

# Identification des besoins et évaluation des techniques de restauration post-feu

par Ramon VALLEJO

Dans cet article, nous présenterons notre expérience dans les domaines de l'analyse de la vulnérabilité des écosystèmes après un incendie, et de l'évaluation ex-post des stratégies et actions de restauration mises en œuvre dans la région de Valence (Espagne de l'Est). Dans ce cadre, nous examinerons la mise au point de techniques de restauration adaptées aux sols dégradés, ainsi qu'aux conditions sèches des régions méditerranéennes, où la dégradation par le feu est aggravée par le manque d'eau.

## La problématique

Les incendies peuvent dégrader les écosystèmes *in situ* et provoquer des dommages *ex situ*. De ce fait, il est important d'engager des actions post-feu de réduction des impacts et de restauration/réhabilitation pour limiter les impacts négatifs du feu sur les sites à haut risque. La question qui se pose alors est : comment identifier les écosystèmes qui auront besoin de traitement post-feu ? Cette identification serait utile au stade de la planification pour les secteurs exposés aux risques d'incendie : sous forme de cartographie des écosystèmes vulnérables en cas d'incendie de forêt et/ou pendant les phases opérationnelles de la réalisation des projets de restauration des terrains incendiés. Pour établir les priorités et définir les techniques de restauration appropriées, y compris leur répartition spatiale et temporelle, il est nécessaire de disposer d'un ensemble de critères.

Ces critères, qui permettent de définir les besoins d'actions post-feu, doivent être basés sur une analyse des impacts probables du feu, c'est-à-dire sur la prévision des réactions des écosystèmes brûlés. Les actions de restauration doivent donc cibler les écosystèmes à faible capacité de régénération, que l'incendie peut conduire à une dégradation irréversible (ou réversible de façon très lente). Ces actions doivent être conçues en fonction des objectifs de gestion et de planification des écosystèmes concernés.

Les objectifs de restauration de terrains incendiés peuvent être multiples. Cependant, on peut supposer qu'au minimum ces objectifs incluent

la sauvegarde des ressources, des biens et des services offerts par les écosystèmes concernés, sauf si l'on envisage de modifier le type d'occupation des sols. Dans ce cadre, les objectifs minimums sont :

- la conservation des sols et la protection des ressources en eau ;
- l'augmentation de la résilience <sup>1</sup> des écosystèmes (et la prévention des risques d'incendie) ;
- l'amélioration de la qualité des écosystèmes et des paysages : promotion de la biodiversité ; (souvent) augmentation de la maturité des écosystèmes.

Lors de la planification de la restauration post-feu, il est nécessaire de commencer par l'identification des zones les plus vulnérables en termes de risque de dégradation de leurs écosystèmes, évalué en fonction de leur capacité de régénération.

Deux types de stratégies sont possibles :

- une stratégie à court terme consistant à effectuer une reconnaissance *in situ* des zones brûlées, afin d'identifier les espaces sensibles (présentant des risques d'érosion élevés ou une faible capacité de régénération) et d'élaboration des recommandations d'actions prioritaires (semis d'urgence pour rétablir le couvert végétal ; réintroduction des espèces à rejets pour une plus grande résilience de l'écosystème, etc.) ;
- une stratégie à long terme, appliquée à une échelle régionale, identifiant les zones les plus vulnérables en cas d'incendie pour les rendre prioritaires lors de la mise en œuvre d'actions de prévention et/ou de restauration.

Cet article décrit la méthodologie utilisée dans la région de Valence pour évaluer la vulnérabilité des espaces naturels en cas d'incendie de forêt.

## Éléments critiques qui conditionnent les impacts du feu

La vulnérabilité au feu peut être divisée en deux catégories : la vulnérabilité socio-économique et la vulnérabilité écologique. Nous développerons ici uniquement la question de la vulnérabilité des écosystèmes.

L'un des critères les plus pertinents de prévision de l'impact du feu est la sensibilité des sols à l'érosion après destruction du couvert végétal par la combustion. Après un incendie, une

régénération lente du couvert végétal signifie une exposition prolongée des sols à l'érosion par l'eau et par le vent, et inversement. De ce fait, les éléments critiques sont les caractéristiques intrinsèques des sols (ainsi que la pente) et la capacité de régénération du couvert végétal.

