

Ökologische Resilienz nach Feuer: Die Waldbrandfläche Leuk als Modellfall

THOMAS WOHLGEMUTH, PETER DUELL, CHRISTIAN GINZLER, IRIS GÖDICKEMEIER, STEFAN HADORN, FRANK HAGEDORN, PETER KÜTTEL, PETER LÜSCHER, MARCO MORETTI, GUSTAV SCHNEITER, STÉPHANE SCIACCA und BEAT WERMELINGER

Keywords: Forest fires; forest dynamics; monitoring; soil changes; vegetation changes; species diversity; climatology; invertebrates; Canton Valais, Switzerland. FDK 116 : 181.4 : 182 : 43 : UDK 573.4'1 : (494)

Einführung

Als am 13. August 2003 der Wald oberhalb von Leuk brannte, herrschte grosse Betroffenheit unter der Bevölkerung. In wenigen Stunden gingen den Gemeinden Leuk, Albinen und Guttet-Feschel (VS) 300 ha Wald verloren. Das Nutzholz verbrannte auf fast der gesamten Fläche, die sich über verschiedene Waldtypen von 800 m ü.M. bis zur Waldgrenze auf 2100 m ü.M. erstreckt. Von den über 800 Waldbränden, die in den letzten 100 Jahren im Wallis registriert wurden, war jener von Leuk 2003 mit Abstand der grösste (GIMMI *et al.* 2004). Auf der Alpennordseite fand der letzte ähnlich grosse Waldbrand 1943 am Calanda bei Chur statt (Baviera 1944). Vom Leuker Waldbrandgebiet verfrachtete der Wind Rauch und Kohleteilchen über grössere Distanzen. Im fünf Kilometer östlich gelegenen Jeizinen konnten Kohlestücke von bis zu 1,3 cm Länge aus dem Waldbrandgebiet nachgewiesen werden (TINNER *et al.* subm.).

Der verheerende Brand führte im Gebiet Bannwald (Abbildung 1) zu einer völlig neuen Gefahrensituation für Leuk und die Strasse nach Leukerbad. Auch wenn mittlerweile bekannt ist, dass Brandstiftung der Grund für den Waldbrand war, stellen sich generell Fragen zum Brandrisiko im trockensten Tal der Schweiz und zur Risikoverminderung. Angesichts der gesellschaftlich relevanten und wissenschaftlich interessanten Fragen wurde im Rahmen des Forschungsprogramms Walddynamik (WOHLGEMUTH *et al.* 2002) ein neues Kernthema «Wald-

brand im Wallis» definiert, um diesbezügliche Forschungsarbeiten voranzutreiben. Der vorliegende Bericht befasst sich mit den wichtigsten laufenden Projekten.

Im Zentrum des Interesses stehen die zwei wichtigsten Fragen nach dem Waldbrand: Erstens Erosion und Schutzwirkung und zweitens Wiederbesiedlung bzw. Wiederbewaldung. Die erste Frage nach der Beibehaltung der Schutzwirkung bei zunehmender Erosionsgefahr wurde mit verschiedenen Massnahmen sofort beantwortet¹: Lawinenverbau im Gebiet Bannwald und Thelwald, Steinschlagverbau oberhalb der Strasse nach Leuk (zwei Auffangdämme und Steinschlagnetze), Erosionsschutz im Gebiet Bannwald (14 ha) durch Querlegen von Bäumen, Waldbegründung im Gebiet Bannwald durch dichte Bepflanzung mit passenden Sträuchern und Baumarten. Auf eine begleitende wissenschaftliche Untersuchung von Erosionsvorgängen wurde verzichtet.

Die oft gestellte Frage, zu welchem Zeitpunkt wieder Wald steht, kann zum aktuellen Zeitpunkt nicht differenziert beantwortet werden. Für Aussagen zur natürlichen Wiederbesiedlung und Wiederbewaldung sind längerfristige Abklärungen nötig. Mehrere Projekte wurden an der WSL begonnen, um diesen Fragen detailliert nachzugehen (Abbildung 1), wobei hier drei Aspekte hervorgehoben seien:

1. Ökologische Resilienz: Das Untersuchungsgebiet ist geeignet, um die Wiederbesiedlung durch Pflanzen und Tiere als Funktion des Klimas und als Funktion der Distanz zum intakten Wald zu untersuchen. Mit ökologischer Resilienz wird das Tempo bezeichnet, mit welchem eine Lebensgemeinschaft nach einer Umweltveränderung (hier die Störung durch Feuer) wieder in einen Ursprungszustand zurückkehren kann (PIMM 1991; DUELL & OBRIST 2003; MORETTI 2003):
 - Wie rasch schreitet die Wiederbesiedlung voran?
 - Welche Rolle spielen Klima, Höhenstufe und Distanz zum intakten Wald?
2. Artenvielfalt: Nach intensiven Störungen von Waldgemeinschaften erfolgt allgemein ein Vegetationswechsel, der auch einen Wechsel der Organismenvielfalt mit sich bringt. Die Frage nach der Entwicklung der Artenvielfalt wird für Pflanzen und wirbellose Tiere gestellt:
 - Zu welchem Zeitpunkt nach dem Waldbrand erreichen die Artenzahlen Höchstwerte?
 - Welche Arten profitieren vom Feuer – und dies auf Kosten welcher anderen Arten?
3. Wirkung der Feuerintensität: Sowohl die ökologische Resilienz als auch die Entwicklung der Artenvielfalt hat einen direkten Bezug zur Feuerintensität.
 - Wo war die Feuerintensität am grössten?
 - In welcher Weise wirkt sich die hohe Feuerintensität auf die Entwicklung der Wiederbegründung, Wiederbewaldung und Artenvielfalt aus?

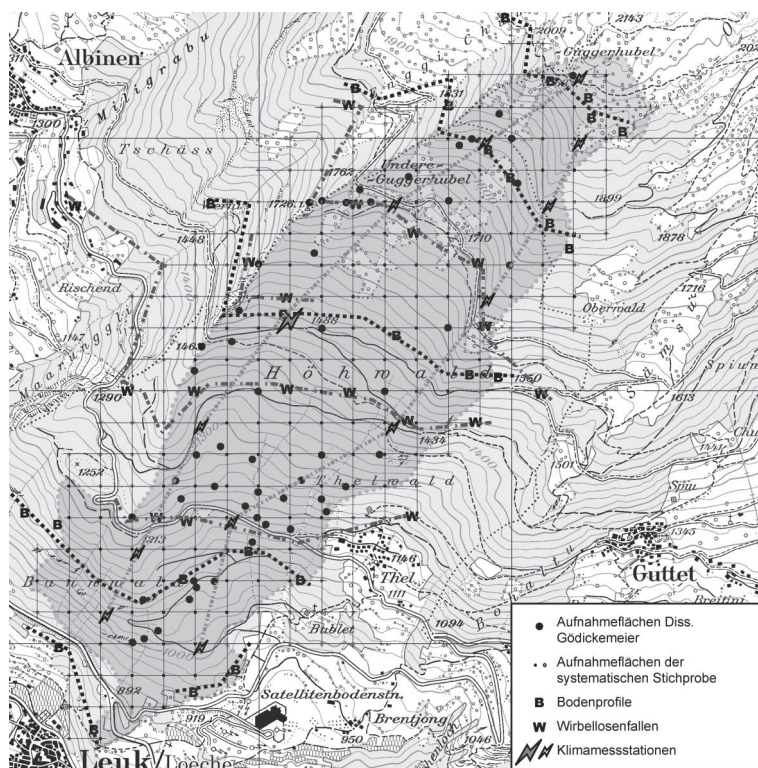


Abbildung 1: Stichproben 2004 bis 2005 auf der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk VS.

Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA057007).

¹ Schriftliche Mitteilung von Kreisförster Viktor Bregy.

Methoden

Das Waldbrandgebiet oberhalb von Leuk bildet das Zentrum für verschiedene Stichproben (*Abbildung 1*).

- **Repräsentatives Vegetationsmonitoring:** Eine systematische Stichprobe mit Maschenweite von 125 m wurde im Jahr 2004 vermessen und verpflockt. Sie lappt rund 300 m über das eigentliche Waldbrandgebiet hinaus. Alle quadratischen, 200 m² grossen Stichprobenflächen im Waldbrandgebiet ($n = 153$) wurden 2004 ein erstes Mal beprobt. Pro Aufnahmequadrat wurden je acht Bodenmessungen (Bodentiefe, Ascheauflage) vorgenommen (*Abbildung 2*). Auf einem Viertel der Fläche erfolgen höhenpezifische Auszählungen der natürlichen Baumverjüngung.
- **Vegetation vor und nach dem Waldbrand:** Anlässlich einer Doktorarbeit fanden bereits 1996 Vegetationserhebungen im Gebiet statt (GÖDICKEMEIER 1998). An diesen Orten wird die Vegetation analog zur früheren Erhebung (eine stratifizierte Zufallsstichprobe eines grösseren Gebiets) in jeweils vier konzentrischen Kreisen neu erfasst (*Abbildung 2*).
- **Biodiversität von Wirbellosen:** Entlang dreier verschiedener Höhenstufen (1200, 1450 und 1700 m ü.M.) wurden Transekte mit je drei Sektoren und sechs Fallenstandorten eingerichtet; zwei Standorte im Sektor Brandflächenmitte, zwei Standorte im Sektor Brandflächenrand (100 bis 150 m vom Waldrand entfernt) und zwei Standorte im Sektor angrenzender Bestand. An jedem Standort wurden eine Kombifalle (Kombination von passiver Flugfalle und Gelbschale) und eine Trichterfalle eingesetzt (*Abbildung 3*, MORETTI *et al.* 2004). Die ein Jahr nach dem Brand installierten Fallen waren von Mitte Juli bis anfangs September 2004 und von April bis Anfangs September 2005 in Betrieb. Das wöchentlich gesammelte Material wurde nach verschiedenen taxonomischen Gruppen sortiert und ausgezählt. Auf Grund einer ersten Sofortauswertung werden hier die Individuenzahlen des Jahres 2004 des untersten Transekts auf 1200 m ü.M. präsentiert.
- **Auswirkungen auf Böden:** Auf der Grundlage der Waldvegetationskarte des Kantons Wallis (WERLEN 1995) wurden sechs horizontale Transekte durch die wichtigsten Waldtypen gelegt. Entlang der Transekte wurden insgesamt 25 Bodenprofile innerhalb und ausserhalb (als Referenz) des Waldbrandgebiets untersucht. Anhand von Vegetationsbedeckung, von Tiefen der verbrannten Fein- und Grobwurzeln ($\varnothing < 2$ mm und $\varnothing 2$ bis 20 mm) und Höhen der Brandspuren an den Baumstämmen wurden drei Brandintensitäten unterschieden, von leicht (1) bis stark

verbrannt (3). Von allen mineralischen Horizonten wurden Proben zur Bestimmung von pH-Wert, Karbonat, C- und N-Gehalt, Kationenaustauschkapazität und Korngrössenverteilung entnommen.

- **Lokales Klimamodell:** Eine im Jahr 2004 erstellte Meteostation auf 1400 m ü.M. wurde 2005 mit zwölf weiteren Satellit-Stationen für Temperaturmessungen, sechs davon mit zusätzlicher Niederschlagsmessung, ergänzt. Die regelmässigen Klimamessungen dienen zur Modellierung lokaler Klimawerte.

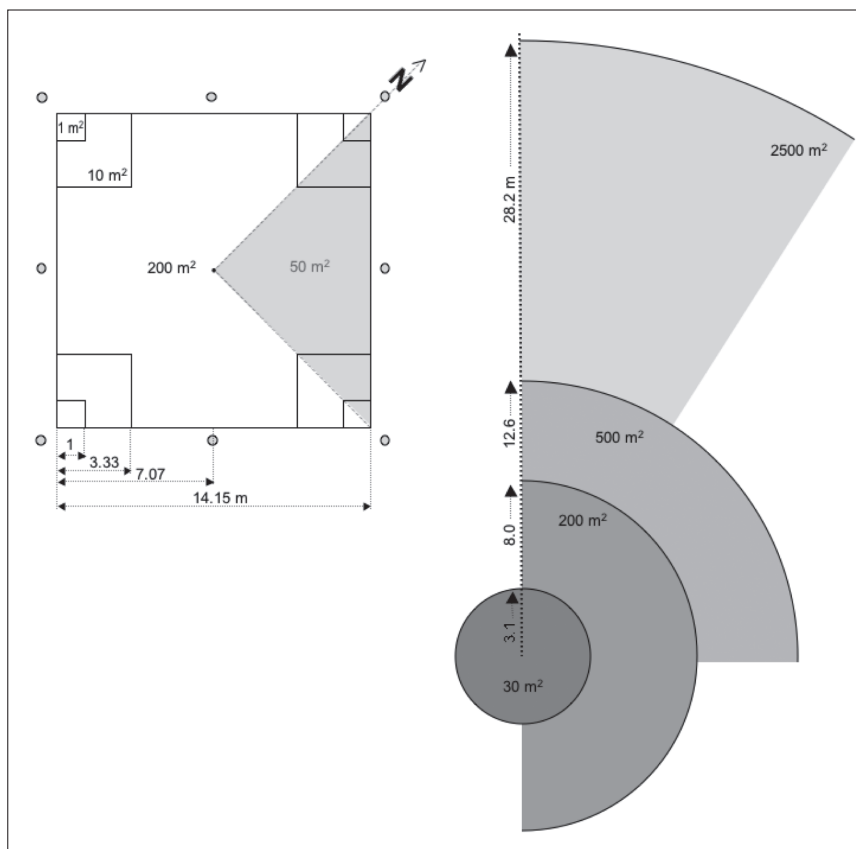


Abbildung 2: Stichprobenflächen zur Erhebung der Vegetation.

