

Écologie du feu des hêtraies montagnardes

Services écosystémiques et mesures sylvicoles après un incendie de forêt

Janet Maringer, Davide Ascoli, Eric Gehring, Thomas Wohlgemuth, Massimiliano Schwarz, Marco Conedera



Fig. 1. Mosaïque typique de peuplements après un incendie forestier dans une hêtraie montagnarde du sud des Alpes. Des zones fortement endommagées par le feu où presque aucun hêtre ne survit jouxtent des surfaces faiblement touchées où la canopée est presque intacte.

Avec les changements climatiques, le temps devient plus chaud et les périodes de sécheresse extrême plus fréquentes, d'où l'augmentation du risque d'incendie de forêt – même dans des associations forestières où, historiquement, les feux se déclenchaient rarement. Parmi elles se trouvent les hêtraies montagnardes d'Europe centrale. Or, celles-ci assurent non seulement des prestations écologiques et économiques, mais aussi une fonction protectrice contre les dangers naturels, notamment sur les versants escarpés. Une meilleure connaissance de l'écologie du feu du hêtre permet d'estimer jusqu'à quel point les prestations protectrices des hêtraies montagnardes sont préservées après un incendie de forêt et quelles mesures sylvicoles doivent éventuellement être prises.

Les hêtraies montagnardes (*Fagus sylvatica* L.) non perturbées et richement structurées, situées en amont de voies de transport, de bâtiments et d'autres infrastructures, protègent des chutes de pierres, des glissements de terrain superficiels et de l'érosion du sol (PERZL 2009). En Suisse, environ 14 % des forêts protectrices sont des hêtraies (WSL 2019). De façon générale, les perturbations à vaste échelle représentent une menace pour le maintien des prestations protectrices d'une forêt (VACCHIANO *et al.* 2016). La durée et l'importance de la réduction des prestations protectrices dépendent du type de perturbation, de son intensité et de sa propagation, mais aussi de la capacité de résistance

et de régénération des peuplements concernés, ainsi que des mesures sylvicoles prises avant ou après une perturbation (BEBI *et al.* 2015).

Contrairement aux chablis, les feux se déclenchent rarement dans les hêtraies d'Europe centrale. Dans les stations fraîches de hêtres, bien alimentées en eau, il est rare en effet qu'existent des conditions propices à l'inflammation des combustibles, notamment de la couche de litière au sol (HOUSTON *et al.* 2016; HENNING 2019). Au sein des vieux peuplements de hêtres bien entretenus, situés dans des stations fertiles – des hêtraies cathédrales – les troncs imposants sans branches et la canopée intacte empêchent la présence d'un sous-bois riche en biomasse, de ce fait inflammable. Dans ces forêts assez sombres à l'air humide, la couche de litière compacte, pauvre en oxygène et humide ne pourra guère s'enflammer (PEZZATTI *et al.* 2010; HENNING 2019).

En revanche, de jeunes (ou anciens) taillis de hêtres dont le tronc est de faible diamètre et la couverture de la canopée incomplète, résistent moins au feu.

Pendant les périodes prolongées de sécheresse, la couche de litière et la couche supérieure d'humus peuvent toutefois se dessécher aussi dans les hêtraies: il faut alors s'attendre à un danger d'incendie de forêt accru. Au sud des Alpes notamment, les périodes de canicule et de sécheresse de plusieurs mois en 2003, 2017 et 2018, ont donné lieu à des incendies de grande ampleur dans des hêtraies (fig. 1). Les prévisions tablent sur une augmentation nette de ces événements climatiques extrêmes d'ici à la fin du XXI^e siècle (SCHÄR *et al.* 2004; PEZZATTI *et al.* 2016). Une telle tendance soulève des questions sur les prestations forestières, la résilience et les fonctionnalités écologiques des peuplements durables de hêtres (ALLGAIER LEUCH *et al.* 2017;

ASCOLI *et al.* 2013). L'écologie du feu du hêtre peut nous aider à comprendre la façon dont réagissent les hêtraies endommagées par le feu, et la manière de les traiter sur le plan sylvicole après un incendie.

Feux dans les hêtraies

À la différence des feux de cimes, très intenses, qui surviennent généralement en Europe dans le bassin méditerranéen et les vallées des Alpes centrales, ce sont avant tout des feux de surface qui se déclenchent dans les hêtraies montagnardes des Alpes. Les combustibles à terre tels que la litière, les couches d'humus, le bois mort et le sous-bois éventuel sont alors consumés. Quelle que soit la saison (incendies hivernaux ou estivaux), dans des conditions météorologiques normales, les feux de surface sont rapidement éteints par les

Définition de l'intensité et de la gravité de l'incendie

Le rayonnement thermique dégagé sur la ligne de front de flamme (mesuré en kW m^{-1}) est défini comme **intensité de l'incendie**. Celle-ci est influencée par la qualité (constitution, structure, taux d'humidité et répartition spatiale) et la quantité de biomasse disponible. Les conditions météorologiques locales, notamment les vents locaux, ont un impact sur l'apport d'oxygène et peuvent de ce fait, en interaction avec la forme du terrain, influencer sur les processus de combustion et l'intensité de l'incendie qui en résulte.

La **gravité de l'incendie** désigne au contraire le degré de gravité (magnitude) selon les modifications qui apparaissent au niveau de la couverture et de la composition végétales, de l'accumulation de la biomasse et de la composition chimique du sol de surface dans la période qui suit un feu.

Détermination de la gravité de l'incendie

Dans les hêtraies, la gravité de l'incendie peut aussi changer à très petite échelle en fonction des conditions morphologiques locales et de la structure du peuplement. C'est pourquoi dans une première étape, il est conseillé de délimiter de façon visuelle les parties d'une surface incendiée plus ou moins dévastées par les feux et ce, via des photographies aériennes ou des visites sur le terrain par exemple.

Lors d'une visite sur le terrain au cours des trois premières années, il importe d'établir les pertes dans la zone du houppier (feuilles, branches) et la surface terrière préservée (rapport entre la section transversale du tronc des arbres survivants et de l'ensemble des arbres sur pied avant l'incendie; fig. 2). Les zones touchées par un **incendie de faible gravité** présentent de faibles pertes au niveau du houppier et de la surface terrière, ce qui signifie que le couvert des houppiers est encore fermé à hauteur de plus de 85 %, et qu'au moins 80 % de la surface terrière originelle ont été conservés (situation qui perdure en général jusqu'à 20 ans après l'incendie).

Sur les **surfaces victimes d'un incendie de moyenne gravité**, les pertes au niveau de la zone du houppier et de la surface terrière sont très variables. Le plus souvent, elles sont toutefois nettement supérieures et augmentent avec le temps: le couvert s'ouvre avec des pertes du houppier évoluant entre 50 et 80 %, tandis que de 60 à 90 % du peuplement originel survivent. En raison du dépérissement différé, la proportion d'arbres morts par rapport à la surface terrière totale continue de croître, si bien qu'au fil du temps, seuls 45 à 80 % du peuplement originel se maintiennent (fig. 2).

Une surface victime d'un **incendie de forte gravité** développe une dynamique très rapide du peuplement de sorte que lors de la période de végétation suivante, les pertes foliaires peuvent déjà avoisiner 50 %. Au niveau de la surface terrière, les pertes sont telles que seuls 20 % de la surface terrière originelle sont parfois conservés (fig. 2).

