

Notice pour le praticien



ISSN 1012-6554

Institut fédéral de recherches WSL
CH-8903 Birmensdorf

© WSL Birmensdorf, 2010

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

46

Janvier

2010

Vivre avec les incendies de forêt

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

Avec comme référence l'incendie de forêt de Loèche, été 2003, le plus grand sinistre de ce type en Valais de ces cent dernières années, nous montrons la variété des conséquences sur la nature d'événements à ce point destructeurs. Cette notice comprend d'abord une information documentée sur l'incendie et sur les mesures immédiates. S'y ajoutent des données concernant la fréquence spatiale et temporelle des incendies, la modification des conditions de la station, la réussite de la régénération de la forêt, et l'évolution de la biodiversité. À la lumière du changement climatique annoncé, le risque d'incendie pour l'avenir est débattu, et des exemples en vue d'actions préventives sont proposés.



Fig. 1. Grands peuplements de l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*) deux ans après l'incendie de forêt.

L'incendie de forêt du 13 août 2003

Le 13 août 2003, à 19 h 50, alors que la vague de chaleur estivale touchait à sa fin, un pyromane mit le feu en amont de Loèche. Le vent était alors quasiment nul. Mais suite à l'apparition de vents de montagne, l'incendie se propagea en une bande large de 500 à 1000 m environ remontant la pente entre deux crêtes, avant de s'éteindre au niveau de la limite supérieure de la forêt (Fig. 2). En l'espace d'une nuit, quelque 300 hectares de forêt, dont 70 de forêt protectrice, de même qu'environ 10 ha de pâturage boisé furent entièrement dévastés par les flammes. En dehors d'ilôts isolés et à l'écart de la lisière de l'incendie, l'intensité du feu fut telle sur 70 ha que la végétation au sol fut consumée et la plupart des houppiers des arbres complètement brûlés. Chez les animaux, ne survécurent hors des îlots épargnés par le feu, que des mammifères, des oiseaux, ou des espèces vivant en profondeur dans le sol comme les fourmis. Quant aux bâtiments, seuls un petit chalet et une guérite furent détruits. Aucun mort ni blessé ne fut à déplorer. Les villages et hameaux avoisinants, Thel, Brentjong, St. Barbara, Albinen, Tschärmilonga et Guttet-Feschel furent épargnés.

Pendant plus de dix jours, le feu continua de sévir. Au cours de cette période, selon les informations communiquées par le Service du feu du Canton du Valais, 117 personnes intervinrent. Elles relevaient du corps des sapeurs-pompiers, de la protection civile, de la police, du service sanitaire, du sauve-

tage en montagne et du service forestier de lutte contre les incendies. Sans hélicoptères, il aurait été quasiment impossible de maîtriser l'incendie. Au début, jusqu'à huit hélicoptères entrèrent simultanément en action, parfois jusqu'à 15 heures par jour. Deux compagnies de l'armée, appuyées par trois d'entre eux, fournirent une aide précieuse de plus de 2600 journées de travail. Au moyen d'une caméra infrarouge, il fut possible, depuis un Super-Puma doté d'un équipement spécifique, de repérer des foyers incandescents et des foyers d'incendie, puis de les éteindre. Le 5 septembre 2003, soit trois semaines après son déclenchement, l'incendie fut définitivement éteint. Jusqu'à fin septembre, des patrouilles d'observation formées à cet effet surveillèrent la zone sinistrée. Les coûts d'extinction s'élèverent à deux millions de francs environ, les interventions des hélicoptères en représentant les deux tiers.

Les incendies de forêt en Valais et en Suisse

Les feux et les tempêtes sont des facteurs de perturbation qui modifient les forêts sur de grandes surfaces au niveau mondial. Tandis qu'en Europe centrale, ce sont les vents violents qui causent le plus de dégâts aux forêts, dans l'espace méditerranéen et dans les Alpes centrales et méridionales, ce sont les incendies dévastateurs (WOHLGEMUTH *et al.* 2008). Depuis que l'homme maîtrise le feu, il modifie aussi les conditions susceptibles d'entraîner la formation naturelle d'incendies, de même que leur fréquence et leur intensité (régime). Aujourd'hui, un incendie dépend de ce fait de facteurs climato-biologiques ainsi que du contexte historico-culturel.

De par le monde, nombreux d'écosystèmes sont adaptés au feu ou, plus précisément, le feu constitue l'une des composantes de l'écosystème. L'expression «paradoxe du feu» désigne ceci: une lutte de plusieurs années contre les incendies entraîne des incendies de forêt de plus grande intensité. La lutte génère une accumulation de combustibles, si bien qu'en présence de conditions météorologiques extrêmes, se développe un feu plus intense doté d'un grand pouvoir de destruction. Une telle corrélation pourrait apparemment expliquer la fréquence des incendies de forêt en Valais ces 100 dernières années (Fig. 3 et 4). Sur les quatre plus importants, trois se sont produits depuis 30 ans, et ce mal-



Fig. 2. La zone incendiée en amont de la ville de Loèche le 15.08.2007.

gré des progrès considérables dans la lutte contre les incendies (GIMMI *et al.* 2004). De même, les sinistres les plus récents de moyenne à grande échelle n'ont pas eu lieu en période de sécheresse marquée (ZUMBRUNNEN *et al.* 2009), exception faite de l'épisode de Loèche en 2003. Le nombre accru de grands incendies a pour cause principale l'enrichissement de la biomasse suite à une diminution de l'exploitation, et non pas le «paradoxe du feu». D'une part, le pacage en forêt a été abandonné et le bois de feu n'est exploité que de façon négligeable. D'autre part, le volume de bois et la surface forestière ne cessent d'augmenter (BRASSEL et BRÄNDLI 1999).

L'incendie de forêt du 13 août 2003 à Loèche fut, au cours des 100 dernières années, le plus grand événement de ce type dans la vallée centrale du Valais. Dans les Alpes centrales suisses, seul l'incendie dans le massif du Calanda près de Coire fut d'ampleur supérieure en 1943 (BAVIER 1944). Depuis 1980, la Suisse a encore connu sept incendies de plus grande envergure, tous exclusivement au sud des Alpes (Fig. 5). Sur les 12 400 ha d'aire forestière incendiée dans l'ensemble du pays pendant cette période, la surface en Valais représente environ 5,5 pour cent. La plupart des incendies forestiers enregistrés sont seulement de très petite taille

(0,01 ha). En comparaison avec ceux de l'espace méditerranéen, la surface de dégâts en amont de Loèche est très limitée. Les incendies forestiers de moyenne (> 50 ha) et de grande ampleur (> 100 ha) à l'échelle de la Suisse ont lieu dans des conditions météorologiques extrêmes; de tels événements ont été rares jusqu'à présent. Si nous supposons que, dans le sillage d'un réchauffement climatique de plus en plus prononcé, des conditions météorologiques extrêmes telles que la vague de chaleur de l'été 2003 sont appelées à se multiplier (REBETZ 1999; REINHARD *et al.* 2005), les incendies forestiers à grande échelle encore rares à ce jour devraient à l'avenir survenir plus fréquemment, voire régulièrement.

Bilan: En Suisse, les incendies de forêt se produisent le plus souvent au sud des Alpes et, dans une moindre mesure, dans les Alpes centrales. Par rapport aux événements de l'espace méditerranéen, ils sont de faible ampleur. La sécheresse s'accentuant, les incendies de forêt pourraient devenir plus fréquents.

Climat local en Valais central et en Haut-Valais

La Suisse appartient à la grande zone climatique des latitudes tempérées. Il y pleut ainsi tous les mois. À l'exception du Valais central et du Haut-Valais, les précipitations sont en général plus abondantes en été qu'en hiver. Cela vaut en particulier pour le Tessin: les quantités pluviométriques y sont élevées, avec des quantités maximales en été, entre avril et octobre, alors que l'hiver, entre décembre et mars, peut être très sec.

Au niveau du pays, la région du Valais central et du Haut-Valais constitue une exception du point de vue climatique, et ce pour les raisons suivantes:

- région la plus sèche de Suisse: sur la base de la quantité annuelle moyenne enregistrée, elle est celle où les précipitations sont les plus faibles (600 mm à Sion, par exemple);
- été sec: pendant le semestre estival qui dure d'avril à septembre, il pleut moins que pendant le semestre hivernal; c'est l'inverse dans toutes les autres régions de Suisse;
- sécheresses extrêmes: les différences d'une année à l'autre sont beaucoup plus marquées en Haut-Valais que par-

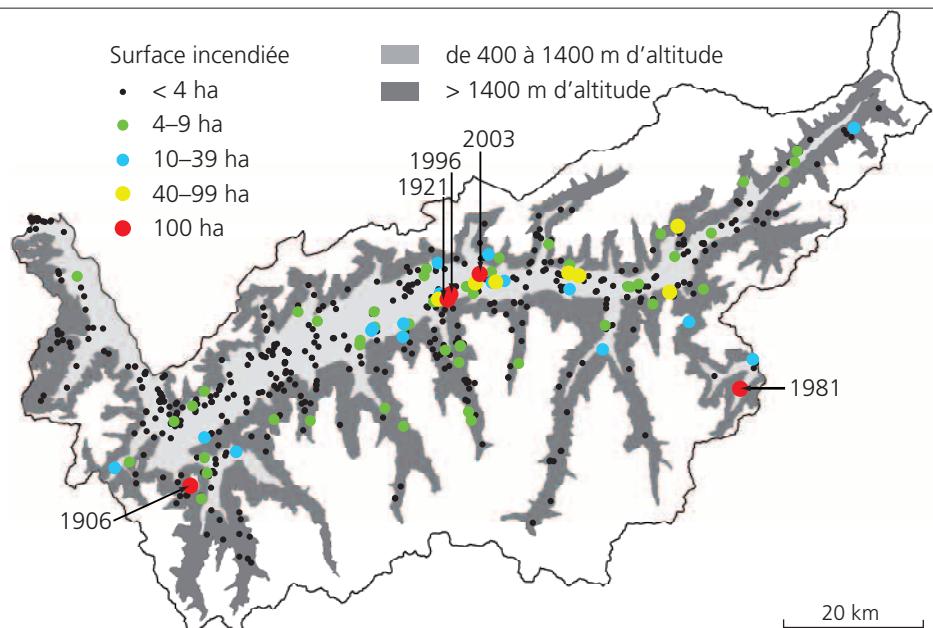


Fig. 3. Répartition spatiale des incendies de forêt de 1904 à 2006 en Valais (ZUMBRUNNEN *et al.* 2009, modifié).

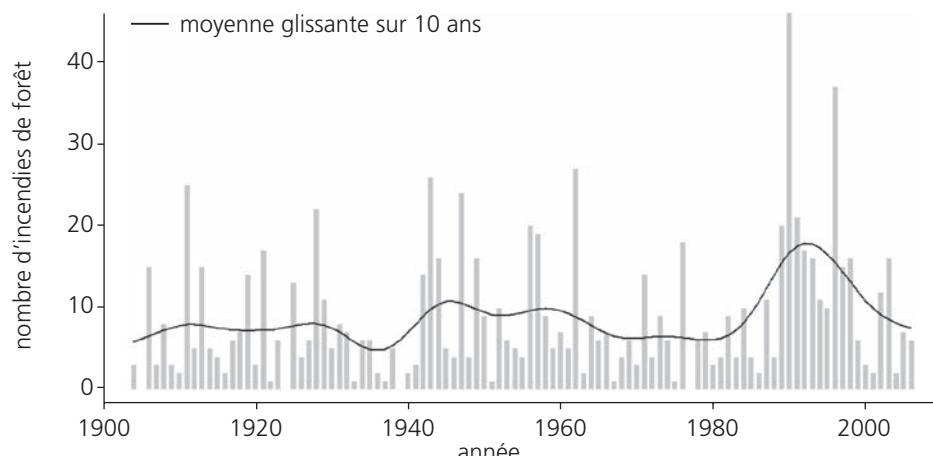


Fig. 4. Fréquence des incendies de forêt en Valais de 1904 à 2006 (ZUMBRUNNEN *et al.* 2009, modifié).

