässpflanzen. So nahmen die Artenzahl und Häufigkeit von Bienen, holzbewohnenden Käfern, Rüsselkäfern und Heuschrecken mit zunehmender Höhe ab. Das war im Brandgebiet deutlicher zu sehen als im angrenzenden Wald, was ein Hinweis sein könnte, dass die Einwanderung der Wirbellosen eher von unten her stattfand. Typische Vertreter tiefer Lagen waren der Braunhaarige Eckschild-Prachtkäfer *(Anthaxia sepulchralis)* oder die Italienische Schönschrecke (*Calliptamus italicus;* Abb. 18). Hingegen waren auf 1700 m Höhe nicht nur mehr Spinnen zu verzeichnen als in den tieferen Lagen, auch die Schwebfliegen zeigten in den oberen Höhenstufen eine grössere Vielfalt. Die pyrophile Laufkäferart *Sericoda quadripunctata* (vgl. Kasten) war im höchstgelegenen Transekt gar 15 mal häufiger als in den beiden unteren.

Naturschutz und Forstschutz

Einige der gefundenen Arten stehen auf den Roten Listen der gefährdeten Tierarten oder sind in der Schweiz geschützt. Bei den Bock-, Pracht- und Laufkäfern sind dies zwischen 30 und 35 % der gefundenen Arten, wovon sich wiederum 90 % vorwiegend oder ausschliesslich im offenen Brandgebiet aufhielten. Dies waren beispielsweise der Ungarische Prachtkäfer *Anthaxia hungarica* (Abb. 20), der Bockkäfer *Pachyta lamed* oder der Laufkäfer *Harpalus zabroides.* Der Bockkäfer *Acmaeops marginatus* wurde in der Schweiz erst zum zweiten Mal gefunden (vgl. Kasten), während der Laufkäfer *Harpalus fuscicornis* in den

Pyrophile Arten und Brandprofiteure

Organismen, die typischerweise auf Brandstellen zu finden sind und sich in ihrer Lebensweise an das Feuer als Umweltfaktor angepasst haben, werden pyrophile Arten genannt. Unter den Käfern als bestuntersuchte Tiergruppe wurden mehrere pyrophile Arten gefunden. Die seltenen Bockkäfer *Acmaeops marginatus* und *Acmaeops septentrionis* entwickeln sich in brandgeschädigten Föhren und Fichten. Die Laufkäferarten *Pterostichus quadrifoveolatus* (Abb. 19) und *Sericoda quadripunctata* bevorzugen Brandstellen als Lebensraum (Pradella *et al.* in press). Speziell letztere Art reagiert sehr schnell auf Brände und ernährt sich unter verkohlter Rinde oder Holzstückchen räuberisch von anderen Insekten. Diese pyrophilen Arten stehen entweder auf den Roten Listen gefährdeter Tierarten oder sind in der Schweiz allgemein sehr selten.
Bei den Pflanzen kann das Brandmoos *(Funaria hygrometrica)* als pyrophyile Art bezeichnet werden: es breitet sich besonders rasch an Orten aus, wo die Brandintensität gross war. Im Brandgebiet von Leuk sind zudem zwei Pflanzenarten zu nennen, die von der Brandstörung profitierten. Bereits ein Jahr nach dem Feuer bedeckte das Rote Seifenkraut *(Saponaria ocymoides)* das basische Aschesubstrat. Als verschollene Pflanze schoss nach dem Brand der Erdbeerspinat *(Blitum virgatum)* überall aus dem Boden. Sowohl Hitzewirkung auf die Samen im Boden als auch Bodenabtrag begünstigten diese im Wallis seltene Pflanzenart.



Abb. 18. Die Italienische Schönschrecke *(Calliptamus italicus)* ist eine wärmeliebende Art. Sie kommt in der Schweiz vor allem im Wallis und im Raum Genf vor. Im Brandgebiet war sie vorwiegend im untersten Teil zu finden.



Abb. 19. Der Laufkäfer *Pterostichus quadrifoveolatus* bevorzugt Lichtungen und Brandstellen in warmen Föhrenwäldern. Er steht in der Schweiz auf der Roten Liste bedrohter Tierarten.



Abb. 20. Der geschützte Ungarische Prachtkäfer *(Anthaxia hungarica)* kommt in der Schweiz nur im Zentralwallis vor. Seine Larve entwickelt sich in abgestorbenen Eichenästen, und das Adulttier besucht gerne Blüten.

letzten 30 Jahren in der Schweiz nicht mehr beobachtet wurde.