La régénération post-feu des écosystèmes dépend surtout de la sévérité du feu et de la résilience des écosystèmes. La sévérité du feu influe sur le degré d'échauffement direct du sol, la perte des nutriments par volatilisation et par convection de la fumée, ainsi sur que le degré de dégradation des plantes. La sévérité du feu peut également avoir des effets sur les rejets et sur la germination des graines, sur des individus ou sur des parties de la zone brûlée. Mais comme les incendies de forêt sont généralement assez hétérogènes dans l'espace, il est rare que la sévérité du feu ait un impact maximal au niveau du peuplement entier. Par exemple, en cas d'incendie à sévérité élevée, on constatera probablement une diminution des rejets des espèces sensibles telles que *Brachypodium retusum* (rhizomes superficiels) ou *Erica multiflora* ou une germination moindre de *Pinus halepensis*, mais ces espèces réussiront à récupérer de toute façon. La résilience d'un écosystème explique la capacité autogénique <sup>2</sup> de l'écosystème à se régénérer efficacement après l'incendie pour atteindre à nouveau son état pré-feu. La résilience des écosystèmes méditerranéens est étroitement liée à la stratégie de régénération des espèces végétales prédominantes. VALLEJO & ALLOZA (1998) ont constaté un taux de régénération plus rapide parmi les écosystèmes à prédominance d'espèces à rejets, car elles reconstituent le couvert végétal plus rapidement que les espèces à semis.

## Prévision de la vulnérabilité des écosystèmes

### Critères liés à la végétation

#### Capacité d'autosuccession

Dans les écosystèmes méditerranéens, en termes de potentialité, un processus d'autosuccession se produit en général après un incendie : les biocénoses brûlées se rétablissent et, à court terme, reconstituent les biocénoses pré-feu (TRABAUD, 1994, 1999, 2000). Ce processus se produit également dans les biocénoses à prédominance de pins d'Alep (*Pinus*

1 - Résilience : aptitude à faire face avec succès à une situation représentant un stress intense en raison de sa nocivité ou du risque qu'elle représente, ainsi qu'à se ressaisir, à s'adapter et à réussir à vivre et à se développer positivement en dépit de ces circonstances défavorables.

2 - Autogénique : se dit d'une séquence de communautés végétales dont les causes de la succession sont internes à la végétation.

*halepensis*) et de pins maritimes (*Pinus pinaster*) (NE'EMAN & TRABAUD, 2000 ; KAZANIS & ARIANOUTSOU, 2001 ; GALLEGOS *et al.*, 2003), même si dans ce cas, il dépend du régime du feu ou de la capacité de reproduction des pins (NE'EMAN *et al.*, 1999 ; PAUSAS, 2001).

Notre méthodologie considère que ce processus d'autosuccession s'applique partout, sauf sur des parcelles composées uniquement de pins ; pour établir la capacité reproductive des peuplements de pins nous prenons en compte à la fois l'espèce et l'âge. La Carte des forêts indique les intervalles de hauteur des peuplements sans en indiquer l'âge ; de ce fait, nous avons dû recourir aux courbes de qualité indiquant la hauteur en relation avec l'âge par espèce de pin (GANDULLO et SÁNCHEZ PALOMARES, 1994).

Trois catégories de capacité d'autosuccession ont été définies :

- *bon* : critère général pour toutes les parcelles à l'exception de celles constituées uniquement de pins. Dans ce dernier cas, les parcelles comportant uniquement des pins d'Alep ou des pins maritimes (en tant que seule espèce) de plus de 3 mètres de haut ont été considérées comme ayant une bonne capacité d'autosuccession. En effet, si on utilise les classes de hauteur de la Carte des forêts, les zones boisées d'une hauteur de 3 mètres ou plus ont atteint l'âge de la reproduction ;

- *moyen* : parcelles où la seule espèce présente est le pin d'Alep ou le pin maritime et où les individus ont atteint une hauteur comprise entre 1,5 et 3 mètres (intervalle selon la carte forestière). A l'inverse de la catégorie précédente, à cette hauteur on ne peut pas garantir que les arbres sont en pleine maturité reproductive ;

- *faible* : tous les autres cas de parcelles comportant uniquement une espèce de pins. En général, il s'agit de compartiments composés de très jeunes pins d'Alep ou maritimes ou de *Pinus nigra* A., espèce très problématique en termes de régénération post-feu (RODRIGO *et al.*, 1999) ;

- *zones dégradées* : la présente évaluation de la capacité d'autosuccession ne prend pas en compte les zones classées comme zones dégradées (désertiques ou semi-désertiques selon la terminologie de la carte des forêts). Malgré un taux de combustible relativement bas (d'où un risque d'incendie faible), leur couvert végétal clairsemé les rend, en général, très vulnérables.