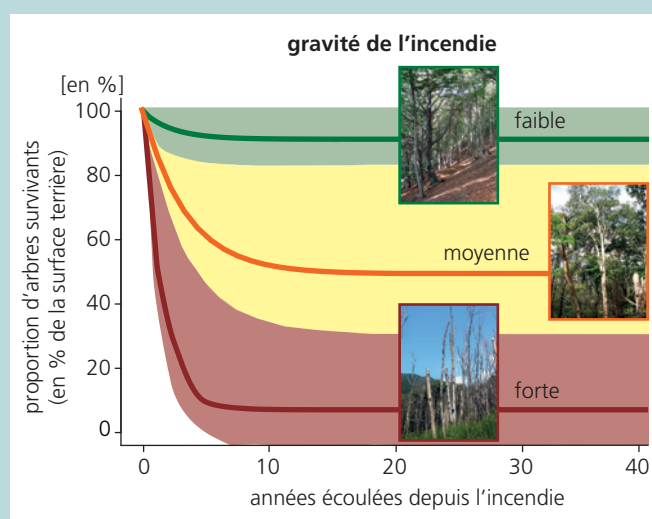


Fig. 2. Classification de la gravité de l'incendie en trois catégories: faible, moyenne et forte d'après le rapport entre la proportion de surface terrière des hêtres survivants et celle des hêtres avant le feu.

sapeurs-pompiers, et les surfaces incendiées ne dépassent guère un hectare en moyenne. Dans des conditions très sèches et venteuses, les départs de feux peuvent au contraire provoquer de vastes incendies qui, en pleine période de végétation, peuvent même gagner la zone du houpier d'arbres (ASCOLI *et al.* 2015).

Des intensités diverses d'incendies à très petite échelle caractérisent également les incendies dans les hêtraies montagnardes. Elles sont dues à l'accumulation variable de biomasse et à des réactions hétérogènes au feu sur des terrains au relief accidenté. Il en ressort une mosaïque de surfaces plus ou moins endommagées, qui comprennent souvent aussi des îlots boisés épargnés (voir fig. 1).

Écologie du feu du hêtre

Facteurs primaires de mortalité

L'évolution vers des peuplements purs de hêtres ombragés et la présence d'une couche de litière compacte, pauvre en oxygène, réduisent fortement la vulnérabilité du hêtre au feu. Cette essence est en effet dépourvue des adaptations morphologiques (épaisse couche de liège) ou des propriétés physiologiques (bonne capacité de rejet; sérotonine) qui préservent du feu.

Même à un âge avancé, les hêtres ne disposent que d'une fine écorce qui protège mal les organes vitaux sous-jacents, notamment le cambium, du feu et de la chaleur produite. Contrairement aux chênes et aux châtaigniers, les hêtres perdent très vite en vieillissant la capacité de produire des rejets sur la souche. Comme pour la plupart des arbres forestiers d'Europe centrale, les faînes ne perdurent pas dans le sol. De ce fait, il est impossible que se constitue un stock semencier durable qui, après un feu, pourrait contribuer à la régénération de façon active (WAGNER *et al.* 2010).

En dépit de l'absence d'adaptations morphologiques spécifiques, les peuplements de hêtres peuvent survivre à un incendie de forêt. Décisive est alors l'interaction entre l'intensité de l'incendie (voir «Définition de l'intensité et de la gravité de l'incendie») et certaines caractéristiques individuelles de l'arbre qui entraînent sa mort rapide, différée ou sa survie.

L'un des principaux facteurs morphologiques qui décide de la vie ou de la mort d'un hêtre atteint par le feu, est le diamètre de son tronc. En cas de faible dia-

mètre, la circonférence entière du tronc est souvent endommagée par la chaleur de l'incendie (fig. 3a), d'où la survie quasi impossible de tissus vitaux aux fonctions primordiales pour l'arbre. La situation est différente chez les hêtres pourvus d'un tronc à large diamètre: le feu n'altère que des parties d'écorce, la plupart du temps du côté du tronc à l'abri du vent (fig. 3b; fig. 4). De façon générale, en cas d'incendie, les hêtres au tronc à large diamètre ont une probabilité de survie plus élevée que ceux à faible diamètre, bien que cet

effet s'amenuise avec une intensité accrue du front de flamme. Dans les surfaces touchées par des incendies de moyenne gravité, un autre facteur est aussi déterminant: les hêtres ont-ils un tronc unique ou une structure à plusieurs troncs (sont-ils par exemple issus de rejets de souche)? Avec un arbre à plusieurs troncs, ceux à l'abri du front de flamme sont plus souvent endommagés car la durée de la présence des flammes, ainsi que leur hauteur, et par conséquent l'impact de la chaleur, y sont supérieurs (fig. 3c).

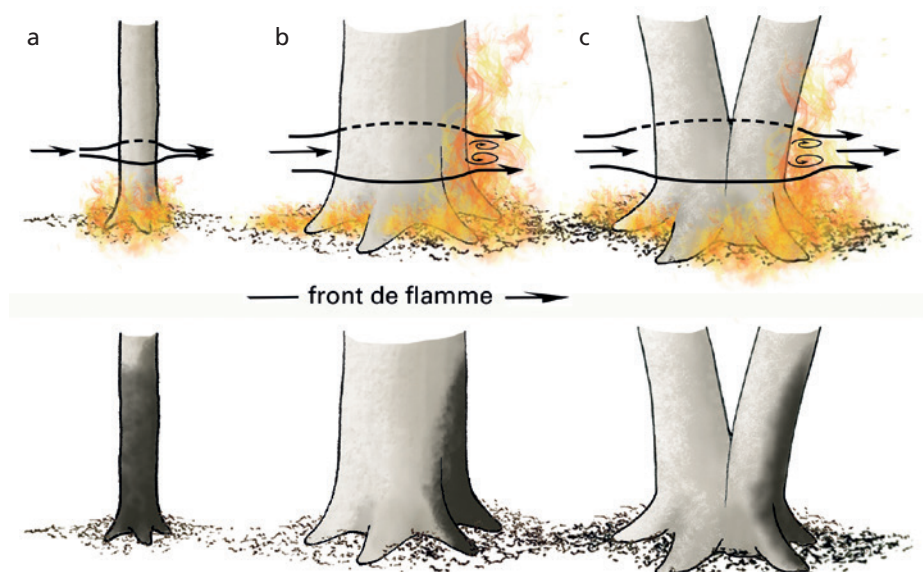


Fig. 3. Interaction entre le front de flamme et un hêtre (a) dont le tronc est de faible diamètre, (b) de large diamètre ou (c) à plusieurs troncs.

■ fort impact de la chaleur – longue durée de présence des flammes ■ dégâts mortels à l'écorce. Illustration: Silvana Wölfle (modifié à partir de GUTSELL et JOHNSON 1996).



Fig. 4. Marques triangulaires typiques laissées par l'incendie sur le côté du tronc du hêtre situé à l'abri du front de flamme.



Fig. 5. Représentants typiques des espèces de champignons qui colonisent les hêtres après un incendie: a) la tramète à ligne noire (*Cerrena unicolor*), b) *Irpex lacteus*, c) la daldinie (*Daldinia* sp.).

Après des incendies de forte gravité, quelques hêtres mourront tout de suite, tandis que la majeure partie des arbres endommagés par le feu dépérira lentement sur une période de dix ans. Après des incendies de faible ou de moyenne gravité, ce processus peut durer jusqu'à 20 ans et ne concerner qu'une partie du peuplement (MARINGER *et al.* 2016a).