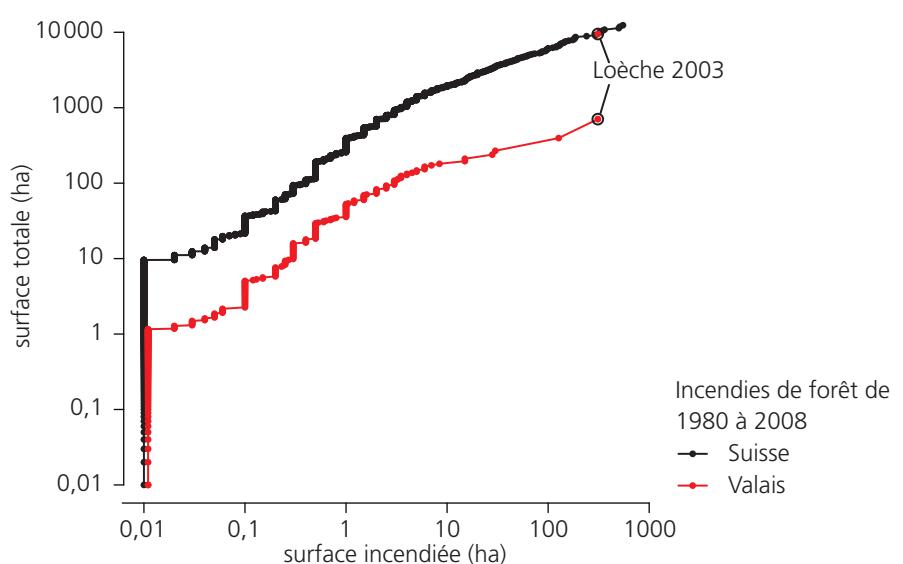


Fig. 5. Comparaison entre les incendies de forêt en Valais et en Suisse. Les surfaces incendiées les plus petites (0,01 ha) furent signalées le plus fréquemment.

- tout ailleurs; à Viège, la quantité annuelle enregistrée peut descendre sous la barre des 400 mm;
- nombreux jours de canicule: aux plus basses altitudes (Viège, Loèche), les températures estivales dépassent souvent le seuil des 30 °C;
 - eau aussi en période de sécheresse: le Haut-Valais dispose de grandes réserves d'eau provenant de la fonte des neiges (neige et glacier), utilisées depuis des siècles à des fins d'irrigation; l'écoulement peut aussi être important l'été pendant les longues périodes de sécheresse;
 - menace de pénurie d'eau: dans le contexte actuel du réchauffement climatique, non seulement les glaciers fondent, mais la fonte des neiges cesse aussi plus tôt dans l'année; à long terme pèse donc la menace d'une pénurie d'eau dans la période de végétation;
 - accentuation de la sécheresse: même sans recul des précipitations, des températures plus élevées, conséquence du réchauffement climatique, entraîneront une augmentation de l'évaporation, accentuant ainsi la sécheresse dans les régions les plus sèches de Suisse.

Bilan: La région du Valais central et du Haut-Valais se distingue des autres régions suisses sur le plan climatique par des sécheresses plus marquées, notamment l'été. Le changement climatique accentuera encore cette tendance.

L'aridité en Suisse

Une mesure directe de la sécheresse climatique consiste à compter le nombre maximal de jours sans pluie consécutifs pendant une saison, c'est-à-dire les jours secs. Les valeurs pluviométriques journalières de 1961 à 1990/91 en provenance de toutes les stations climatiques disponibles de MétéoSuisse servirent de bases de calcul. Dans un premier temps, ces valeurs ponctuelles furent interpolées en cartes de précipitations pixélisées journalières et à grande échelle, au moyen de la méthode de THORNTON *et al.* (1997) appliquée au modèle numérique d'altitude avec une maille de 100 m en Suisse. Par la suite, il fut possible, pour chaque pixel de ces quelque 11000 cartes, de déterminer la plus longue période de sécheresse par année et par saison grâce à un simple dénombrement des journées sèches consécutives. Les mois d'avril à septembre relevaient du semestre estival, ceux d'octobre à mars du semestre hivernal; les journées avec des précipitations inférieures à 1 mm furent considérées comme sèches et par conséquent comptabilisées. Les deux cartes de la figure 6 présentent à chaque fois le nombre de jours de la période de sécheresse la plus longue établie sur un laps de temps de 30 ans.

Bilan: En général, l'hiver présente des périodes de sécheresse plus longues que l'été. Les régions les plus sèches l'hiver sont le Tessin, le Val Poschiavo et le Valais. Le Valais est par contre la région la plus aride en été. Les vallées alpines orientales, notamment la Vallée du Rhin et l'Engadine, ainsi que les zones du Plateau à basse altitude sont également caractérisées par la sécheresse.

aval à proximité de Loèche. Elles protégeaient la route cantonale très fréquentée de Loèche – Loèche-les-Bains (4500 véhicules par jour), de même que la ville de Loèche et les zones d'habitation de Thel et Brentjong des chutes de pierres, de l'érosion, des glissements de terrain et parfois aussi des avalanches. Sur le reste de la surface incendiée, les forêts remplissaient, en plus de leurs fonctions de production ligneuse et de bien-être, celle secondaire de protection. Suite à l'incendie forestier et au boisement clairsemé en résultant, cette fonction de protection n'était plus assurée. Après accord avec les autorités cantonales et fédérales compétentes, différentes mesures furent réalisées.

En amont de la route cantonale Loèche – Loèche-les-Bains et de la ville de Loèche, la première priorité fut d'installer 198 mètres courants de filets de protection contre les chutes de pierres (hauteur des filets de 3,0 m, capacité d'absorption d'énergie de 500 kJ), et deux digues d'une longueur de 180 m et d'une hauteur efficace de 3,0 m (Fig. 7). Les blocs de pierres épars furent

Mesures immédiates et prévention

Des forêts protectrices prioritaires (d'environ 70 ha) couvraient les pentes de la zone incendiée dans sa partie la plus en

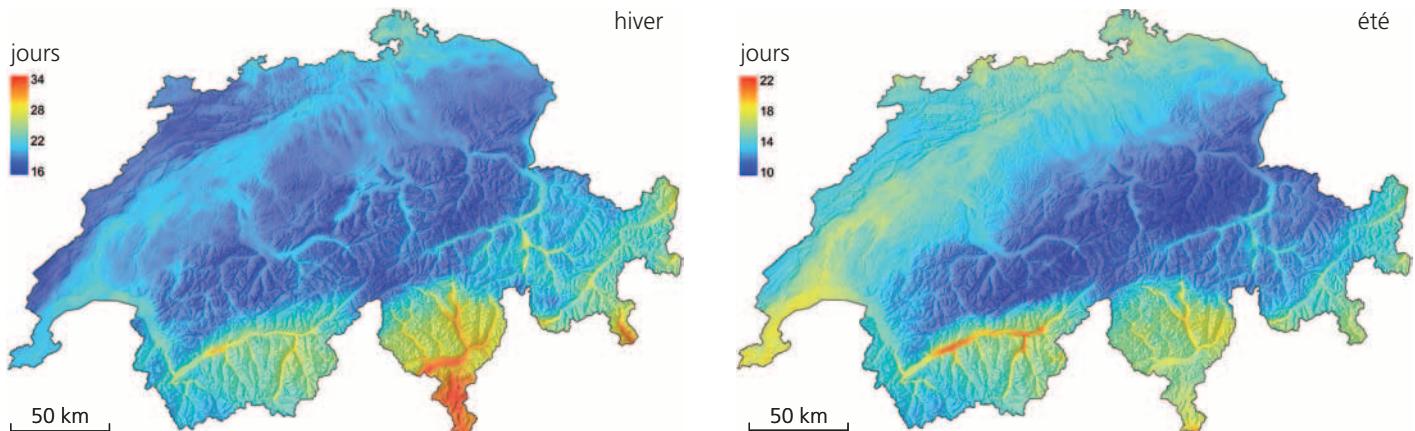


Fig. 6. Nombre maximal moyen de journées sèches consécutives (< 1 mm de précipitations) par saison entre 1961 et 1990/91: avril-septembre (été) et octobre-mars (hiver). L'analyse repose sur les données journalières des stations climatiques de MétéoSuisse.

en outre retirés de cette zone ou sécurisés. Au printemps 2006, une chute de pierres détruisit, sur une longueur de 75 m, la quasi-totalité de l'un des filets nouvellement mis en place. Il fallut le remplacer par une digue supplémentaire d'une longueur de 160 m et d'une hauteur efficace de 3,0 m. Dans de nombreux endroits, l'eau des précipitations fut déviée de façon ciblée. On tenta de limiter l'érosion superficielle en couchant en travers des plus fortes pentes les troncs d'arbres qui avaient brûlé (Fig. 8).

Plus en altitude, sur le terrain pentu dominant la zone d'habitation de Thel et la route cantonale de Loèche-Albinen, furent installés 406 mètres courants de râteliers à neige en bois (hauteur efficace de 2,5 m), en vue d'assurer une protection contre les glissements de neige et les avalanches. La réalisation de toutes les mesures techniques mentionnées entraîna des coûts d'un total de CHF 1810 000 environ.

Afin de préserver les forêts protectrices avoisinantes des invasions de scolytes, de nombreuses interventions phytosanitaires furent nécessaires dans la zone périphérique présentant des arbres affaiblis, et ce jusqu'à fin 2007. La deuxième priorité consista à pratiquer des afforestation dans les zones les plus pentues pour accélérer le reboisement. Chêne pubescent, alisier blanc et merisier furent les essences principales de ces plantations. L'alisier torminal et le cormier, essences non indigènes en Haut-Valais, furent aussi introduits. Pour mieux stabiliser le terrain, on eut recours également à diverses espèces d'arbustes: le nerprun et le prunier épineux essentiellement, mais aussi l'amélanchier, le cerisier

de Sainte-Lucie et l'épine-vinette. Au cours des étés 2004 et 2005 et du printemps 2007 particulièrement secs, on irrigua ces plantations. Des milliers de glands furent enfouis dans le sol de la partie la plus en aval de la forêt protectrice. Un contrôle effectué l'été 2008 démontra que nombre d'arbres plantés avaient survécu. La densité moyenne y était trois à quatre fois supérieure à celle des placettes jouxtant ces plantations. Ce furent le cerisier de Sainte-Lucie et le prunier épineux qui souffrissent le plus de l'abrutissement par le gibier.

Le coût total des travaux sylvicoles s'éleva à CHF 506 000, dont CHF 406 000 pour la résorption des dégâts aux forêts. S'ajoutèrent 146 000 francs pour la réparation des sentiers forestiers et de randonnée endommagés.

Bilan: Pour les forêts, les coûts du maintien à court, moyen et long terme des fonctions de protection et de loisirs avoisinèrent 2,5 millions de francs. Les travaux durèrent jusqu'à 2007.

Modifications du sol

Le sol constitue un facteur important de la résilience de l'écosystème (capacité de tolérer les perturbations) après un incendie: il représente la couche de germination pour la prochaine génération d'arbres et met des substances nutritives et de l'eau à la disposition des plantes dans la rhizosphère.

Dans la zone incendiée de Loèche, du fait des conditions météorologiques, prévalent

différents stades de développement du sol le long des gradients d'altitude. Avec l'altitude, la température moyenne diminue pendant la période de végétation tandis que la quantité pluviométrique moyenne augmente. Le long de six transects altitudinaux, 25 profils de sols furent examinés à l'intérieur et à l'extérieur (en tant que référence) de la zone sinistrée afin de décrire les conditions un an après l'incendie (Fig. 9). Dans la forêt mixte de pins et de chênes à environ 850 m d'altitude, les sols (rendosols et sols brunifiés peu profonds) sont faiblement développés, alors que la forêt mixte d'épicéas et de mélèzes et le mélénin entre 1850 et 2040 m d'altitude, présentent des sols brunifiés profonds qui ont parfois les caractéristiques d'un podzol.