Nach einer grösseren Störung in einem Nadelwald besteht auch immer noch die Gefahr von Massenvermehrungen von Schadinsekten, speziell von Borkenkäfern. Im Gegensatz zur Situation nach einem Sturm sind jedoch nach einem Feuer die angrenzenden Bestände nicht speziell anfällig auf Befall. So wurden in Leuk praktisch nur angesengte Bäume entlang der Bestandesränder von Borkenkäfern befallen, und eine Ausdehnung des Befalls fand nicht statt. Ausserdem zeigten die Fangzahlen in den Wirbellosenfallen geringe Abundanzen der wichtigsten Schadinsekten wie den Föhrenborkenkäfern *Ips acuminatus, Ips sexdentatus* und *Tomicus piniperda,* dem Lärchenborkenkäfer *Ips cembrae* oder dem Blauen Kiefernprachtkäfer *(Phaenops cyanea).* Hingegen profitierte der Linierte Nutzholzborkenkäfer *(Trypodendron lineatum)* vom vielen frischen Totholz.

Fazit: Wärme- und trockenheitsliebende Wirbellosen-Arten besiedelten das Brandgebiet am schnellsten, dagegen fehlen dem Gebiet zu Beginn die typischen Waldarten. Die Vielfalt der untersuchten Wirbellosengruppen war im Brandgebiet höher als im intakten Wald, wobei je nach Gruppe grosse Unterschiede in Bezug auf die Habitatpräferenzen bestehen. Generell nimmt die Artenzahl in höheren Lagen ab. Borkenkäfer und wichtige andere Schadinsekten waren nicht häufig und beschränkten sich auf angesengte Bäume entlang der Bestandesränder.

Besiedlung durch Vögel

Ein dermassen grossflächiger Waldbrand wie jener von Leuk bietet eine einzigartige Gelegenheit, die Prozesse der Besiedlung der verbrannten Oberfläche mit Waldvögeln im Alpengebiet zu untersuchen. Die Schweizerische Vogelwarte hat deshalb in den Jahren 2006, 2007 und 2008 alle Brutvögel im Brandgebiet erfasst. Hierzu wurden jährlich drei Begehungen zwischen dem 20. April und dem 20. Juni durchgeführt, wobei jeweils ein etwa 13 km langer Weg durch das 300 Hektaren grosse Gelände beschritten wurde (Abb. 9).

Im Jahr 2006 wurden 402 Brutreviere gezählt, 543 im Jahr 2007 und 658 im Jahr 2008, mit entsprechend 45, 41 und 46 Arten. Während dieser drei Jahre war der Gartenrotschwanz *(Phoenicurus phoenicurus)* die häufigste Vogelart mit 59, 78 und 97 Revieren (Abb. 21, 23), gefolgt von der Zippammer *(Emberiza cia)* mit 47, 69 und 89 Revieren.

Die Zusammensetzung der Avifauna zeigte bereits in dieser kurzen Zeitspanne Anzeichen einer Entwicklung. Gewisse Arten des Offenlandes wie der Steinrötel (Abb. 22; *Monticola saxatilis*) oder Körnerfresser wie der Girlitz *(Serinus serinus)* waren 2008 bereits nicht mehr so



Abb. 21. Gartenrotschwanz *(Phoenicurus phoenicurus).*



Abb. 22. Steinrötel *(Monticola saxatilis).*

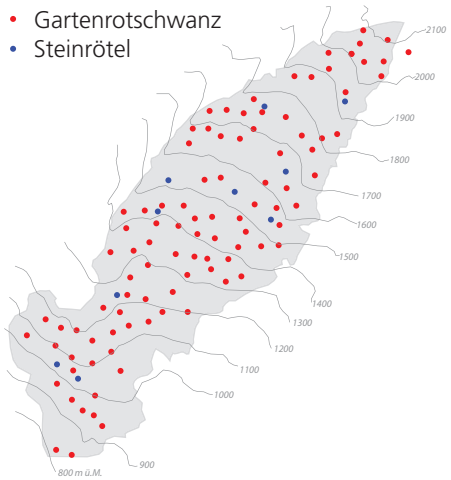


Abb. 23. Verbreitung von Gartenrotschwanz und Steinrötel im Jahr 2008. Der gefährdete Gartenrotschwanz, der schweizweit immer seltener wird, ist die häufigste Art im Waldbrandgebiet.

häufig wie noch 2006 und überliessen den Platz allmählich den Waldvögeln Mönchsgrasmücke *(Sylvia atricapilla;* 8, 28, 38), Amsel *(Turdus merula;* 9, 22, 26) und Misteldrossel *(Turdus viscivorus;* 10, 14, 26). Der Steinrötel, der in den Tieflagen der Schweiz verschwunden ist, zählte im Jahr 2006 mit 13 Revieren zu den zehn häufigsten Arten, und 2008 besetzte er immer noch 10 Reviere. Dagegen war der Ziegenmelker *(Caprimulgus europaeus),* der gerne Föhren- und offene Eichenwälder besiedelt, nur durch einen einzigen Sänger in den drei Jahren vertreten.

Im Moment hat es mehr Vogelarten im Brandgebiet als im angrenzenden Wald. Diese Situation ist allerdings nur vorübergehend, denn zwangsläufig wird der Wald überhand nehmen und die Offenlandarten werden weiterziehen.