Links: repräsentatives Vegetationsmonitoring mit geschachtelten Aufnahmeflächen auf 1, 10 und 200 m²; zusätzliche Bestimmung der Aschepräsenz und -tiefe an neun Punkten sowie Erhebung der Baumartenverjüngung auf 50 m² (schraffiert).

Rechts: Wiederholung von früheren Vegetationsaufnahmen in vier konzentrischen Kreisflächen.



Abbildung 3: Kombifalle (links) und Trichterfalle mit Dach gegen den Regen (rechts).

Foto: M. Moretti, 23. Juli 2004.

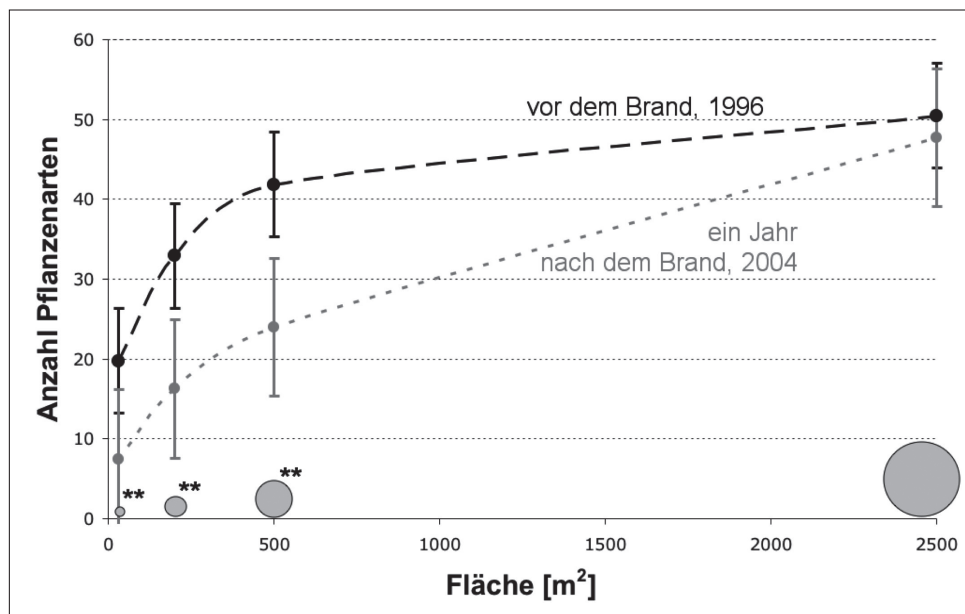


Abbildung 4: Artenzahlen von Gefäßpflanzen vor und nach dem Waldbrand für verschiedene Flächengrößen.

Verwendung der Daten aus GÖDICKEMEIER 1998. Signifikante Mittelwertsunterschiede sind mit ** markiert.

- Kontinuierliche Luftbildüberwachung: Zur Quantifizierung der Wiederbegrünung werden jeweils im Sommer Luftbilder, sowohl Falschfarben-Infrarot- wie auch Echtfarbenbilder in den Massstäben 1:5000 und 1:15 000, erstellt. Neben der Dokumentation erlaubt eine Luftbildinterpretation die flächendeckende Erfassung der aufkommenden Vegetation. Die Erhebungen werden mit dem repräsentativen Vegetationsmonitoring verknüpft.

cus spec.) und Mehlsbeere (*Sorbus aria*), im oberen Teil vor allem die Nadelbäume Fichte (*Picea abies*) und Lärche (*Larix decidua*).

Vergleiche der Artenzahlen vor und nach dem Waldbrand zeigen, wie stark Aussagen über die Artenvielfalt vom Betrachtungsmaßstab abhängen. Ein Jahr nach einem Waldbrand prägten kahle Ascheflächen den Gesamteindruck, stellenweise unterbrochen durch kleinere oder grössere Vegetationsflecken. Dass aber auf grösseren Flächen vergleichsweise

Erste Resultate und Diskussion

Vegetationsentwicklung

Von 53 Lokalitäten mit alten Vegetationserhebungen innerhalb des Waldbrandgebiets (GÖDICKEMEIER 1998) stellte das Feuer auf 40 Flächen die einzige sichtbare Störung seit der Erhebung im Jahr 1996 dar. Die Artenzahlen vor und nach dem Feuer unterscheiden sich deutlich auf kleinen Flächen (Abbildung 4). Die Unterschiede der Artenzahlen vor und nach dem Brand sind auf Flächen von 0,25 ha jedoch nicht mehr signifikant. Aus der systematischen Vegetationserhebung vom Jahr 2004 geht hervor, dass die Vegetationsbedeckung ein Jahr nach dem Brand zwischen rund 1200 und 1600 m ü.M. am geringsten war (Abbildung 5). Zwischen der Vegetationsbedeckung und der Ascheauflage (Median aus acht Messungen) besteht ein signifikanter, negativer Zusammenhang ($R^2 = 0,13$). Die Artenvielfalt war in den Stichprobenflächen der subalpinen Zone generell am höchsten. Mehrere Flächen in tieferen Lagen waren ebenfalls sehr artenreich. Zwischen der Artenvielfalt und der Vegetationsbedeckung besteht ein deutlicher, signifikanter Zusammenhang ($R^2 = 0,63$). Die im Feld erhobene Verjüngung von Baumarten war ebenfalls im subalpinen Gebiet am zahlreichsten. Die erhöhten Verjüngungszahlen der Stichprobenflächen im untersten Teil des Waldbrandgebiets (Bannwald) entsprechen zum Grössteil den Pflanzungen nach dem Brand. In der mittleren Zone des Waldbrandgebiets war 2004 praktisch noch keine Naturverjüngung feststellbar. Die häufigsten Pflanzenarten ein Jahr nach dem Waldbrand sind in Tabelle 1 dargestellt. Das rote Seifenkraut (*Saponaria ocymoides*) wurde in 132 von 153 Flächen notiert und war damit deutlich die häufigste Pflanzenart der Stichprobe. Zitterpappel (*Populus tremula*) und Gebirgsweide (*Salix appendiculata*) waren die häufigsten Baumarten; sie haben in rund einem Drittel aller Flächen bereits Fuss gefasst. Im unteren Teil der Fläche verjüngten sich Eiche (*Quer-*

Tabelle 1. Häufigste Pflanzen- und Moosarten im Waldbrandgebiet oberhalb von Leuk im Sommer 2004.