On estima qu'avec l'incendie, 80 pour cent de la masse des horizons organiques avaient disparu, soit environ 20 tonnes de matériau par hectare. Les cendres restantes se mêlèrent avec l'horizon minéral supérieur situé sous les horizons organiques (horizons humifères). La valeur pH de ce fait augmenta, c'est-à-dire que la teneur en acides diminua. Plus l'incendie avait été intense, plus le sol était devenu basique par rapport aux profils de référence à même altitude dans la forêt non incendiée (Fig. 10). La différence de pH atteignit même 1,5 unité. La combustion de matériau organique avait éliminé d'une part les acides organiques et libéré d'autre part les bases (cations) et les substances nutritives importantes par oxydation.

L'incendie eut sur la teneur en carbone du sol des effets relativement moindres que sur celle en azote. Le carbone (C) fut principalement libéré dans l'atmosphère



Fig. 7. Deux digues d'une hauteur efficace de 3 m furent construites afin de protéger la ville de Loèche et la route cantonale Loèche-Loèche-les-Bains.



Fig. 8. Dans les zones plus pentues, les arbres morts furent abattus et posés en travers de la pente en vue de protéger des chutes de pierres.

tandis que l'azote (N) se transforma en partie en ammonium (NH_4^+) et en nitrate (NO_3^-) du fait de la chaleur extrême (plus de 232 °C), puis fut lessivé par les précipitations ou érodé. Il en résulta des conséquences sur la disponibilité des substances nutritives, dont le rapport C/N sert d'indicateur. L'activité biologique, et par conséquent les taux de minéralisation, augmentèrent légèrement dans l'horizon minéral supérieur juste après l'incendie.

Un an après celui-ci, une forme d'érosion fut observée au niveau des fortes pentes – conséquence typique des incendies de forêt en zones pentues. D'une part, les cendres de bois étant légèrement hydrophobes, il s'en suivit dans un premier temps un ruissellement superficiel, phénomène cependant de courte durée. Les examens effectués au microscope électronique à balayage ont montré d'autre part que les cendres du bois comportent de grosses particules poreuses de carbone et diverses particules anorganiques de différentes tailles (ETIÉGNI et CAMPBELL 1991). Certaines de ces particules ont une structure en forme de petites plaques, qui s'élargit après humidification et constitue

une sorte de structure cristalline. Celle-ci, toutefois, ne rétrécit pas après séchage. Les pores du sol peuvent se voir bloqués, et l'aération du sol et le drainage empêchés. Les deux processus avaient ainsi favorisé le ruissellement de surface. De violentes averses comme celles qui provoquèrent en 2000 des inondations à Baltschieder, auraient pu causer de sérieuses difficultés à Loèche les deux premières années après l'incendie. Le Tessin connut d'ailleurs une situation semblable (CONEDERA et al. 2003). Fort heureusement, le Valais fut alors épargné par de telles intempéries. Les seules études spécifiques disponibles sur la vulnérabilité à l'érosion après un incendie portent sur les châtaigneraies du Tessin (MARXER 2003).

Dans six profils de sols sur 25, on retrouva des morceaux de charbon de bois à des profondeurs comprises entre 5 et 77 cm; cela indique que le feu avait déjà sévi dans cette région par le passé. Toutefois, ces morceaux de charbon n'étaient présents qu'à l'étage des forêts mixtes d'épicéas et de mélèzes et des mélizins, là où jadis il y eut certainement des coupes de bois pour l'économie alpestre.

On renonça à d'autres relevés des caractéristiques du sol dans la zone incendiée en amont de Loèche. De la modification de la composition en espèces végétales, on peut déduire approximativement l'évolution des caractéristiques pédologiques. Cela est possible au moyen de l'analyse des valeurs indicatrices moyennes des espèces végétales (LANDOLT 1977). La myrtille indique par exemple la présence d'un substrat acide (valeur de réaction R=1), la sauge rose signale au contraire celle d'un substrat neutre à basique (R=4), avec une échelle de 1 à 5. Des valeurs indicatrices pour la réaction des sols (R), les substances nutritives (N) et l'humidité (F) furent prises en considération. Les caractéristiques moyennes de la station furent établies à partir des valeurs indicatrices des plantes par relevé de végétation. La figure 11 présente les résultats sous forme de valeurs moyennes pour les trois zones d'altitude. Sur la base de ces données, on remarque que la première année après l'incendie, les valeurs de réaction des placettes d'échantillonnage entre 900 et 1700 m sont supérieures à celles des années ultérieures. La diminution des valeurs souligne que l'effet des cendres à pH basique ne dura pas longtemps, de un à deux ans seulement pour être plus précis. À l'étage subalpin (au-dessus de 1700 m) où la couche de cendres était en général de taille moindre et où le développement du sol, du fait de températures moyennes inférieures et de quantités pluviométriques supérieures, se traduisait par des horizons éluviaux plus épais et plus acides, le substrat acide joua aussi le rôle de robuste tampon.

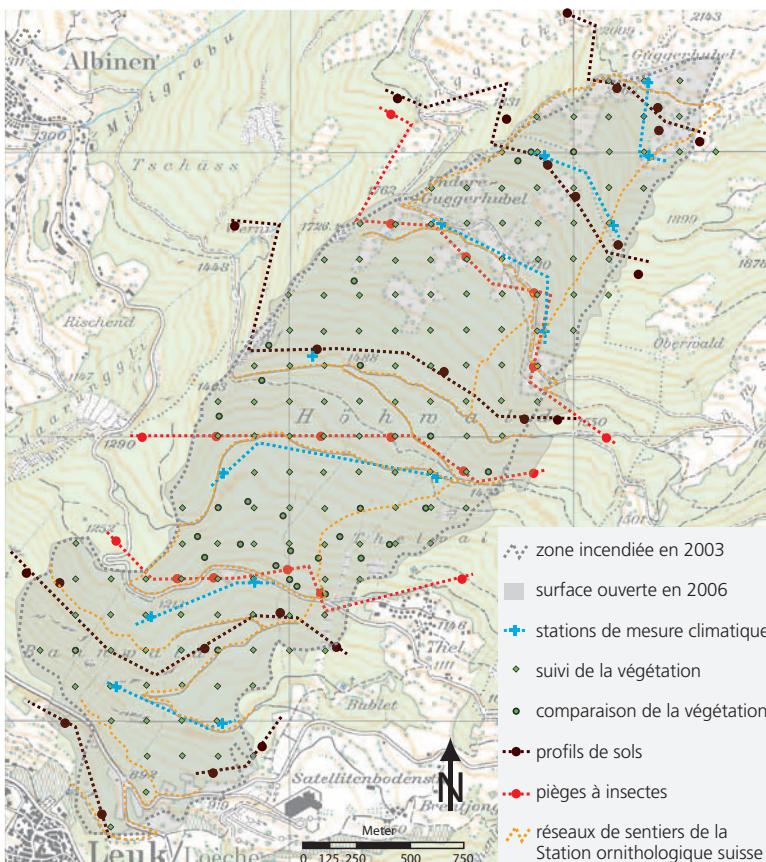


Fig. 9. Lieux d'échantillonage en fonction des différentes problématiques. Reproduit avec l'autorisation de swisstopo (BA091586).

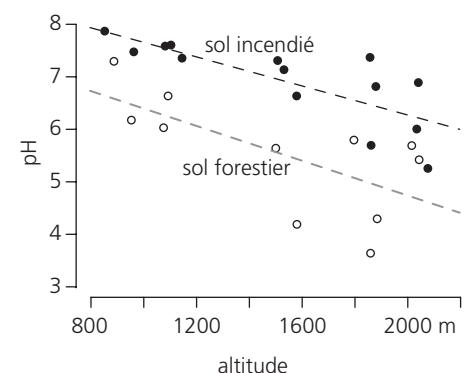


Fig. 10. Valeurs pH dans le sol de surface à l'intérieur et à l'extérieur de la zone dévastée par les flammes, un an après l'incendie forestier.

À moins de 1700 m d'altitude, il y eut pour les plantes une nette augmentation de substances nutritives disponibles les deux premières années, celle-ci étant faible au-dessus de 1700 m. On sait qu'en fonction de l'intensité de l'incendie, la combustion des horizons humifères rend disponible les années suivantes un plus grand nombre de substances nutritives; les cendres du bois réparties sur les sols forestiers ont un effet fertilisant similaire (ZIMMERMANN *et al.* 2002).

Bilan: Dans la zone incendiée de Loèche, une grande partie des horizons humifères fut la proie des flammes. Les cendres restantes augmentèrent le pH de 1 à 1,5 unité dans le sol de surface. La recolonisation par les plantes démontre que cet effet n'est que de courte durée. Sur les fortes pentes furent constatées des marques d'érosion, phénomène typique après un incendie de forêt. Aucun dégât majeur ne fut toutefois occasionné du fait de l'absence d'averses orageuses violentes.

Climat du peuplement

Contrairement au climat tempéré qui règne à l'intérieur d'une forêt, un terrain déboisé favorise des températures extrêmes. Il était prévisible que cette situation serait encore accentuée sur un substrat de cendres provisoirement dépourvu de végétation. Pour mieux connaître le climat du peuplement, les températures atmosphériques furent mesurées sur la surface incendiée de Loèche pendant la période de végétation au moyen de la technologie ©iButtons: à

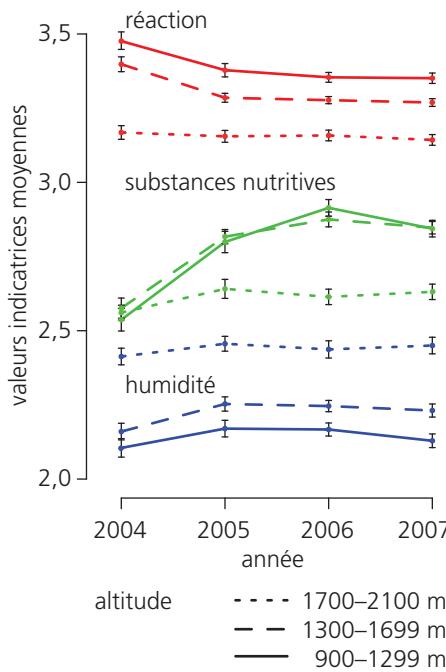


Fig. 11. Évolution de la réaction du sol, de la disponibilité en substances nutritives et de l'humidité du sol (WOHLGEMUTH et MOSER 2009).

2 m de hauteur, au niveau de la surface du sol et à 10 cm de profondeur. Toutes les heures, à 13 endroits entre 1000 et 2100 m d'altitude, les températures furent enregistrées. (Fig. 9). À sept endroits, elles le furent au moyen de pluviomètres à augets sans chauffage (Campbell ARG 100, 0,2 mm).

Lorsque l'altitude croît, la chaleur diminue de façon linéaire en perdant 0,65 °C tous les 100 m pendant les mois estivaux ($R^2 > 0,9$), tandis que les précipitations augmentent de façon continue (TEMPERLI 2007). Une comparaison des variations quotidiennes pendant les jours sans nuage montre que les températures maximales

à la surface du sol sont atteintes l'après-midi entre 14 et 15 h, et que celles du sol le sont environ quatre heures après. L'accroissement de la couverture végétale se traduit par une baisse des températures maximales et minimales journalières. Les variations de températures estivales de 2005 à 2008 sont très différenciées: les maxima absolus furent relevés aux altitudes les plus basses au cours de la première année de mesures, soit deux ans après l'incendie (Fig. 12). En parallèle avec l'augmentation continue du couvert végétal, des températures en baisse constante furent enregistrées jusqu'à l'été 2008. Les valeurs journalières maximales absolues furent aussi mesurées en 2005, en présence d'une végétation encore clairsemée. Lors de l'été 2007 très humide, les températures affichèrent des valeurs moyennes par rapport à la période allant de 1961 à 2008. Le lien entre les épisodes majeurs de précipitations et le recul des températures apparaît de façon évidente.

