Phönix aus der Asche: Die rasche Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk durch Pflanzen

Thomas Wohlgemuth¹ & Barbara Moser¹

Bull. Murithienne 126/2008: 29-46 (2009)

plus élevées.

Nach dem verheerenden Waldbrand von Leuk wurde die Wiederbesiedlung mit Moosen und Pflanzen im 300 ha grossen Brandgebiet während vier Jahren intensiv und regelmässig beobachtet. Im Vordergrund stand die Frage, wie rasch Pflanzen die stark verbrannte Oberfläche wieder besiedeln. Zur Untersuchung dieses Themas wurden wiederholt Vegetationserhebungen auf 153 dauerhaft markierten Quadraten von je 200 m² Fläche durchgeführt. In den ersten vier Jahren nach dem Waldbrand entwickelte sich eine grosse Artenvielfalt. Mehrere Arten dominierten vorübergehend oder über längere Zeit grosse Flächen im Brandgebiet. Während in der Subalpinstufe die natürliche Baumverjüngung mit Laubhölzern und Nadelhölzern voranschreitet, ist das Verjüngungstempo in der unteren Montanstufe gering. Dort ist vor allem das Fehlen der Waldföhre hervorzuheben. Die Wiederbesiedlung des Waldbrandgebiets ist insgesamt rasch vorangeschritten. Doch das Aufkommen von Wald dürfte in der trockenen unteren Montanstufe länger dauern als in den höheren Lagen.

Dhenix sort des cendres: rapidité de la recolonisation végétales des surfaces forestières détruites par le feu au-dessus de Loèche. - Suite à l'incendie de la forêt de Loèche, les 300 hectares calcinés ont fait l'objet d'un suivi régulier et intensif durant quatre ans afin d'étudier la recolonisation par les mousses et les plantes vasculaires. Le thème prioritaire était de connaître le temps nécessaire à la végétation pour s'installer sur un sol fortement ravagé par le feu. Des relevés botaniques ont été effectués chaque année sur 153 placettes permanentes d'une surface de 200 m² chacune. Quatre ans après l'incendie une grande diversité floristique apparaît bien que plusieurs espèces dominent ou colonisent pour une longue période des surfaces importantes. Dans la zone subalpine le rajeunissement naturel d'arbres feuillus et de résineux est bien présent Nomenklatur alors qu'à l'étage montagnard l'installation d'arbres indigènes se fait plus lentement; il faut noter l'absence du pin sylvestre. La recolonisation végétale de la forêt incendiée est rapide, avec

une reforestation plus lente dans les parties sèches de l'étage montagnard que dans les parties

Schlüsselwörter Waldbrand. Vegetation, Artenvielfalt, Landolts Zeigerwerte

Mots clés

Forêt brûlée, végétation, biodiversité, indices écologiques de Landolt

AESCHIMANN und HEITZ (2005)

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf

EINLEITUNG

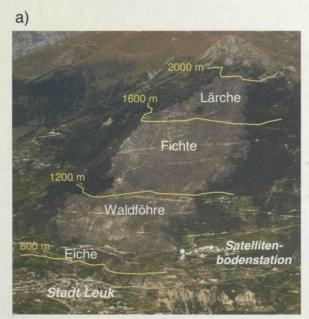
Beim grössten Waldbrand der letzten hundert Jahre im Wallises Zentraltal brannten am 13. August 2003 oberhalb von Leuk 300 ha Wald nieder (GIMMI et al. 2004). Je nach Topographie und je nach Menge und Beschaffenheit des Brandguts schwelte das Feuer mehrere Tage oder Wochen weiter. Übrig blieben verkohlte Stämme und eine bis zu 50 cm mächtige Kohle- und Ascheschicht. Das Brandgebiet erstreckt sich von 850 m ü.M. bis zur Waldgrenze auf 2100 m ü.M. und ist stellenweise 1000 m breit (Fig. 1). Der unterste Teil, rund ein Fünftel des praktisch vollständig zerstörten Waldes, erfüllte bis anhin die Funktion eines Schutzwaldes für die Stadt Leuk sowie für die Strasse nach Leukerbad.

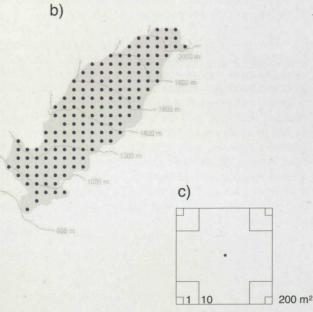
Nach dem Brand wurde von der lokalen Bevölkerung die Frage nach dem Tempo der Wiederbesiedlung durch Pflanzen und Tiere, und insbesondere die Frage nach der Rückkehr eines schutzfähigen Waldes aufgeworfen. Angesichts der Klimaerwärmung erlangen diese Themen eine neue Bedeutung. Denn ob sich z. B. die einheimischen Baumarten unter den erwarteten trockeneren und wärmeren Witterungen (ZIMMERMANN & BUGMANN 2008) wieder ansiedeln, entscheidet letztlich darüber, ob oder

FIGUR 1 – (a) Die Waldbrandfläche von Leuk im August 2007 (Photo T. Wohlgemuth. WSL). (b) Lage der 153 Stichprobenpunkte zur regelmässigen Erfassung der Vegetation innerhalb der Waldbrandfläche. (c) Geschachteltes Stichprobendesign mit 1 x 200m², 4 x 10m², und 4 x 1m² Quadraten zur Erhbebung der Artenvielfalt sowie des Deckungsgrades der einzelnen Arten auf den einzelnen Stichprobenflächen.

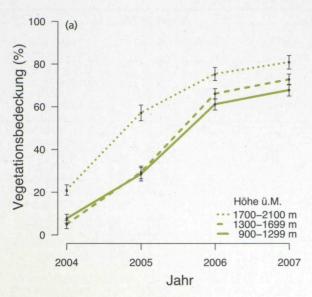
wie rasch in Zukunft wieder Wald entsteht (WOHLGEMUTH & al. 2006; Moser & al. subm.). Diesbezügliche Überlegungen sind von globaler Bedeutung (REICH und OLEKSYN 2008), doch fehlen oft gute Feldbeobachtungen. Das Leuker Brandgebiet ist eines der grössten seiner Art in den Zentralalpen. Wegen seiner Ausdehnung und Lage entlang eines grossen Höhengradienten und dank der ausgezeichneten Erschliessung durch verschiedene Strassen ist es bestens geeignet, um die Dynamik der Wiederbesiedlung zu untersuchen.

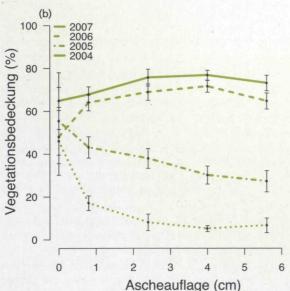
Forschungsarbeiten über Effekte von Waldbränden sind in der Schweiz bisher vor allem im Tessin durchgeführt worden, sowohl zu praktisch relevanten Themen (CONEDERA & al. 1996; MARXER 2003) als auch in grundlagenorientierter ökologischer Ausrichtung (Delarze & al. 1992; TINNER & al. 2005). Erkenntnisse zur Waldbrandökologie in den Zentralalpen beschränken sich auf wenige Studien im Wallis (WERLEN 1968; DELARZE und WERNER 1985), im Münstertal (Schönenberger und Wasem 1997) sowie im Nationalpark (Koutsias & al. 2004; Stähli & al. 2006). Im Jahr 2004 wurde das Projekt «Waldbrand im Wallis» als Teil des WSL-Forschungsprogramms Walddynamik (2001-2007) ins Leben gerufen. Das Projekt untersucht die Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche und die zugrunde liegenden Prozesse anhand verschiedener Stichproben zu Klima, Boden, Vegetation und Wirbellosenfauna sowie mit Luftbildanalysen (Wohlgemuth & al. 2005). Die Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung umfassen einerseits einen Vergleich der Artenvielfalt und deren Zusammensetzung vor und nach dem Waldbrand. Wir verdanken diese Studien dem Umstand, dass Gödickemeier (1998) bereits vor 12 Jahren Vegetationserhebungen auf 40 Probeflächen im heutigen Waldbrandgebiet durchgeführt hat (KÜTTEL 2004; SERENA 2005; TEMPERLI 2007). Anderseits wurden











FIGUR 2 – Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche Leuk durch Gefässpflanzen in Abhängigkeit von Höhenlage und Brandintensität: (a) Mittlere Vegetationsbedeckung (± Standardfehler) der Krautschicht in drei verschiedenen Höhenzonen; (b) Mittlere Vegetationsbedeckung (± Standardfehler) der Krautschicht in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der Aschenauflage (Median aus 9 Messungen pro Quadrat).

153 systematisch angelegte Dauerbeobachtungsflächen im gesamten Brandgebiet eingerichtet, um die Vegetation wiederholt zu erheben. Der vorliegende Bericht baut auf den Ergebnissen dieser Stichprobenflächen auf und fokussiert auf den Prozess der Wiederbesiedlung durch Gefässpflanzen, mit besonderer Berücksichtigung der Baumpflanzen. Dabei stehen folgende Fragen im Zentrum: Wie entwickelt sich die Vielfalt der Gefässpflanzen auf der Waldbrandfläche in Abhängigkeit von der seit dem Brand verstrichenen Zeit, wie erfolgreich sind einzelne Arten, in welcher Reihenfolge erobern sie die Fläche, und in welcher Weise ändern sich die ökologischen Voraussetzungen während der ersten vier Jahre nach dem Brandereignis?

Gebiet

Das Brandgebiet erstreckt sich am südsüdwestexponierten, durchschnittlich 25 Grad geneigten Hang von 850 bis 2100 m ü.M. in einer Breite zwischen 600 und 1000 m. Das Muttergestein besteht aus mächtigen kalkhaltigen Sedimentgesteinen der Helvetischen Decken (Burri 1987); die Niederschläge sammeln sich nicht in Bächen sondern versickern. In den Zonen des geschlossenen Föhrenwaldes liegt Kalk an der Oberfläche. Gegen die Waldgrenze hin, d.h. in der Lärchenzone, liegt die Kalkgrenze in rund 40 cm Bodentiefe (WOHLGEMUTH & al. 2005). In Anlehnung an OTT & al. (1997) und unter Berücksichtigung der Waldvegetation vor dem Brand (WERLEN 1995) unterteilten wir das Gebiet in drei Höhenzonen: Föhrenbestände in der unteren Montanstufe von 900 bis 1300 m ü.M., hauptsächlich Fichtenbestände in der oberen Montanstufe von 1300 bis 1700 m ü.M., und Fichten-, Fichten-Lärchen- und Lärchenbestände in der Subalpinstufe von 1700 bis 2100 m ü.M. Vorherrschende Bodentypen sind Rendzinen im unteren Teil der Brandfläche, Braunerden sowie leicht podzolierte Braunerden in höheren Lagen. Die Abfolge entspricht den Niederschlagsverhältnissen im Gebiet, die von jährlich 637 mm in Sierre (539 m ü.M.) auf 951 mm in Montana (1508 m ü.M.) ansteigen (Angaben für 1931-2007; Climap ©, MeteoSchweiz).