## Vitesse de régénération

Les modes de reproduction (semis ou rejet) des espèces végétales conduisent à des écarts significatifs de rapidité de réponse (régénération) immédiatement après l'incendie. Nous avons évalué la vitesse de régénération théorique de chaque parcelle en fonction des espèces présentes ; à cet effet, le mode de régénération dominant a été attribué à chacune des quatre espèces principales (ou formations végétales) possibles. L'évaluation de chaque parcelle est alors basée sur le pourcentage de la superficie occupée par les espèces à rejet car celles-ci recouvrent rapidement le sol peu de temps après l'incendie (FERRAN *et al.*, 1992 ; ABAD *et al.*, 1997 ; VALLEJO & ALLOZA, 1998 ; PAUSAS & VALLEJO, 1999). Les catégories suivantes ont été définies :

- *élevée* : présence d'espèces à rejet sur au moins 40% de la superficie de la parcelle. On considère que le sol est réellement protégé par la végétation lorsque le couvert végétal atteint entre 30 et 40% (THORNES, 1995). Cette condition garantit une protection efficace contre l'érosion grâce à la réponse rapide et efficace de la végétation ;

- *moyenne* : le couvert des espèces à rejet est inférieur à 40% ou non défini, ou présence d'espèces à reproduction mixte (rejets et semis) ;

- *faible* : espèces à semis uniquement ;

- *zones dégradées* : en raison de leur vulnérabilité intrinsèque, ces zones ont été réunies dans une catégorie à part.

## Capacité de régénération potentielle

La capacité d'autosuccession et le taux de régénération ont été réunis en une seule variable qui traduit la capacité de régénération potentielle. L'intégration est basée sur une évaluation qualitative utilisant une méthode de calcul matricielle (MMA, 2000).

Les résultats obtenus indiquent une capacité de régénération acceptable sur plus de 60% de la superficie, le taux de régénération étant l'élément principal qui conditionne la capacité de régénération potentielle.

## Critères environnementaux

La dégradation des sols correspond à la diminution de la capacité réelle ou potentielle du sol à produire des biens et des services (en termes quantitatifs et qualitatifs) (FAO, 1979).

Lorsque cette dégradation a lieu en zone aride, semi-aride ou sèche-subhumide et résulte des activités humaines, il s'agit de la désertification (PNUE, 1991). Les causes de la dégradation des sols associent la fragilité inhérente des écosystèmes, la surexploitation et les conditions climatiques défavorables, surtout des périodes longues et répétées de sécheresse (PÉREZ TREJO, 1992). L'érosion des sols est l'un des principaux processus de désertification en région méditerranéenne (POESEN, 1995).

Il existe actuellement plusieurs méthodes pour évaluer la dégradation des sols et le niveau de désertification (FAO, 1979 ; KOSMAS, 1999 ; SÁNCHEZ DÍAZ, 2001). Néanmoins, il n'existe pas de critères qui offrent des résultats satisfaisants et universellement reconnus, en raison, entre autres, de la rareté des informations disponibles (SÁNCHEZ DÍAZ, 2001).

Du fait de la complexité du phénomène et des contraintes de données cartographiques, cette méthode se limite à une estimation sommaire des risques de dégradation physique, selon deux critères : le risque d'érosion et l'intensité de la période de sécheresse, qui jouent un rôle significatif dans les processus de régénération post-feu de la végétation.

### Degré d'érosion

La lutte contre l'érosion a été l'un des objectifs principaux des plans de reforestation et a été déterminant pour la sélection des zones d'action, par exemple, dans le Plan national des actions prioritaires dans le domaine de la restauration hydrologique et forestière ou dans le Programme de restauration hydrologique et forestière et de lutte contre l'érosion. Dans le cadre de ces projets, l'évaluation des risques d'érosion est basée sur les critères de l'Equation universelle des pertes en sol (Universal Soil Loss Equation - USLE).