Bilan: Dans la zone incendiée, les températures sont plus élevées au début de la succession qu'ultérieurement lorsque le couvert végétal est fermé. Cela n'est pas surprenant, mais nos mesures ne l'ont montré que de façon allusive. Cet effet est fortement influencé par la fréquence des précipitations qui réduit nettement les températures de l'air et du sol.

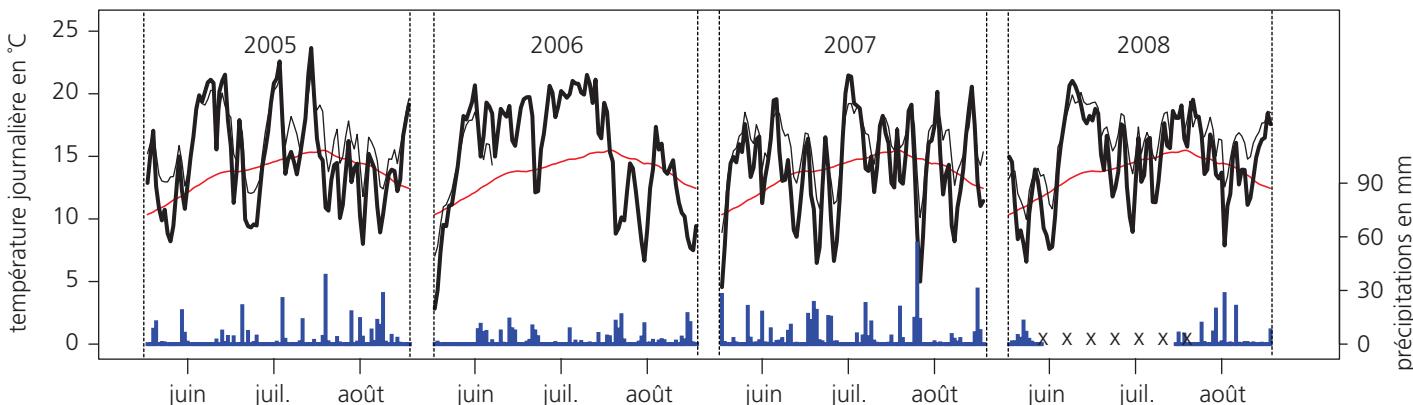


Fig. 12. Variations journalières des températures atmosphériques mesurées à 2 m de hauteur dans la zone incendiée à 1435 m d'altitude, entre 2005 et 2008 (ligne en gras), et température du sol à 10 cm de profondeur (ligne fine). À titre de comparaison, la température atmosphérique mesurée à la station météorologique de Montana, corrigée de l'altitude (1508 m), est présentée comme valeur moyenne lissée pour les années 1961 à 2008 (ligne rouge). Pendant la période marquée de x, aucune mesure de précipitation ne fut effectuée.

Résistance des arbres aux incendies

Dans la zone incendiée de Loèche, de l'étage montagnard à la limite forestière, dominaient le chêne pubescent, le pin sylvestre, l'épicéa et le mélèze. Pour établir leur potentiel de régénération, on détermina à de multiples reprises l'état des arbres complètement détruits par les flammes ou brûlés à leur extrémité grâce à l'analyse de photographies aériennes stéréoscopiques appliquée aux photographies infrarouge couleur numérisées. Les premières photos aériennes d'une résolution d'environ 15 cm datent de quelques semaines après l'incendie. Dans l'analyse furent pris en compte les houppiers ayant changé de couleurs entre 2003 et 2006, mais aussi ceux endommagés par le feu sans modification apparente au fil des ans (Fig. 13). Les arbres furent répartis dans les classes suivantes: 0%, 1 à 34%, 35 à 64%, 65 à 99% et 100% de dégâts au houppier. Ceux qui avaient été entièrement calcinés et ne bourgeonnaient plus furent laissés de côté.

Dans la partie centrale de la zone incendiée, il y eut moins d'arbres qui survécurent et qui bourgeonnèrent à nouveau que dans les parties amont et aval. Au-

Bilan: Selon les essences, le bourgeonnement des arbres après l'incendie de forêt varie fortement. Ces résultats soulignent que les différents taux de survie de ces arbres le long des gradients d'altitude peuvent nettement modifier la composition de la forêt: les chênes pubescents et les mélèzes résistent beaucoup mieux à un incendie de forêt que les pins sylvestres et les épicéas. Essence la plus sensible, l'épicéa se retrouve ainsi plus facilement évincé que les autres.

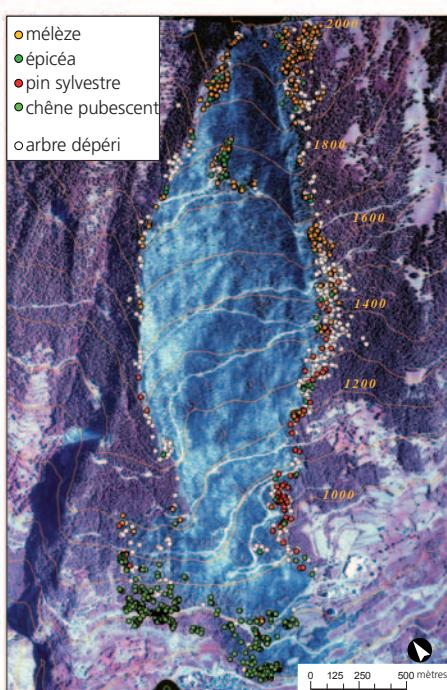


Fig. 13. Photographie infrarouge couleur de la surface incendiée prise en 2006. Les arbres qui, entre 2003 et 2006, ont dépéri (cercle vide) ou bourgeonné à nouveau (cercle plein), sont représentés à l'aide de cercles de différentes couleurs.

dessous de 1100 m d'altitude, la plupart des chênes pubescents examinés (91,7%) présentèrent des rejets de souche avant 2006 (régénération du houppier). Au-dessus de 1600 m, 60,7% des mélèzes formèrent aussi de nouveaux bourgeons et de nouvelles pousses. Dans la zone centrale (de 1100 à 1600 m), 50,6% des pins sylvestres témoignèrent de leur capacité de régénération. Celle-ci est la plus faible chez les épicéas qui survécurent seulement à 13%. Elle est au contraire manifeste chez le chêne pubescent qui, de toutes les essences examinées, se régénère le mieux. Ainsi, dans les deux premières années après l'incendie, 43,5% des arbres dont le houppier avait été entièrement brûlé, bourgeonnèrent normalement.

À 1700 m environ, sur un terrain plus plat, un îlot de forêt de deux hectares environ, composé d'épicéas et de mélèzes, fut épargné par le feu. Les arbres à sa lisière récupérèrent comparativement mieux (épicéa 51%, mélèze 77%) que ceux situés, à même altitude, en bordure de la zone incendiée (épicéa 11%, mélèze 41%). Le rôle des arbres de cet îlot sera sans doute primordial dans la recolonisation des environs proches. Lorsque de tels îlots sont absents des grandes zones incendiées, les arbres semenciers manquent sur de grandes distances.

Colonisation par les plantes

Un incendie forestier peut modifier la composition de la végétation, et par là-même la diversité des espèces végétales à court et à moyen terme. En effet, non seulement la couverture végétale est détruite mais aussi, selon l'intensité de l'incendie, une partie de l'horizon humifère. Contrairement à l'incendie de prairie où la couver-

ture herbacée flambe en un instant, l'incendie de forêt peut anéantir la banque de semences du sol et le rhizome des plantes au niveau local ou à grande échelle. C'est pourquoi la végétation pionnière des premières années après incendie se distingue souvent fortement de la végétation forestière originelle. La recolonisation par les plantes d'une surface incendiée dépend avant tout des facteurs suivants, eux-mêmes partiellement marqués par le feu: horizon humifère, microrelief, conditions de luminosité, disponibilité de semences/ apport de semences et concurrence entre espèces. Aussi sur quatre années, de 2004 à 2007 inclusive, procéda-t-on au suivi annuel de la recolonisation par des plantes sur 153 placettes (Fig. 9). Durant cette période, sur des surfaces de cendres, la plupart du temps à nu, il se forma d'abord une couverture végétale qui, aujourd'hui, est en grande partie fermée. Les processus suivants furent alors constatés:

Là où l'horizon humifère avait été largement détruit par le feu, la diversité des plantes vasculaires fut faible les deux premières années après l'incendie. La recolonisation y était, d'une part, tributaire de l'apport de semences venues de l'extérieur et, par conséquent, plus longue que dans des lieux moins touchés par le feu où les organes souterrains (rhizomes, semences) avaient survécu à l'incendie. On peut supposer d'autre part qu'une épaisseur réduite de l'horizon humifère induise une moindre réserve en eau, et donc une certaine pauvreté en substances nutritives. Mais dès la troisième année, le retard semblait déjà comblé.

Les premières plantes colonisèrent tout d'abord les sites humides, ravins et cuvettes. C'étaient des plantes pionnières typiques dont les graines peuvent résister longtemps dans le sol, ou des plantes de prairies et de pâturages dont les graines furent transportées par le vent dans la zone incendiée.

Plus le temps passait, plus la couverture végétale se densifiait, et plus la concurrence pour les ressources devenait forte. En fonction de la zone d'altitude, diverses espèces de plantes commencèrent à dominer des surfaces complètes (Fig. 14). La saponaire rose (*Saponaria ocymoides*) fut la première espèce à coloniser ces surfaces, en formant des tapis étendus et remarquables à toutes les altitudes. Les quatrième et cinquième années après l'incendie, elle était l'espèce dominante sur de vastes surfaces à moyenne altitude. Dès

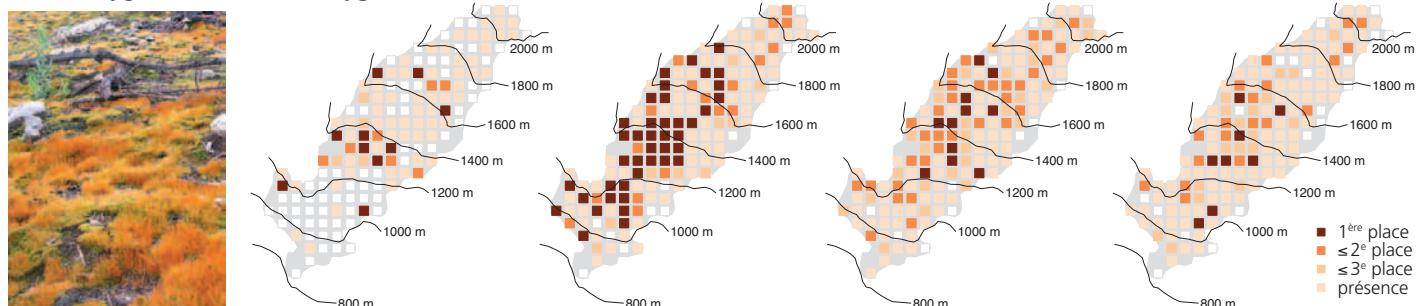
la deuxième année suivant l'incendie, l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*) gagna du terrain, en particulier au-dessus de 1500 m. Depuis lors, il s'est imposé partout à haute altitude. Cette deuxième année vit aussi l'émergence du funaire hygromètre (*Funaria hygrometrica*) qui colonisa très tôt les endroits les plus ravagés par le feu. Quatre ans après l'incendie, il figurait encore dans presque tous les relevés. Fait surprenant, la réapparition provisoire de deux plantes cultivées anciennes: l'épinard-fraise (*Blitum virgatum*), présent la troisième année sur 80% des surfaces et dominant sur de vastes zones d'altitudes moyennes; le pastel des teinturiers (*Isatis tinctoria*), bien implanté de la troisième à la cinquième année. Des semences de l'épinard-fraise résistantes au feu étaient probablement restées stockées dans le sol pendant des décennies (MOSER

et al. 2006). Des bords de la route allant de Thel à Albinen, le pastel des teinturiers se propagea en amont et en aval, et recouvrit fin mai plusieurs hectares d'une mer jaune de fleurs.