Stichprobe: systematisches Vegetationsmonitoring mit N = 153; Nomenklatur: LAUBER & WAGNER 1998.

	n	% N
Kraut- und Straucharten		
<i>Saponaria ocymoides</i>	132	86,3
<i>Campanula rotundifolia</i>	117	76,5
<i>Euphorbia cyparissias</i>	117	76,5
<i>Lotus corniculatus ssp. hirsutus</i>	93	60,8
<i>Epilobium angustifolium</i>	91	59,5
<i>Calamagrostis varia</i>	88	57,5
<i>Polygala chamaebuxus</i>	77	50,3
<i>Rubus fruticosus</i>	74	48,4
<i>Hippocrepis comosa</i>	73	47,7
<i>Knautia dipsacifolia</i>	68	44,4
<i>Hieracium murorum</i>	66	43,1
<i>Helianthemum nummularium s.l.</i>	65	42,5
<i>Teucrium chamaedrys</i>	64	41,8
<i>Carex montana</i>	56	36,6
<i>Taraxacum officinale</i>	55	35,9
<i>Verbascum spec.</i>	54	35,3
<i>Epipactis atrorubens</i>	51	33,3
<i>Galium lucidum</i>	50	32,7
Baumarten		
<i>Populus tremula</i>	57	37,3
<i>Salix appendiculata</i>	47	30,7
<i>Picea abies</i>	44	28,8
<i>Pinus sylvestris</i>	37	24,2
<i>Larix decidua</i>	31	20,3
<i>Quercus spec.</i>	21	13,7
<i>Sorbus aria</i>	15	9,8
Moose		
<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.	75	49,0

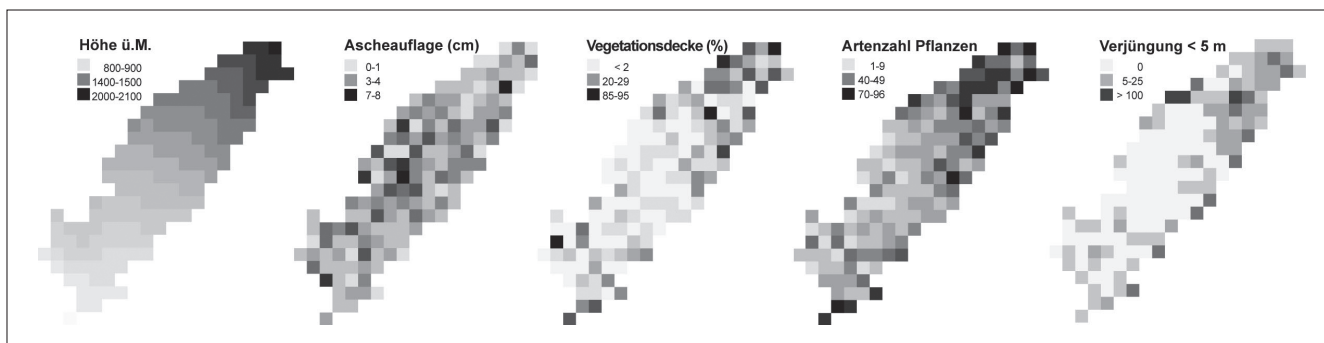


Abbildung 5: Ascheauflage, Vegetationsdecke, Artenvielfalt und Baumverjüngung auf 153 systematischen Stichprobenflächen von je 200 m² Grösse.

gleich grosse Artenzahlen wie in der unverbrannten Vegetation gefunden wurden, überrascht doch nach einer derart intensiven und saisonal späten Störung. Die Wiederbesiedlung wird in den folgenden Jahren infolge des vermehrten Lichteinfalls rasch fortschreiten (HOFMANN *et al.* 1998; WANG & KEMBALL 2005). Wie die Resultate zeigen, hängt das Tempo der Wiederbesiedlung deutlich mit der Brandintensität (Ascheauflage als Indikator) zusammen (SCHIMMEL & GRANSTRÖM 1996; RYDGREN *et al.* 2004). Wo viel Oberboden verbrannte bzw. wo die Ascheauflage mächtig war, da scheinen auch die Samenbank und alle Rhizome zerstört worden zu sein. Entsprechend vegetationsfrei waren solche Flächen ein Jahr nach dem Brand. Wo die Ascheauflage gering war, konnten Rhizompflanzen wie das bunte Reitgras (*Calamagrostis varia*) 2004 bereits wieder austreiben und bis in den Herbst eine lückige Vegetationsdecke bilden. Pflanzenarten wie Himbeere (*Rubus idaeus*) oder Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) können mit ihren Rhizomen in der Mineralerde auch stärkere Feuer überstehen (FLINN & WEIN 1977). Deutlich sichtbar ist die Abnahme der Feuerintensität im obersten Bereich des Waldbrandgebiets (Guggerhubel), wo die Bäume im flacheren Terrain weniger dicht stehen. Die Waldgrenze bildete das Ende des Feuers.

Die natürliche Verjüngung von Baumarten ist noch wenig fortgeschritten. Für die Rohbodenbesiedler Föhre, Fichte und Lärche werden die Bedingungen aber noch ein bis drei Jahre generell günstig bleiben, solange der Boden noch nicht vollständig mit Vegetation bedeckt ist. An trockensten waldfähigen Lagen im Wallis dürfte die Verjüngung allerdings stark eingeschränkt sein (WERLEN 1968; DELARZE & WERNER 1985).

Bodencharakterisierung

Durch den Brand gingen etwa 80% der Masse der organischen Auflage verloren (20 t/ha). Die verbleibende Asche durchmischte sich mit dem obersten Mineralerdehorizont, was den pH-Wert um bis zu 1,5 Einheiten erhöhte (Abbildung 6). Je intensiver der Brand war, desto basischer wurde der pH-Wert dieses Horizontes im Vergleich zu den Referenzprofilen im Wald ohne Brand (Abbildung 7). Dies ist vor allem durch die Verbrennung von organischen Säuren und durch den Protonenverbrauch während des Brandes bedingt. Das Verbrennen von organischem Material setzt gleichzeitig Kationen wie K⁺, Ca⁺⁺ und Mg⁺⁺ frei, die als Basen im Boden reagieren (FISCHER & BINKLEY 2000). Eine ähnliche Erhöhung des pH-Wertes im Boden wurde nach einer Aschedüngung festgestellt (ZIMMERMANN & FREY 2002).