A l'échelle de la Communauté de Valence, des cartes de l'érosion des sols (ANTOLÍN *et al.*, 1998) basées sur cette même équation sont disponibles. Selon ces cartes, plus de 40% de la forêt valencienne perdraient plus de 40 t/ha/an (et 9 % plus de 100 t/ha/an) ; ici on a largement dépassé le seuil maximum admissible pour la plupart des sols méditerranéens, qui est de 10 à 13 t/ha/an (POESEN, 1995).

L'Equation universelle des pertes en sol est le modèle le plus reconnu et répandu de prévision des pertes de sol, à cause de sa facilité d'utilisation (CASTILLON & ALBADALEJO, 1992). Néanmoins, ce modèle n'intègre pas tous les éléments liés à ce phénomène : le volume du

ruissellement n'est pas explicitement pris en compte ; des relations linéaires sont établies entre tous les éléments et certaines formes d'érosion n'ont pas été retenues (CASTILLO & ALBADALEJO, 1992), ce qui, dans l'ensemble, génère des surévaluations importantes des pertes de sol (ESTEVE *et al.*, 1990 ; SÁNCHEZ, 1997 ; BOIX-FAYOS *et al.*, 2003). L'exemple du bassin de la rivière Xaló décrit par BOIX-FAYOS *et al.* (2003) est significatif en ce sens, car l'application du modèle prévoyait un taux élevé d'érosion, tandis que l'expérimentation sur le site indiquait des valeurs maximales de 0,65 t/ha/an.

Pour compenser les surévaluations résultant de l'application de ce modèle, nous avons procédé à un ajustement qui tient compte du substratum rocheux. La couche "érosion potentielle" a été croisée avec la couche "substratum rocheux" (COPUT, 1998) pour ramener toutes les parcelles situées sur des affleurements de roche calcaire ou dolomitique au degré minimum d'érosion potentielle puisque ces types de roche forment des sols très perméables (LEPART & DEBUSSCHE, 1992) et peu érodables (CERDÁ, 1999).

### Période sèche

Pour évaluer l'intensité de la sécheresse des périodes sèches, nous avons utilisé la méthode IBS (indice bioclimatique de sécheresse) de MONTERO DE BURGOS & GONZÁLEZ REBOLLAR (1983). L'IBS est un indice de sécheresse mensuelle exprimée en unités bioclimatiques (une unité bioclimatique = 5°C par mois) ; cet indice est calculé de la manière suivante :

$$IBS = -[(e - D) / (E - e)] \times [(T - 7,5) / 5] *$$

Pour effectuer ces calculs, nous avons pris en compte les valeurs moyennes annuelles enregistrées dans 110 stations de mesures thermopluviométriques (source des données : PÉREZ CUEVA, 1994) en appliquant la méthodologie BURGOS & GONZÁLEZ REBOLLAR (1983), selon les hypothèses suivantes :

- pour calculer des équilibres, nous avons estimé une réserve de 50 mm pour toutes les zones forestières afin de prendre en compte la profondeur limitée des sols boisés valenciens ;
- pour calculer les pertes par ruissellement nous avons pris en compte la topographie de chaque parcelle boisée. A cet effet, nous avons superposé la couche de l'unité paysagère (d'après ANTOLÍN *et al.*, 1998), en considérant 10% de ruissellement sur les parcelles en pente inférieure à 8% et 30% de ruissellement ailleurs ;

\* Où : e : évaporation résiduelle ou à travers l'immobilisation de l'écoulement de la sève ; on l'estime à 20% de l'évapotranspiration, D : disponibilité d'eau (mm), E : évapotranspiration (mm), T : température moyenne (°C).



– pour obtenir le bilan hydrique des 110 stations thermo-pluviométriques, nous avons calculé l'évapotranspiration potentielle selon Thornthwaite ;

– les IBS en résultant ont été ensuite extrapolés à toute la région en appliquant un krigeage<sup>3</sup>.

### Risque de dégradation

Les risques d'érosion et l'intensité de la période sèche ont été intégrés par estimation qualitative en une variable unique appelée : risques de dégradation d'origine physique.