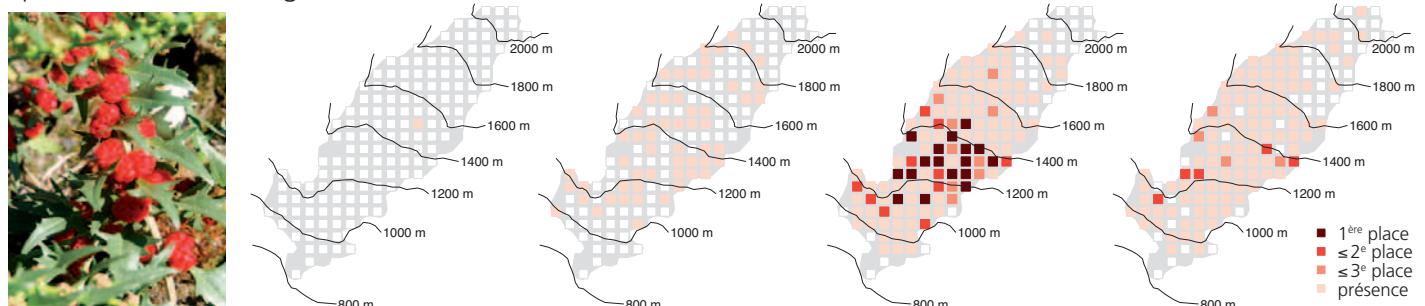
des plantes de montagne peuvent aussi coloniser les stations à cette altitude. Elles s'adaptent de plusieurs manières à une période de végétation plus courte: présence de graminées et d'herbes à faible croissance aux endroits secs et frais; hautes plantes vivaces aux endroits humides.

La comparaison entre les relevés de végétation avant (GÖDICKEMEIER 1998) et après l'incendie de forêt (p. ex. TEMPERLI 2007), permet de répondre à la question suivante: la diversité des espèces après un incendie est-elle supérieure à celle d'une forêt non soumise à perturbation? Deux ans après l'incendie, la diversité était en nombre d'espèces déjà comparable à celle d'une forêt restée intacte, et ce à toutes les altitudes (Fig. 16). Dès la troisième année, au niveau de placettes de 200 m², ce nombre dépassait parfois nettement celui des peuplement originels intacts. Comme

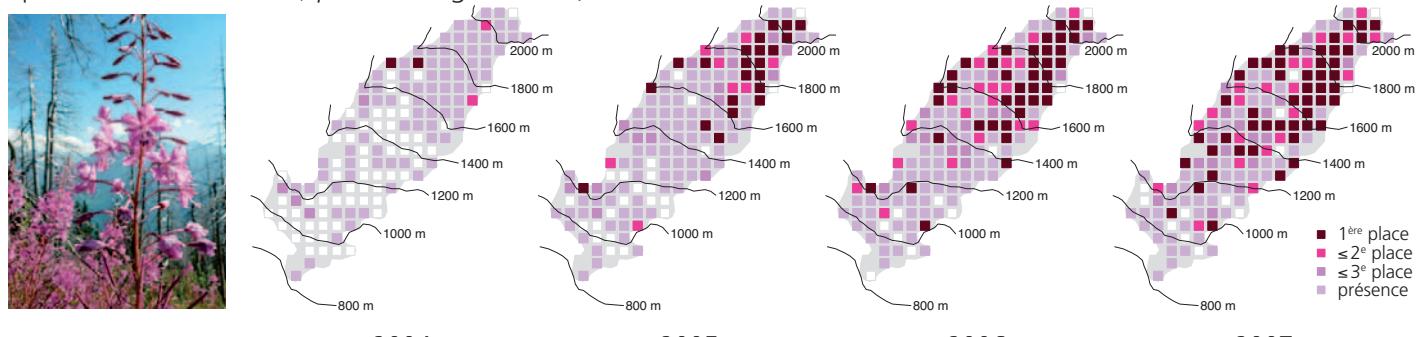
funaire hygromètre (*Funaria hygrometrica*)



épinard-fraise (*Blitum virgatum*)



épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*)



2004

2005

2006

2007

Fig. 14. Dynamique d'espèces végétales notables. Les couleurs pâles indiquent la présence de l'espèce sur les placettes; les couleurs vives, leur dominance par rapport à la composition générale en espèces sur les placettes de 200 m² (1^{ère} place=espèce la plus fréquente; WOHLGEMUTH et MOSER 2009).

on s'y attendait, les plantes pionnières et les plantes des friches, c'est-à-dire les plus aptes à s'établir rapidement sur une surface ouverte, étaient en surabondance après l'incendie par rapport aux plantes sylvestres sciaphiles. Depuis 2007, donc après cette première phase pilote, de plus en plus de graminées se sont propagées. Comme le démontrent des études sur d'autres surfaces incendiées (WASEM *et al.* sous presse), ou de chablis (WOHLGEMUTH *et al.* 2002), les graminées continueront sans doute de gagner du terrain les prochaines années.

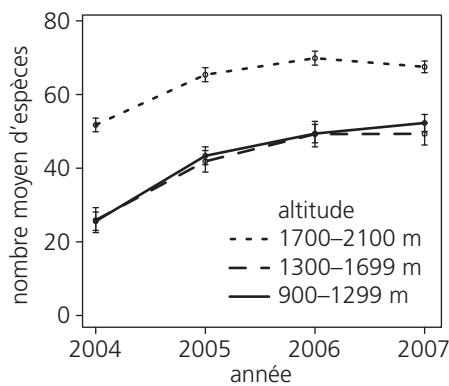


Fig. 15. Diversité moyenne des espèces végétales à différentes altitudes après l'incendie de forêt ($n=153$).

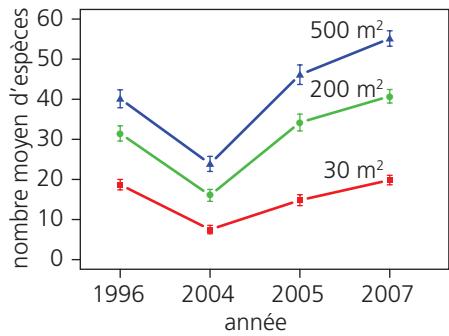


Fig. 16. Diversité moyenne des espèces végétales avant et après l'incendie de forêt ($n=40$) sur des placettes de différentes tailles (TEMPERLI 2007).

Bilan: Du fait de la modification des conditions environnementales, et plus particulièrement de la disparition de la concurrence, la diversité des espèces végétales augmente rapidement après un incendie de forêt. Elle dépasse alors en nombre celle d'une forêt restée intacte. Il n'est pas rare que, dans un premier temps, des espèces inattendues se révèlent dominantes sur de vastes zones assez longtemps.

Colonisation par les insectes et les araignées

La végétation, mais également une grande partie des organismes vivants de petite taille sont les victimes d'un incendie. La recolonisation d'une surface incendiée par les invertébrés est influencée entre autres par certains facteurs: vitesse de propagation des différentes espèces, disparition et apparition de nouvelles ressources – bois mort frais ou encore herbes ou fleurs servant à la fois de nourriture et d'habitat –, chaînes alimentaires qui se forment (animaux de proie). De l'incendie résultent de nouvelles conditions qui déterminent la succession et la composition des groupes écologiques et taxonomiques des invertébrés. De 2004 à 2006 ainsi qu'en 2008, on procéda pendant la période de végétation au relevé de la diversité des insectes et des espèces d'araignées représentées dans la station à l'aide de pièges de types différents. Le long de trois transects altitudinaux, six sets de pièges furent mis en place à chaque fois dans trois sortes d'habitat (Fig. 9): le cœur de la zone incendiée, sa lisière et la forêt limitrophe restée intacte. Des évaluations des années 2004 à 2006 montrent que la formation rapide d'une strate herbacée dans la zone incendiée s'est accompagnée d'une colonisation tout aussi rapide de cette zone par divers groupes d'insectes.

La liste générale des groupes d'invertébrés étudiés met en évidence une colonisation rapide, dès le début de la succession, par des espèces majoritairement thermophiles et xérophiles. Trois ans après l'incendie, le nombre d'espèces tendait à se stabiliser, mais l'abondance (fréquence) de ces groupes ne cessait d'augmenter. Ce fut particulièrement le cas chez les coléoptères colonisant le bois, notamment les longicornes et les buprestes, ainsi que chez les abeilles, pollinisatrices des plantes. Dès 2005, leur diversité était maximale. Comme l'offre était riche en bois mort et en fleurs, la fréquence de ces espèces a progressé de façon exponentielle les trois premières années. Cette situation se retrouve, quoique à un degré moindre, chez les sauterelles qui avaient bénéficié du microclimat chaud et sec, ou encore chez les araignées prédatrices et les névroptères assurés de trouver des proies potentielles. Chez les carabidés, le nombre d'espèces continuait d'augmenter la troisième année après l'incendie. Si la plupart de ces espèces étaient prédatrices, d'autres du

genre *Amara* (carabidés) se nourrissaient de semences. Aux côtés des insectes phyllophages en constante augmentation (notamment les charançons), elles pourraient influencer la propagation et la dynamique de certaines plantes herbacées.

Les trois années étudiées à ce jour marquent le début d'une succession au cours de laquelle les habitats, et par conséquent la faune, devraient se développer pour redonner vie à une végétation forestière. Toutefois, dans la courte phase initiale examinée jusqu'à présent, les espèces forestières typiques que l'on retrouvait dans la forêt avoisinante étaient encore absentes de la surface incendiée. *Alosterna tabacicolor* est l'une d'entre elles: il lui manque en effet le bois verrouillé et humide comme substrat de ponte dans la zone incendiée.

Diversité des espèces

Les groupes d'invertébrés étudiés comprenaient plus de 900 espèces. Leur diversité était nettement plus élevée dans la zone incendiée que dans la forêt voisine demeurée intacte (Fig. 17). Dans la première, on dénombrait ainsi deux fois plus d'espèces et six fois plus d'individus que dans la seconde. L'abeille le démontre clairement: elle préférait la zone incendiée ouverte et riche en fleurs à la forêt: au centre de la surface incendiée, on put même dénombrer 290 espèces différentes. Leur fréquence était 19 fois plus élevée que celle des 126 espèces de la forêt. Des constatations similaires s'imposèrent pour les syrphidés qui butinent aussi les fleurs, les longicornes

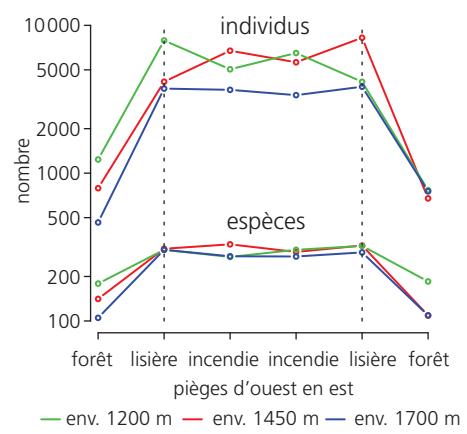


Fig. 17. Nombre d'espèces et d'individus parmi les araignés et les insectes pris au piège au niveau de trois transects altitudinaux traversant la zone incendiée (somme du nombre d'espèces et d'individus comptabilisés en 2005 et 2006).

et les buprestes, de même que pour les carabidés, les néuroptères et les guêpes, insectes prédateurs. Les longicornes et les buprestes, qui se développent dans le bois, étaient beaucoup plus présents à la périphérie de la zone incendiée qu'en son centre, et quasiment absents de la forêt. Il est possible que l'écorce, utilisée comme substrat de ponte par ces coléoptères, ait été moins desséchée à la lisière de la zone incendiée. Du point de vue du nombre d'individus, les araignées et les sauterelles, en tant que groupes, ne montrèrent aucune préférence pour un habitat précis, mais leur composition variait en espèces dans chaque habitat (JENNI *et al.* 2007). Cela vaut également pour la majorité des autres groupes taxonomiques. Ainsi, parmi les longicornes et les buprestes, les espèces héliophiles et thermophiles tributaires de bois mort frais de résineux, tout comme les espèces vivant dans l'écorce, profitèrent le plus de ces nouvelles conditions les premières années après l'incendie. Mais l'on ne retrouvait pas encore, à l'intérieur de la zone incendiée, d'espèces vivant dans le vieux bois et la terre pulvérulente.