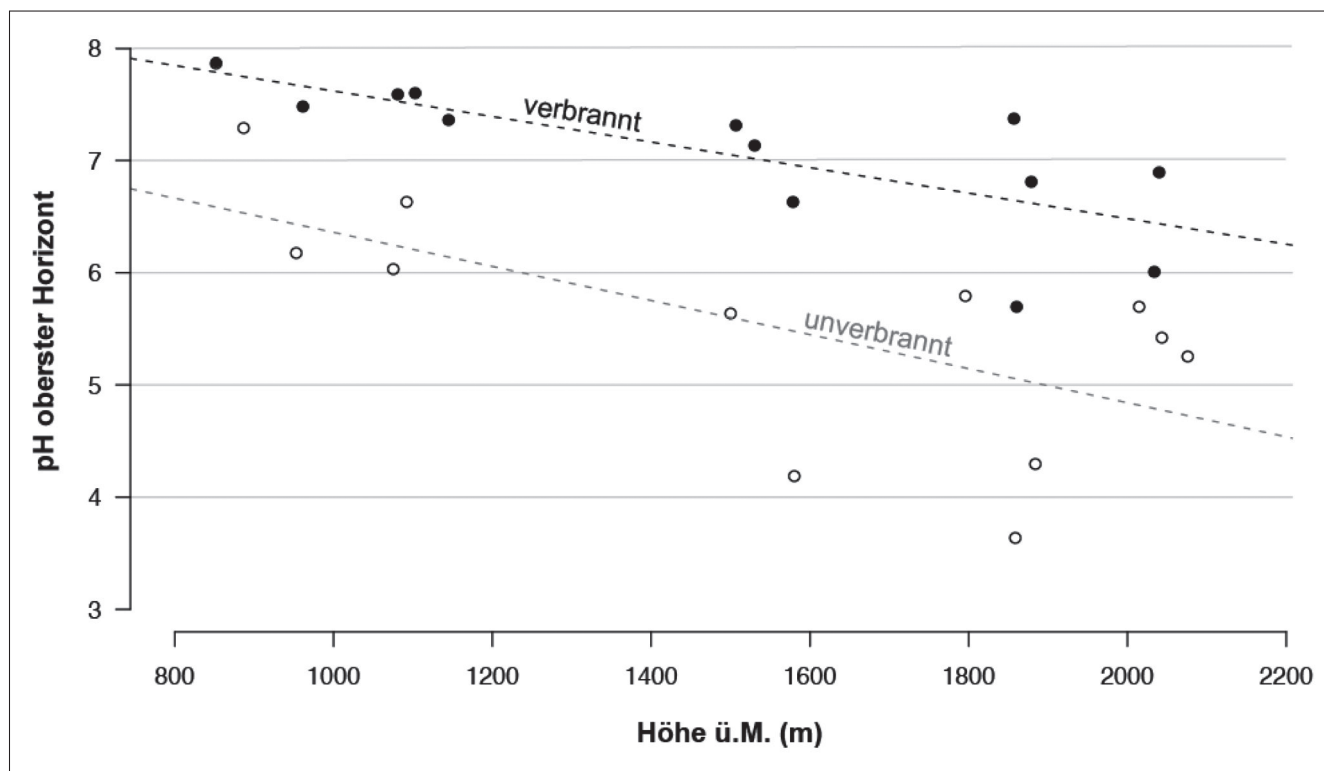


Abbildung 6: pH-Werte der obersten Horizonte von verbrannten und unverbrannten Böden entlang der Höhe (m ü.M.).

Regressionsgeraden: verbrannt: $y = -0,0014 \cdot \text{Höhe} + 9,06$; $R^2 = 0,60$; $p = 0,001$; unverbrannt: $y = -0,0017 \cdot \text{Höhe} + 8,0614$; $R^2 = 0,4528$; $p = 0,023$.

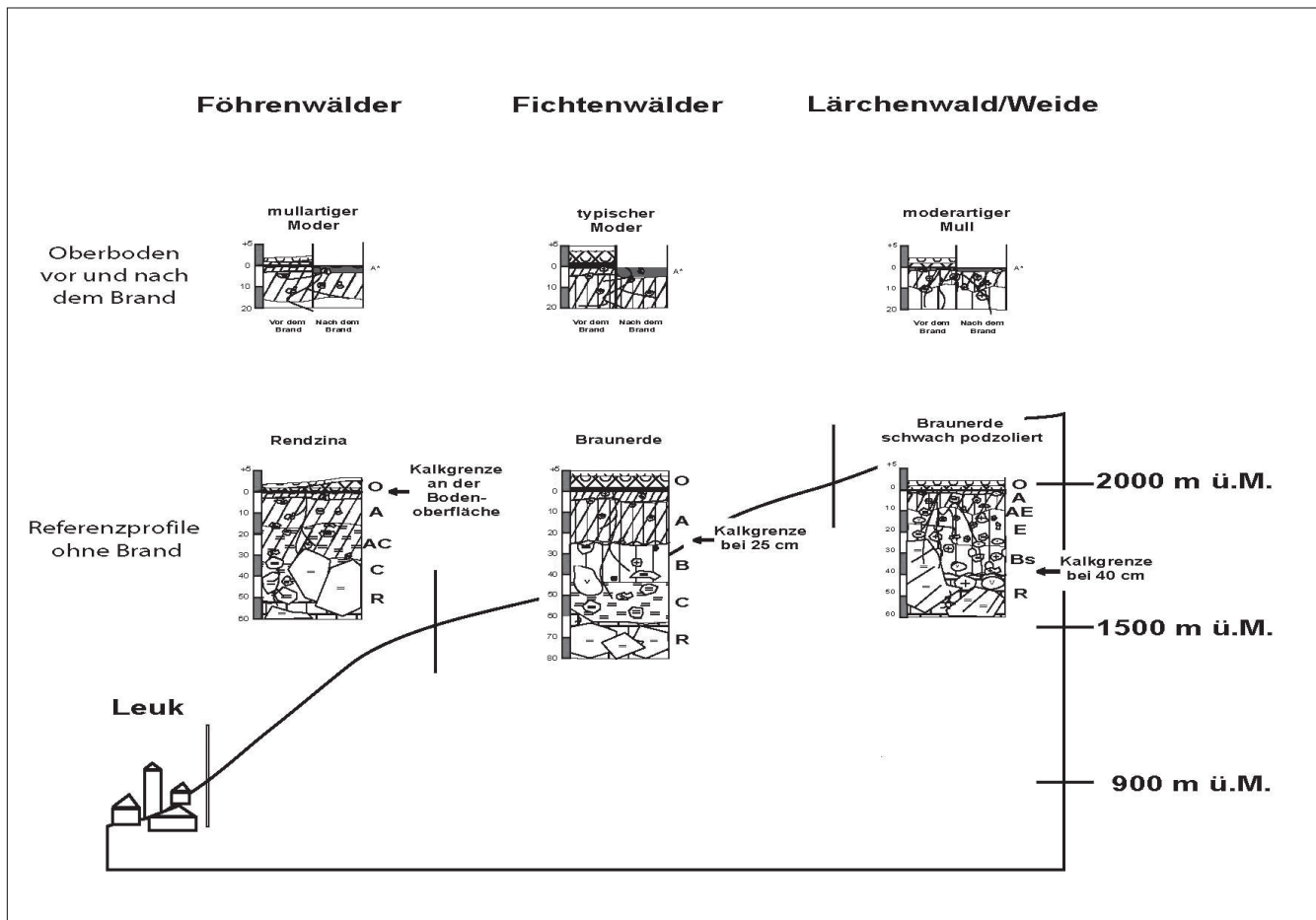


Abbildung 7: Referenzprofile am Rande des Waldbrandgebiets und Veränderung des Oberbodens durch den Brand.

Auf den verbrannten Böden hat sich durch die Bildung von Karbonaten mit den beim Brand freigesetzten Kationen eine hydrophobe Schicht gebildet. Dadurch nahm mit zunehmender Brandintensität die Infiltrationskapazität der Böden ab, was wiederum den Oberflächenabfluss fördert (MALLIK *et al.* 1984; ALMENDROS *et al.* 1990; FISCHER & BINKLEY 2000). Dies hatte zur Folge, dass ein Jahr nach dem Ereignis häufig Erosionsphänomene an den steilen Hängen auftreten (MARXER 2003).