Stichprobe und Erhebungsmethoden

Die Wiederbesiedlung der Brandfläche durch Pflanzen wurde mittels systematischer Stichproben während vier Jahren (2004–2007) erhoben. Richtlinien für ein Netz mit 125 m Maschenlänge über das Brandgebiet bildete das Schweizerische Koordinatensystem. Die Mittelpunkte der Stichprobenflächen wurden dauerhaft markiert. Die Vegetationserhebungen erfolgten auf geschachtelten Quadratflächen von 1, 10 und 200 m² mit Nord-Süd-Ausrichtung der Ecken (Fig. 1). Im grössten Quadrat schätzten wir für alle Pflanzenarten die prozentualen Flächenanteile mit der verfeinerten Londo-Skala (Londo 1975). Bei den Moosen berücksichtigten wir die auffälligsten und am häufigsten vorkommenden Arten:



126 • 2008 Page 31

	ANZAHL ARTEN								
	Bedecl	kung %	1 m²		10 m	2	200 m	2	153 x 200 m²
2004 900-1299 m 1300-1699 m 1700-2100 m Gesamtfläche	Ø 7,6 4,9 21,0 10,5	± 15,2 9,6 21,8 18,0	Ø 2,2 2,5 7,1 3,6	± 3,9 3,5 6,6 5,0	Ø 6,9 7,3 17,7 9,8	± 7,3 6,4 11,2 9,4	Ø 25,6 25,9 51,7 32,3	± 18,5 21,1 14,4 21,0	239 216 280 431
2005 900-1299 m 1300-1699 m 1700-2100 m Gesamtfläche	28,4 29,3 57,2 36,4	22,9 21,4 22,7 25,6	4,6 4,7 10,3 6,1	4,4 3,9 7,2 5,6	12,7 12,7 23,3 15,4	8,5 7,3 11,2 10,0	43,4 41,9 65,4 48,4	18,0 18,2 14,8 19,5	288 249 304 476
2006 900-1299 m 1300-1699 m 1700-2100 m Gesamtfläche	61,1 66,0 75,3 67,2	19,1 19,2 20,2 19,9	7,9 7,5 11,8 8,7	4,4 3,9 7,4 5,5	16,9 17,1 26,0 19,3	8,3 6,5 11,6 9,5	49,4 49,3 69,9 54,6	18,5 21,5 14,6 20,0	299 272 315 490
2007 900-1299 m 1300-1699 m 1700-2100 m Gesamtfläche	67,7 72,7 80,7 73,5	19,8 · 18,6 · 14,7 · 18,5	- - -		- - - -		52,3 49,3 67,5 55,0	17,1 18,9 12,2 17,5	297 277 317 501

TABELLE 1 – Mittlere Vegetationsbedeckung und Anzahl Gefässpflanzen in 153 geschachtelten Vegetationsquadraten im Brandgebiet von 2004 bis 2007, nach Höhenstufen und für die gesamte Fläche (n=54 für 900–1299 m ü.M.; n=60 für 1300–1699 m ü.M., n=39 für 1700–2100 m ü.M.).

Bryum argenteum Hedw., Funaria hygrometrica Hedw., Marchantia polymorpha L. Die Erhebungen auf den 153 Stichprobenflächen wurden den drei Höhenzonen zugeordnet: 900-1299 m ü.M. (n=54), 1300-1699 m ü.M. (n=60) und 1700-2100 m ü.M (n=39). Als Indikator für die Brandintensität wurde bei der ersten Datenerhebung im Jahr 2004 die Aschenauflage im Zentrum und an acht Punkten ausserhalb der 200 m²-Flächen gemessen (HENIG-SEVER et al. 2001). Für die Analysen verwendeten wir die Mediane der neun Messungen. Sämtliche Stichprobenflächen wurden jedes Jahr fotografiert.

Anhand von ökologischen Zeigerwerten (LANDOLT 1977) charakterisierten wir die Entwicklung der ökologischen Faktoren im Waldbrandgebiet von 2004 bis 2007. Hierzu mittelten wir die Feuchte-, Reaktions- und Nährstoffzahlen für die in einem Quadrat vorkommenden Arten ohne Gewichtung. Mittelwertsberechnungen von Pflanzenzeigerwerten haben sich beispielsweise in der Erfolgskontrolle des Moorschutzes (FELDMEYER-CHRISTE & al. 2007; KLAUS 2007) als äusserst zuverlässig erwiesen.

Resultate

In den ersten vier Jahren nach dem Waldbrand hat sich in allen Höhenlagen eine Vegetation gebildet, die im Sommer 2007 zwischen 70 und 80% des Bodens bedeckte (Fig. 2a). Die Kolonisierung des verbrannten Waldgebietes schritt in der Subalpinstufe deutlich rascher

voran als in der Montanstufe. Bereits ein Jahr nach dem Brand war der Boden nahe der Waldgrenze mit 21% Vegetation bedeckt, dies im Gegensatz zu den tiefer gelegenen Gebieten, wo erst wenige Pflanzen wuchsen (6% Bedeckung im Durchschnitt). Wo im Sommer 2004 viel Asche auf dem Boden lag, dauerte die Wiederbegrünung in den ersten beiden Jahren nach dem Brand länger als an Orten mit geringer Ascheauflage (Fig. 2b). Die unterschiedliche Vegetationsbedeckung korrelierte nur 2004 und 2005 negativ mit der Ascheauflage, danach nicht mehr (R²₀₄=0,08, p<0,0001; R²₀₅=0,13; p<0,001). Hingegen streute sie an Orten ohne Ascheauflage während allen Beobachtungsjahren stark.

Von 2004 bis 2007 stieg die gesamte Artenzahl in den 153 von 431 auf 501 Pflanzenarten an (Tab1; Appendix). Zusammen mit den rund 65 bereits wieder verschwundenen Arten wurden in dieser ersten Sukzessionsphase insgesamt über 570 Arten notiert. Von den Baumarten etablierten sich Zitterpappel (Populus tremula) und Weiden (Salix caprea / Salix appendiculata) am besten. Ihnen folgte die Birke (Betula pendula) und im untersten Teil der Fläche auch die Eiche (Quercus pubescens), welche allerdings im Schutzwald durch Säen gefördert wurde (Mitteilung Revierförster K. Egger). Von den früher bestandesbildenden Baumarten sind in höheren Lagen die Fichte (Picea abies) und die Lärche (Larix decidua) gekeimt. Die Waldföhre (Pinus sylvestris) hat sich dagegen im ganzen Gebiet noch kaum verjüngt: nur auf drei Quadraten vermochten sich bisher Jungpflanzen zu etablieren (Tab. 2). Die beiden häufigsten Krautpflanzen waren das Wald-Weidenröschen (Epilobium angustifolium) und das Rote Seifenkraut (Saponaria ocymoides), wobei letzteres bereits ein Jahr nach dem Brand in 86% aller Quadrate gefunden wurde (Fig. 3). An vielen Orten



ARTEN	JAHR				
	2004	2005	2006	2007	
Bäume < 0,5 m					
Populus tremula	1,3	40,5	62,7	68,6	
Salix appendiculata/		*			
Salix caprea	3,9	39,9	57,5	62,1	
Betula pendula	0,7	4,6	17,6	34,0	
Quercus sp.	6,5	7,2	7,8	9,8	
Picea abies	7,8	9,2	9,2	9,2	
Populus alba		2,6	7,8	9,2	
Larix decidua	4,6	4,6	6,5	8,5	
Sorbus aria	2,0	3,3	6,5	8,4	
Pinus sylvestris	2,6	2,0	2,0	2,0	
Prunus avium	1,3	1,3	2,6	1,9	
Acer campestre	0,7	2,6	1,9	1,9	
Krautschicht					
Epilobium angustifolium	59,5	85,0	93,5	91,5	
Saponaria ocymoides	86,3	87,6	88,2	90,2	
Taraxacum sp.	38,6	79,7	86,9	88,2	
Campanula rotundifolia	74,5	84,3	85,6	86,3	
Cirsium arvense	22,2	61,4	73,2	79,7	
Calamagrostis varia	56,9	66,0	75,8	75,8	
Euphorbia cyparissias	75,8	77,8	81,0	73,2	
Blitum virgatum	0,7	36,6	77,8	71,2	
Lotus corniculatus aggr.	64,1	71,2	72,5	70,6	
Knautia arvensis/					
Knautia dipsacifolia	63,4	68,0	68,6	68,0	
Conyza canadensis	20,3	77,8	73,2	67,3	
Rubus idaeus	36,6	61,4	62,7	66,7	
Hippocrepis comosa	48,4	60,1	62,7	66,7	
Cirsium vulgare	16,3	46,4	59,5	65,4	
Lactuca serriola	9,2	62,7	71,2	64,1	
Arenaria serpyllifolia aggr.	16,3	41,2	60,8	60,1	
Hieracium murorum	45,1	49,0	57,5	55,6	
Festuca rubra aggr.	24,2	50,3	48,4	55,6	
Helianthemum nummularium	42,5	49,0	49,0	50,3	
Polygala chamaebuxus	50,3	52,3	51,0	46,4	
Silene nutans	31,4	38,6	40,5	43,8	
Solidago virgaurea	31,4	35,9	36,6	42,5	
Teucrium chamaedrys	41,8	39,9	41,8	40,5	
Arctostaphylos uva-ursi	31,4	43,8	39,2	35,3	
Senecio vulgaris	14,4	77,1	65,4	29,4	
Epipactis atrorubens	34,0	37,3	27,5	25,5	
Moose					
Funaria hygrometrica	52,9	92,2	92,8	87,6	
Bryum argenteum Marchantia polymorpha	16,3	2,0 24,8	43,8 17,0	58,2 14,4	
warchanna polymorpha	10,5	24,0	17,0	14,4	

TABELLE 2 – Häufigste Pflanzenarten im Waldbrandgebiet von Leuk während der ersten vier Jahre nach dem Brandereignis: Vorkommen in den 153 Quadraten (Frequenz) in Prozenten, mit Berücksichtigung von Baumarten mit > 1%, Kraut- und Straucharten mit > 33% Vorkommen.

war das Seifenkraut seither aspektbildend und färbte auch noch im Sommer 2008 grosse Flächen in rosa Farbe ein. Im gesamten Waldbrandgebiet entwickelte sich in den ersten vier Jahren nach dem Feuer eine dynamische Konkurrenzsituation der neu ankommenden oder wieder austreibenden Arten. Bereits nach zwei Jahren waren grosse Teile des Gebietes mit Brandmoos (Funaria hygrometrica Hedw.) bedeckt. Im Sommer 2007 war die Art nur noch an wenigen Orten dominant. Eine rasante Ausbreitung war beim Kanadischen Berufskraut (Conyza canadensis) festzustellen, das in Europa bereits im 17. Jahrhundert Fuss fasste. Nachdem die Art im Jahr 2005 in allen Höhenlagen anzutreffen war, etablierte sie sich in den nächsten Jahren in der Montanstufe. Jeweils im Sommer wurde sie in der unteren Montanstufe dominant. Ausser dem Kanadischen Berufskraut traten sechs weitere Neophyten auf (Appendix), wobei diese Arten nur geringe Frequenzen erreichten (maximale Anzahl Quadrate pro Jahr in Klammern) oder ausserhalb der Ouadrate wuchsen: Lepidium densiflorum (1), Amaranthus retroflexus (4), Sisymbrium altissimum (1), Bromus squarrosus (2), Robinia pseudoacacia (2) und Solidago canadensis.