Facteurs secondaires de mortalité

Si l'écorce d'un hêtre endommagé par le feu se brise, une course contre la montre commence pour l'arbre. Pour être protégé des organismes nuisibles, le tissu ligneux exposé doit tout d'abord être clairement isolé et délimité, avant que du tissu sain situé à proximité ne puisse refermer la plaie (il recouvre alors la blessure; SCHWEINGRUBER 2001). La capacité à former un bourrelet cicatriciel et des tissus de cicatrisation dépend ensuite fortement de la vitalité de l'arbre. Ce processus peut s'étendre sur trois ans après la survenue des blessures (DUJESIEFKE *et al.* 2005). Pendant cette période, il existe un risque accru de pénétration des organismes nuisibles dans la plaie. Très souvent en effet, des champignons lignivores infestent le bois atteint et finissent par entraîner l'effondrement et le dépérissement de l'arbre (MARINGER *et al.* 2016a). Le risque d'infection dépend très fortement du site et des conditions climatiques qui prévalent. On retrouve différentes espèces de champignons sur les hêtres endommagés par le feu. Elles se distinguent des champignons qui surviennent le plus souvent après des lésions mécaniques et sont plus proches de celles qui apparaissent sous l'effet de la chaleur ou de la sécheresse (LANGER et BUSSKAMP 2020; tabl. 1). Les espèces les plus fréquentes sur les hêtres victimes du feu sont entre autres la tramète à ligne noire (*Cerrena unicolor*), *Irpex lacteus* et

Tabl. 1: Espèces de champignons qui infestent les hêtres blessés.

Espèces de champignons	Courte description biologique
Champignons qui apparaissent après les incendies de forêt	
<i>Armillaria</i> sp.	–
<i>Cerrena</i> cf. <i>unicolor</i>	Forêts clairsemées, présence limitée sur sols humides
<i>Daldinia</i> sp.	Spécialement adapté aux incendies de forêt. Peut rester non détecté pendant des décennies.
<i>Formes fomentarius</i>	Agent de la pourriture blanche chez le hêtre et d'autres feuillus. Colonise les arbres affaiblis et décompose lentement leur bois, ce qui est source d'instabilité.
<i>Inonotus nodulosus</i>	Privilégie les sols humides et apparaît le plus souvent au cours des stades tardifs de développement des forêts.
<i>Irpex lacteus</i>	Survient très fréquemment après un incendie et cause la pourriture blanche dans les cicatrices d'incendie.
<i>Oudemansiella micida</i>	Champignon lignivore qui survient aux stades précoces après une perturbation, notamment dans les régions avec une forte humidité de l'air.
<i>Schizophyllum commune</i>	Infeste très souvent les arbres qui, rapidement dégagés du fait d'un incendie, ont été victimes d'un «coup de soleil».
<i>Stereum hirsutum</i>	Fait partie des premiers champignons colonisateurs après un feu.
<i>Trametes hirsuta</i>	Infeste les arbres blessés exposés brutalement à la lumière.
<i>Digitodochium rhodoleucum</i>	À ce jour seulement identifié sur le hêtre du Japon
<i>Nectria</i> sp.	Champignons du genre <i>Nectria</i>
<i>Biscogniauxia mediterranea</i>	Fait partie du genre <i>Biscogniauxia</i> ; infeste des parties d'écorce d'arbres fragilisés.
<i>Biscogniauxia nummularia</i>	Champignon du genre <i>Biscogniauxia</i> qui infeste le hêtre commun; est un sapro-bionte.
Champignons qui apparaissent après une blessure mécanique	
<i>Cylindrobasidium evolvens</i>	Champignon lignivore
<i>Daedalea quercina</i>	Cause la pourriture rouge.
<i>Fomitopsis pinicola</i>	Colonise les arbres blessés.
<i>Ganoderma applanatum</i>	Disséminé par une mouche dévoreuse de champignons; cause la pourriture blanche.
<i>Hypoxylon fragiforme</i>	Champignon lignivore
<i>Hypoxylon cohaerens</i>	Champignon lignivore
<i>Inonotus radiatus</i>	Peut apparaître sur des hêtres dépérissants.
<i>Inonotus obliquus</i>	Est source de plaies qui cicatrisent mal et entraîne la décomposition du bois sur le tronc.
<i>Inonotus cuticularis</i>	Pourriture brune
<i>Laetiporus sulphureus</i>	Champignon lignivore
<i>Meripilus giganteus</i>	Pourriture blanche
<i>Nectria galligena</i>	Infeste les hêtres blessés aux côtés de <i>Cryptococcus fagisuga</i> .
<i>Oxyporus populinus</i>	Pourriture blanche
<i>Pholiota squarrosa</i>	Infeste les arbres affaiblis.
<i>Polyporus squamosus</i>	Pourriture blanche
<i>Pleurotus ostreatus</i>	Infeste les feuillus blessés.

Source: SHIGO (1970); SCHWARZE et BAUM (2000); KRIEGLSTEINER (2000); REINARTZ et SCHLAG (2002); ZARZYŃSKI (2007); WEBSTER et WEBER (2007); CONEDERA *et al.* (2007); KAHL (2008).

la daldinie (*Daldinia* sp.; fig. 5).

Le dépérissement des hêtres calcinés est accéléré non seulement par des caractéristiques physiologiques ou leur vulnérabilité face à des perturbations secondaires, mais aussi par des conditions environnementales: sous-alimentation en eau (faibles précipitations, notamment en présence d'un sol perméable) ou basses températures (courtes périodes de végétation, gel tardif).

Conclusion

- La rapidité du dépérissement des hêtres après un incendie de forêt, ou encore leur survie ou non après un feu, découlent de l'interaction entre l'intensité de l'incendie et les caractéristiques morphologiques individuelles (par exemple le diamètre à hauteur de poitrine), ainsi que de la probabilité d'une infestation fongique secondaire.
- Plus le diamètre du tronc est grand et plus l'intensité de l'incendie est faible, plus la probabilité de survie est généralement élevée.
- Les champignons lignivores peuvent infester le bois exposé de hêtres brûlés, et augmenter le risque de mortalité.
- Après des incendies de forte gravité, la majeure partie des hêtres endommagés par le feu meurt au cours des dix premières années. Avec des incendies de faible et moyenne intensité, le processus de dépérissement dure de 15 à 20 ans.

Récupération des hêtraies après un incendie

Le feu crée des conditions favorables à la germination et au développement en réduisant, voire en détruisant, la couche compacte de litière typique des hêtraies et en entraînant un lent éclaircissement du couvert des houppiers (fig. 6). Les substances pathogènes, inhibitrices de la croissance, ou les substances toxiques sont dégradées et éliminées (MAZZOLENI *et al.* 2015). Les résidus de charbon peuvent fixer les phénols, qui ont un impact inhibiteur sur les bactéries fixatrices d'azote et absorbent de l'eau, avant de la réinjecter en différé dans le sol avoisinant. La disponibilité accrue en eau dans le sol aide les plantules à ne pas se dessécher.

Des arbres semenciers survivants, qui fournissent une quantité considérable de faînes les années de forte fructification, sont déterminants pour un ensemencement



Fig. 6. Densité élevée de graines de hêtres en phase de germination après une année de forte fructification, sur un sol forestier venant d'être ravagé par les feux.



Fig. 7. Protégés par le bois mort, les hêtres réussissent à se régénérer grâce à l'ombre locale, l'humidité accrue du sol et un bon approvisionnement en nutriments.

réussi des hêtres (ASCOLI *et al.* 2015; MARINGER *et al.* 2020). De tels arbres protègent aussi les plantules (hauteur ≤ 20 cm) d'un ensoleillement trop intense et de la rudesse de conditions météorologiques à l'image de gels tardifs ou de fortes variations thermiques journalières. Aux côtés des arbres survivants, le bois mort accumulé au sol (fig. 7), ou des espèces pionnières qui, au sein de grandes clairières, colonisent en premier les lieux, assurent cet effet protecteur (fig. 8). Le bois mort apporte de l'ombre à l'échelle locale, accentue l'humidité du sol à petite échelle, et préserve ainsi les plantules du dessèche-

ment. De plus, le sol bénéficie en continu des nutriments issus du processus de décomposition. Les espèces pionnières favorisent la croissance des semis de hêtres en empêchant un fort ensoleillement et en protégeant de l'abroustissement. Une fois établis, les jeunes hêtres (hauteur > 20 cm) ont besoin de plus en plus de lumière pour croître, celle-ci apparaissant en continu au fur et à mesure que les hêtres du vieux peuplement dépérissent (MARINGER *et al.* 2016b).