La diversité des espèces d'invertébrés étudiés dépend aussi de l'altitude. Contrairement aux plantes, on releva chez les invertébrés le plus grand nombre d'espèces et d'individus au niveau des deux transects altitudinaux inférieurs, à 1200 m et 1450 m d'altitude. Par contraste avec la situation des plantes vasculaires, l'étage supérieur à 1700 m était en général plus pauvre en espèces et les populations nettement

plus petites (Fig. 17). Ainsi, le nombre d'espèces et la fréquence des abeilles, des coléoptères lignicoles, des charançons et des sauterelles diminuaient avec une altitude croissante. Cette tendance fut observée plus nettement dans la zone incendiée que dans la forêt avoisinante, ce qui pourrait indiquer que les invertébrés se sont surtout introduits depuis l'aval. Des représentants typiques des basses altitudes furent *Anthaxia sepulchralis* ou le criquet italien (*Calliptamus italicus*; Fig. 18). En revanche, on enregistra non seulement plus d'araignées à 1700 m qu'à une altitude inférieure, mais les syrphidés présentèrent aussi une plus grande diversité aux altitudes supérieures. La fréquence du carabidé *Sericoda quadripunctata* (voir l'encadré) fut même 15 fois supérieure au niveau du transect le plus en altitude qu'à celui des deux transects inférieurs.

Protection de la nature et protection de la forêt

Certaines espèces retrouvées figurent sur la Liste rouge des espèces animales menacées, ou sont protégées en Suisse. Chez les longicornes, les buprestes et les carabidés, il s'agit de 30 à 35% des espèces dénombrées, dont 90% présentes principalement, voire exclusivement, dans la zone incendiée ouverte. Ce fut par exemple le cas de l'anthaxie hongroise *Anthaxia hungarica* (Fig. 20), du longicorne *Pachyta lamèd*, ou du carabidé *Harpalus zabrooides*. Le longicorne *Acmaeops marginatus* fut seulement détecté pour la deuxième fois



Fig. 18. Le criquet italien (*Calliptamus italicus*) est une espèce thermophile. En Suisse, il est surtout présent en Valais et dans la région de Genève. À l'échelle de la zone incendiée, on le retrouva avant tout dans la partie aval.



Fig. 19. Le carabidé *Pterostichus quadrifoveolatus* priviliege les clairières et les endroits incendiés dans les pinèdes chaudes. En Suisse, il figure sur la Liste rouge des espèces animales menacées.



Fig. 20. En Suisse, l'anthaxie hongroise (*Anthaxia hungarica*), espèce protégée, n'est présente que dans le Valais central. Sa larve se développe dans les branches dépérées du chêne, et l'animal adulte aime butiner les fleurs.

Espèces pyrophiles et espèces qui tirent profit de l'incendie

Les organismes que l'on retrouve typiquement sur des surfaces incendiées, et qui ont adapté leur mode de vie au feu en tant que facteur environnemental, sont appelées espèces pyrophiles. Les coléoptères, groupe animal qui fut l'objet de l'examen le plus poussé, comportent de nombreuses espèces pyrophiles. Les rares longicornes *Acmaeops marginatus* et *Acmaeops septentrionalis* se développent sur des pins et des épicéas endommagés par l'incendie. Les espèces de carabidés *Pterostichus quadrifoveolatus* (Fig. 19) et *Sericoda quadripunctata* préfèrent les endroits incendiés comme habitat (PRADELLA *et al.* sous presse). Cette dernière espèce en particulier réagit très rapidement aux incendies et, prédatrice, se nourrit d'autres insectes sous l'écorce calcinée ou sous de petits morceaux de bois. Soit ces espèces pyrophiles figurent sur les Listes rouges des espèces menacées, soit elles sont très rares au niveau de la Suisse.

Chez les plantes, le funaire hygromètre (*Funaria hygrometrica*) peut être qualifié d'espèce pyrophile: il s'est propagé de façon particulièrement rapide dans les endroits où l'intensité du feu était élevée. Sur la surface incendiée de Loèche, on peut citer aussi deux autres espèces végétales qui ont profité de la perturbation causée par l'incendie. Un an après celui-ci, la saponaire rose (*Saponaria ocymoides*) recouvrait déjà le substrat basique de cendres. Plante disparue, l'épinard-fraise (*Blitum virgatum*) a jailli de toutes parts du sol après l'incendie; l'effet thermique sur les semences dans le sol, de même que l'érosion au sol favorisèrent cette plante rare en Valais.

en Suisse (voir l'encadré), tandis que le carabidé *Harpalus fuscicornis* n'y avait plus été observé au cours des 30 dernières années.

Après une perturbation majeure dans une forêt de résineux, le danger de pullulations d'insectes ravageurs, notamment de scolytes, demeure toujours présent. Contrairement à la situation consécutive à une tempête, les peuplements limitrophes ne sont pas particulièrement vulnérables à une infestation après un incendie. Ainsi à Loèche, les arbres roussis le long des lisières du peuplement furent quasiment les seuls à être infestés par des scolytes, et l'infestation resta circonscrite. De surcroît, le nombre d'insectes prisonniers des pièges à invertébrés révéla une faible fréquence des insectes ravageurs principaux: scolytes des pins *Ips acuminatus*, *Ips sexdentatus* et *Tomicus piniperda*, scolyte du mélèze *Ips cembrae* ou bupreste bleu du pin (*Phaenops cyanea*). En revanche, le scolyte liseré (*Trypodendron lineatum*) profita d'une grande quantité de bois mort frais.

Bilan: Les espèces d'invertébrés thermophiles et xérophiles furent les premières à coloniser la zone incendiée, les espèces forestières typiques étant absentes au début. La diversité des groupes d'invertébrés étudiés était plus grande dans la zone incendiée que dans la forêt restée intacte. Toutefois, il convient de noter selon les groupes des différences marquées dans les préférences en matière d'habitat. De façon générale, le nombre d'espèces diminue à haute altitude. Les scolytes et autres insectes ravageurs importants, peu représentés, se limitèrent aux arbres roussis le long des lisières du peuplement.

Colonisation par les oiseaux

Un incendie de forêt à grande échelle, à l'image de celui de Loèche, offre une chance unique d'étudier les processus de colonisation de la surface brûlée par les oiseaux forestiers du massif alpin. À cette fin, l'Antenne valaisanne de la Station ornithologique suisse a inventorié tous les oiseaux nicheurs dans la zone incendiée en 2006, 2007 et 2008 au cours de trois passages annuels entre le 20 avril et le 20 juin, et ce, le long d'un transect d'environ 13 km jalonnant les 300 ha du territoire incendié (Fig. 9).

402 territoires d'oiseaux furent dénombrés en 2006, 543 en 2007, et 658 en 2008, avec respectivement 45, 41 et 46 espèces. Pendant ces trois années, le rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*) fut l'espèce d'oiseau la plus abondante avec 59, 78 et 97 sites (Fig. 21, 23), suivi du bruant fou (*Emberiza cia*) avec 47, 69 et 89 sites.

La composition de l'avifaune présente déjà des signes d'évolution durant cette courte période. Certaines espèces des zones ouvertes, comme le monticole de roche (Fig. 22, *Monticola saxatilis*), ou des oiseaux granivores tels que le serin cini (*Serinus serinus*), régressent déjà, laissant



Fig. 21. Rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*).



Fig. 22. Monticole de roche (*Monticola saxatilis*).

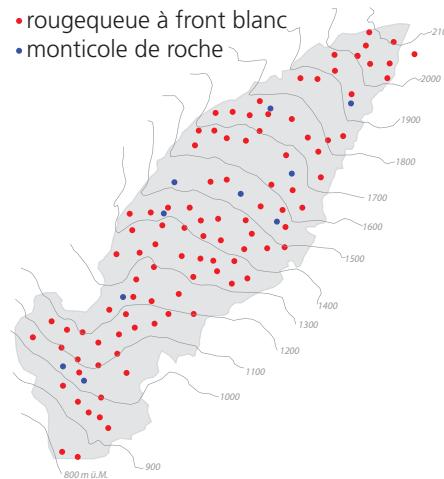


Fig. 23. Répartition du rougequeue à front blanc et du monticole de roche en 2008. Menacé, ce rougequeue qui se raréfie en Suisse est l'espèce la plus abondante de la zone incendiée.

progressivement la place aux oiseaux forestiers: fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*; 8, 28, 38), merle noir (*Turdus merula*; 9, 22, 26), et grive draine (*Turdus viscivorus*; 10, 14, 26). Avec 13 sites, le monticole de roche, disparu des zones à basse altitude en Suisse, faisait partie en 2006 des dix espèces les plus fréquentes, ce n'est plus le cas en 2008 (10 territoires). L'engouement d'Europe (*Caprimulgus europaeus*), qui aime coloniser les pinèdes et les chênaies ouvertes, n'est représenté que par un seul chanteur pendant les trois années.

À l'heure actuelle, la zone incendiée compte un plus grand nombre d'espèces d'oiseaux que la forêt voisine. Cette situation n'est toutefois que temporaire. En effet, la forêt va inéluctablement reprendre le dessus, et les espèces des zones ouvertes poursuivront leur vol...

Bilan: L'observation permanente a montré la vitesse avec laquelle les oiseaux peuvent coloniser de nouveaux habitats. La propagation rapide du rougequeue à front blanc est exemplaire pour une espèce qui régresse fortement ailleurs, notamment sur le Plateau et dans les villages. La plupart des espèces d'oiseaux qui ont colonisé la surface incendiée les premières années recherchent des sols à végétation épars – c'est-à-dire des habitats dans lesquels les insectes au sol et les semences restent visibles.