Völlig unerwartet kam zwei Jahre nach dem Brand der Erdbeerspinat (Blitum virgatum) an vielen Orten zum Vorschein. Im darauffolgenden Jahr entwickelte sich die Art in der oberen Montanstufe mancherorts zur dominanten Pflanzenart. Seither wurde sie zwar weiterhin häufig gefunden, doch dominierte sie kaum noch. Kurz nach dem Brand siedelte sich das Wald-Weidenröschen (Epilobium angustifolium) in höheren Lagen an, und bereits im Sommer 2005 begann es zu dominieren. In der Subalpin- und oberen Montanstufe war die Art seit 2006 grossflächig bestandesbildend. Als typisch ruderal wachsende Pflanze dehnte sich die Färberwaid (Isatis tinctoria) im untersten Teil des Waldbrandgebietes und entlang der Strasse zwischen Thel und Albinen aus. Von dort her entwickelte sie ihre grösste Dominanz in den Jahren 2006 und 2007, als sie jeweils im Mai mehrere Hektaren des Geländes mit leuchtend gelber Farbe überzog. Von den drei konsistent notierten Moosen war das Brandmoos (Funaria hygrometrica Hedw.) das häufigste. Das Silbermoos (Bryum argenteum Hedw.) trat erst drei Jahre nach dem Brand zahlreich in Erscheinung. Die grosse Dynamik, die die Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche in Leuk in den ersten fünf Jahren prägte, ist in den Bilderserien in Fig. 4 dokumentiert.

Analog zur Verdichtung der Vegetationsdecke stieg die Anzahl Pflanzenarten pro Fläche mit zunehmender Dauer seit dem Waldbrand an (Fig. 5a). In der Montanstufe waren die Artenzahlen ein Jahr nach dem Waldbrand mit durchschnittlich knapp 26 Pflanzenarten pro 200 m² generell klein. Mit beinahe 52 Arten pro Quadrat war die Artenvielfalt in der Subalpinstufe rund doppelt so gross. Seither hat die Vielfalt überall stark zugenommen, so dass im Sommer 2007 auch in der Montanstufe im Durchschnitt zwischen 49 und 52 Pflanzenarten/200 m² wuchsen; in der Subalpinstufe wurden bereits 67 Arten



126 • 2008 Page 33



1100 m ü.M.









1300 m ü.M.











126 • 2008 Page 35

1600 m ü.M.









2004

2005

2006

2007

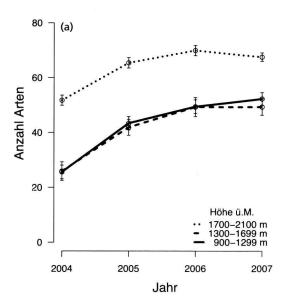
FIGUR 4 – Dynamik der Vegetationsentwicklung in den ersten vier Jahren nach dem Waldbrand in Leuk.

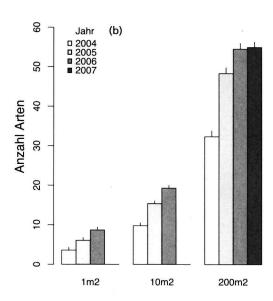
FIGUR 3 (S. 34)— Dynamik einzelner Pflanzenarten in den ersten vier Jahren nach dem Waldbrand: Arten, die sich nach dem Brand rasch ausgebreitet haben, nach vier Jahren aber bereits wieder auf dem Rückzug sind: Funaria hygrometrica, Blitum virgatum; sowie Arten, deren Abundanz stark zugenommen hat: Epliobium angustifolium, Saponaria ocymoides, Conyza canadensis, Isatis tinctoria. Blasse Farben zeigen das Vorkommen der Art in den Quadraten an, starke Farben deren Dominanz im Vergleich zur gesamten Artenzusammensetzung.

gezählt. Je nach Betrachtungsmassstab gestaltete sich das Tempo der Vielfaltsentwicklung unterschiedlich. Auf kleinen Quadratflächen von 1 und 10 m² Grösse war in den ersten drei Jahren ein beinahe kontinuierlicher Anstieg zu verzeichnen, wogegen auf 200 m² der Zuwachs an neuen Arten rasch abnahm (Fig. 5b). Während in Hochlagen eine Sättigung an Arten bereits nach zwei Jahren erreicht wurde, verzeichneten die tiefer gelegenen Flächen zwischen 2005 und 2007 noch leichte Zunahmen der Artenvielfalt.

Zeigerwertanalysen der einzelnen Quadrate ergaben im ersten Jahr nach dem Brand eine erhöhte mittlere Reaktionszahl bzw. einen etwas erhöhten pH-Wert (Fig. 6) im Vergleich zu den Werten in den nächsten Jahren. In Montanlagen stiegen die Nährstoffzahlen in den ersten zwei Jahren deutlich an und erreichten das Maximum im Jahr 2006. Die Werte ein Jahr später waren bereits wieder signifikant kleiner (zweiseitiger t-Test, paarweise). In der Subalpinstufe war der Nährstoffanstieg von 2004 bis 2005 geringfügig, aber doch signifikant. Generell war das Nährstoffniveau in der Subalpinstufe tiefer als in der







FIGUR 5 – Entwicklung der Artenvielfalt pro 200 m² (Mittelwert ± Standardfehler) in den ersten vier Jahren nach dem Brand in Abhängigkeit der Höhenstufe (a) und der Flächengrösse (b).

Montanstufe. Die fluktuierenden Werte in den drei Stufen unterschieden sich seit 2004 nicht signifikant.

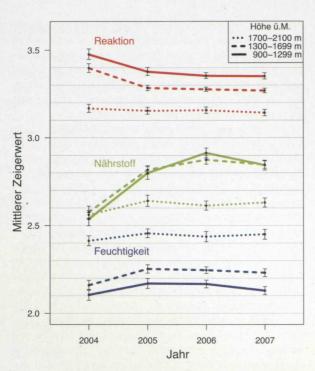
Diskussion

Untersuchungen über die Art und Weise, wie Pflanzen und Tiere eine Waldbrandfläche wiederbesiedeln stammen hauptsächlich aus Nordamerika und Skandinavien (z.B. ZACKRISSON 1977; JOHNSON und MIYANISHI 2001). In Bezug auf die Sukzessionsverhältnisse nach Waldbrand im Wallis ist vor allem die Arbeit von Delarze & Werner (1985) zu erwähnen, welche die Besiedlungsdynamik der Gefässpflanzen auf einer 120 ha grossen Brandfläche (Walliser Steppe und Föhrenwald) unterhalb von Erschmatt, also drei Kilometer östlich des Leuker Brandgebietes, während der ersten 3 Jahre nach dem Brand dokumentiert. In der Diplomarbeit von Werlen (1968) über die Pioniervegetation auf einer vierjährigen Waldbrandfläche im nahegelegenen Pfynwald finden sich weitere Hinweise. Nur qualitative Informationen existieren dagegen zur Vegetationsabfolge nach Brand im Aletschwald oberhalb von 1400 m ü.M., d.h. in höheren Lagen des Walliser Haupttals (Lüdi 1946). Die hier vorgestellten Ergebnisse ergänzen diese älteren Arbeiten und belegen zudem anschaulich und detailliert die Vegetationsentwicklung auf einer ungewohnt grossen Fläche. Besonderes Augenmerk gilt den Auswirkungen der stark wechselnden klimatischen Bedingungen entlang des Höhengradienten auf den Prozess der Wiederbesiedlung.

Begrünung, Brandintensität und Höhenlage

Ein Jahr nach dem Brand war das Gebiet geprägt von Asche und Kohle. Grüne Flecken bildeten sich vereinzelt, aber nirgends war die Vegetationsdecke geschlossen. Ab dem zweiten Jahr begann dann eine rasante Rückeroberung der Brandfläche durch Moose und Gefässpflanzen. Dieser Prozess ging in der Subalpinstufe deutlich rascher vonstatten als in der Montanstufe. Sowohl das unterschiedliche Tempo als auch die abweichende Artenzusammensetzung lassen sich mit den Faktoren Ascheauflage (Brandintensität) und Höhe über Meer (Bodenfeuchtigkeit) erklären. Die Messungen der Ascheauflage ergaben höchste Werte in der Montanstufe und geringste Werte in der Subalpinstufe (Wohlgemuth et al. 2005). Eine mächtige Ascheauflage gilt als Indikator für grosse Brandintensität am Boden (HENIG-SEVER et al. 2001). Da intensives Feuer einen Grossteil der organischen Bodenschicht (Humusauflage) zerstört – wenn nicht die gesamte –, gehen dadurch auch Rhizome von Pflanzen oder ausdauernde Samen verloren. Als Folge davon dauert die Besiedlung, die in diesem Falle hauptsächlich durch Samenanflug erfolgt, länger (JOHNSTONE & KASISCHKE 2005). Ein solcher Verzögerungseffekt war aber nur zwei Jahre lang messbar. Ob und in welcher Weise er die langfristige Pflanzenzusammensetzung prägt, wird sich im Verlaufe der weiteren Untersuchungen zeigen.

Mit zunehmender Höhenlage steigen die Niederschlagsmengen an. Messungen im Gebiet haben gezeigt, dass auf 900 m ü.M. während der Vegetationsperiode 260 mm Niederschlag fallen. Auf 2100 m ü.M. sind es mit 385 mm fast 50% mehr (Klimadaten von G. Schneiter, WSL; Temperu 2007). Ein ähnlicher Anstieg be-



FIGUR 6 – Mittelwerte der durchschnittlichen Zeigerwertangaben (± Standardfehler) von Gefässpflanzen (ungewichtet) je Aufnahme für Feuchtigkeit (F), Reaktion (R) und Nährstoff (N), nach Höhenstufen.

steht zwischen den Messungen der Klimastationen von Sierre und Montana. Ausgehend von den Regenmengen dieser Stationen ergeben sich für das Brandgebiet in Leuk mittlere jährliche Summen von rund 750 mm am unteren Rand und 1150 mm an der Waldgrenze. Die besseren Niederschlagsverhältnisse in höheren Lagen bewirkten an diesem trockenen Südhang die rasche Bildung einer geschlossenen Vegetationsdecke.

Dominante Arten

Die Besiedlungsdynamik im Waldbrandgebiet ist bis heute ein faszinierendes Naturspektakel, in dessen Verlauf verschiedene Arten die verschiedenen Partien des Hangs mal braun, gelb, lila, rot oder weiss eingefärbt haben. Solche Erscheinungen sind an grossflächigen, kurzfristig vegetationsfreien Orten nichts Ungewöhnliches. Das wohl bekannteste Beispiel hierzu ist die mehrere Jahre dauernde Dominanz des Wald-Weideröschens, im Englischen auch «fireweed» genannt, nach Waldstörungen durch Brand, Windwurf oder Holzschlag in höheren Breitengraden in Nordamerika und Skandinavien. Eine analoge Situation hat sich nun im Waldbrandgebiet von Leuk in der oberen Montan- und Subalpinstufe mit hektargrossen Beständen dieser Art entwickelt. Eine weitere Pflanze, die sich nach dem Waldbrand rasch und grossflächig ausbreitete, ist das rote Seifenkraut. Das rasche Auftreten dieser Art auf verbrannten Böden wurde im Wallis bereits in früheren Untersuchungen beobachtet und kann deshalb als Seifenkrautphase bezeichnet werden (DELARZE & WERNER 1985). Wir stellten überdies fest, dass sich Seifenkrautphasen wiederholen können. An Orten, wo sich beispielsweise das Brandmoos oder der Erdbeerspinat, rasch etablierten, wurde das Seifenkraut kurzfristig zurückgedrängt. Nach dem lebenszyklusbedingten Zurückweichen solcher Arten breitete sich das Seifenkraut ab 2007 erneut aus. Ein solches An- und Abschwellen von mehreren Pionierarten als Folge des Kampfs um Ressourcen (DAVIS et al. 2000) war hauptsächlich unterhalb der subalpinen «Waldweidenröschen-Zone» zu beobachten.