Alors que dans les sombres hêtraies non perturbées, les hêtres régénérés ne survivent pas souvent plus de deux ans, dans

des forêts moyennement à gravement endommagées par le feu, de nombreux hêtres d'âges différents poussent grâce à des conditions propices à la croissance. Sur les surfaces incendiées âgées de 10 à 20 ans, les plantules de hêtres ont de 5 à 8 ans en moyenne, sur celles de 21 à 40 ans, l'âge moyen des plantules double. De nouvelles graines germent régulièrement au fil des étapes de la succession écologique. Sur les surfaces incendiées de 40 ans, les arbres régénérés présentent ainsi un éventail d'âges particulièrement large.

Conclusion

- Le feu crée des conditions de germination propices à l'ensemencement des hêtres.
- Les plantules de hêtre (hauteur ≤ 20 cm) sont favorisées par le couvert perméable des hêtres survivants: celui-ci protège du rayonnement solaire intensif et des rudes conditions météorologiques, et permet en même temps un apport de semences adéquat.
- Les recrûs de hêtres (hauteur > 20 cm) profitent surtout de l'offre accrue en lumière qui apparaît du fait du dépérissement progressif du vieux peuplement.
- Les espèces pionnières ont plutôt un impact favorable sur la croissance du hêtre.



Fig. 8. Régénération après un incendie de forte gravité avec des espèces pionnières dominantes à la croissance rapide (bouleau), et une régénération dense du hêtre dans le sous-bois.

Faînéées fournisseuses de graines

Une stratégie typique des plantes pour survivre aux incendies dans les écosystèmes marqués par le feu est la constitution de banques de semences durables, situées dans le sol ou dans le houppier. Si la banque de semences est dans le sol, les graines des essences résistantes au feu ne germeront que sous l'influence de la chaleur ou de la fumée issues de l'incendie. Avec une banque de semences dans les houppiers, les graines sont disséminées sous l'effet d'une forte chaleur (sérotinie interrompue par le feu par exemple) si bien qu'elles rencontrent des conditions optimales de germination (KRAUS *et al.* 2019). Dans les écosystèmes tempérés d'Europe centrale où à ce jour, le feu n'a joué qu'un rôle secondaire, de telles stratégies d'adaptation font défaut. Chez le hêtre en particulier, la régénération après un feu dépend du nombre de hêtres survivants et capables de se reproduire. S'y ajoutent les grandes quantités de graines produites à intervalles réguliers pendant les années de forte fructification.

En Europe centrale et dans les Alpes, les faînéées à large échelle du hêtre sont généralement pilotées et synchronisées tous les quatre à dix ans par de vastes processus météorologiques (ASCOLI *et al.* 2017). Sur les surfaces incendiées, les hêtres suivent aussi ces cycles de fructification à vaste échelle (MARINGER *et al.* 2020). Sur celles touchées par des feux de faible et moyenne gravité, l'intensité de la fructification est similaire à celle présente dans les forêts non perturbées, tandis que sur les surfaces fortement dévastées par les feux, elle est limitée à cause de la perte du vieux peuplement. La production de graines de certains hêtres dégagés du fait de l'incendie, peut toutefois être nettement plus élevée que dans les forêts intactes, et ce en raison de l'apport accru de lumière et par là même de la production accrue de biomasse (ASCOLI *et al.* 2015; fig. 9).

Plus la production de graines est élevée et plus le couvert des houppiers est ouvert, plus la probabilité est grande que la régénération du hêtre s'établisse. Comme un vieux peuplement de hêtres endommagé par le feu ne s'effondrera qu'ultérieurement, les faînéées peuvent donner des impulsions à la régénération jusqu'à 30 ans après un incendie. Après l'ouverture d'une forêt, cette période pendant laquelle les arbres forestiers peuvent rapidement s'établir est appelée fenêtre de régénération. Si en conséquence d'une trop forte fermeture du houppier du vieux peuple-

ment, ou d'une régénération déjà établie, l'apport de lumière au sol est trop faible, cette fenêtre se ferme et aucune autre impulsion de régénération n'a lieu (MARINGER *et al.* 2020).

Conclusion

- S'il existe, au sein de surfaces de hêtres incendiées, des arbres-semenciers survivants et une pénétration suffisante de la lumière par le houppier, les faînéés donnent des impulsions de régénération.
- Lors de conditions favorables au développement du hêtre, la fenêtre de régénération peut rester ouverte jusqu'à 30 ans après un incendie de forêt – les 15 premières années sont toutefois déterminantes pour la réussite de la régénération future.
- En présence d'une fenêtre ouverte de régénération, les faînéés peuvent donner plusieurs impulsions dans ce sens.

Dynamique du peuplement en fonction de la gravité de l'incendie

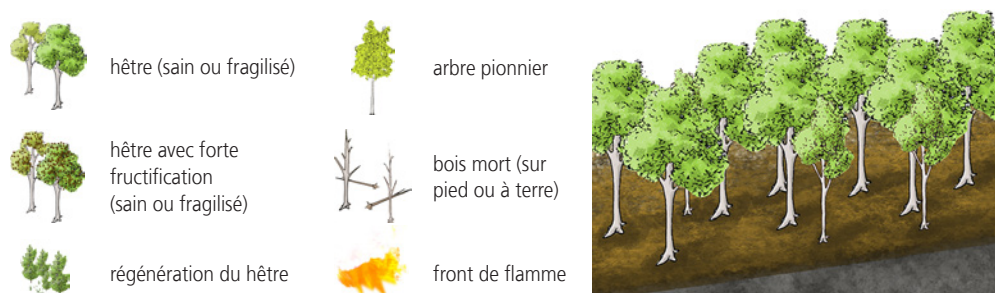
Le taux et la vitesse de dépérissement des hêtres étant essentiellement déterminés par la gravité de l'incendie, celle-ci est également primordiale pour la dynamique de régénération (voir fig. 11). En raison de la mortalité élevée chez le hêtre, et des clairières et trouées qui apparaissent par la suite dans le peuplement sur des surfaces très endommagées, d'abondantes espèces pionnières photophiles ou des herbacées et des graminacées inhibitrices de la régénération, peuvent aussi s'implanter aux côtés des plantules de hêtres durant les dix premières années. Dans les Alpes sous influence atlantique domine le bouleau verruqueux (*Betula pendula*) parmi les espèces pionnières. C'est seulement sur les sites plus secs, riches en calcaires, des Alpes sud-occidentales, qu'il est remplacé par l'aubour commun (*Laburnum anagyroides*). Dans les hêtraies à faible altitude ou exposées au sud, des essences exotiques à l'image du robinier (*Robinia pseudacacia*), de l'ailante (*Ailanthus altissima*) et du paulownia tomenteux (*Paulownia tomentosa*), peuvent apparaître de façon isolée ou dominante, notamment au sud des Alpes (fig. 10; MARINGER *et al.* 2012). Après de graves incendies, une végétation pionnière dense, herbacée et touffue (genêt, molinie et fougère impériale fréquemment), dont les degrés de couverture dépassent 50 % dans les importantes trouées à l'intérieur du peuplement, a souvent un effet inhibiteur sur la régénération.