Fazit: Die Dauerbeobachtung hat gezeigt, wie schnell Vögel neue Habitate besiedeln können. Die rasche Ausbreitung des Gartenrotschwanzes ist beispielhaft für eine Art, die andernorts, besonders im Mittelland und in Dörfern, stark zurückgeht. Ein Grossteil der Vogelarten, die sich im Brandgebiet während der ersten Jahre angesiedelt haben, suchen eine nur lückig mit Vegetation bewachsene Oberfläche – ein Habitat also, in dem Bodeninsekten und Samen sichtbar bleiben.

Baumverjüngung

Die hohe Brandintensität des Leuker Feuers hat dazu geführt, dass mit Ausnahme der Randbereiche und der Waldinsel im oberen Teil der Fläche nur wenige Bäume den Brand überlebt haben. Im Gegensatz zu einer Windwurffläche war in Leuk keine Vorverjüngung vorhanden und die Wiederbewaldung war hauptsächlich von der Ansiedlung und Etablierung neuer Baumkeimlinge abhängig. Nur die Flaumeiche, die den untersten Teil der Fläche besiedelte, hat nach dem Brand mit Stockausschlägen reagiert. Da die bestandsbildenden Baumarten des Brandgebietes (Waldföhre, Fichte und Lärche) keine dauerhaften Samenbanken ausbilden, ist die Wiederbesiedlung dieser Arten von der Präsenz von Samenbäumen abhängig. Dementsprechend war die Verjüngungsdichte dieser Baumarten in

den ersten drei Jahren nach dem Brand (2004–2006) mit zunehmender Distanz zum intakten Wald kleiner. Bei den Pionierbaumarten (Zitterpappel, Weiden und Birke) war dies nur im ersten Jahr der Fall, bereits 2005 waren diese Arten auf der ganzen Brandfläche präsent. Das Zeitfenster für die erfolgreiche Etablierung von Baumkeimlingen ist kurz, und bereits in der dritten Vegetationsperiode nach dem Brand haben sich bei immer dichter werdender Krautschicht kaum mehr neue Keimlinge ansiedeln können. Die Mortalitätsrate der Baumkeimlinge lag bei den Pionierarten in den ersten zwei Jahren unter 40 % während sie bei den Nadelbaumkeimlingen in allen Jahren >60 % erreichte. Der Verjüngungserfolg war unabhängig von der Mächtigkeit der Ascheschicht (Indikator für die Brandintensität), nahm aber mit zunehmender Höhenlage deutlich zu (Abb. 24). Im Jahr 2007 wurden unterhalb von 1700 m ü.M. weniger als 1200 Jungbäume pro ha gezählt während es zwischen 1700 und 2100 m ü.M. durchschnittlich 2500 Jungbäume pro ha waren. Diesen Unterschied in der Verjüngungsdichte entlang des Höhengradienten führen wir hauptsächlich auf die Klimaverhältnisse zurück. Temperatur- und Niederschlagsmessungen in der Brandfläche haben gezeigt, dass das Wasserdefizit in den unteren Höhenlagen auch in Jahren mit Niederschlagsmengen über dem langjährigen Durchschnitt bereits im Frühsommer beträchtlich ist und der Wasserhaushalt nur gerade im äusserst feuchten 2007 einen Niederschlagsüberschuss aufwies. Letzteres war in den höheren Lagen deutlich häufiger der Fall und den Pflanzen standen auf 2000 m pro Monat rund 50 mm mehr Wasser zur Verfügung als auf 1000 m. Ob und wie schnell sich nach einem intensiven Brand wieder ein Wald etablieren kann hängt also in erster Linie von der Samenverfügbarkeit sowie den Keim- und Wuchsbedingungen in den ersten zwei Jahren nach dem Brand ab. Vor allem in tiefen Lagen der Zentralalpen ist die Wasserverfügbarkeit im Frühjahr und Frühsommer entscheidend für den Verjüngungserfolg. Sollten die Sommerniederschläge in dieser Region in Zukunft abnehmen, wie es im Zusammenhang mit dem Klimawandel prognostiziert wird, ist davon auszugehen, dass die Wahrscheinlichkeit günstiger Keim- und Wachstumsbedingungen in den ersten zwei Jahren nach einem Brand deutlich abnehmen wird. Ein Indiz hierfür ist die mangelnde Etablierung der Waldföhre an Orten, wo sie vor dem Brand bestandesbildend war. Dieses Phänomen wurde im Wallis bereits in früheren Untersuchungen (z. B. DELARZE und WERNER 1985) beobachtet. Welche Faktoren die Waldföhre nach Waldbrand am stärksten limitieren ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

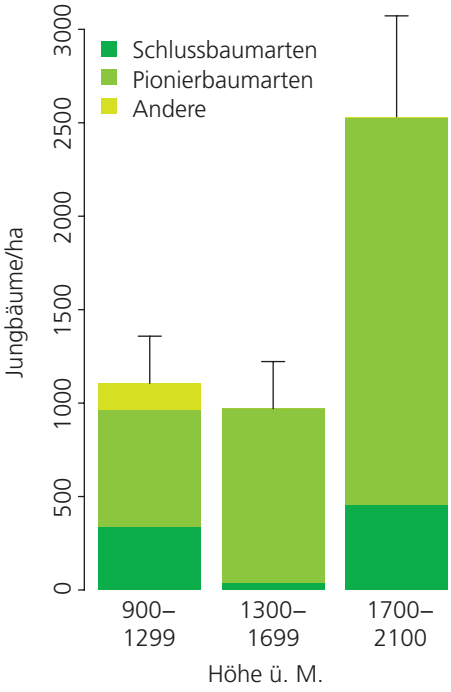


Abb. 24. Dichte und Zusammensetzung der Baumverjüngung (0–500 cm) vier Jahre nach dem Waldrand.