Jede Waldbrandfläche hat ihre floristischen Eigenheiten. Nach dem grossen Waldbrand am Calanda 1943, Kt. Graubünden, breitete sich der lokal unbekannte böhmische Storchenschnabel (Geranium bohemicum) auf riesigen Flächen aus (BECHERER 1946). Im Aletschwald, der 1944 einem Feuer zum Opfer fiel, war der Waldstorchenschnabel (Geranium sylvaticum) während der Wiederbesiedlung besonders auffällig (Lüdi 1946). Wir erwarteten darum diese oder weitere schon früher beschriebene Arten, doch überraschenderweise kam der Erdbeerspinat (Blitum virgatum) zum Vorschein. Die Art schoss seit dem zweiten Jahr nach dem Brand bis in Höhen von etwa 1800 m ü.M. überaus zahlreich aus dem Boden und dominierte 2006 an vielen Stellen (Moser & al. 2006). Über diese Art ist nur wenig bekannt. Sie kommt in den Gebirgen von Süd- und Südosteuropa vor und reicht östlich bis zum Himalaja. In der Schweiz ist sie im Engadin als Lägerpflanze am häufigsten anzutreffen. Im Wallis waren bisher nur wenige Fundorte bekannt. Für das Mittelwallis sind verschiedene Funde aus dem 19. Jahrhundert dokumentiert, so zum Beispiel von Varen (SUTER 1802; GAUDIN 1828-1833), Sierre (SUTER 1822; allerdings bezweifelt von Gaudin 1828-1833), Vercorin (Gaudin 1828-1833) und Leuk (Jaccard 1895). Neuere Funde aus dem Lötschental (nach 1994) und von Thel bei Leuk (1982: WAGNER 1995) deuten darauf hin, dass die Art im Wallis gelegentlich auftritt, auch wenn sie weder bei WALDIS (1987) und WERNER (2002) als Unkraut erwähnt wird, noch bei WERNER (1994) als Teil der Walliser Flora gilt. Der Erdbeerspinat wurde früher als Gemüse genutzt, als solches aber wahrscheinlich vom ergiebigeren und einfacher zu erntenden Spinat (Spinacia oleracea) verdrängt, dessen Anbau in Mitteleuropa im 16. Jahrhundert einsetzte (Reinhardt 1911; Vogel 1996). Dass der Erdbeerspinat erst nach dem Brand in das Waldgebiet oberhalb von Leuk gelangt ist, scheint eher unwahrscheinlich, denn sein Vorkommen war in letzter Zeit nur für Thel, einer kleinen Siedlung am östlichen Rande des Waldbrandgebietes auf 1150 m ü.M., dokumentiert (WAGNER 1995). Vom übrigen Gebiet fehlen entsprechende Angaben trotz Begehung oder vegetationskundlicher Untersuchungen (GÖDICKEMEIER 1998; persönliche Mitteilung von M. Zemp). Es ist anzunehmen, dass die Zahl der potentiellen Vektoren, Gämsen oder Vögel, nach dem



126 • 2008 Page 37

Brand sehr gering waren, denn die spärliche Vegetation bot im ersten Jahr kaum Nahrung für Tiere. Vermutungen, wonach die Art in der Bodensamenbank überdauerte und Wärme der Keimung förderlich sei, konnten in einer Diplomarbeit bestätigt werden (Buholzer 2008). Wir gehen darum davon aus, dass der Erdbeerspinat während langer Zeit durch Ziegen von den Siedlungen in die angrenzenden Wälder verbreitet wurde. Ziegenweide war bis in neuere Zeit im Wallis noch verbreitet (STUBER und Bürgi 2001) und findet selbst heute im Gebiet noch ab und zu statt (persönliche Beobachtung von T. Wohlgemuth). Durch die besonderen Bedingungen nach dem Waldbrand - viel Licht, viel vegetationsfreier Raum, viel Nährstoffe und möglicherweise auch stimuliert durch Wärme – keimten die im Boden überdauernden Samen gleichzeitig in einem grossen Gebiet.

Nach Waldbrand können Neophyten, Pflanzen also, die seit der Entdeckung Amerikas neu zur einheimischen Flora gestossen sind, massenhaft auftreten. Dies zeigt sich beispielsweise im Tessin mit der Kermesbeere (Phytolacca americana) und dem Götterbaum (Ailanthus altissima; persönliche Mitteilung von M. Conedera). In Leuk hat sich das Kanadische Berufskraut (Conyza canadensis) bereits im ersten Jahr stark ausgebreitet und etablierte sich seither besonders in den unteren Montanlagen. Da die Pflanze einjährig ist und erst im Spätsommer ihre volle Grösse erreicht, verdrängt sie andere Pflanzen kaum, obwohl sie in gewissen Teilen der Fläche jeweils ab August zur deutlich dominantesten Art wird. Sie gilt übrigens als häufigster Neophyt in Europa (LAMBDON & al. 2008). Andere Neophyten sind bis anhin nicht zum Problem geworden, doch werden weitere Erhebungen zeigen, ob und wie dynamisch sich exotische Neuankömmlinge in der immer dichter werdenden Vegetation zu etablieren vermögen. Wie lange das Kanadische Berufskraut sich noch ausdehnt und ob sich seine Nische durch allfällige Effekte wärmerer Sommertemperaturen verändert, könnte am Beispiel von Leuk in Zukunft genauer untersucht werden (Brofnnimann et al. 2007)

Artenvielfalt, Nährstoffe und Höhenlage

Die Entfaltung einer grossen Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten nach Störungen im Wald ist ein bekanntes Phänomen (Scherzinger 1996). In der Schweiz wurde dieser Sachverhalt bisher für Windwurfflächen dokumentiert (Wermelinger et al. 1995; Wohlgemuth 2008). Dass die Artenvielfalt nach dem Waldbrand von Leuk im Vergleich zum früheren Wald grösser ist, konnte z.B. TEMPERLI (2007) in seiner Diplomarbeit anhand eines Vergleichs von Vegetationsaufnahmen vor dem Brand (GÖDICKEMEIER 1998) mit solchen nach dem Brand zeigen. Aus dieser Arbeit wissen wir, dass die Pflanzenvielfalt pro 200 m² bereits im Jahr 2006 in allen Höhenlagen ähnlich oder gar höher war als die Vielfalt des unversehrten Waldes vor dem Brand. In der Subalpinstufe liegen die durchschnittlichen Artenzahlen um rund 20 Arten höher als in der Montanstufe, wofür mehrere Gründe zu nennen sind. Gegen die Waldgrenze werden die Bestände in der Regel offener bzw. lichtreicher, was die Artenvielfalt fördert. Überdies ist diese Zone mit den darüberliegenden Alpweiden verzahnt. Die Bestände sind insgesamt reicher an Habitaten, so dass neben den schattentoleranten Waldpflanzen sowohl Wiesen- als auch viele kleinwüchsige Gebirgspflanzen vorkommen.

In den ersten Jahren nach einem Waldbrand ist die Vegetationsdynamik besonders gross, da viel Platz, genügend Licht und Nährstoffe zur Verfügung stehen (Davis & al. 2000). Neben den Arten, die von unbeschädigten Rhizomen wieder austreiben können, erscheinen auch Arten, deren ausdauernde Samen durch Abbrennen der obersten Bodenschicht zu Tage treten und spontan keimen. Zu den Erstbesiedlern zählen ebenfalls viele Arten mit flugfähigen Samen aus der Umgebung der Waldbrandfläche. Doch von Jahr zu Jahr steigt die gegenseitige Konkurrenz, und die sich ändernden Bodenverhältnisse beeinflussen die Pflanzenzusammensetzung. Aus Kostengründen mussten wir auf die Untersuchung der wechselnden Nährstoffverhältnisse im Boden verzichten. Stattdessen haben wir durch Zeigerwertanalysen die Bodenentwicklung anhand der Pflanzenzusammensetzung nachgezeichnet. Während die Bodenfeuchtigkeit in den ersten fünf Jahren nach dem Waldbrand keine nennenswerten Änderungen erfahren hat, deuten die mittleren Reaktions- und Nährstoffzahlen eine lebhafte Dynamik im Boden an. Ein Jahr nach dem Brand zeigen die Pflanzen in der Montanstufe eine deutlich höhere mittlere Reaktionszahl als in den darauf folgenden Jahren. Messungen im ersten Jahr nach dem Brand haben gezeigt, dass die pH-Werte des Oberbodens im ganzen Brandgebiet im Vergleich zum umgebenden intakten Wald in vergleichbarer Höhenlage um 1 bis 1,5 Einheiten höher liegen (Woнlgeмuth & al. 2005). Die Abnahme der mittleren Reaktionszahlen weist darauf hin, dass der Effekt der basisch wirkenden Asche wohl nur ein bis zwei Jahre, also nur kurze Zeit, andauert. In subalpiner Lage, wo die Ascheauflage generell kleiner war, zeigen die Arten keine zeitlichen Veränderungen an. Grössere Niederschlagsmengen, eine mächtigere Humusauflage und ein tieferes pH-Niveau dürften die Gründe hierfür sein. In ähnlicher Weise deuten die Arten nahe der Waldgrenze nur auf kleine Veränderungen der Nährstoffsituation hin. Verbesserte Bedingungen herrschen hier zwei Jahre nach dem Brand. Im Gegensatz dazu erreichen die Nährstoffzahlen in der Montanstufe im dritten Jahr nach dem Waldbrand ein Maximum. Die Resultate der ungewichteten Zeigerwertanalyse entsprechen der eigenen Erfahrung und dem Eindruck vieler Botaniker und Botanikerinnen, die das Gebiet erkundet haben: neben der grossen Artenvielfalt stach 2005 und 2006 die enorme Üppigkeit vieler Arten ins Auge. Es ist bekannt, dass das Verbrennen der Humusauflage je nach Brandintensität zu einer grösseren Nährstoffverfügbarkeit während der folgenden Jahre führt (NEARY & al. 1999); einen ähnlichen Düngeeffekt ist festzustellen, wenn Holzasche auf Waldboden ausgebracht wird (Brunner & al. 2004).