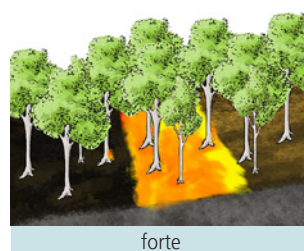
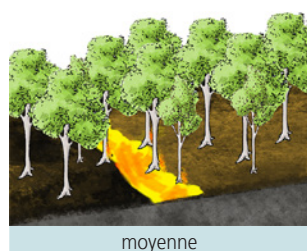
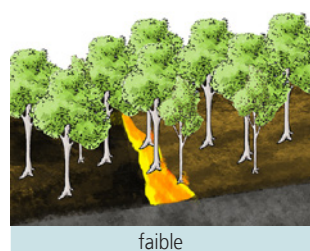
Fig. 9. Bien qu'il soit fragilisé par l'incendie, le hêtre produit d'abondantes quantités de graines au cours d'une faînée.



Fig. 10. Après un incendie de forte gravité, les néophytes envahissantes peuvent aussi se régénérer, à l'image de l'ailante (*Ailanthus altissima*).

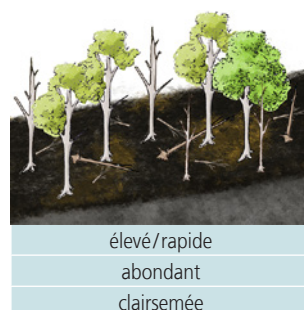
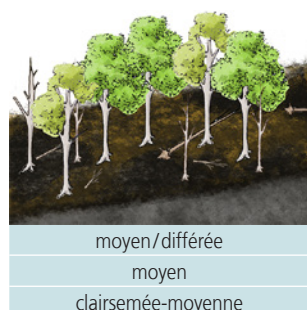
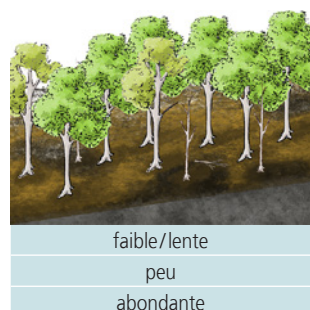


hêtraie avant le feu



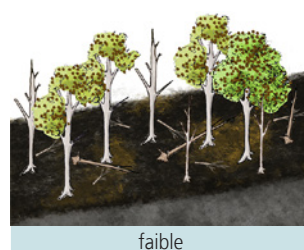
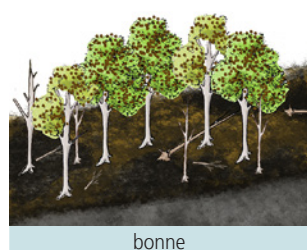
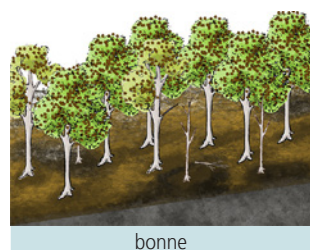
année de l'incendie

intensité de l'incendie



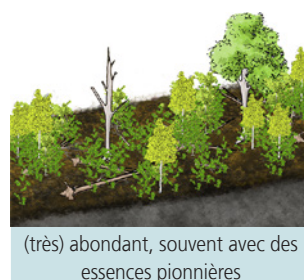
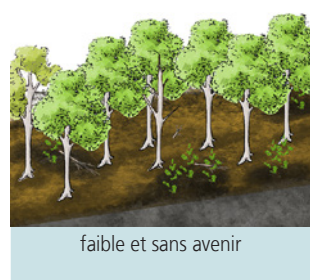
0-10 (20) ans après l'incendie

taux de mortalité/dynamique du peuplement
bois mort à terre
litière



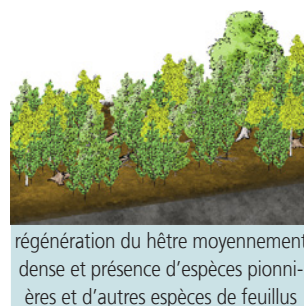
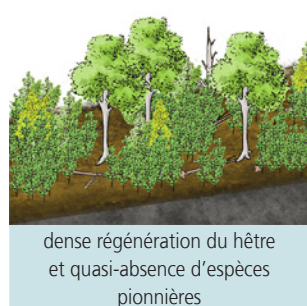
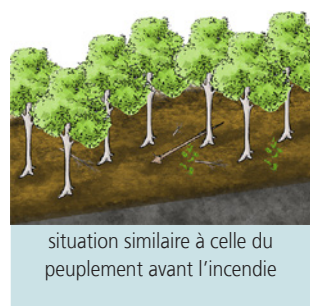
1-10 (20) ans après l'incendie

production de semis en cas de faînée



1-15 (20) ans après l'incendie

ensemencement et établissement de la régénération du hêtre



hêtraie 40 ans après le feu

Fig. 11. Représentation schématique de la dynamique du peuplement dans des hêtraies en fonction de la gravité du feu. Illustrations: Silvana Wölflé.

En fonction de la composition des espèces du vieux peuplement, les premières années après un incendie de moyenne à forte gravité, d'autres essences peuvent aussi prospérer : les chênes (*Quercus petraea*, *Q. robur*), les frênes (*Fraxinus excelsior*, *F. ornus*), les érables (*Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*, *A. platanoides*), le tilleul à petites feuilles (*Tilia cordata*) et certains résineux comme le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) et le mélèze (*Larix decidua*). Sur les versants à faible altitude des Alpes du Sud aux sols riches en silicate pousse de surcroît le châtaignier (*Castanea sativa*). Tandis que des plantules de hêtre et d'autres essences coexistent encore souvent les premières années après un incendie, le hêtre devient de plus en plus dominant par la suite.

Si l'incendie est de faible gravité, la mortalité du vieux peuplement est trop basse pour déclencher une dynamique spécifique de peuplement. Certes, les plantules de hêtres se régénèrent après une faînée notamment, mais le manque de lumière conduit le plus souvent à un dépérissement relativement rapide.

Conclusion

- La régénération du hêtre intervient juste après des incendies de forêt de moyenne ou forte gravité, et a principalement lieu par prolifération directe, ce qui signifie qu'à moyen terme, la hêtraie succède à la hêtraie.
- Dans les clairières de petite à moyenne taille (< 0,5 ha), les espèces pionnières, les hêtres et autres feuillus nobles, apparaissent relativement en même temps.
- Lorsque de grandes clairières se forment après un grave incendie, le hêtre se régénère souvent à l'abri des espèces pionnières qui viennent de s'implanter.
- En général, 20 ans environ après un incendie, le hêtre est à nouveau dominant dans le peuplement.

Impacts sur les fonctions protectrices

Les peuplements intacts de hêtres assurent une fonction protectrice élevée face aux chutes de pierres et aux glissements de terrain superficiels. Le bois de hêtre réussit particulièrement bien à compenser l'énergie cinétique libérée par les pierres qui dévalent la pente (DORREN *et al.* 2004). Le système racinaire dense stabilise au mieux le sol de surface, notamment sur les versants escarpés (SCHWARZ *et al.* 2012, GEHRING *et al.* 2019). Après un feu, ces

propriétés peuvent se réduire fortement, voire disparaître complètement. La dynamique de peuplement qui est fonction de la gravité de l'incendie, et les structures qui en découlent (composition des espèces, nombre de tiges par hectare, répartition des diamètres des arbres; fig. 12; DORREN *et al.* 2015, GEHRING *et al.* 2019), sont alors déterminantes.