Régénération des arbres

À l'exception de la lisière de la forêt et de l'ilôt forestier de la partie supérieure de la zone épargnée par le feu, l'intensité élevée de l'incendie de Loèche ne permit la survie que de quelques arbres. Contrairement à une surface de chablis, il n'y avait aucune régénération préexistante à Loèche, et le reboisement dépendait surtout de la colonisation par de nouvelles plantules, ainsi que de leur développement. Seul le chêne pubescent, qui colonisait la partie inférieure de la zone, réagit par des rejets de souche après l'incendie. Étant donné que les essences constitutives du peuplement de la zone incendiée (pin sylvestre, épicéa et mélèze) ne forment pas de réserves de semences durables, la recolonisation par ces essences est tributaire de la présence d'arbres semenciers. Cela explique que les trois premières années après l'incendie

(2004–2006), la densité de régénération de ces essences ait diminué au fur et à mesure que l'on s'éloignait de la forêt restée intacte. Chez les essences pionnières (peuplier tremble, saules et bouleau), ce fut seulement le cas la première année. Dès 2005, elles étaient présentes sur toute la surface incendiée. Le créneau pour un établissement réussi de plantules est de courte durée. En présence d'une strate herbacée gagnant sans cesse en densité, presque aucune nouvelle plantule ne réussit à coloniser la surface à partir de la troisième période de végétation suivant l'incendie. Les deux premières années, le taux de mortalité des plantules était inférieur à 40 % chez les essences pionnières, alors que chez les résineux, il était supérieur à 60 % tous les ans. La réussite de la régénération fut indépendante de l'épaisseur de la couche de cendres (indicateur de l'intensité de l'incendie), mais elle augmenta nettement avec une altitude croissante (Fig. 24). En 2007, on dénombrait moins de 1200 jeunes arbres par ha au-dessous de 1700 m, tandis qu'entre 1700 et 2100 m on en comptabilisait en moyenne 2500. Nous imputons principalement aux conditions climatiques cette différence de densité de la régénération le long des gradients altitudinaux. Les mesures de températures et de précipitations sur la surface incendiée ont montré deux

choses: un déficit hydrique considérable à basse altitude dès le début de l'été, y compris pendant les années où les quantités pluviométriques étaient supérieures à la moyenne pluriannuelle; un régime des eaux ne présentant un excédent de précipitations qu'en 2007, année extrêmement humide. Cet excédent fut nettement plus fréquent à haute altitude, les plantes disposant en moyenne par mois d'environ 50 mm d'eau de plus à 2000 m qu'à 1000 m. Après un incendie de grande intensité, une forêt pourra-t-elle à nouveau s'établir? Et si oui, à quelle vitesse? La réponse dépend ainsi en premier lieu de la disponibilité des semences, et des conditions de germination et de croissance pendant les deux premières années après le sinistre. À basse altitude dans les Alpes centrales en particulier, la quantité d'eau disponible au printemps et au début de l'été détermine la réussite de la régénération. Si à l'avenir les précipitations estivales devaient diminuer dans cette région, comme cela est prévisible dans le contexte du changement climatique, on peut s'attendre, dans les deux premières années après l'incendie, à une baisse importante de la probabilité des conditions favorisant la germination et la croissance. Un indice allant dans ce sens est l'absence d'établissement du pin sylvestre là où il était constitutif du peuplement avant l'incendie. Ce phénomène fut déjà observé en Valais à l'occasion d'études antérieures (p.ex. DELARZE et WERNER 1985). Les principaux facteurs inhibiteurs du pin sylvestre après un incendie de forêt font l'objet d'études complémentaires.

Bilan: En cas d'incendie forestier de grande intensité, la régénération préexistante est absente. Dès lors, le reboisement dépend en premier lieu de l'établissement de nouvelles plantules. Le créneau pour une régénération réussie est de un à deux ans après l'incendie, et le succès de cette régénération est avant tout lié à la présence suffisante de semences pendant cette période, et d'eau au printemps et au début de l'été. L'augmentation annoncée de longues périodes de sécheresse pendant ces deux saisons pourrait ralentir le reboisement de surfaces incendiées à basse altitude dans les Alpes centrales.

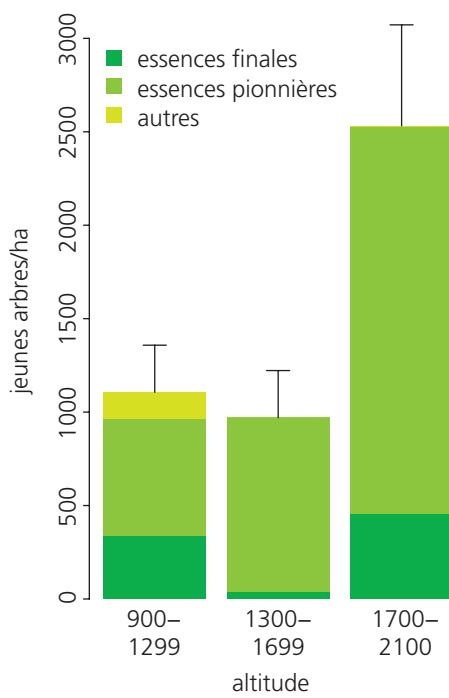


Fig. 24. Régénération des arbres quatre ans après l'incendie de forêt: densité et composition en espèces (0–500 cm).

n'existe pas d'indice de danger applicable universellement: dans les régions du Valais et du Tessin, des indices diamétralement opposés sont utilisés. Ainsi, en Valais, où environ 95% des incendies sont d'origine anthropique, on recourt de préférence à l'indice d'Angstroem ou au système d'indice canadien sur les jours à risque (Fig. 25). Pour les zones à haute altitude du Tessin où les incendies déclenchés par la foudre sont fréquents, l'indice de sécheresse selon KEETCH et BYRAM (1968) est en revanche le mieux adapté.

Les modèles statistiques perdent de leur fiabilité dans le contexte d'un climat aux changements marqués, car les données fondamentales qui les alimentent, c'est-à-dire les incendies sur le terrain, manquent tout simplement. De tels modèles se heurtent de ce fait à de nombreuses difficultés lors de l'évaluation du risque futur d'incendies forestiers. Une alternative: les modèles de simulations dynamiques de paysages. Grâce à l'un d'eux, nous avons étudié les interactions entre les changements climatiques, les modifications liées au climat qui affectent la vulnérabilité des forêts aux incendies, et les différents types d'exploitation forestière.

Dans les vallées sèches intraalpines, notamment dans la vallée du Rhin et en Engadine, le danger d'incendie forestier va, selon nos études, s'accroître de façon importante à cause de l'accentuation de l'aridité estivale. À l'avenir, la dynamique forestière de ces régions sera plus marquée par les incendies de forêt que par la modification des conditions de croissance générale. En d'autres termes, les effets dus au climat – dépérissement des arbres ou ralentissement de la régénération suite à une sécheresse de longue durée, par exemple –

deviennent secondaires par rapport à l'impact des incendies de forêt. En raison de la fréquence accrue des incendies forestiers, nous nous attendons à une forte réduction des volumes de bois, ainsi qu'à une augmentation des stades précoce de succession (SCHUMACHER et BUGMANN 2006). Ces changements auront à l'arrivée des conséquences négatives sur la protection contre l'érosion et les chutes de pierres.

Dans les régions où les paramètres pluviométriques peuvent atteindre aujourd'hui 1100 mm/an (région de Davos par exemple), le danger d'incendie forestier augmentera aussi de façon considérable pour les raisons mentionnées ci-dessus et dans la mesure où, selon les prévisions, les étés deviendront plus secs. Il importe donc d'être prévoyant et d'optimiser la gestion des incendies de forêt. Cela signifie une aptitude accrue des sapeurs-pompiers à intervenir en toute circonstance, d'éventuelles modifications dans la desserte, l'aménagement préventif de bassins d'extinction, et la mise à niveau des moyens de lutte contre les incendies. De même, la population doit recevoir des informations ciblées sur ce danger et sur le comportement à adopter pour prévenir les incendies. Dans les zones plutôt humides des Alpes du nord, zones situées à la périphérie des incendies de forêt, les dégâts

Bilan: Du fait de l'accentuation de l'aridité estivale, le danger d'incendie forestier s'accroîtra dans les vallées sèches intraalpines et entraînera des modifications majeures de la dynamique forestière. Il faut s'attendre à une réduction des volumes de bois et à un renforcement du danger d'érosion et de chutes de pierres. L'intégration de cette évolution dans la planification forestière est recommandée de façon urgente.

de chablis et les pullulations d'insectes qui en résultent devraient toutefois continuer de jouer un rôle plus déterminant que les incendies de forêt.

Stratégie de gestion des incendies de forêt en Valais

Les coûts d'extinction exceptionnellement élevés occasionnés par l'incendie de forêt à Loèche, de même que les sommes considérables nécessitées par les mesures ultérieures ne furent pas sans conséquence. Ils donnèrent une impulsion au processus de développement d'une stratégie visant à lutter efficacement contre les incendies de forêt en Valais. En décembre 2008, le concept cantonal de lutte contre les incen-

dies forestiers fut adopté par le Conseil d'État. Comme pour les concepts du Tessin et de la Vallée d'Aoste, la stratégie qui y est définie repose sur plusieurs niveaux de mesures: la prévention au moyen d'une analyse des données météorologiques afin d'identifier les situations à risque; l'organisation interne des sapeurs-pompiers pour améliorer la lutte; la construction d'infrastructures en vue de garantir la présence de sites de points d'eau dans les zones prioritaires. Il définit aussi pour l'Office cantonal du feu les principes essentiels à respecter pour l'organisation et l'intervention, et précise le besoin d'équipements spéciaux pour garantir une lutte efficace. Le concept cantonal sert aussi de base à l'élaboration de concepts régionaux de lutte contre les incendies forestiers. Les premiers doivent voir le jour dans les zones présentant le risque le plus élevé. Les régions planifient des mesures concrètes là où se manifeste le plus grand besoin d'action au regard des problèmes de sécheresse, de l'accessibilité et de la fonction protectrice de la forêt. Le succès de la lutte contre les incendies potentiels exige aussi la mise en place d'installations d'approvisionnement en eau. Par souci de rapidité et d'efficacité dans les situations à risque, la compétence de décision pour émettre des avis de prudence ou des interdictions de feu a été transférée du Conseil d'État au Chef du Département des transports, de l'équipement et de l'environnement. Ces décisions sont sensibles en période estivale, et en particulier le jour de la fête nationale.

Une nouveauté: pour la prévention des périodes à risque, le service des forêts et du paysage utilise le programme INCENDI qui fut développé pour le canton des Grisons. Ce programme fournit une base objective de prise de décisions en déterminant les différents niveaux de danger. Le niveau supérieur entraîne l'interdiction générale de faire du feu. Après le calibrage effectué à l'aide d'indicateurs caractéristiques de la région valaisanne, le programme livre, à un rythme journalier et par région, les niveaux de dangers adaptés à la sécheresse, aux conditions météorologiques et aux conditions de vent. Ils peuvent être visualisés sur des cartes.

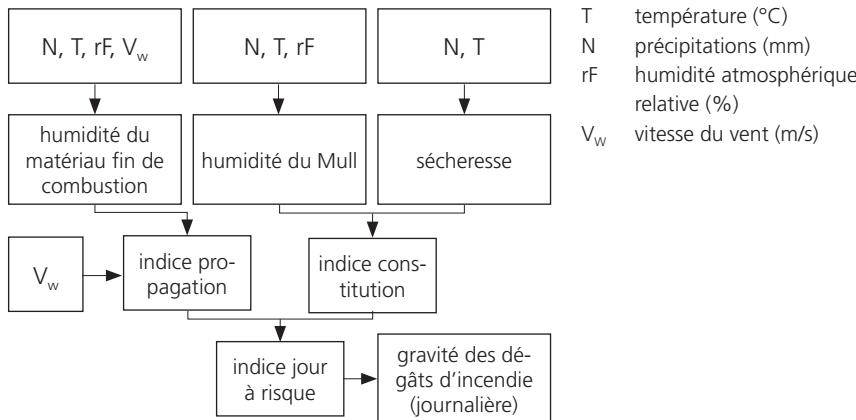
Le niveau suivant d'action du concept de lutte contre les incendies de forêt porte sur la coordination de la mise en œuvre des différentes mesures afin d'engager les moyens disponibles de façon efficiente, l'objectif final étant la réduction du risque et l'amélioration de la lutte.

Indice d'Angstroem

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

rF humidité atmosphérique relative (%)
T température (°C)

Système d'indice canadien sur les jours à risque



Indice de sécheresse selon Keetch et Byram (KBDI)

$$KBDI = Q + \frac{(800 - Q) \cdot (0.968 \cdot e^{0.0486 \cdot T} - 8.30) \cdot \Delta t}{1 + 10.88 \cdot e^{-0.0441 \cdot MJN}} \cdot 10^{-2}$$

Q valeur KBDI de la veille
 Δt intervalle de temps (p. ex. 1 jour)
 MJN précipitations moyennes annuelles (pouce)

Fig. 25. Indices fréquemment utilisés pour évaluer le danger d'incendie de forêt.

Bilan: Le Valais a défini une stratégie cantonale qui comprend les chapitres prévention, organisation et mise en place d'infrastructures dans la lutte contre le danger d'incendie forestier. Il précise les stratégies à appliquer en vue de réaliser des investissements futurs de façon optimale et coordonnée, et détermine le caractère prioritaire des mesures.