Waldverjüngung

Im Waldbrandgebiet von Leuk zeigen sich grosse Unterschiede bezüglich der Wiederansiedlung vom Baumarten. Generell sind Laubbäume im Vormarsch, allen voran Weiden, Pappeln und Birken. Dabei verjüngen sich in der Subalpinstufe mehr Bäume als in der oberen und unteren Montanstufe. Von den Nadelbäumen können sich Lärche und Fichte in den Weideröschenbeständen der Subalpinstufe etablieren. In der unteren Montanstufe fehlen nicht nur diese beiden Arten, sondern vor allem auch die vor dem Brand bestandesbildende Waldföhre. Das Phänomen der nur zögerlichen Föhrenverjüngung wurde schon nach den Waldbränden unterhalb von Erschmatt (Delarze & Werner 1985) und ob Glaivaz, Kt. Waadt beobachtet (DELARZE 2001). Wohl im Wissen um dieses Problem hat der lokale Forstdienst im untersten Teil des Waldbrandgebietes mehrere Tausend Laubbäume gepflanzt sowie Eicheln gesteckt. Eine erste Erfolgskontrolle im Sommer 2008 (Joss und Wohlgemuth 2008) hat gezeigt, dass viele der gepflanzten und während der Anwuchsphase sogar teilweise bewässerten Bäume überlebt haben und dass das Setzen von Eicheln erfolgreich war. Im Gegensatz dazu beschränkte sich die natürliche Verjüngung in unbepflanzten Vergleichsflächen auf wenige Stockausschläge von Flaumeichen, angesamte Birken und Mehlbeeren. Im untersten Teil der Waldbrandfläche kommt die natürliche Waldverjüngung also nur langsam voran. Mit einer Bepflanzung lässt sich dieser Prozess deutlich beschleunigen, wobei die Pflanzungen während der Anwuchsphase besonders während Trockenperioden bewässert werden müssen.

Schlussfolgerung

Extremereignisse wie Waldbrände oder Windwürfe hinterlassen oft grosse Offenflächen, auf denen sich selten gesehene Prozesse der Vegetationsdynamik abspielen. Die Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche von Leuk bietet diesbezüglich ein besonders eindrückliches Bild. Zum einen folgt die Besiedlungsdynamik bereits bekannten Mustern - Beginn mit Seifenkrautphase, Feuermoos als Erstbesiedler von intensiv verbrannten Stellen oder zunehmende Dominanz durch Weidenröschen, wie dies in Waldschlägen und nach Waldbränden in höheren Breitengraden üblich ist. Zum anderen besiedeln Arten wie Erdbeerspinat, Färberwaid oder Kanadisches Berufskraut das Gebiet in unvorhersehbarem Masse. Sie können von der besonderen, aber vorübergehenden Nährstoff- und Lichtsituation profitieren. Infolge geringer Konkurrenz können in dieser ersten Sukzessionsphase viele Pflanzenarten wachsen. Daraus resultiert kurz- bis mittelfristig eine grosse Artenvielfalt auf kleinem Raum. Bei den Baumpflanzen zeigt sich in den untersten Lagen des Brandgebiets das Problem mangelnder Verjüngung. Insbesondere etablieren sich gekeimte Waldföhren nur am Rand zum intakten Wald. Dringendste Fragen betreffen die Faktoren der zaghaften Verjüngung und die Massnahmen zur Förderung dieser bestandesbildenden Baumart. Die WSL geht diesen Fragen seit kurzem mit experimentellen Ansätzen in der Region Susten/Leuk nach. Zur Simulation der Föhrenkeimung unter extremer Trockenheit ist im Juni 2008 eine Regendachanlage auf dem Gelände der Abwasserreinigungsanlage Radet (Susten/Leuk) in Betrieb genommen worden.

DANK

Wir danken folgenden Kolleginnen und Kollegen für die Mitarbeit im Feld: Tabea Kipfer, Alex Bunge, Salome Leugger, Stefan Hadorn, Sara Bangerter, Ueli Wasem, Rico Cereghetti, Christian Matter, Dieter Trummer, Claudio Cataneo, Gustav Schneiter, Lukas Wohlgemuth. Thomas Reich und Andreas Rigling haben das Manuskript sorgfältig durchgelesen. Ein weiterer Dank geht an die Burgergemeinde Leuk, die uns als Besitzerin von 90% der Waldfläche das Brandgebiet zu Forschungszwecken überlassen hat, sowie an Konrad Egger, Forstrevier Leuk & Umgebung, für die Zusammenarbeit in vielen Bereichen. Das Projekt war möglich dank finanzieller Unterstützung durch die kantonale Dienststelle für Wald und Landschaft, Sion, und durch das WSL-Forschungsprogramm Walddynamik.



126 • 2008 Page 39

LITERATUR

- AESCHIMANN, D. & C. HEITZ 2005. Synonymie-Index der Schweizer Flora und der angrenzenden Gebiete (SISF). Doc. Flor. Helv. 2: 1-323.
- BECHERER, A. 1946. Fortschritte in der Systematik und Floristik der Schweizerflora 5 (Gefässpflanzen) in den Jahren 1944 und 1945. *Ber. Schweiz. bot. Ges.* 56: 587-628.
- Broennimann, O., U. A. Treier, H. Müller-Schärer, W. Thuillier, A. T. Peterson & A. Guisan 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecol. Lett.* 10: 701-709.
- Brunner, I., S. ZIMMERMANN, A. ZINGG & P. BLASER 2004. Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. *Plant Soil* 267: 61-71.
- BUHOLZER, L. 2008. Does fire promote germination and establishment of the endangered plant species Blitum virgatum? Diplomarbeit WSL & Univ. Fribourg, Birmensdorf. 40 S.
- Burri, M. 1987. Les Roches. Editions Pillet, Martigny. 159 S. Conedera, M., M. Marcozzi, B. Jud, D. Mandallaz, F. Chatelain, C. Frank, F. Kienast, P. Ambrosetti & G. Corti 1996. Incendi boschivi al sud delli Alpi: passato, presente e possibili sviluppi futuri. V/d/f Hochschulverlag ETH, Zürich. 143 S.
- DAVIS, M. A., J. P. GRIME & K. THOMPSON 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. J. Ecol. 88: 528-534.
- DELARZE, R. 2001. Suivi scientifique de l'impact des incendies du Bois de la Glaivaz (Commune d'Ollon). Rapport final 1997–2000. Etat de Vaud, Service des forêts, de la faune et de la nature. Rapport interne. 25 S.
- DELARZE, R., D. CALDELARI & P. HAINARD 1992. Effects of fire on forest dynamics in southern Switzerland. *J. Veg. Sci.* 3: 55-60.
- DELARZE, R. & P. WERNER 1985. Evolution après des incendies d'une pelouse steppique et d'une pinède dans une vallée intra-alpine (Valais Central). *Phytocoenlogia* 13: 305-321.
- FELDMEYER-CHRISTE, E., K. ECKER, M. KÜCHLER, U. GRAF & L. WASER 2007. Improving predictive mapping in Swiss mire ecosystems through re-calibration of indicator values. *Appl. Veg. Sci.* 10: 183-192.
- GAUDIN, J. F. 1828-1833. Flora Helvetica sive historia stirpium huscusque cognitarum in Helvetia et in tractibus conterminis aut sponte nascentium aut in hominis animaliumque usus vulgo cultarum continuata. Orell Füssli, Zürich. 7 Bände



- Gimmi, U., M. Bürgi & T. Wohlgemuth 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. 127 S.
- HENIG-SEVER, N., D. POLIAKOV & M. BROZA 2001. A novel method for estimation of wild fire intensity based on ash pH and soil microarthropod community. *Pedobiologia* 45: 98–106.
- Jaccard, H. 1895. Catalogue de la flore valaisanne. *N. Denk-schr. Schweiz. Naturf. Ges.* 34: 1-472.
- JOHNSON, E. A. & K. Miyanishi (eds) 2001. Forest fires: behavior and ecological effects. Academic Press, San Diego. 594 S.
- JOHNSTONE, J. F. & E. S. KASISCHKE 2005. Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. Can. J. For. Res. - Rev. Can. Rech. For. 35: 2151-2163.
- Joss, A.-R. & T. Wohlgemuth 2008. Erfolgskontrolle der Pflanzungen im Schutzwaldgebiet der Waldbrandfläche von Leuk. Interner Bericht. 5 S.
- KLAUS, G. (ed) 2007. Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. Ergebnisse der Erfolgskontrolle Moorschutz. Stand: Juni 2007. Bundesamt für Umwelt, Bern. 97 S.
- Koutsias, N., K. Kalabodikis & B. Allgöwer 2004. Fire occurrence patterns at landscape level: Beyond positional accuracy of ignition points with kernel density estimation methods. *Natural Resource Modeling* 17: 359-376.
- KÜTTEL, P. 2004. Vegetationswechsel nach Waldbrand in Leuk. In, vol. Diplomarbeit. Hochschule Wädenswil, Wädenswil. 37 S.
- LAMBDON, P. W. et al. 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101-149.
- LANDOLT, E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64: 1-208.
- LONDO, G. 1975. Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: Schmidt W (ed) Sukzessionsforschung. *Ber. Int. Symp. Rinteln* 1973, pp 316-317
- Lüd, W. 1946. Der Waldbrand vom Jahre 1944 im Aletschwald bei Brig (Wallis). *Ber. Geobot. Forsch.inst.* Rübel Zürich 1945: 98-106.
- 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 S.
- Moser, B., U. GIMMI & T. Wohlgemuth 2006. Ausbreitung des Erdbeerspinats Blitum virgatum nach dem Waldbrand von Leuk, Wallis (2003). *Bot. Helv.* 179-183. 116: 179–183.
- Moser, B., C. Temperli, G. Schneiter & T. Wohlgemuth (subm.) Interaction of fire disturbance with global warming accelerates tree species shifts in mountain regions.
- NEARY, D. G., C. C. KLOPATEK, L. F. DEBANO & P. F. FFOLIOTT 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *For. Ecol. Manage*. 122: 51-71.
- OTT, E., M. FREHNER, H. U. FREY & P. LÜSCHER 1997. Gebirgsnadelwälder. Ein praxisorientierter Leidfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. Paul Haupt, Bern. 287 S.
- REICH, P. B. & J. OLEKSYN 2008. Climate warming will reduce