In sechs Profilen wurden Holzkohlestücke in Tiefen zwischen 5 und 77 cm Tiefe gefunden. Ein deutlicher Hinweis darauf, dass es in dieser Gegend früher häufiger brannte. Allerdings traten diese Kohlestücke nur in den Stufen des Lärchen-Fichtenwaldes und des Lärchenwaldes auf. Dies deutet auf eine erhöhte Brandfrequenz in Lagen über 1800 m ü.M. hin.

Wirbellosenvielfalt

Während der relativ kurzen Fangperiode 2004 wurden in den Fallen des untersten Transekts auf 1200 m Höhe insgesamt 13 432 Individuen gefangen. Die häufigsten Gruppen waren die Käfer (*Coleoptera*, 4063 Individuen), Stechimmen (*Aculeata*, 3853 Individuen), Zweiflügler (*Diptera*, 1879 Individuen) und die Schlupfwespen (*Terebrantes*, 1129 Individuen). 10 025 Individuen wurden funktionellen Gruppen zugeordnet: Davon waren 50,2% Bestäuber und 28,5% Räuber. Weniger zahlreich vertreten waren mit 11,9% die Herbivoren (Pflanzenfresser), mit 8% die Xylophagen (Holzfresser) und mit 1,4% die Detritivoren (Zersetzer).

Die höchsten Fangzahlen wurden am Rand der Brandfläche erreicht. Dabei zeigten die funktionellen Gruppen unterschiedliche Muster: Bestäuber, flugaktive Räuber, Herbivoren und Holzfräser waren deutlich häufiger am Rand und in der Mitte der Brandfläche anzutreffen als im angrenzenden Wald

(Abbildung 8). Die bodenlebenden Räuber und Zersetzer hingegen fanden sich viel häufiger im intakten Wald.

Ein Jahr nach dem Brand waren zahlreiche Wirbellose bereits sehr aktiv auf der Brandfläche, vor allem an deren Rand.

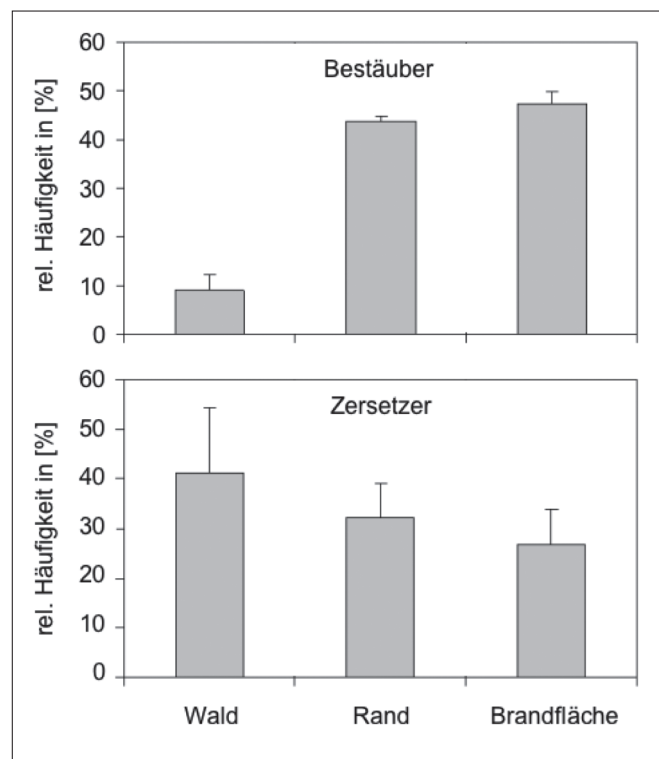


Abbildung 8: Relative Fangzahlen von Insektenindividuen nach Sektoren und funktionellen Gruppen entlang des Transekts auf 1200 m ü.M. mit sechs Fangorten.



Abbildung 9: Mulmbock (*Ergates faber*), gefunden im Waldbrandgebiet.

Er misst bis zu 6 cm und ist der grösste Bockkäfer in der Schweiz. Foto: P. Duelli.

Dort war das Feuer wahrscheinlich weniger intensiv. In Bezug auf die Fauna spielen Waldränder drei wichtige Rollen: 1. Als Übergangszone zwischen unverbrannten und verbrannten Habitaten; 2. als Übergangszone zwischen offenen und geschlossenen Habitaten; 3. als Durchgangszonen für die Wiederbesiedlung der Brandflächen. Diese drei Komponenten führen dazu, dass Ränder von Brandflächen sehr reich an Individuen und vermutlich auch an Arten sind. Solche Ökotope sind z.B. auch wichtig für Arten, die ihre Larvenentwicklung im Holz machen, als Adulttiere jedoch auf blütenreiches Offenland angewiesen sind (WERMELINGER *et al.* 2002).

Die offenen Brandflächen bieten Ressourcen für viele heliophile Pionier- und Ruderalarten wie auch für xylobionte (holzbewohnende) Arten. Beispiele hierfür sind der Mulmbock (*Ergates faber*; Abbildung 9) oder die Rotflügelige Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*). Ähnliche Resultate wurden auch auf Brandflächen in Tessiner Kastanien-Niederwäldern festgestellt (MORETTI & BARBALAT 2004; MORETTI *et al.* 2004).

Ausblick

Die ersten Resultate belegen die beginnende Dynamik in diesem sehr jungen Waldbrandgebiet. In der ersten Phase der Wiederbesiedlung bis zur geschlossenen Vegetationsdecke werden die Untersuchungen so intensiv wie möglich weitergeführt, um die mittelfristigen Auswirkungen eines Waldbrands auf die Flora und Fauna räumlich zu dokumentieren. Um den Zusammenhang zwischen Wiederbesiedlung und Feuerintensität genauer zu untersuchen, werden in diesem Jahr weitere Brandindikatoren wie Brandspuren an den Stämmen und stehendes Holzvolumen erhoben. Genauere Prognosen zum Tempo der Naturverjüngung sind nicht vor der ersten Sukzessionsphase möglich, da bis dahin noch verschiedene Ereignisse wie z.B. Samenjahre eintreten können, welche die Dynamik in Zukunft stark bestimmen können.