Synthèse: Diversité des espèces et régénération

Au nord des Alpes et dans les Alpes centrales en Suisse, un incendie forestier est perçu comme un événement exceptionnel et négatif. L'augmentation imminente du danger d'érosion cause l'insécurité, et la destruction visible à grande échelle de la nature déconcerte l'homme. Toutefois, comme pour la plupart des catastrophes naturelles, le véritable spectacle de la nature consiste en sa capacité ultérieure de régénération. Selon toute apparence, la majorité des espèces détruites par l'incendie revient tôt ou tard dans la zone incendiée. À toutes les altitudes étudiées, la recolonisation se traduit, en l'espace de trois à cinq ans, par une grande diversité d'espèces végétales et animales qui, chez les fougères et les plantes à fleurs par exemple, dépasse nettement la diversité des espèces des forêts restées intactes. La dominance des plantes à fleurs remarquables tels que l'épilobe à feuilles étroites, la saponaire rose ou le pastel des teinturiers, évolue alors d'année en année.

Les surfaces récemment incendiées, seulement pourvues d'une couverture végétale incomplète à court ou à moyen terme, offrent de façon temporaire un habitat adapté à de nombreuses espèces d'oiseaux comme le monticole de roche, le bruant fou et le rougequeue à front blanc, espèces rares sinon absentes des paysages cultivés. Les insectes pyrophiles colonisent en grand nombre les zones incendiées, avant de disparaître à nouveau au bout d'un certain temps. La magnificence de couleurs et de formes qui surgit après un incendie forestier illustre ainsi le processus d'autoguérison de la nature. Celui-ci se met déjà en place sur de grandes surfaces peu de temps après l'incendie.

Ce qui vaut en général pour la diversité des espèces connaît au contraire des limites dans la régénération des essences le long des gradients d'humidité. Tandis qu'à haute altitude, on peut déjà prévoir

un passage des forêts buissonnantes aux forêts mixtes d'épicéas et de mélèzes, une succession similaire des stades de développement de la forêt devrait à basse altitude nécessiter plus de temps en l'absence d'afforestation. La colonisation éparsse du pin sylvestre sur le substrat de cendres, déjà constatée lors de précédentes études, fut confirmée lors de l'incendie forestier de Loèche. La réussite de la régénération après un incendie forestier aux plus basses altitudes du Valais dépend fortement des conditions météorologiques des années suivantes. Les années humides sont propices à la colonisation alors que pour les arbustes, les années sèches sont autant d'obstacles à la croissance de leurs racines.

Synthèse: Mesures techniques et mesures d'exploitation forestière

Plusieurs démarches doivent être prises en compte dans le contexte d'un incendie forestier. Les forêts des vallées des Alpes centrales ne sont pas adaptées aux incendies de forêt, c'est pourquoi une gestion de ces incendies, c'est-à-dire des brûlis contrôlés, fréquents en Amérique du Nord, ne s'imposent pas. Comme de façon générale le risque augmente du fait du changement climatique et de l'utilisation accrue du territoire, tout incendie forestier doit être endigué le plus vite possible afin de protéger la population. Cela requiert l'élaboration de concepts de lutte qui comportent différents niveaux de mesures.

Les mesures immédiates dépendent fortement de l'ampleur de l'incendie de forêt et du potentiel de dangers de la surface sinistrée. Les premières mesures portent sur la sécurisation de la pente. Les digues, les filets de protection contre les chutes de pierres et la pose d'arbres en travers de la pente permettent alors de réduire le danger de chutes de pierres. Le risque d'érosion est élevé pendant les deux années après l'incendie car les cendres hydrofuges ne sont dispersées ou ne s'infiltrent dans le sol que progressivement. Dans cette phase délicate, de violentes averses peuvent entraîner de dangereux glissements de terrain au niveau de fortes pentes. Il est possible d'affaiblir cette dynamique via le détournement artificiel de l'eau de surface aux endroits menacés. Des ouvrages de protection contre les avalanches sont nécessaires dans les zones où la structure forestière a été détruite par le feu.

Si les pullulations de coléoptères en lièvre de la surface incendiée peuvent être contenues grâce à des interventions phytosanitaires ciblées, elles ne pourront pas être totalement empêchées. La deuxième priorité consiste à réaliser des afforestations dans les zones sèches – dans le cas de l'incendie de Loèche, ce fut plus précisément à moins de 1100 m d'altitude – afin d'accélérer le reboisement. Le succès de telles plantations dépend toutefois de l'approvisionnement en eau pendant la phase de croissance. En période sèche, il est ainsi nécessaire d'assurer un arrosage d'appoint.

Bibliographie

- BAVIER, B., 1944: Der Waldbrand am Calanda im August/September 1943. Schweiz. Z. Forstwes. 95, 291–298.
- BRASSEL, P.; BRÄNDL U.-B., 1999: Inventaire forestier national. Résultats du deuxième inventaire 1993–1995. Birmensdorf, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. Berne, Stuttgart, Vienne, Haupt. 442 p.
- CONEDERA, M.; PETER, L.; MARXER, P.; FORSTER, F.; RICKENMANN, D.; RE, L., 2003: Consequences of forest fires on the hydrogeological response of mountain catchments: a case study of the Riale Buffaga, Ticino, Switzerland. Earth Surf. Process. Landf. 28: 117–129.
- DELARZE, R.; WERNER, P., 1985: Evolution après des incendies d'une pelouse steppique et d'une pinède dans une vallée intra-alpine (Valais Central). Phytocoenologia 13: 305–321.
- ETIÉGNI, L.; CAMPBELL, A.G., 1991: Physical and chemical characteristics of wood ash. Bioresour. Technol. 37: 173–178.
- GIMMI, U.; BÜRGLI, M.; WOHLGEMUTH, T., 2004: Wie oft brannte der Walliser Wald im 20. Jahrhundert? Schweiz. Z. Forstwes. 155: 437–440.
- GÖDICKEMEIER, I., 1998: Analyse des Vegetationsmusters eines zentralalpinen Bergwaldgebiets. Diss. ETH 12641, Zürich.
- JENNI, S.; WALTER, T.; MORETTI, M.; JEANNERET, P.; OBRIST, M.K.; DUELLI, P., 2007: Auswirkung von Feuer, Meereshöhe und Vegetation auf die Heuschreckenfauna im Waldbrandgebiet oberhalb Leuk im Wallis. Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 80: 253–269.
- KEETCH, J.J.; BYRAM, G., 1968: A drought index for forest fire control. Forest Exp. Sta., U.S.D.A. Res. Paper S E-38. 32 S. <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/viewpub.jsp?index=4>
- LANDOLT, E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64: 1–208.
- MARXER, P., 2003: Oberflächenabfluss und Bodenerosion auf Brandflächen des Kastanienwaldgürtels der Südschweiz mit einer Anleitung zur Bewertung der post-fire Erosionsanfälligkeit (BA EroKaBr), Basel.
- MOSER, B.; GIMMI, U.; WOHLGEMUTH, T., 2006: Ausbreitung des Erdbeerspinats *Blitum virgatum* nach dem Waldbrand von Leuk, Wallis (2003). Bot. Helv. 116: 179–183.

PRADELLA C., WERMELINGER B., OBRIST M.K., DUELLI

P., MORETTI M.: On the occurrence of five pyrophilous beetle species in the Swiss Central Alps (Leuk, Canton Valais). *Entomo Helvetica* 3 (in press).

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Collaborateurs et collaboratrices des différents projets

Mesures immédiates et prévention

A. Brigger¹, K. Egger², V. Breyg¹

Installation du réseau d'échantillonnage

E. Cereghetti⁰, C. Matter⁰, C. Cattaneo⁰, D. Trummer⁰

Suivi de la végétation

T. Wohlgemuth⁰, B. Moser⁰, S. Hadorn⁰, S. Bangerter⁰,

Siivi de la régénération

L. Buholzer⁰, A. Bunge⁰, T. Kipfer⁰, M. Kube⁰, P. Küttel³,

Siivi des invertébrés

S. Leugger⁰, M. Serena³, C. Temperli⁴, L. Wohlgemuth⁰

Siivi des oiseaux

B. Moser⁰, T. Wohlgemuth⁰, A.-R. Joss⁰, C. Hester⁵,

Siivi du climat du peuplement

U. Wasem⁰, M. Wyer⁶

Caractérisation du climat

M. Moretti⁰, M.K. Obrist⁰, B. Wermelinger⁰,

Caractérisation du sol

C. Pradella⁷, P. Duelli⁰, B. Forster⁰, B. Fecker⁰, F. Fibbioli⁰,

Interprétation des photos aériennes

D. Schneider Mathis⁰, S. Schnydrig⁰, P. Wirz⁰

Incendies de forêt en Suisse

A. Sierro⁸, B. Posse⁸

Risque d'incendies de forêt à l'avenir

G. Schneiter⁰, T. Wohlgemuth⁰

Stratégie de gestion des incendies (VS)

M. Rebetez⁰, D. Schmatz⁰, T. Wohlgemuth⁰,

Caractérisation du sol

N.E. Zimmermann⁰

Interprétation des photos aériennes

S. Sciacca⁰, P. Lüscher⁰, T. Wohlgemuth⁰

Incendies de forêt en Suisse

L. Laranjeiro⁰, C. Ginzler⁰

Risque d'incendies de forêt à l'avenir

M. Conedera⁰, T. Zumbrunnen⁹, T. Wohlgemuth⁰

Stratégie de gestion des incendies (VS)

P. Weibel⁹, C. Elkin⁹, H. Bugmann⁹

Caractérisation du sol

P. Gerold¹, J. Lehner¹

⁰ Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf

¹ Service des forêts et du paysage, Canton du Valais

² Entreprise forestière de Loèche et des environs, Loèche

³ Collaboration avec la Haute école spécialisée de Wädenswil, Wädenswil

⁴ Collaboration avec la Chaire d'écologie forestière, ETH Zurich

⁵ Collaboration avec la Haute école de Neubrandenburg, Allemagne

⁶ Collaboration avec BINA Engineering SA, Turtmann (VS)

⁷ Collaboration avec l'Université de Neuchâtel

⁸ Station ornithologique Suisse, Antenne valaisanne

⁹ Chaire d'écologie forestière, ETH Zurich

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

Les travaux de recherche ont bénéficié du soutien du Service des forêts et du paysage du canton du Valais, de la Station ornithologique suisse, du Fonds national suisse et du Programme de recherche «Dynamique de la forêt» du WSL. La Bourgeoisie de Loèche a gracieusement mis la zone incendiée à disposition pour l'ensemble de ces travaux de recherche.



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

CANTON DU VALAIS
KANTON WALLIS



vogelwarte.ch



Eidgenössische Technische Hochschule Zürich

Swiss Federal Institute of Technology Zurich

Notice pour le praticien ISSN 1012-6554

Concept

Les résultats de la recherche sont élaborés pour constituer des pôles de savoir et des guides d'action à l'intention des acteurs de la pratique. Cette série s'adresse aux milieux de la foresterie et de la protection de la nature, aux autorités, aux écoles ainsi qu'aux non-initiés.

Les versions allemandes de cette série sont intitulées

Merkblatt für die Praxis ISSN 1422-2876

Les éditions italiennes paraissent occasionnellement dans le périodique

Sherwood, Foreste ed Alberi Oggi.

Pour les dernières parutions, consultez

http://www.wsl.ch/publications/series/merkblatt/index_FR

Managing Editor

Dr. Ruth Landolt

Institut fédéral de recherches WSL

Zürcherstrasse 111

CH-8903 Birmensdorf

E-mail: ruth.landolt@wsl.ch

www.wsl.ch/publications/

Traduction: Jenny Sigot Müller, WSL

Mise en page: Sandra Gurzeler, WSL

Impression: Sihldruck AG

Klimaneutral