- growth and survival of Scots pine except in the far north. *Ecol. Lett.* 11: 588-597.
- REINHARDT, L. 1911. Kulturgeschichte der Nutzpflanzen. Reinhardt, München. Bd. 1: 738, Bd. 732: 756 S.
- SCHERZINGER, W. 1996. Naturschutz im Wald. *Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Ulmer, Stuttgart. 447 S.
- SCHONENBERGER, W. & U. WASEM 1997. Wiederbewaldung einer Waldbrandfläche in der subalpinen Stufe bei Müstair. Schweiz. Z. Forstwes. 148: 405-424.
- Serena, M. 2005. Ökologische Resilienz nach zwei Jahre nach dem Waldbrand in Leuk. In, vol. Diplomarbeit. Hochschule Wädenswil, Wädenswil. 57 S.
- STÄHLI, M., W. FINSINGER, W. TINNER & B. ALLGÖWER 2006. Wildland fire history and fire ecology of the Swiss National Park (Central Alps): New evidence from charcoal, pollen and plant macrofossils. *Holocene* 16: 805-817.
- STUBER, M. & A. BÜRGI 2001. Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. Waldweide, Waldheu, Nadel- und Laubfutter. *Schweiz. Z. Forstwes.* 152: 490-508.
- SUTER, J. R. 1802. Helvetiens Flora worinn alle im Hallerischen Werke enthaltenen und seither neuentdeckten Schweizer Pflanzen nach Linne's Methode aufgestellt sind. Orell Füssli, Zürich. Bd. 1: 345 S.; Bd. 342: 416 S.
- 1822. Flora helvetica, exhibens plantas Helvetiae phanerogamas. Helvetiens Flora, enthaltend die phanerogamischen Gewächse Helvetiens. Orell Füssli, Zürich. Bd. 1: 408 S.; Bd. 402: 504 S.
- TEMPERLI, C. 2007. Vegetation dynamics after forest fire in comparison to the pre-fire state. Diplomarbeit WSL & ETH Zürich. Birmensdorf. 66 S.
- TINNER, W., M. CONEDERA, B. AMMANN & A. F. LOTTER 2005. Fire ecology north and south of the Alps since the last ice age. *Holocene* 15: 1214-1226.
- Vogel, G. 1996. Handbuch des speziellen Gemüsebaues. Ulmer, Stuttgart. 1127 S.
- WAGNER, H. H. 1995. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Nachträge und Ergänzungen. Zweite Folge 1994. Zentralstelle der floristischen Kartierung der Schweiz, Bern. 156 S.
- Waldis, R. 1987. Unkrautvegetation im Wallis: Pflanzensoziologische und chorologische Untersuchungen. *Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz* 63: 1-348.
- Werlen, C. 1968. Etude de la végétation des surfaces brûlées de la fôret de Finges suivie de quelques données en vue d'un reboisement. Travail de diplôme, Inst. de sylviculture ETH, Zürich. 41 S.
- 1995. Spécificités de la végétation des forêts du Valais. Saussurea 26: 29-35.
- WERMELINGER, B., P. DUELLI, M. K. OBRIST, O. ODERMATT & M. SEIFERT 1995. Die Entwicklung der Fauna auf Windwurfflächen mit und ohne Holzräumung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 146: 913-928.
- WERNER, P. 1994. *Die Flora*. Erkenne die Natur im Wallis. Pillet, Martigny. 259 S.
- 2002. Céréales de montagne et flore messicole rare du Valais: évolution récente et perspectives de conservation. Bull. Murithienne 119: 55-72.
- Wohlgemuth, T. 2008. Evolution de la régénération et de la végé-

tation dans les peuplements touchés par les tempêtes en Suisse. Forêt Entreprise 183: 37-40.

Wohlgemuth, T., H. Bugmann, H. Lischke & W. Tinner 2006. Wie rasch ändert sich die Waldvegetation als Folge von raschen Klimaveränderungen? Forum Wissen 2006: 7-16.

Wohlgemuth, T., P. Duelli, C. Ginzler, I. Gödickemeier, P. Hadden, F. Hagedorn, P. Küttel, P. Lüscher, M. Moretti, G. Schneiter, S. Sciacca & B. Wermelinger 2005. Ökologische Resilienz nach Feuer: Die Waldbrandfläche Leuk als Modellfall. Schweiz. Z. Forstwes. 156: 345-352.

ZACKRISSON, O. 1977. Influence of forest fires on north Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22-32.

ZIMMERMANN, N. E. & H. BUGMANN 2008. Die Kastanie im Engadin
– oder was halten Baumarten von modellierten
Potenzialgebieten? *Schweiz. Z. Forstwes.* 159: 326-335.



126 • 2008 Page 41

APPENDIX: ARTENLISTE STAND 2007 (2004-2006)

- Nomenklatur: AESCHIMANN und HEITZ (2005)
- Angabe von Höhenverbreitung (Höhe) und Frequenz (FRZ) beziehen sich auf 153 Aufnahmen à 200 m²

Ваиме	Нöне	Frz
Abies alba	1210-1330	1%
Larix decidua	1200-2100	8%
Picea abies	960-2050	7%
Pinus sylvestris	960-1380	5%
Quercus sp.	2004	1%
Salix appendiculata/caprea	-2006	1%
Sorbus aria	1070-1240	1%
STRÄUCHER	Ноне	Frz
Abies alba	1330-1330	1%
Acer campestre	900-960	2%
Acer pseudoplatanus	1750-1750	1%
Amelanchier ovalis	1020-1140	1%
Berberis vulgaris	870-1650	20%
Betula pendula	950-2010	34%
Colutea arborescens	870-870	1%
Cornus sanguinea	870-940	2%
Corylus avellana	940-1865	5%
Cotoneaster integerrimus	1750-1750	1%
Cotoneaster tomentosus	1060-1060	1%
Crataegus monogyna	960-960	1%
Daphne mezereum	2100-2100	1%
Fraxinus excelsior	960-960	1%
Hippocrepis emerus	940-1500	2%
Juglans regia	980-980	1%
Juniperus communis s.str.	960-1720	4%
Juniperus communis ssp. nana	1930-2100	2%
Juniperus sabina	1050-1050	1%
Larix decidua	1440-2100	8%
Ligustrum vulgare	870-960	2%

*	STRÄUCHER	Ноне	Frz
	Lonicera xylosteum	870-1200	5%
	Picea abies	960-2050	9%
	Pinus sylvestris	960-1070	2%
	Populus alba	1030-2010	9%
	Populus nigra s.l.	1280-1410	1%
8	Populus tremula	900-2080	69%
	Prunus avium	900-1140	2%
	Prunus mahaleb	960-1140	2%
	Prunus padus s.l.	900-900	1%
	Prunus spinosa	1140-1140	1%
	Quercus sp.	870-1330	10%
	Rhamnus cathartica	900-960	1%
	Rhododendron ferrugineum	2100-2100	1%
	Robinia pseudoacacia	900-900	1%
	Rosa canina	870-1120	3%
	Rosa pendulina	1100-1890	2%
	Rosa sp.	870-1450	3%
	Salix appendiculata/caprea	950-2080	62%
	Salix daphnoides	1675-1675	1%
	Salix elaeagnos	1360-1360	1%
	Salix myrsinifolia s.l.	1930-1930	1%
	Salix purpurea	1360-1360	1%
	Sambucus nigra	990-1500	3%
*	Sambucus racemosa	1050-1920	14%
0 0	KRÄUTER	Нӧне	Frz
	Abies alba	1200-1750	2%
	Acer campestre	900-1050	2%
	Acer pseudoplatanus	960-1750	10%
	Achillea millefolium s.l.	870-2100	29%
	Achnatherum calamagrostis	950-1740	12%
	Acinos alpinus	1290-2100	22%
	Acinos arvensis	1030-1730	8%
	Abies alba	1180-2070	3%
	Acer campestre	900-960	2%
	E PODER CONTRACTOR DE LA SE	500000 BUS (5)	

KRÄUTER	НӧнЕ	Frz	KRÄUTER	Ноне	Frz
Acer pseudoplatanus	960-2040	10%	Astragalus onobrychis	870-960	1%
Achillea millefolium	870-2100	35%	Athamanta cretensis	2020-2020	1%
Achnatherum calamagrostis	950-1815	21%	: Atropa bella-donna	990-1440	6%
Acinos alpinus	1420-2100	22%	Avenella flexuosa	2070-2100	2%
Acinos arvensis	870-1730	15%	Bartsia alpina	2004	1%
Acinos sp.	1510-1510	1%	: Berberis vulgaris	870-1590	10%
Aconitum sp.	2100-2100	1%	Betula pendula	950-2080	53%
Aconitum vulparia aggr.	1930-1930	1%	Biscutella laevigata	1600-2100	10%
Adenostyles glabra	2004 1540-1815	1% 2%	Blitum virgatum	940-2080 1720-2100	71% 3%
Agropyron caninum Agropyron intermedium	1660-1660	1%	Botrychium lunaria Brachypodium pinnatum	900-1790	3% 36%
Agropyron repens	1170-1745	3%	Brassica napus	2004	1%
Agropyron sp.	1210-1210	1%	Briza media	1720-1720	1%
Agrostis capillaris	950-2100	27%	Bromus arvensis	1200-1200	1%
Agrostis gigantea	1860-1860	1%	Bromus erectus s.l.	870-1960	20%
Agrostis stolonifera	1210-1210	1%	Bromus hordeaceus	1370-1370	1%
Ajuga chamaepitys	2004	1%	Bromus inermis	1100-1730	1%
Ajuga genevensis	1420-2070	9%	Bromus squarrosus	1160-1480	1%
Ajuga pyramidalis	1640-2100	5%	* Bromus sterilis	900-1080	2%
Ajuga sp.	2050-2080	1%	Calamagrostis epigejos	1060-1815	9%
Alchemilla alpina aggr.	-2005	1%	Calamagrostis varia	950-2080	76%
Alchemilla conjuncta aggr.	2004	1%	: Calamagrostis villosa	1050-2100	14%
Alchemilla firma aggr.	1815-1815	1%	: Calystegia sepium	1390-1390	1%
Alchemilla hybrida aggr.	1675-2100	5%	Campanula barbata	1640-2100	10%
Alchemilla pentaphyllea	2100-2100	1%	Campanula cochleariifolia	1210-2080	12%
Alchemilla sp.	1730-2070	5%	Campanula persicifolia	2005	1%
Alchemilla vulgaris aggr.	1750-1930	1%	Campanula rapunculoides	1380-1815	13%
Alliaria petiolata Alyssum alyssoides	1680-1680 [,] 1160-1730	1% 18%	Campanula rotundifolia Campanula thyrsoides	900-2100 1960-2050	86% 1%
Amaranthus cruentus	950-1030	2%	Campanula triyisoldes Capsella bursa-pastoris	960-1160	2%
Amaranthus graecizans	2004	1%	Carduus defloratus s.l.	990-2100	28%
Amaranthus retroflexus	1030-1100	1%	Carduus nutans s.l.	1160-1160	1%
Amaranthus sp.	950-980	1%	Carduus nutans ssp. platylepis	1050-1450	4%
Amelanchier ovalis	960-1100	2%	Carex alba	1200-1200	1%
Anagallis arvensis	2004	1%	Carex caryophyllea	1740-2080	1%
Anchusa arvensis	1260-1260	1%	Carex digitata	1290-1330	1%
Androsace sp.	2004	1%	Carex flacca	1230-1930	9%
Antennaria dioica	1790-2100	1%	Carex halleriana	1450-1695	3%
Anthemis arvensis	1060-1060	1%	Carex humilis	870-1790	39%
Anthemis tinctoria	990-990	1%	Carex liparocarpos	1660-1660	1%
Anthericum liliago	960-2100	4%	Carex montana	870-1510	1%
Anthericum sp.	1290-1290	1%	Carex muricata aggr.	1700-1700	1%
Anthoxanthum odoratum aggr. Anthyllis vulneraria s.l.	1750-2100 870-2100	5% 27%	Carex ornithopoda	1210-2100 2005	25% 1%
Antriyiis vuineraria s.i. Aquilegia atrata	1500-1930	8%	Carex pairae Carex pilulifera	-2006	1%
Aquilegia sp.	1695-1695	1%	Carex sempervirens	2100-2100	1%
Arabis ciliata	1325-2100	2%	Carex sp.	980-2100	17%
Arabis collina	1200-1540	3%	Carlina acaulis	990-2100	25%
Arabis hirsuta aggr.	990-2020	7%	Carum carvi	1615-2100	2%
Arabis nova	1325-1325	1%	Caryophyllaceae	2004	1%
Arabis sp.	950-1970	5%	Centaurea paniculata aggr.	2006	1%
Arctostaphylos uva-ursi	1070-2050	35%	Centaurea scabiosa s.l.	870-1730	14%
Arenaria serpyllifolia aggr.	990-2020	60%	Cephalanthera longifolia	960-960	1%
Arenaria sp.	2004	1%	Cephalanthera rubra	960-2050	6%
Arnica montana	2100-2100	1%	Cephalanthera sp.	900-1210	3%
Arrhenatherum elatius	1170-1370	2%	Cerastium alpinum	-2005	1%
Artemisia absinthium	870-1360 940-1160	7% 3%	Cerastium arvense ssp. structum	1630-2100	7% 3%
Artemisia campestris s.l. Artemisia vulgaris	1040-1210	3%	Cerastium fontanum ssp. vulgare Cerastium sp.	1210-1785 -2006	2%
Asperula cynanchica	1340-1340	1%	Chaenorrhinum minus	1120-1790	13%
Asplenium ruta-muraria	950-2050	6%	Chaerophyllum hirsutum aggr.	1500-2100	12%
Asplenium septentrionale	1740-1740	1%	Chenopodium album	870-2010	45%
Asplenium trichomanes	1230-1790	1.%	Chenopodium ficifolium	2004	1%
Asplenium viride	1930-2100	2%	Chenopodium hybridum	950-1020	1%
Aster alpinus	2020-2100	2%	Chenopodium sp.	2005	1%
Aster bellidiastrum	1750-1930	2%	Chondrilla juncea	900-1180	2%
Asteraceae	2100-2100	1%	Cirsium acaule	960-1960	18%
Astragalus glycyphyllos	900-1890	3%	: Cirsium arvense	870-2080	80%
Astragalus monspessulanus	870-1540	16%	Cirsium eriophorum s.l.	1720-2080	1%