Les résultats obtenus indiquent que 37% des espaces naturels valenciens présentent un risque très élevé de dégradation ; cela s'explique par l'association du risque très élevé d'érosion avec les contraintes sévères imposées par la sécheresse. Toutefois, on notera que l'application des coefficients de réduction de l'érosion liés au substratum rocheux ramène les taux les plus élevés d'érosion de 84% à 42% de la superficie des espaces naturels, pourcentage plus proche des valeurs observées lors des expérimentations *in situ*.

### Vulnérabilité des végétaux en cas d'incendie de forêt

Pour les études d'impact sur l'environnement, la fragilité (ou vulnérabilité) correspond au degré de probabilité de détérioration due à certaines actions ; on peut également dire que la fragilité, c'est l'inverse de la capacité d'absorber les modifications éventuelles sans détérioration qualitative (MMA, 2000).

En appliquant la méthodologie décrite, les zones les plus vulnérables (fragiles) aux incendies de forêt correspondent à celles dotées d'une faible capacité de régénération en association avec un risque élevé de dégradation. Ces zones sont identifiées par la superposition des caractéristiques intrinsèques des végétaux aux aspects environnementaux étudiés. Une évaluation qualitative a permis d'intégrer ces deux éléments.

Les résultats montrent que 14% de tous les espaces naturels valenciens sont très fragiles vis-à-vis des incendies de forêt. Cela signifie que dans l'éventualité d'incendie de forêt, il faut prévoir une dégradation du couvert végétal à court terme (Cf. Fig. 1).

### Hierarchisation des actions

La catégorie « superficies éventuellement à restaurer » du plan forestier espagnol fait référence aux zones exposées à l'érosion dont le couvert végétal éparé offre un faible niveau de protection (MMA, 2002).

Selon ces critères, dans la région de Valence, 590 957 hectares auraient besoin d'actions de restauration (soit 40% des espaces naturels). Une telle superficie nécessite la hiérarchisation des besoins ; c'est à cet effet que l'évaluation de la vulnérabilité peut servir d'indicateur du degré de détérioration possible.

Cette méthode ne sera pas efficace pour l'évaluation de zones, qui malgré un risque élevé de dégradation, ont atteint un stade de maturité majoritaire. Dans ces zones, il ne

3 - Krigeage : technique linéaire d'interpolation spatiale prenant en compte la configuration géométrique des points d'observation ainsi que la structure spatiale propre à la variable concernée.