Zukünftiges Waldbrandrisiko

Werden Waldbrände in Zukunft häufiger auftreten? Wenn ja, wo, und weshalb? Die Beantwortung dieser Fragen setzt ein gutes Verständnis der heutigen Waldbrandsituation voraus. Statistische Modelle sind dazu ein wichtiges Hilfsmittel; sie benötigen Informationen zu Waldbränden und zu den verschiedenen möglichen Einflussgrössen. In solchen Modellen wird die Wahrscheinlichkeit, dass ein Waldbrandereignis auftritt, mittels 1) Waldbrandgefahr- und Trockenheitsindizes, 2) der Waldzusammensetzung und 3) der Intensität menschlicher Aktivitäten berechnet. Einen universell anwendbaren Gefahrenindex gibt es nicht: in den Regionen Wallis und Tessin werden völlig verschiedene Indizes verwendet. So wird im Wallis, wo rund 95 % aller Brände durch den Menschen entfacht werden, mit Vorteil der Angstroem-Index oder das kanadische Indexsystem zum Feuerwetter verwendet (Abb. 25). Für Hochlagen des Tessins, wo oft Blitzschlagbrände vorkommen eignet sich hingegen der Trockenheitsindex nach KEETCH und BYRAM (1968) am besten.

Statistisch hergeleitete Modelle verlieren unter einem deutlich veränderten Klima an Verlässlichkeit, weil hierzu die entsprechenden Grundlagendaten, d. h. Brandereignisse an Ort und Stelle, schlicht fehlen. Solchen Modellen sind daher für die Abschätzung des zukünftigen Waldbrandrisikos deutliche Schranken gesetzt. Eine Alternative sind dynamische Landschafts-Simulationsmodelle. Mit einem derartigen Modell untersuchten wir das Zusammenspiel von Klimaveränderungen, klimatisch bedingten Veränderungen der Brandanfälligkeit von Wäldern und verschiedenen Arten der Waldbewirtschaftung.

In inneralpinen Trockentälern, zum Beispiel im Rhonetal und Engadin, wird gemäss unseren Untersuchungen die Waldbrandgefahr wegen der Zunahme von Dürren im Sommer drastisch zunehmen. Die Walddynamik in diesen Regionen wird künftig stärker durch Waldbrand geprägt sein als durch die generell veränderten Wuchsbedingungen. Mit anderen Worten rücken die klimabedingten Effekte wie das Absterben von Bäumen oder die Hemmung der Verjüngung wegen lange währender Trockenheit gegenüber den Folgen von Waldbränden in den Hintergrund. Aufgrund der häufigeren Waldbrände

Fazit: Bei einem intensiven Waldbrand fehlt die Vorverjüngung, weshalb die Wiederbewaldung primär von der Etablierung neuer Baumkeimlinge abhängig ist. Das Zeitfenster für eine erfolgreiche Verjüngung beträgt ein bis zwei Jahre nach dem Brand und der Verjüngungserfolg hängt entscheidend davon ab, ob in dieser Zeit genügend Samen und im Frühjahr/Frühsommer genügend Wasser vorhanden sind. Die prognostizierte Zunahme von langen Trockenperioden in dieser Jahreszeit könnte die Wiederbewaldung von Brandflächen in tiefen Lagen der Zentralalpen in Zukunft verzögern.

erwarten wir eine starke Reduktion der Holzvorräte sowie eine Zunahme von frühen Sukzessions-Stadien (SCHUMACHER und BUGMANN 2006). Diese Veränderungen werden sich letztlich negativ zum Beispiel auf den Erosions- und Steinschlagschutz auswirken.

Auch in Gebieten mit Niederschlagsmengen von heute bis zu 1100 mm/Jahr (so zum Beispiel in der Region Davos) wird die Waldbrandgefahr infolge der bereits erwähnten Gründe erheblich zunehmen, sofern die Sommer wie erwartet trockener werden. Hier muss der Umgang mit Waldbrand vorausschauend intensiviert werden. Dazu gehören eine erhöhte Einsatzbereitschaft der Feuerwehren, eventuelle Anpassungen bei den Erschliessungen, die vorsorgliche Einrichtung von Löschbecken und die Anpassung der Brandbekämpfung. Gleichfalls muss die Bevölkerung gezielt über die Waldbrandgefahr und über angepasstes Verhalten zur Vermeidung von Bränden informiert werden. In den nordalpinen, eher feuchten «Waldbrand-Randzonen» dürften allerdings Windwurfschäden und nachfolgende Insektenkalamitäten weiterhin eine grössere Bedeutung für die Waldentwicklung haben als Waldbrände.