Après un incendie de légère gravité, le nombre de troncs par hectare et la répartition de leurs diamètres demeurant similaires à ceux des forêts non perturbées, les fonctions protectrices restent quasiment intactes. En revanche, dans le sillage d'incendies de moyenne à forte gravité, les

fonctions protectrices diminuent et, selon la dynamique du peuplement, atteignent leur valeur minimale 15 à 20 ans après l'incendie. À la suite de feux de moyenne gravité, la fonction de la forêt protectrice faiblit assez lentement sur les surfaces détruites du fait de l'effondrement différé du vieux peuplement. Elle se réduit en revanche rapidement s'il y a effondrement immédiat du vieux peuplement, comme c'est le cas après un incendie de forte gravité (fig. 13; MARINGER *et al.* 2016c).

Le bois mort à terre parvient également, bien que de façon limitée dans le temps à cause de sa décomposition, à maintenir une certaine protection face aux éboulis.



Fig. 12. Cette hêtraie détruite par un incendie de forte gravité ne protège plus des chutes de pierres et devient sujette aux glissements superficiels.

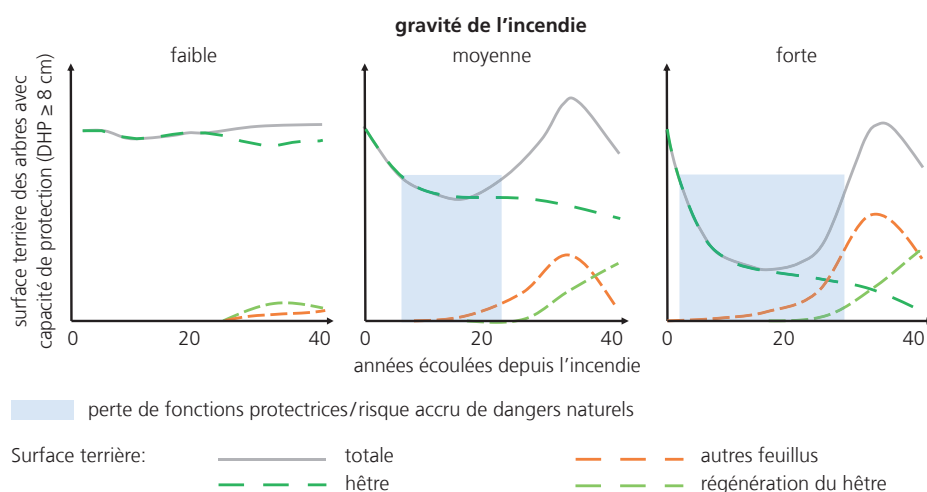


Fig. 13. Évolution dans le temps de la surface terrière efficace en termes de protection ($DHP \geq 8$ cm) contre les chutes de pierres et les glissements superficiels dans des hêtraies victimes de feux de faible, moyenne et forte gravité. Les zones bleu pâle indiquent les périodes caractérisées par une fonction protectrice diminuée et un risque accru de dangers naturels.

Le bois mort sur pied et à terre n'a cependant aucun impact sur le renforcement du sol dû aux racines. La fonction protectrice d'une forêt contre des glissements de terrain superficiels dépend ainsi uniquement de la structure (composition des espèces, répartition des diamètres et distribution dans l'espace) et de l'état de santé des arbres vivants (SCHWARZ *et al.* 2017; SCHWARZ *et al.* 2019). La régénération des arbres intervient certes très vite sur ces surfaces, mais il faut attendre près de 20 ans pour que les jeunes arbres puissent contribuer vraiment à la fonction protectrice (diamètre à hauteur de poitrine ≥ 8 cm).

Conclusion

- En fonction des dangers en présence (dimension des pierres, parties de pente boisées, déclivité p.ex.) et de la dynamique du peuplement (effondrement du vieux peuplement, régénération en cours), des limitations temporaires de la fonction protectrice peuvent survenir après des incendies de gravité moyenne à élevée.
- De telles phases critiques pour les prestations protectrices s'étendent en général sur une période de 40 ans dans les peuplements moyennement et gravement endommagés, elles s'observent toutefois le plus souvent entre 5 et 30 ans après un incendie.

Mesures sylvicoles et techniques

Les bases décisionnelles pour la prise de mesures après un incendie sont l'évaluation de la gravité de l'incendie (voir «Définition de l'intensité et de la gravité d'un incendie») et la dynamique du peuplement qui en résulte (effondrement du vieux peuplement, régénération). Les années de forte fructification ou les conditions locales – pression exercée par le gibier, ravageurs, arrivée d'espèces invasives – de même que les conditions climatiques qui prévalent, peuvent influencer la dynamique du peuplement et doivent ainsi être toujours prises en compte lors de l'évaluation.

Les mesures sylvicoles et/ou techniques nécessaires après un incendie peuvent se déduire de cette analyse, selon la fonction prioritaire de la forêt à assurer (protection, économie ou détente). Nous effectuons alors une distinction entre l'évaluation des arbres individuels directement endommagés qui, le cas échéant, doivent être retirés pour des raisons de sécurité, et la prise en considération du peuplement dans son

ensemble, essentielle pour les forêts protectrices et les forêts de production.

Dans la forêt récréative et à proximité immédiate des voies de transport, l'évaluation de la gravité de l'incendie se fait au cours des premières années après le sinistre, à l'échelle de l'arbre individuel directement endommagé. Si la perte de masse foliaire d'un hêtre dépasse 70 % et/ou qu'une plaie sur le tronc est supérieure à 1 m de long, il existe une très forte probabilité que pendant les années suivantes, l'arbre soit infesté par des champignons, que de grandes branches tombent à terre ou que l'arbre dépérisse (CONEDERA *et al.* 2010). De tels arbres doivent être retirés très tôt du peuplement. Indépendamment de la quantité d'écorce endommagée, il importe de faire attention à une infestation fongique accompagnée de fructifications susceptible d'affaiblir l'arbre et d'entraîner son dépérissement à moyen ou à long terme. Pour des raisons de sécurité, des arbres victimes de telles infestations devraient toujours être abattus. Les activités de contrôle des surfaces brûlées doivent dès lors prendre en considération l'effet des vides qui se forment dans le peuplement et qui augmentent le risque de dommages secondaires (chablis notamment) chez les individus survivants.

Dans la forêt de production, les aspects économiques dominent. Compte tenu des nouvelles prestations forestières et des mesures adaptées, il faut, après un incendie, clarifier relativement vite les questions concernant le moment de l'extraction du bois ou la transformation du peuplement. Cette étape doit intervenir avant que le bois ne perde de sa valeur en raison du dessèchement ou de la présence de champignons lignivores. Il est par conséquent recommandé d'évaluer la gravité de l'incendie sur place dans les meilleurs délais – tout en sachant que la qualité du bois diminuera très vite, que toute coupe sera de plus en plus coûteuse au fil du temps, et présentera un risque accru pour les travailleurs forestiers. Lors de l'abattage, il est en effet difficile de faire tomber des arbres peu stables dans une direction souhaitée.

Dans la forêt protectrice, la prise de décisions sylvicoles après un incendie forestier visera le maintien ou la création de peuplements richement structurés. Au sein des peuplements victimes d'incendies de faible gravité, des clairières n'apparaissent qu'à très petite échelle pour se refermer ensuite rapidement grâce à la croissance latérale des houppliers. Il est

conseillé le cas échéant de soutenir la régénération dans le sous-bois en pratiquant des éclaircies dans le vieux peuplement, afin d'aller à l'encontre d'un vieillissement excessif éventuel du peuplement dans son ensemble. Des mesures de protection contre les glissements superficiels et les chutes de pierres ne sont pas absolument nécessaires dans de tels peuplements.