KRÄUTER	Нöне	Frz		Kräuter	Нöне	Frz
Cirsium palustre	2005	1%		Festuca altissima	1170-1170	1%
Cirsium sp.	1890-1890	1%		Festuca arundinacea s.l.	950-1480	5%
Cirsium vulgare	870-2040	65%		Festuca heterophylla	870-1930	27%
Clematis vitalba	870-1480	14%		Festuca ovina	900-2050	24%
Clinopodium vulgare	900-1785	5%		Festuca pratensis s.l.	1070-2080	6%
Coeloglossum viride	2005	1%		Festuca rubra	870-2100	56%
Colutea arborescens	2004	1%		Festuca sp.	1230-1230	1%
Convolvulus arvensis	870-870	1%		Festuca valesiaca	1120-1120	1%
Conyza canadensis	870-1680	67%	:	Festuca violacea	2004 1040-1615	1%
Cornus sanguinea Cornus sp.	900-1050 1170-1170	2% 1%		Filago arvensis Fragaria vesca	900-2070	3% 54%
Coronilla minima	980-990	1%		Fraxinus excelsior	960-1790	7%
Corylus avellana	960-2020	5%		Fumana ericoides	2004	2%
Cotoneaster integerrimus	1060-2080	20%		Fumana procumbens	870-870	1%
Cotoneaster tomentosus	1060-1550	2%		Galeopsis angustifolia	1330-1330	1%
Crataegus monogyna	-2006	1%		Galeopsis ladanum	1290-2020	18%
Crepis aurea	2005	1%		Galeopsis sp.	950-950	1%
Crepis biennis	1540-1550	1%		Galeopsis tetrahit	1160-1970	30%
Crepis capillaris	1070-1070	1%	*	Galium album	900-2050	25%
Crepis conyzifolia	2100-2100	1%		Galium anisophyllon	1580-2100	12%
Crepis foetida	1420-1440	1%		Galium aparine	900-1930	13%
Crepis pulchra	940-1695	8%		Galium lucidum	900-1720	27%
Crepis pyrenaica	1720-1720	1%		Galium parisiense	-2006	1%
Crepis sp.	1070-1630	1%		Galium pumilum	1300-1300	1%
Crepis vesicaria ssp. taraxicifolia	940-2100	3%	*	Galium sp.	1750-1750	1%
Cuscuta epithymum	1640-1930	3%		Galium verum s.l.	960-1540	20%
Cuscuta europaea	2004	1%		Gentiana acaulis	2050-2100	1%
Cuscuta sp.	2005	1%		Gentiana campestris s.str.	1720-2100	7%
Cynosurus cristatus	-2006	1%		Gentiana lutea	1930-1930	1%
Cystopteris fragilis	1970-2020	1%		Gentiana nivalis	2004	1%
Cystopteris sp.	1930-1930	1% 18%		Gentiana purpurea	2080-2100	1%
Dactylis glomerata Dactylorhiza maculata aggr.	900-1860 2100-2100	1%		Gentiana sp. Gentiana verna	2006 1790-2050	1% 3%
Dactylorniza maculata aggr. Daphne mezereum	1930-2050	2%		Geranium columbinum	900-1330	3% 1%
Daucus carota	950-1730	33%		Geranium pyrenaicum	1270-2080	20%
Deschampsia cespitosa	-2006	1%		Geranium rivulare	1930-2050	3%
Descurainia sophia	1080-1500	1%	*	Geranium robertianum s.l.	900-1240	1%
Dianthus carthusianorum s.l.	1790-1790	1%		Geranium sanguineum	1740-1740	1%
Dianthus sylvestris	1630-1660	1%		Geranium sylvaticum	1540-2100	18%
Digitalis lutea	1600-1650	1%		Geum montanum	2100-2100	1%
Draba aizoides	2020-2020	1%		Geum urbanum	900-900	1%
Dryas octopetala	2020-2020	1%		Globularia cordifolia	1930-2100	2%
Dryopteris filix-mas	1300-1300	1%		Globularia nudicaulis	2004	1%
Echium vulgare	870-1675	12%		Globularia punctata	870-1660	3%
Epilobium angustifolium	870-2080	92%		Gnaphalium sylvaticum	2005	1%
Epilobium dodonaei	1830-2070	3%		Gymnadenia conopsea	1340-2050	5%
Epilobium hirsutum	950-1830	24%	:	Gymnocarpium dryopteris	1600-1960	1%
Epilobium montanum	1050-2070	40% 12%		Gymnocarpium robertianum	2020-2020	1%
Epilobium sp. Epipactis atrorubens	-2006 1050-2050	25%		Hedera helix Helianthemum nummularium s.l.	870-900 870-2100	1% 50%
Epipactis attoruberis Epipactis helleborine aggr.	960-1960	7%		Helictotrichon pubescens	-2006	1%
Epipactis rienebornie aggi.	-2006	1%		Hepatica nobilis	1300-2100	16%
Erigeron acer s.l.	900-1675	28%		Heracleum sphondylium s.l.	1615-1720	2%
Erigeron alpinus	2100-2100	1%		Herniaria glabra	1630-1740	2%
Erigeron annuus s.l.	940-1380	7%		Hieracium amplexicaule	-2006	1%
Erigeron sp.	1720-1720	1%		Hieracium lactucella	1540-1615	2%
Erucastrum nasturtiifolium	1020-1660	4%	•	Hieracium murorum	950-2100	56%
Erysimum rhaeticum	960-990	1%		Hieracium pilosella	870-2100	16%
Eupatorium cannabinum	1180-1330	1%		Hieracium piloselloides	1010-1740	3%
Euphorbia cyparissias	870-2100	73%	•	Hieracium prenanthoides	900-2100	7%
Euphorbia seguieriana s.str.	870-1280	4%		Hieracium sabaudum aggr.	1050-1130	2%
Euphrasia hirtella	1860-1960	2%		Hieracium staticifolium	1130-1130	1%
Euphrasia minima	2100-2100	1%		Hieracium villosum	2020-2050	1%
Euphrasia nemorosa	1795-2100	2%		Hippocrepis comosa	870-2100	67%
Euphrasia rostkoviana	2005	1%		Hippocrepis emerus	950-1650	16%
Euphrasia salisburgensis	2020-2050	1% 1%		Homogyne alpina	1730-2100	3%
Euphrasia sp. Euphrasia stricta	2006 1610-1930	1% 1%		Hornungia petraea Huperzia selago	2004 1750-1750	1% 1%
Fallopia convolvulus	990-1790	1%		Hypericum maculatum s.l.	1495-2100	5%
		. 73	-			5 /0



126 • 2008 Page 43

Kräuter	Нöне	Frz	: Kräuter	Нöне	Frz
Hypericum perforatum s.str.	900-1865	9%	Odontites viscosus	1070-1070	1%
Hypericum sp.	2005	1%	Onobrychis arenaria	2004	1%
Inula conyzae	950-1350	7%	Onobrychis viciifolia	1120-1480	3%
Isatis tinctoria	870-1680	40%	Ononis natrix	870-1170	3%
Itea virginica	2006	1%	Ononis pusilla	870-1200	10%
Juglans regia	1020-1050	1%	Ononis repens	870-1495	8%
Juniperus communis s.str.	1330-1330	1%	Ononis rotundifolia	1010-1700	10%
Juniperus communis ssp. nana	1930-2100	4%	Ononis sp.	1140-1200	1%
Kernera saxatilis	2020-2020	1%	Ononis spinosa s.l.	870-1450	2%
Knautia arvensis/dipsacifolia	900-2100	68%	Orchis ustulata	1660-1790	2%
Lactuca perennis	870-1790	41%	Origanum vulgare	1350-1350	1%
Lactuca serriola	870-2080	64%	Orobanche caryophyllacea	960-960	1%
Lactuca viminea	2004 1030-1810	1% 22%	Orobanche sp.	2006	1%
Lappula deflexa Larix decidua	1200-2070	21%	Orobanche teucrii Orthilia secunda	990-1510 1750-2040	4% 2%
Laserpitium gaudinii	1390-1740	8%	Oxalis acetosella	1730-2040	1%
Laserpitium halleri	1960-2100	3%	Papaver dubium	990-1220	5%
Laserpitium latifolium	1160-2050	18%	Papaver rhoeas	1010-1010	1%
Laserpitium siler	990-2050	27%	Paradisea liliastrum	2004	1%
Lathyrus pratensis	900-2070	27%	Pedicularis tuberosa	2050-2100	1%
Leontodon helveticus	2004	1%	Petasites paradoxus	1615-1615	1%
Leontodon hispidus s.l.	960-2100	16%	Petrorhagia prolifera	950-1330	2%
Leontodon sp.	-2005	1%	Peucedanum cervaria	1050-1270	5%
Lepidium densiflorum	1170-1170	1%	Peucedanum oreoselinum	870-1730	16%
Leucanthemum adustum	950-2100	39%	: Peucedanum ostruthium	1815-1930	3%
Ligustrum vulgare	870-960	2%	Phleum alpinum aggr.	2080-2100	1%
Lilium martagon	2070-2100	1%	Phleum phleoides	2004	1%
Limodorum abortivum	960-960	1%	Phleum pratense aggr.	1010-1890	11%
Linaria vulgaris	-2005	1%	* Phragmites australis	1180-1180	1%
Linum catharticum	1240-2020	7%	Phyteuma betonicifolium	1495-2100	10%
Linum tenuifolium	870-870	1%	Phyteuma orbiculare	1580-2100	14%
Lolium perenne Lonicera nigra	1060-1675 -2006	3% 1%	Phyteuma ovatum Phyteuma sp.	1580-1960 2080-2080	5% 1%
Lonicera riigia Lonicera xylosteum	900-1330	4%	* Phyteuma spicatum	1730-1930	3%
Lotus corniculatus aggr.	870-2100	71%	* Picea abies	1050-2100	31%
Luzula forsteri	2006	1%	Picris hieracioides s.str.	900-1730	5%
Luzula luzulina	1550-1960	5%	Pimpinella major	1540-1540	1%
Luzula luzuloides	1730-1785	1%	Pimpinella nigra	870-1595	10%
Luzula multiflora	2100-2100	1%	Pinus nigra	2005	1%
Luzula pilosa	-2006	1%	Pinus sp.	1490-1490	1%
Luzula sp.	1650-2100	3%	: Pinus sylvestris	960-1280	7%
Luzula spicata s.l.	-2006	1%	* Plantago alpina	1700-2100	3%
Luzula sylvatica	1730-1920	3%	Plantago atrata s.str.	1410-2100	14%
Maianthemum bifolium Malva neglecta	1700-1860 2005	2% 1%	Plantago lanceolata Plantago major s.l.	1120-1495 1180-1720	5% 5%
Medicago lupulina	870-1960	29%	Plantago major s.i.	1540-1675	1%
Medicago rupuma Medicago minima	870-1900	3%	Plantago media Plantago serpentina	-2006	1%
Medicago sativa	870-870	1%	Plantago sp.	1480-1480	1%
Melampyrum sp.	900-2100	23%	Platanthera bifolia	1500-1500	1%
Melica ciliata	940-1700	26%	Poa alpina	1865-2100	4%
Melica nutans	1615-1815	5%	Poa annua	950-1720	6%
Melilotus albus	1170-1540	2%	Poa cenisia	2004	1%
Melilotus officinalis	900-900	1%	Poa chaixii	2050-2050	1%
Micropus erectus	1050-1050	1%	Poa compressa	950-1785	25%
Milium effusum	2005	1%	Poa molinerii	2004	1%
Minuartia rubra	950-1480	3%	Poa nemoralis	1070-2080	11%
Minuartia sp.	2004	1%	Poa pratensis aggr.	900-2080	36%
Minuartia verna	2020-2020	1%	Poa sp.	1020-1830	3%
Moehringia trinervia Molinia arundinacea	1700-1700 1060-1080	1% 1%	Poa supina Poa trivialis s.l.	2080-2080 1040-1865	1% 3%
Mycelis muralis	900-1830	10%	Poaceae	1030-1030	1%
Myosotis alpestris	1860-2100	3%	Polygala alpestris	1720-1720	1%
Myosotis arvensis	1785-1905	1%	Polygala chamaebuxus	940-2100	46%
Myosotis sp.	1610-1930	2%	Polygala sp.	1070-2020	9%
Myosotis sylvatica	1640-1750	3%	Polygala vulgaris s.l.	1750-1750	1%
Nardus stricta	2100-2100	1%	Polygonatum multiflorum	-2005	1%
Nigritella nigra	2050-2100	1%	Polygonatum odoratum	870-1660	5%
Odontites luteus	1100-1100	1%	Polygonatum sp.	1200-1200	1%
Odontites sp.	2005	1%	Polygonum aviculare	940-1480	3%