Fazit: Durch die Zunahme von Dürren im Sommer wird die Waldbrandgefahr in den inneralpinen Trockentälern zunehmen, wodurch sich die Walddynamik stark ändert. Zu rechnen ist mit der Reduktion der Holzvorräte und mit der Verschärfung der Erosions- und Steinschlaggefahr. Eine Einplanung dieser Entwicklung in die forstliche Planung ist dringend angezeigt.

Waldbrandstrategie im Wallis

Die ausserordentlich hohen Löschkosten, die beim Leuker Waldbrand entstanden sind sowie die beträchtlichen Kosten für die Folgemassnahmen führten dazu, dass der laufende Prozess zur kantonalen Strategieentwicklung für eine effiziente Waldbrandbekämpfung im Wallis deutlich beschleunigt wurde. Im Dezember 2008 wurde schliesslich das kantonale Waldbrandbekämpfungskonzept vom Staatsrat verabschiedet. Ähnlich wie die Konzepte im Tessin und im Aostatal basiert die darin definierte Strategie zur Bekämpfung von Waldbränden auf mehreren Massnahmenebenen: die Vorbeugung durch eine Analyse der Wetterdaten zur Erkennung von Risikosituationen, die interne Organisation der Feuerwehren zur Verbesserung der Brandbekämpfung sowie den Bau von Infrastrukturen zur Gewährleistung des Vorhandenseins von Wasserentnahmestellen in prioritären Gebieten. Für das kantonale Amt für Feuerwesen definiert es die Prinzipien der Organisation und der Intervention, und es präzisiert den Bedarf an spezieller Ausrüstung um eine effiziente Brandbekämpfung zu garantieren. Das kantonale Konzept dient zudem als Grundlage für die Ausarbeitung von regionalen Waldbrand-Bekämpfungskonzepten. In Gebieten mit dem grössten Waldbrandrisiko sollen die ersten regionalen Konzepte entstehen. Die Regionen planen konkrete Massnahmen in Gebieten, die bezüglich Trockenheit, Zugänglichkeit und Schutzfunktion des Waldes grössten Handlungsbedarf aufweisen. Zur erfolgreichen potenziellen Waldbrandbekämpfung gehört auch das Erstellen von Infrastrukturen für den Wasserbezug. Das Departement für Verkehr, Bau und Umwelt erhält schliesslich die Kompetenz zur Erteilung des Feuerverbots oder zur Einschränkung von Feuern im Freien, was besonders in der Sommerzeit und speziell am Nationalfeiertag brisant ist.

Zur Vorhersage von Risikoperioden steht der Dienststelle für Wald und Landschaft neu das Programm INCENDI zur Verfügung, welches für den Kanton Graubünden entwickelt wurde. Das Programm ist eine objektive Entscheidungsgrundlage zur Festlegung verschiedener Gefahrenstufen. Die höchste Stufe führt zu einem verfügbaren Feuerverbot. Sobald die Parametrisierung mithilfe charakteristischer Indikatoren für die Walliser Regionen definiert ist, liefert das Programm täglich der Trockenheit, der Witterung und den Windverhältnissen angepasste, regional differenzierte Gefahrenstufen, die in Karten visualisiert werden.

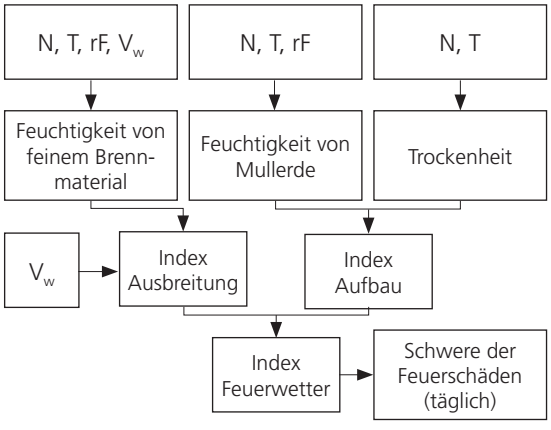
Als weitere Handlungsebene des Waldbrandbekämpfungskonzepts wird die Umsetzung der verschiedenen Massnahmen koordiniert, um die verfügbaren Mittel effizient einzusetzen, dies alles im Hinblick auf die Reduktion des Waldbrandgefahrenrisikos und die Verbesserung der Waldbrandbekämpfung.