Dans les forêts atteintes par des incendies de moyenne gravité, la dynamique du peuplement est similaire à celle après une coupe d'abri. Malgré l'effondrement différé du vieux peuplement et la régénération qui intervient juste après l'incendie, il faut tabler sur des fonctions protectrices amoindries pendant 5 à 30 ans après un feu (GEHRING *et al.* 2019). Dans ce contexte, des visites régulières sur place renseignent sur la dynamique du peuplement. Au vu des conditions locales et de la fonction protectrice à remplir, des interventions sylvicoles telles que l'abattage d'arbres dépérissants et la disposition de bois mort en travers de la pente, peuvent s'avérer nécessaires.

Après des incendies de forte gravité, il importe d'analyser dans le détail l'effet protecteur à moyen et à long terme des peuplements de hêtres. En raison de la mortalité rapide et élevée due aux feux, la préservation de hêtres survivants, sources de graines, est primordiale pour le maintien de la régénération naturelle. En parallèle, il faudra empêcher si possible l'implantation de la végétation herbacée au sol, inhibitrice de la régénération et à l'expansion rapide. Il convient au contraire de laisser les espèces pionnières sur la surface car elles protègent la régénération naturelle du hêtre. Dans la mesure où les circonstances en matière de techniques de sécurité le permettent (couées de boue, troncs d'arbres qui glissent en direction de la vallée, danger d'incendie accru), le bois mort, notamment à terre, sera aussi laissé sur place en vue de la protection de la régénération.

La dynamique du peuplement et l'évolution du bois mort à terre, compte tenu de l'effet protecteur face aux chutes de pierres, doivent être surveillées en permanence. Il faudra éventuellement prévoir des mesures techniques telles que l'installation de filets de protection contre les chutes de pierres. Dans les zones menacées par les glissements de terrain, il est recommandé, à titre de prévention, d'installer des bassins de rétention dans la zone d'écoulement de laves torrentielles potentielles.

Lorsque des interventions forestières sont nécessaires à des fins économiques ou pour des raisons de sécurité, il est conseillé de façon générale de prendre en considération les faînéés pour choisir le moment de l'intervention. Il faudra de plus trouver un compromis entre la possibilité de laisser le vieux peuplement tel quel (arbres survivants, bois mort sur pied et à terre) et l'extraction du bois. Seule la présence d'arbres semenciers, même en mauvais état, garantira une régénération naturelle adaptée à la station, et réduira les coûts sur le long terme.

Conclusion

- Les surfaces de hêtres incendiées sont des systèmes résilients qui, en quelques décennies, peuvent redevenir des forêts de hêtres grâce à la régénération naturelle.
- Des interventions sylvicoles ciblées permettent de soutenir et d'accélérer la dynamique naturelle. Il convient alors de prêter attention aux prestations forestières en présence et aux années à forte fructification.
- Lorsque des voies de transport, des constructions ou autres infrastructures sont directement menacées, il est impératif de retirer immédiatement les hêtres dépérissants.
- Si l'effet protecteur requis de la forêt n'est pas garanti en permanence, des mesures techniques, qui s'ajoutent aux mesures sylvicoles, doivent être envisagées.

Bibliographie

- ALLGAIER LEUCH, B.; STREIT, K.; BRANG, P., 2017: Sylviculture proche de la nature sous le signe des changements climatiques. Not. prat. 59:12 p.
- ASCOLI, D.; CASTAGNERI, D.; VALSECCHI, C.; CONEDERA, M.; BOVIO, G., 2013: Post-fire restoration of beech stands in the Southern Alps by natural regeneration. Ecol. Eng. 54: 210–217.
- ASCOLI, D.; VACCHIANO, G.; MARINGER, J.; BOVIO, G.; CONEDERA, M., 2015: The synchronicity of masting and intermediate severity fire effects favors beech recruitment. For. Ecol. Manage. 353: 126–135.
- ASCOLI, D.; VACCHIANO, G.; TURCO, M.; CONEDERA, M.; DROBYSHEV, I.; MARINGER, J.; MOTTA, R.; HACKET-PAIN, A., 2017: Inter-annual and decadal changes in teleconnections drive continental-scale synchronization of tree reproduction. Nat. Commun. 8: 220 S.
- BEBI, P.; PUTALLAZ, J.-M.; FRANKHAUSER, M.; SCHMID, U.; SCHWITTER, R.; GERBER, W., 2015: Schutzfunktion in Windwurfflächen. Schweiz. Z. Forstwes. 166: 168–176.
- CONEDERA, M.; LUCINI, L.; HOLDENRIEDER, O., 2007: Pilze als Pioniere nach Feuer. Wald Holz 11: 45–48.
- CONEDERA, M.; LUCINI, L.; VALESE, E.; ASCOLI, D.; PEZZATTI, G.B., 2010: Fire resistance and vegetative recruitment ability of different deciduous trees species after low- to moderate-intensity surface fires in southern Switzerland. D.X. VIEGAS (Ed.), 12 pp.
- DORREN, L.; BERGER, F.; IMESON, A.C.; MAUER, B.; REY, F., 2004: Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. For. Ecol. Manage. 195: 165–176.
- DORREN, L.; BERGER, F.; FREHNER, M.; HUBER, M.; KÜHNE, K.; MÉTRAL, R.; SANDRI, A.; SCHWITTER, R.; THORMANN, J.-J. WASSER, B., 2015: Die neue NaiS-Anforderungsprofil Steinschlag. Schweiz. Z. Forstwes. 166: 16–23.
- DUJESIEFKE, D.; SHORTLE, W.; MINOCHA, R., 2005: Response of beech and oaks to wounds made at different times of the year. Eur. J. For. Res. 124: 113–117.
- GEHRING, E.; CONEDERA, M.; MARINGER, J.; GIADROSSICH, F.; GUASTINI, E.; SCHWARZ, M., 2019: Shallow landslide disposition in burnt European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. Sci. Rep. 9: 8638.
- GUTSELL, S.L.; JOHNSON, E. A., 1996: How fire scars are formed: coupling a disturbance process to its ecological effect. Can. J. For. Res. 26: 166–174.
- HENNING, B. 2019: Waldbrand – Prävention, Bekämpfung, Wiederbewaldung. Bern, Haupt. S 216.
- HOUSTON, D.T.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G., 2016: *Fagus sylvatica* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SANMIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Eds.), European atlas of forest tree species Luxembourg: European Union. 94–95.
- KAHL, T., 2008: Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden. Ph.D. thesis, Freiburg i. Br.
- KRAUS, D.; WOHLGEMUTH, T.; CONEDERA, M., 2019: Abiotische Störungen. Störungen durch Feuer in Waldökosystemen: Prozesse und Managementstrategien. In: WOHLGEMUTH, T.; JENTSCH, A.; SEIDL R. (Eds.), Störungsökologie. Bern, Haupt. 5018: 129–155
- KRIEGLSTEINER, G.J. (Ed.), 2000: Die Großpilze Baden-Württembergs. Stuttgart, Erwin Ulmer Verlag.
- LANGER, G.J.; BUSSKAMP, 2020: Absterbeerscheinungen bei Rotbuche durch Trockenheit und Wärme. AFZ/Wald 4: 24–27.
- MARINGER, J.; WOHLGEMUTH, T.; NEFF, C.; PEZZATTI, G. B.; CONEDERA, M., 2012: Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. Flora 207: 19–29.
- MARINGER, J.; ASCOLI, D.; KÜFFER, N.; SCHMIDTLEIN, S.; CONEDERA, M., 2016a: What drives European beech (*Fagus sylvatica* L.) mortality after forest fires of varying severity? For. Ecol. Manage. 368: 81–93.
- MARINGER, J.; CONEDERA, M.; ASCOLI, D.; SCHMATZ, D. R.; WOHLGEMUTH, T., 2016b: Resilience of European beech forests (*Fagus sylvatica* L.) after fire in a global change context. Int. J. Wildland Fire 25: 699–710.
- MARINGER, J.; ASCOLI, D.; DORREN, L.; BEBI, P.; CONEDERA, M., 2016c: Temporal trends in the protective capacity of burnt beech forests (*Fagus sylvatica* L.) against rockfall. Eur. J. For. Res. 135: 657–673.
- MARINGER, J.; WOHLGEMUTH, T.; HACKET-PAIN, A.; ASCOLI, D.; BERRETTI, R.; CONEDERA, M., 2020: Drivers of persistent post-fire recruitment in European beech forests. Sci Total Environ 699: 134006.
- MAZZOLENI, S.; BONANOMI, G.; INCERTI, G.; CHIUSANO, M. L.; TERMOLINO, P.; MINGO, A.; SENATORE, M.; GIANNINO, F.; CARTENI, F.; RIETKERK, M.; LANZOTTI, V., 2015: Inhibitory and toxic effects of extracellular self-DNA in litter: a mechanism for negative plant-soil feedbacks? New Phytol. 205: 1195–1210.
- PERZL, F., 2009: Die Buche – eine Baumart des Objektschutzwaldes. BFW – Praxisinformation 12: 29–31.
- PEZZATTI, G.-B.; REINHARD, M.; CONEDERA, M., 2010: Swissfire: Die neue schweizerische Waldbranddatenbank. Schweiz. Z. Forstwes. 161: 465–469.
- PEZZATTI, G.B.; DE ANGELIS, A.; CONEDERA, M., 2016: Potenzielle Entwicklung der Waldbrandgefahr im Klimawandel. In: PLUESS, A.R.; AUGUSTIN, S.; BRANG, P. (Red.), Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 223–245.
- REINARTZ, H.; SCHLAG, M., 2002: Baumschädigende Pilze: Wirkungs- und Ausbreitungsweise baumschädigender Pilze zur Einschätzung der Höhe von Wertminderungen im Rahmen der Gehölzwertermittlung. Köln: Deutsche Akademie für Sachverständige.
- SCHÄR, C.; VIDALE, P.L.; LÜTHI, D.; FREI, C.; HÄBERLI, C. LINIGER, M.A.; APPENZELLER, C., 2004: The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. Letter to Nature 427: 332–336.
- SCHWARZ M.; THORMANN, J.J.; ZÜRCHER K.; FELLER, K., 2012: Quantifying root reinforcement in protection forests: Implications for slope stability and forest management. Interpraevent: 2012.
- SCHWARZ, M.; COHEN, D.; LOUIS, K., 2017: Beurteilung der Wirkung biologischer Objektschutz Massnahmen: Anwendungsbeispiel des Modells SOSlope. FAN Agenda 2: 9–12.