KRÄUTER	Нöне	Frz	KRÄUTER	Ноне	Frz
Polygonum viviparum	1930-2100	3%	Securigera varia	900-1620	13%
Polypodium vulgare	960-1750	3%	Sedum acre	2050-2050	1%
Polystichum Ionchitis	1750-1930	1%	Sedum album	960-2070	20%
Populus alba	1050-1930	8%	Sedum alpestre	2004	1%
Populus nigra s.l. Populus sp.	1270-1270 2004	1% 1%	Sedum annuum Sedum dasyphyllum	2004 1230-2050	1% 3%
Populus tremula	950-2080	54%	Sedum montanum	1280-1660	1%
Potentilla aurea	1745-2100	3%	Sedum sp.	1230-1920	1%
Potentilla crantzii	1860-2100	4%	Selaginella selaginoides	2006	1%
Potentilla grandiflora	1720-2100	5%	Sempervivum arachnoideum	2100-2100	1%
Potentilla neumanniana	870-2100	19%	Sempervivum montanum	2020-2100	2%
Potentilla pusilla	2004	1%	Sempervivum tectorum s.l.	1630-1790	2%
Potentilla reptans	1270-1270	1%	Senecio doronicum	1790-2100	8%
Potentilla sp. Prenanthes purpurea	1700-1790 1580-1860	1% 3%	Senecio viscosus Senecio vulgaris	1180-2070 1160-2080	45% 29%
Prunella grandiflora	960-2100	25%	Sesleria caerulea	2050-2050	1%
Prunus avium	900-1480	5%	Setaria verticillata	-2006	1%
Prunus mahaleb	960-960	1%	Setaria viridis	1120-1120	1%
Prunus padus s.l.	870-950	2%	Silene nutans	960-2100	44%
Prunus spinosa	900-1100	1%	Silene otites	870-1540	1%
Pulmonaria australis	1580-2100	18%	Silene rupestris	1960-2100	3%
Pulsatilla alpina s.str.	1650-2100	14%	Silene vulgaris s.str.	1290-2080	24%
Pulsatilla montana	960-1010 1740-1750	1%	Sinapis alba	-2006 -2006	1% 1%
Pulsatilla sp. Pulsatilla vernalis	2050-2100	1% 2%	Sinapis arvensis Sisymbrium altissimum	2004	1%
Pyrola chlorantha	1070-1070	1%	Solanum dulcamara	900-1610	37%
Pyrola sp.	1300-1300	1%	Solanum nigrum	960-960	1%
Quercus cerris	960-990	1%	Soldanella alpina	1860-2100	2%
Quercus sp.	900-1330	18%	Solidago virgaurea s.l.	940-2100	42%
Ranunculus acris ssp. friesianus	1615-1640	1%	Sonchus asper	950-1865	35%
Ranunculus kuepferi	2100-2100	1%	Sonchus oleraceus	870-1860	24%
Ranunculus lanuginosus	2005	1%	Sonchus sp.	2006	2%
Ranunculus montanus aggr. Ranunculus nemorosus aggr.	2100-2100 1450-2080	1% 19%	Sorbus aria Sorbus aucuparia	950-1440 1210-1860	10% 2%
Ranunculus repens	1290-1495	1%	Sorbus mougeotii	2004	2%
Ranunculus sp.	1700-1960	2%	Stachys pradica	2100-2100	1%
Ranunculus villarsii	1960-1960	1%	Stachys recta s.l.	1030-1865	11%
Reseda lutea	950-1675	8%	Stellaria graminea	1720-1720	1%
Rhamnus cathartica	870-1210	3%	Stellaria media aggr.	1080-1080	1%
Rhinanthus glacialis	1930-2050	2%	Stipa capillata	870-870	1%
Robinia pseudoacacia	900-900	1% 1%	Stipa eriocaulis Taraxacum sp.	990-1660	1% 88%
Rosa canina Rosa pendulina	960-1060 1720-1930	3%	Telephium imperati	870-2100 940-1200	4%
Rosa sp.	870-1930	7%	Teucrium chamaedrys	870-1865	41%
Rubus caesius	870-1540	31%	Teucrium montanum	870-1790	9%
Rubus idaeus	1050-2070	67%	Thesium alpinum	1440-2100	18%
Rubus saxatilis	1470-2070	24%	Thesium pyrenaicum	1720-1720	1%
Rubus sp.	950-950	1%	Thlaspi perfoliatum	-2006	1%
Rumex acetosa	2100-2100	1%	Thymus serpyllum aggr.	960-2100	28%
Rumex alpestris Rumex obtusifolius	2004 1720-1720	1% 1%	Torilis arvensis	900-1160	6% 35%
Rumex scutatus	1360-1360	1%	Tragopogon dubius Trifolium alpestre	870-1740 1660-2080	35%
Sagina apetala s.str.	2004	1%	Trifolium badium	1860-2100	1%
Salix appendiculata/caprea	950-2080	50%	Trifolium hybridum s.str.	1120-1675	3%
Salix elaeagnos	-2006	1%	Trifolium medium	1010-1960	8%
Salix myrsinifolia s.l.	1360-1360	1%	Trifolium montanum	1720-1720	1%
Salix sp.	1330-1920	1%	Trifolium pratense s.l.	900-2100	28%
Sambucus nigra	-2006	1%	Trifolium repens s.l.	900-2070	20%
Sambucus racemosa Sambucus sp.	1050-1890 950-950	7% 1%	Trifolium rubens Trifolium sp.	1010-1010 950-1830	1% 4%
Sanguisorba minor s.l.	870-2020	35%	Trifolium thalii	2010-2020	1%
Saponaria ocymoides	870-2050	90%	Tripleurospermum perforatum	950-1410	1%
Saxifraga paniculata	1600-2050	5%	Trisetum distichophyllum	1960-2050	3%
Scabiosa columbaria s.l.	870-870	1%	Trisetum flavescens	1040-1640	3%
Scabiosa lucida	1930-2100	5%	Triticum sp.	-2005	1%
Scabiosa triandra	2005	1%	Trollius europaeus	1860-2100	3%
Scorzonera laciniata s.str. Secale cereale	-2006 -2006	1%	Turritis glabra	900-1210	6% 48%
Urtica dioica	950-2070	1% 15%	Tussilago farfara Ulmus glabra	950-2070 2005	48% 1%
	330 2070	. 5 /0	- Januar gradiu	2003	1 /0



126 • 2008 Page 45



Kräuter	Ноне	Frz	KRÄUTE
Vaccinium myrtillus	1300-2100	14%	Viola a
Vaccinium uliginosum	2070-2100	2%	Viola b
Vaccinium vitis-idaea	1580-2100	15%	Viola co
Valeriana montana	1930-2050	3%	Viola m
Valeriana tripteris	1730-2100	10%	Viola re
Verbascum İychnitis	960-1960	22%	Viola ru
Verbascum nigrum	1170-1540	2%	Viola sp
Verbascum sp.	950-1740	7%	Viscum
Verbascum thapsus s.l.	870-2010	37%	Vulpia
Veronica chamaedrys	1495-2100	9%	
Veronica fruticans	2020-2020	1%	10.01
Veronica fruticulosa	1500-2020	7%	Moose
Veronica officinalis	1170-2100	33%	
Veronica prostrata s.l.	900-900	1%	Bryum
Veronica teucrium	1720-1720	1%	Funaria
Veronica urticifolia	1730-1930	1%	Marcha
Viburnum lantana	900-1200	6%	
Vicia cracca s.l.	900-1450	1%	
Vicia sativa s.l.	2006	1%	DATENE
Vicia sepium	-2006	1%	Bunge A
Vicia sp.	900-900	1%	S., I
			,

Ноне	Frz
-2005	1%
1930-1930	1%
1495-1865	7%
1540-1590	1%
900-1960	16%
870-2070	31%
1280-2010	5%
960-1070	2%
-2006	1%
Ноне	Frz
940-2020 900-2080 1180-2080	58% 88% 14%
	-2005 1930-1930 1495-1865 1540-1590 900-1960 870-2070 1280-2010 960-1070 -2006 Höhe 940-2020 900-2080

RERHEBUNG **2004-2007** A., Hadorn S., Kipfer T., Kube M. Leugger S., Bangerter , Moser B., Wohlgemuth L., Wohlgemuth T.