Angstroem-Index

$$Angstroem = \left(\frac{rF}{20}\right) + \left(\frac{27 - T}{10}\right)$$

rF relative Luftfeuchtigkeit (%)
T Temperatur (°C)

Kanadisches Indexsystem zum Feuerwetter



T Temperatur (°C)
N Niederschlag (mm)
rF relative Luftfeuchtigkeit (%)
V_W Windgeschwindigkeit (m/s)

Trockenheitsindex nach Keetch und Byram (KBDI)

$$KBDI = Q + \frac{(800 - Q) \bullet \left(0.968 \bullet e^{0.0486 \bullet T} - 8.30\right) \bullet \Delta t}{1 + 10.88 \bullet e^{-0.0441 \bullet MJN}} \bullet 10^{-3}$$

Q KBDI-Wert des Vortages
Δt Zeitschritt (z. B. 1 Tag)
MJN Mittlerer Jahresniederschlag (inch)

Abb. 25. Häufig verwendete Indizes zur Abschätzung der Waldbrandgefahr.

Fazit: Das Wallis hat eine kantonale Strategie festgelegt, welche die Teile Prävention, Organisation und Erstellen von Infrastrukturen im Kampf gegen die Waldbrandgefahr enthält. Es definiert die umzusetzende Strategie welche erlaubt, künftige Investitionen optimal und koordiniert einzusetzen und legt die Prioritäten der Massnahmen fest.

Synthese: Artenvielfalt und Verjüngung

Ein Waldbrand wird in der Schweiz auf der Alpennordseite und in den Zentralalpen als aussergewöhnliches und negatives Ereignis wahrgenommen. Die unmittelbare Erhöhung der Erosionsgefahr sorgt für Unsicherheit, und die sichtbare grossflächige Zerstörung von Natur macht fassungslos. Doch wie bei den meisten Naturkatastrophen ist das wahre Naturspektakel die nachfolgende Regenerationskraft. Allem Anschein nach kehren die allermeisten Arten, die durch den Brand zerstört wurden, früher oder später wieder ins Gebiet zurück. Die Wiederbesiedlung führt innerhalb von rund drei bis fünf Jahren in allen untersuchten Höhenstufen zu einer grossen Artenvielfalt an Pflanzen und Tieren, die beispielsweise bei den Farn- und Blütenpflanzen jene der Artenvielfalt der intakten Wälder deutlich übertrifft. Dabei ändern die Dominanzen von besonders auffälligen Blütenpflanzen wie Wald-Weidenröschen, Rotes Seifenkraut oder Färberwaid von Jahr zu Jahr.

Frische Brandflächen, die kurz- bis mittelfristig nur unvollständig mit Vegetation bedeckt sind, bieten vorübergehend ein geeignetes Habitat für mehrere Vogelarten wie Steinrötel, Zippammer und Gartenrotschwanz, die sonst in der Kulturlandschaft seltener oder gar nicht vorkommen. Sogenannte pyrophile Insekten siedeln sich auf Waldbrandflächen in grosser Häufigkeit an und verschwinden nach geraumer Zeit wieder. So gesehen zeigt die dem Waldbrand folgende Farben- und Formenpracht den Selbstheilungsprozess der Natur, der auch auf grösseren Flächen nach bereits kurzer Zeit einsetzt.

Was generell für die Vielfalt von Arten gilt, erfährt eine Einschränkung in der Baumartenverjüngung entlang des Feuchtigkeitsgradieten. Während in den oberen Höhenlagen eine Abfolge von Busch- zu Fichten-Lärchenwald bereits heute absehbar ist, dürfte eine ähnliche Abfolge von Waldentwicklungsstadien in tiefen Lagen ohne Aufforstung länger dauern. Die schon in früheren Studien festgestellte spärliche Ansiedlung der Waldföhre auf Aschesubstrat wurde beim Waldbrand von Leuk bestätigt. Ein Verjüngungserfolg nach Waldbrand in tiefsten Lagen des Wallis hängt stark von der Witterung in den nachfolgenden Jahren ab. Feuchte Jahre sind günstig für die Ansiedlung, während in trockenen Jahren dem Wurzelwachstum von Baumsämlingen Grenzen gesetzt sind.

Synthese: Technische und forstbetriebliche Massnahmen

Grundsätzlich sind mehrere Vorgehen im Zusammenhang mit Waldbrand zu bedenken. Die Wälder der zentralalpinen Täler sind nicht an Waldbrand adaptiert, weshalb sich ein Waldbrandmanagement, also ein kontrolliertes Abbrennen, wie dies zum Beispiel in Nordamerika üblich ist, nicht aufdrängt. Da sich das Waldbrandrisiko durch den Klimawandel und durch die weiter zunehmende Siedlungsdichte generell erhöht, muss zum Schutze der Bevölkerung jeder Waldbrand raschmöglichst eingedämmt werden. Dies bedingt die Erarbeitung von Waldbrand-Bekämpfungskonzepten mit mehreren Massnahmenebenen.