Zusammenfassung

Im Rahmen des WSL-Forschungsprogramms Walddynamik wurden im Jahr 2004 im 300 ha grossen Waldbrandgebiet oberhalb von Leuk (Kanton Wallis) mehrere Untersuchungen zum Thema ökologische Resilienz begonnen. Mit einer systematischen Vegetationsstichprobe mit Maschenweite von 125 m wurden repräsentative Aussagen zur Wiederbesiedlung ermöglicht. Auf einer stratifizierten Stichprobe wurde an Orten, wo 1996 bereits Vegetationsaufnahmen durchgeführt worden waren, eine erneute Erhebung vorgenommen. Entlang von sechs Höhen transekten wurden 25 Bodenprofile innerhalb und ausserhalb des Waldbrandgebiets horizontweise beprobt. An 18 Orten entlang von drei Höhen transekten wurden in den Sommermonaten Wirbellose in verschiedenen Fallen gefangen, wobei die drei Sektoren Wald, Rand und Brandfläche unterschieden wurden. Folgende Situation präsentiert sich ein Jahr nach dem Waldbrand: Über weite Gebiete fehlt die Vegetation praktisch vollständig. Überraschenderweise wurden auf Flächen von 0,25 ha trotzdem keine Unterschiede bezüglich Artenvielfalt zum früheren intakten Wald festgestellt. Die Ascheauflage als Indikator der Brandintensität ist deutlich negativ mit der Vegetationsdecke ein Jahr nach dem Brand korreliert. Zwischen 1200 und 1600 m Höhe ü.M. war das Brandereignis besonders intensiv. Das Feuer führte im Oberboden durch die Verbrennung von organischen Säuren und durch den Protonenverbrauch zu einer Erhöhung des pH-Werts von rund 1 bis 1,5 Einheiten. Durch die beim Brand freigesetzten Kationen entstand eine oberflächlich hydrophobe Schicht aus Karbonaten. Dieser Prozess dürfte zu vermehrten Erosionsprozessen an steilen Hängen geführt haben. Bei den Wirbellosen wurde eine erstaunliche Vielfalt festgestellt. Am häufigsten vertreten waren Käfer, Stechimmen, Zweiflügler und Schlupfwespen. Rund 50% der gefangenen Individuen waren Bestäuber, und 28,5% waren Räuber. Im Übergangsgebiet zwischen Waldbrand und unverbranntem Wald wurden die höchsten Fangzahlen registriert. Die begonnenen Untersuchungen werden in den kommenden Jahren so intensiv wie möglich weitergeführt.

Résumé

Résilience écologique après un incendie: une étude de cas dans la forêt de Loèche

La forêt ravagée par le feu au-dessus de Loèche (VS) fait l'objet de plusieurs études sur la résilience écologique. Ces travaux s'inscrivent dans le contexte du programme de recherche du WSL consacré à la dynamique de la forêt. A Loèche, 300 ha de forêt incendiée à des altitudes de 800 à 2100 m servent à différents échantillonnages. Quadrillée sur une grille de 125 m, la recolonisation de ces lieux par les herbacées et les arbres est suivie de manière représentative depuis 2004. Un nouveau relevé de la végétation a été effectué sur un échantillon stratifié aux endroits où celle-ci avait déjà été recensée en 1996. Le long de six transects altitudinaux, des échantillons de sol ont été prélevés sur 25 profils dans des horizons différents, à l'intérieur et à l'extérieur de la forêt incendiée. La faune invertébrée a été collectée durant l'été dans 18 sites le long de trois transects altitudinaux. Ces sites étaient groupés en trois catégories: forêt incendiée, forêt épargnée et zone de transition. Un an après l'incendie, la situation est la suivante: La végétation est pratiquement inexistante dans une large part du périmètre étudié. Il est néanmoins surprenant de constater que sur des surfaces de 0,25 ha, la diversité des espèces végétales n'est pas différente de celle qui existait avant l'incendie. La couche de cendres, indicateur de l'intensité du feu, indique une corrélation clairement négative avec la couverture végétale en 2004. L'incendie fut particulièrement intense entre 1200 et 1600 m d'altitude. Le feu a entraîné une augmentation de 1 à 1,5 unité pH dans la couche supérieure du sol. Cela est dû à la combustion des acides organiques ainsi qu'à la consommation de protons. Sous l'effet des cations libérés pendant l'incendie, une couche hydrophobe de carbonates s'est formée à la surface du sol. Ce processus a probablement accentué l'érosion qui s'est produite sur les pentes raides. Chez les invertébrés, une diversité étonnante a été constatée. Les espèces les plus fréquentes sont les coléoptères, les aculéates (hyménoptères), les diptères et les ichneumons. Environ 50% des individus collectés étaient des pollinisateurs et 28,5% des prédateurs. Le plus grand nombre de captures s'inscrit dans la zone de transition entre la forêt incendiée et la forêt épargnée. Les recherches entreprises seront poursuivies ces prochaines années d'une manière aussi intensive que possible.

Traduction: MONIQUE DOUSSE

Riassunto

Resilienza ecologica post-incendio: il bosco bruciato sopra Leuk come caso di studio

A partire dal 2004, l'incendio di bosco di 300 ha in territorio di Leuk (Cantone Vallese, Svizzera) è stato fatto oggetto di diversi studi sul tema della resilienza ecologica nel quadro del programma di ricerca del WSL «Walddynamik» (dinamica boschiva). Il rilievo della vegetazione è avvenuto a due livelli: un rilievo sistematico della ricolonizzazione della vegetazione sui punti nodali di griglia quadrata a maglia di 125 m e un campionamento stratificato con la ripetizione di rilievi fitosociologici già eseguiti in alcuni punti dell'area di studio nel 1996. L'analisi degli aspetti pedologici è avvenuta per ogni orizzonte in 25 profili distribuiti lungo 6 transetti altitudinali sia all'interno che all'esterno dell'area bruciata. La fauna invertibrata è stata campionata nei mesi estivi con diversi tipi di trappole in 18 stazioni dislocate lungo 3 transetti posti orizzontalmente a tre diverse quote e in situazioni di bosco intatto, margine dell'area bruciata e area bruciata. Un anno dopo l'incendio, vaste aree dell'area bruciata si presentano ancora totalmente prive di vegetazione. Tuttavia, nelle superfici di saggio di 0,25 ha, la ricchezza specifica della vegetazione non ha subito variazioni rispetto alla situazione pre-incendio. L'accumulo di cenere, quale

indicatore dell'intensità del fuoco, è correlato negativamente con la copertura della vegetazione riscontrata un anno dopo l'incendio; il fuoco è stato particolarmente intenso tra 1200 e 1600 m s.l.m. Nello strato superiore del suolo si registra un aumento del pH da 1 fino a 1,5 unità, in seguito alla combustione di acidi organici e alla perdita di protoni. I cationi liberati dopo il passaggio del fuoco hanno creato uno strato idrofobo formato da carbonati. Su forti pendii, tale situazione può aver provocato un aumento dei processi erosivi. Per quanto riguarda la fauna invertibrata, nella superficie incendiata è stata osservata una diversità sorprendentemente alta, dovuta in particolare ai coleotteri, agli aculéati, ai ditteri e alle vespe parassitiche. Circa il 50% degli individui campionati sono impollinatori, mentre il 28,5% sono predatori. Il maggiore numero di individui è stato osservato lungo la fascia di contatto tra la superficie bruciata e quella intatta. Le indagini proseguiranno in modo intensivo anche nei prossimi anni.