SCHWARZ, M.; DORREN, L.; KÜHNE, K., 2019: Wirkung des Waldes gegen flachgründige Rutschungen und Risikoreduktion auf Bahnanlagen und Bahnbetrieb der SBB AG: Anwendung des Konzepts PROTECT Bio anhand von drei Fallbeispielen in den Kantonen TI und LU. Zollikofen: Hochschule Agrar- Forst- Lebensmittelwissenschaften, Projektbericht.

SCHWARZE, F.; BAUM, S., 2000: Mechanisms of reaction zone penetration by decay fungi in wood of beech (*Fagus sylvatica*). New Phytol. 146: 129–140.

SCHWEINGRUBER, F.H., 2001: Dendroökologische Holzanatomie. Anatomische Grundlagen der Dendrochronologie. Bern, Haupt. 472 S.

SHIGO, A., 1970: Growth of *Polyporus glomeratus*, *Poria obliqua*, *Fomes igniarius*, and *Pholiota squarrosa* in media amended with manganese, calcium, zinc, and iron. Mycologia 62: 604–607.

VACCHIANO, G.; BERRETTI, R.; MONDINO, E.B.; MELONI, F.; MOTTA, R., 2016: Assessing the Effect of Disturbances on the Functionality of Direct Protection Forests. Mt. Res. Dev. 36: 41–55.

WAGNER, S.; COLLET, C.; MADSEN, P.; NAKASHIZUKE, T.; NYLAND, R.; SAGHEB-TALEBI, K., 2010: Beech regeneration research: from

ecological to silvicultural aspects. For. Ecol. Manage. 259: 2172–2182.

WEBSTER, J.; WEBER, R., 2007: Introduction to fungi. Cambridge (UK): Cambridge University Press, 3rd ed.

WSL, 2019: Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Spezialauswertung der Erhebung 2009–13 vom 12.09.2019. Fabrizio Cioldi. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL.

ZARZYŃSKI, P., 2007: The range of trophic preferences of oak mazelgill (*Daedalea quercina* L.: Fr.) isolate examined in vitro. Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar 6: 112–118.

Remerciements

Cette publication a été réalisée grâce au soutien et sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).

Pour de plus amples informations

Court-métrage sur l'écologie du feu du hêtre: www.wsl.ch/video-ecologiedufeu-duhetre

Photos

Davide Ascoli (fig. 1, 4, 6, 8, 9), Ottmar Holtenrieder (fig. 5), Marco Conedera (fig. 7, 10), Janet Maringer (fig. 12)

Adresse des auteurs

Marco Conedera, Janet Maringer et Eric Gehring
Istituto federale di ricerca WSL
Campus di Ricerca, a Ramél 18
CH-6593 Cadenazzo

Thomas Wohlgemuth
Eidg. Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf

Davide Ascoli,
Università degli Studi di Torino (I)

Massimiliano Schwarz,
Bernier Fachhochschule, Zollikofen (CH)

Référence bibliographique

MARINGER, J.; ASCOLI, D.; GEHRING, E.; WOHLGEMUTH, T.; SCHWARZ, M.; CONEDERA, M., 2020: Écologie du feu des hêtraies montagnardes. Services écosystémiques et mesures sylvicoles après un incendie de forêt. Not. prat. 65.12 p.

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

Notizie per la pratica ISSN 1422-2914.

Les dernières parutions (consultez www.wsl.ch/notices)

N° 64: Connaître, conserver et promouvoir les arbres-habitats. R. Bütler *et al.* 2019. 12 p.

N° 63: Les fourmis des bois – biologie et répartition en Suisse. B. WERMELINGER 2019. 12 p.

N° 62: Le pourcentage d'abrutissement – valeur de référence pour la gestion du gibier. O. Odermatt 2018. 8 p.

N° 61: Cycles et importance de la tordeuse du mélèze. B. Wermelinger *et al.* 2018. 12 p.

N° 60: Le sol forestier vit – diversité et fonctions des organismes vivants du sol. M. Walser *et al.* 2018. 12 p.

N° 59: La forêt suisse face aux changements climatiques: quelles évolutions attendre? B. ALLGAIER LEUCH *et al.* 2017. 12 p.

N° 58: Chalcographe et micrographie. B. FORSTER 2017. 8 p.

N° 57: Le dépérissement des pousses du frêne. Biologie, symptômes et recommandations pour la gestion. D. RIGLING *et al.* 2016. 8 p.

Managing Editor

Martin Moritzi
Institut fédéral de recherches WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
martin.moritzi@wsl.ch
www.wsl.ch/notices

Le WSL est un institut de recherche du Domaine des EPF.

Traduction: Jenny Sigot Müller, WSL
Mise en page: Jacqueline Annen, WSL
Impression: Rüeegg Media AG



climatiquement neutre

powered by ClimatePartner®

Impression | ID 11726-1503-1001



Sources mixtes

Groupe de produits provenant de forêts bien gérées et d'autres sources contrôlées

www.fsc.org Cert no. SGS-COC-100271
©1996 Forest Stewardship Council