Sofortmassnahmen nach einem Waldbrand hängen stark von der Waldbrandgrösse und vom Gefährdungspotenzial der Brandfläche ab. Erste Massnahmen betreffen die Hangsicherung, wozu Dämme, Steinschlagnetze das Querlegen von verbrannten Bäumen die Steinschlaggefahr verringern. Die Erosionsgefahr ist während der ersten zwei Jahre nach dem Waldbrand gross, da die wasserabstossende Asche nur allmählich verweht oder in den Boden infiltriert. Starkregen in dieser heiklen Phase können an geneigten Hängen zu gefährlichen Rutschungen führen; diese Dynamik kann durch künstliche Ableitung des Oberflächenwassers an gefährdeten Stellen verringert werden. Bauliche Lawinenschutzanlagen sind in Gebieten nötig, wo die Waldstruktur durch das Feuer zerstört wurde.

Käfergradationen am Rand der Waldbrandfläche können durch phytosanitäre Eingriffe gebremst, aber nicht verhindert werden. In zweiter Priorität können Aufforstungen in trockenen Gebieten, im Falle des Leuker Waldbrandes also unterhalb von 1100 m ü.M. die Wiederbewaldung beschleunigen. Der Erfolg solcher Pflanzungen hängt allerdings von der Wasserversorgung während dem Anwuchs ab. In Trockenperioden muss hier bewässert werden.

Literatur

Bavier, B., 1944: Der Waldbrand am Calanda im August/September 1943. Schweiz. Z. Forstwes. 95, 291–298.

Brassel, P.; Brändli U.-B., 1999: Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993–1995. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 442 S.

Conedera, M.; Peter, L.; Marxer, P.; Forster, F.; Rickenmann, D.; Re, L., 2003: Consequences of forest fires on the hydrogeological response of mountain catchments: a case study of the Riale Buffaga, Ticino, Switzerland. Earth Surf. Process. Landf. 28: 117–129.

Delarze, R.; Werner, P., 1985: Evolution après des incendies d'une pelouse steppique et d'une pinède dans une vallée intra-alpine (Valais Central). Phytocoenlogia 13: 305–321.

Etiégni, L.; Campbell, A.G., 1991: Physical and chemical characteristics of wood ash. Bioresour. Technol. 37: 173–178.

Gimmi, U.; Bürgi, M.; Wohlgemuth, T.; 2004: Wie oft brannte der Walliser Wald im 20. Jahrhundert? Schweiz. Z. Forstwes. 155: 437–440.

Gödickemeier, I., 1998: Analyse des Vegetationsmusters eines zentralalpinen Bergwaldgebiets. Diss. ETH 12641, Zürich.

Jenni, S.; Walter, T.; Moretti, M.; Jeanneret, P.; Obrist, M.K.; Duelli, P., 2007: Auswirkung von Feuer, Meereshöhe und Vegetation auf die Heuschreckenfauna im Waldbrandgebiet oberhalb Leuk im Wallis. Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 80: 253–269

Keetch, J.J.; Byram, G., 1968: A drought index for forest fire control. Forest Exp. Sta, U.S.D.A. Res. Paper S E-38. 32 S. http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/viewpub.jsp?index=4

Landolt, E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64: 1–208.

Marxer, P., 2003: Oberflächenabfluss und Bodenerosion auf Brandflächen des Kastanienwaldgürtels der Südschweiz mit einer Anleitung zur Bewertung der post-fire Erosionsanfälligkeit (BA EroKaBr), Basel.

Moser, B.; Gimmi, U.; Wohlgemuth, T., 2006: Ausbreitung des Erdbeerspinats *Blitum virgatum* nach dem Waldbrand von Leuk, Wallis (2003). Bot. Helv. 116: 179–183.

PRADELLA C., WERMELINGER B., OBRIST M.K., DUELLI P., MORETTI M.: On the occurrence of five pyrophilous beetle species in the Swiss Central Alps (Leuk, Canton Valais). Entomo Helvetica 3 (in press).

REBETEZ, M., 1999: Twentieth century trends in droughts in southern Switzerland. Geophys. Res. Lett. 26: 755–758.

REINHARD, M.; REBETEZ, M.; SCHLAEPFER, R., 2005: Recent climate change: rethinking drought in the context of forest fire research in Ticino, South of Switzerland. Theor. Appl. Climatol. 82: 17–25.

SCHUMACHER, S., BUGMANN, H., 2006: The relative importance of climatic effects, wildfires and management for future forest landscape dynamics in the Swiss Alps. Glob. Chang. Biol. 12: 1435–1450.

TEMPERLI, C., 2007: Vegetation dynamics after forest fire in comparison to the pre-fire state. Diplomarbeit WSL und ETH Zürich, Birmensdorf.

THORNTON, P.E., 1997: Generating surfaces of daily meteorological variables over large regions of complex terrain. J. Hydrol. 190: 214–251.

WASEM, U.; HESTER, C.; WOHLGEMUTH, T.: Vielfältige Wiederbewaldung nach Waldbrand bei Müstair. Wald Holz (im Druck).

WOHLGEMUTH, T., MOSER B., 2009: Phönix aus der Asche – Die rasche Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk durch Pflanzen. Bull. Murithienne 126/2008: 29–46.