Summary

Ecological resilience after fire: the forest fire area above Leuk as a model case study

The forest fire area above Leuk (Canton Valais, Switzerland) has served since 2004 for several studies on ecological resilience. On the 300 ha patch that ranges from 800 to 2100 m a.s.l., several samples have been installed. Vegetation changes were monitored representatively on a grid of 125 m cell size. The vegetation of the intact forest vegetation could be compared on a formerly assessed stratified sample and by re-assessing the actual vegetation. Along six horizontal transects at different altitudes, soil samples were taken from different layers of 25 soil profiles. Invertebrate fauna was collected weekly during the summer season at 18 localities along three transects at different altitudes. Localities were grouped into the three types «intact forest», «burnt forest» and «transition zone». One year after the fire, following results are at hand: For a wide area, the vegetation was literally missing. Surprisingly, at scales of 0.25 ha, the actual number of plant species was not significantly different from the former intact forest vegetation. As an indicator of fire intensity, the ash layer was significantly and negatively correlated with the vegetation cover in 2004. At altitudes between 1200 and 1600 m a.s.l., the fire intensity turned out to have been most severe. The fire resulted in a general increase of the pH in the top soil by means of 1 to 1.5 units if compared to unburned top soils of the corresponding communities, basically as an effect of burnt organic acids and by the loss of protons. A superficial hydrophobic carbonate layer resulted from cations freed by the burning process. In consequence, erosion processes on steep places were intensified. Invertebrate diversity was surprisingly high one year after the forest fire. The most frequent groups were beetles, aculeate *Hymenoptera*, two-winged flies, and parasitic wasps. About 50% of the collected individuals were pollinators and 28,5% were predators. Highest individual numbers were counted in the transition zone. The started projects will be continued in the next few years.

Literatur

- ALMENDROS, G.; GONZALEZVILA, F.J.; MARTIN, F. 1990: Fire-induced transformation of soil organic-matter from an oak forest – an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science* 149: 158–168.
- BAVIER, B. 1944: Der Waldbrand am Calanda im August/September 1943. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 95: 291–298.
- DELARZE, R.; WERNER, P. 1985: Evolution après des incendies d'une pelouse steppique et d'une pinède dans une vallée intra-alpine (Valais Central). *Phytocoenologia* 13: 305–321.

- DUELLI, P.; OBRIST, M.K. 2003: Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture Ecosystems and Environment* 98: 87–98.
- FISCHER, R.F.; BINKLEY, D. 2000: *Ecology and management of forest soils*, 3 edition. John Wiley & Sons, New York, Chichester. 489 p.
- FLINN, M.A.; WEIN, R.W. 1977: Depth of underground plant organs and theoretical survival during fire. *Canadian Journal of Botany* 55: 2550–2554.
- GIMMI, U.; BÜRGI, M.; WOHLGEMUTH, T. 2004: Wie oft brannte der Walliser Wald im 20. Jahrhundert? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155, 10: 437–440.
- GÖDICKEMEIER, I. 1998: Analyse des Vegetationsmusters eines zentralalpiner Bergwaldgebiets. Diss. ETH 12641, Zürich. 127 p.
- HOFMANN, C.; CONEDERA, M.; DELARZE, R.; CARRARO, G.; GIORGETTI, P. 1998: Effets des incendies de forêt sur la végétation au Sud des Alpes suisses. *Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 73: 1–90.
- LAUBER, K.; WAGNER, G. 1998: *Flora Helvetica*. Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien. 2. Auflage, 1614 p.
- MALLIK, A.U.; GIMINGHAM, C.H.; RAHMAN, A.A. 1984: Ecological effects of heather burning. 1. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *Journal of Ecology* 72: 767–776.
- MARXER, P. 2003: Oberflächenabfluss und Bodenerosion auf Brandflächen des Kastanienwaldgürtels der Südschweiz mit einer Anleitung zur Bewertung der post-fire Erosionsanfälligkeit (BA EroKaBr), Basel. 217 p.
- MORETTI, M. 2003: Effect of fire on the invertebrate communities in chestnut forests in Southern Switzerland. Diss. ETH No. 15300, Zürich. 111 p.
- MORETTI, M.; BARBALAT, S. 2004: The effects of wildfires on wood-eating beetles in deciduous forests on the southern slope of the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management* 187: 85–103.
- MORETTI, M.; OBRIST, M.K.; DUELLI, P. 2004: Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography* 27: 177–186.
- PIMM, S.P. 1991: *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press, Chicago. 434 p.
- RYDGREN, K.; ØKLAND, R.H.; HESTMARK, G. 2004: Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. *Ecology* 85: 1906–1915.
- SCHIMMEL, J.; GRANSTRÖM, A. 1996: Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. *Ecology* 77: 1436–1450.
- TINNER, W.; HOFSTETTER, S.; ZEUGIN, F.; CONEDERA, M.; WOHLGEMUTH, T.; ZIMMERMANN, L.; ZWEIFEL, R. subm.: Long-distance transport of macroscopic charcoal by an intensive crown fire in the Swiss Alps – implications for fire history reconstruction.
- WANG, G.G.; KEMBALL, K.J. 2005: Effects of fire severity on early development of understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 254–262.
- WERLEN, C. 1968: Etude de la végétation des surfaces brûlées de la forêt de Finges suivie de quelques données en vue d'un reboisement. Travail de diplôme, Inst. de sylviculture ETH, Zürich. 41 p.
- WERLEN, C. 1995: Spécificités de la végétation des forêts du Valais. *Saussurea* 26: 29–35.
- WERMELINGER, B.; DUELLI, P.; OBRIST, M.K. 2002: Dynamics of saproxylic beetles (*Coleoptera*) in windthrow areas in alpine spruce forests. *Forest Snow and Landscape Research* 77: 133–148.
- WOHLGEMUTH, T.; BÜRGI, M.; SCHEIDEGGER, C.; SCHÜTZ, M. 2002: Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forests. *Forest Ecology and Management* 166: 1–15.
- ZIMMERMANN, S.; FREY, B. 2002: Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1727–1737.

Dank

Unser Dank richtet sich an Enrico Cereghetti und Christian Matter für die Einmessung der systematischen Stichproben, an Sara Bangerter und Chantal Besson für die Feldassistenz bei den Vegetationserhebungen, an Peter Wirz, Franco Fibbioli und Beat Fecker für die Installation der Wirbellosenfallen, an Samuel Schnydrig für das Leeren der Wirbellosenfallen, an Cinzia Pradella für das Sortieren des Fangguts, an Roger Köchli für die Assistenz bei den Bodenbehebungen, an Daniel Christen für die Unterstützung bei den Laboranalysen und an Otto Wildi für die Durchsicht des Manuskripts. Das Projekt wird durch den Kanton Wallis und durch das Forschungsprogramm Walddynamik finanziell unterstützt.

Autorin und Autoren

Dr. THOMAS WOHLGEMUTH, Prof. Dr. PETER DUELLI, CHRISTIAN GINZLER, Dr. IRIS GÖDICKEMEIER, STEFAN HADORN, Dr. FRANK HAGEDORN, PETER KÜTTEL, Dr. PETER LÜSCHER, GUSTAV SCHNEITER, STÉPHANE SCIACCA, Dr. BEAT WERMELINGER, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf.
Dr. MARCO MORETTI, Istituto federale di Ricerca WSL, Sottostazione Sud delle Alpi, Via Belsoggiorno 22, 6500 Bellinzona.