WOHLGEMUTH, T.; CONEDERA, M.; KUPFERSCHMID ALBISETTI, A.D.; MOSER, B.; USBECK, T.; BRANG, P.; DOBBERTIN, M., 2008: Effekte des Klimawandels auf Windwurf, Waldbrand und Walddynamik im Schweizer Wald. Schweiz. Z. Forstwes. 159: 336–343.

WOHLGEMUTH, T.; KULL, P.; WÜTRICH, H., 2002: Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. For. Snow Landsc. Res. 77: 17–47.

ZIMMERMANN, S.; HALLENBARTER, D.; LANDOLT, W.; GENENGER, M.; BRUNNER, I., 2002: Wirkung von Holzasche auf Waldboden, Baumwurzeln und Baumphysiologie. Holzasche: Zurück in den Wald? Wald Holz 83: 41–44.

ZUMBRUNNEN, T.; BUGMANN, H.; CONEDERA, M.; BÜRGI, M., 2009: Linking forest fire regimes and climate: A historical analysis in a dry inner Alpine valley. Ecosystems 12: 73–86.

Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen in den verschiedenen Projekten

Sofortmassnahmen und Prävention	A. Brigger[1], K. Egger[2], V. Bregy[1]
Installation Stichproben	E. Cereghetti[0], C. Matter[0], C. Cattaneo[0], D. Trummer[0]
Monitoring Vegetation	T. Wohlgemuth[0], B. Moser[0], S. Hadorn[0], S. Bangerter[0], L. Buholzer[0], A. Bunge[0], T. Kipfer[0], M. Kube[0], P. Küttel[3], S. Leugger[0], M. Serena[3], C. Temperli[4], L. Wohlgemuth[0]
Monitoring Baumverjüngung	B. Moser[0], T. Wohlgemuth[0], A.-R. Joss[0], C. Hester[5], U. Wasem[0], M. Wyer[6]
Monitoring Invertebraten	M. Moretti[0], M.K. Obrist[0], B. Wermelinger[0], C. Pradella[7], P. Duelli[0], B. Forster[0], B. Fecker[0], F. Fibbioli[0], D. Schneider Mathis[0], S. Schnydrig[0], P. Wirz[0]
Monitoring Vögel	A. Sierro[8], B. Posse[8]
Monitoring Bestandesklima	G. Schneiter[0], T. Wohlgemuth[0]
Charakterisierung Klima	M. Rebetez[0], D. Schmatz[0], T. Wohlgemuth[0], N.E. Zimmermann[0]
Charakterisierung Boden	S. Sciacca[0], P. Lüscher[0], T. Wohlgemuth[0]
Luftbildinterpretation	L. Laranjeiro[0], C. Ginzler[0]
Waldbrände in der Schweiz	M. Conedera[0], T. Zumbrunnen[9], T. Wohlgemuth[0]
Waldbrandrisiko in Zukunft	P. Weibel[9], C. Elkin[9], H. Bugmann[9]
Waldbrandstrategie im Wallis	P. Gerold[1], J. Lehner[1]

0 Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf
1 Dienststelle für Wald und Landschaft, Kt. Wallis
2 Forstbetrieb Leuk und Umgebung, Leuk
3 Zusammenarbeit mit Zürcher Fachhochschule, Wädenswil
4 Zusammenarbeit mit der Professur für Waldökologie, ETH Zürich
5 Zusammenarbeit mit der Hochschule Neubrandenburg, Deutschland
6 Zusammenarbeit mit BINA Engineering SA, Turtmann (VS)
7 Zusammenarbeit mit der Universität Neuchâtel
8 Schweizerische Vogelwarte, Aussenstelle Wallis
9 Professur für Waldökologie, ETH Zürich

Fotos: Keusch P. (22), Leugger S. (14a), Moser B. (1, 14b), Roth R. (21), Wermelinger B. (18, 19, 20), Wohlgemuth T. (2, 7, 8, 14c)

Die Forschungsarbeiten wurden unterstützt von der Dienststelle für Wald und Landschaft Kt. VS, von der Schweizerischen Vogelwarte, vom Schweiz. Nationalfonds und vom WSL-Forschungsprogramm Walddynamik. Die Burgerschaft Leuk stellte das Brandgebiet für alle Forschungsarbeiten grosszügigerweise zur Verfügung.

CANTON DU VALAIS
KANTON WALLIS

Département des transports, de l'équipement et de l'environnement
Service des forêts et du paysage

Departement für Verkehr, Bau und Umwelt
Dienststelle für Wald und Landschaft

vogelwarte.ch

ETH
Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

Merkblatt für die Praxis ISSN 1422-2876

Konzept

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

Französische Ausgaben erscheinen in der Schriftenreihe
Notice pour le praticien ISSN 1012-6554
Italienische Ausgaben erscheinen in loser Folge in der Zeitschrift
Sherwood, Foreste ed Alberi Oggi.

Die neuesten Ausgaben
www.wsl.ch/publikationen/reihen/merkblatt/

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

Layout: Sandra Gurzeler, WSL

Druck: Sihldruck AG

Klimaneutral