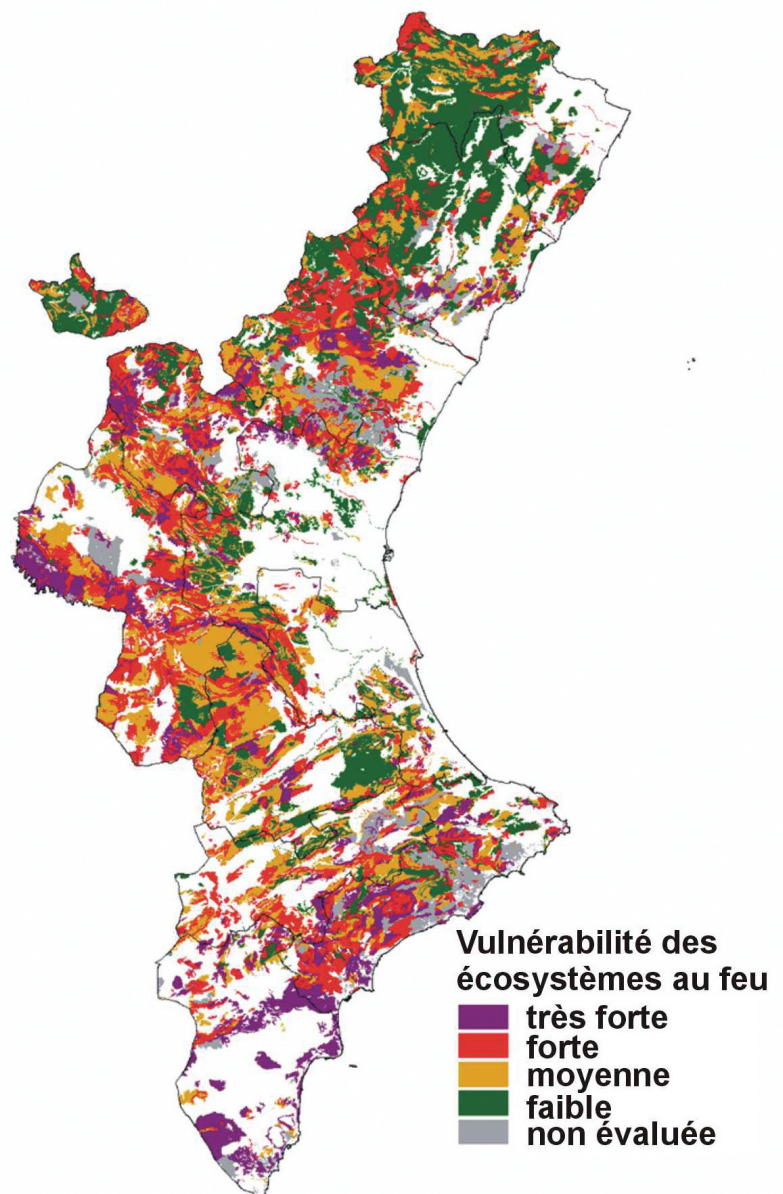


Fig. 1 :

Cartographie de la vulnérabilité des écosystèmes aux incendies de forêt dans la région de Valence.

s'agira pas d'organiser une restauration du couvert végétal, mais d'actions sylvicoles de préservation et/ou d'amélioration du couvert végétal (MMA, 2002).

## Mesures de compensation et de restauration : l'ensemencement aérien

Les espaces naturels brûlés sont plus exposés que les autres à l'érosion par l'eau et par le vent ainsi qu'au ruissellement à cause de la perte provisoire du couvert végétal et détritique. Ces formes d'érosion peuvent se situer près des infrastructures, souvent juste à l'amont de celles-ci, ce qui génère à l'aval un risque d'endommagement de biens ou de vies humaines. Les objectifs de la gestion post-feu visent la réduction du ruissellement et de l'érosion des sols, y compris des effets *ex situ* (inondations, coulées de boue, sédimentation), et en parallèle, la récupération des écosystèmes. Les techniques les plus utilisées sont (d'après FORREST & HARDING 1993, ROBICHAUD *et al.* 2000) :

- les semis (ensemencement aérien ou au sol) accompagnés de paillage pour accélérer la repousse du couvert herbacé et réduire les risques d'érosion ;
- le positionnement des troncs et rémanents selon les courbes de niveau ;
- les clôtures anti-érosion ;
- les barrages de retenue et/ou les gabions ;
- les autres techniques de protection des pentes : les tranchées en courbes de niveau, les banquettes (Cf. Photo 1).

Nous nous préoccupons surtout des techniques de semis, car c'est devenu, de nos jours, un sujet polémique. Selon une étude récente (ROBICHAUD *et al.* 2000), basée surtout sur des expérimentations conduites aux Etats-Unis, plusieurs aspects potentiellement défavorables des techniques de semis ont été identifiées :

- le semis n'est pas forcément nécessaire là où la régénération naturelle est efficace ;
- l'incertitude relative aux taux de germination ;
- le risque d'être efficace seulement en cas d'intervention en fin de saison qui suit immédiatement l'incendie et pendant la deuxième saison ;
- la concurrence entre la flore naturelle et les espèces exogènes à graines (ex. *Lolium multiflorum*).

Nous avons procédé à des essais d'ensemencement d'urgence après les incendies en Espagne de l'Est (VALLEJO & ALLOZA, 1998). La première étape consistait à identifier les zones brûlées ayant besoin de mesures d'urgence pour réduire les impacts du feu, sur la base de critères liés à l'érosion et aux risques de ruissellement : pentes raides, sols érodables, capacité de régénération réduite des végétaux. Les recherches précédentes (ABAD *et al.* 1996) ont démontré qu'en Espagne de l'Est, la capacité de régénération post-feu dépend plus particulièrement des espèces à rejet, autrement dit que les zones à dominante d'espèces à rejet faisaient preuve d'une régénération efficace du couvert végétal tout à fait indépendamment des conditions météorologiques de la période post-feu, et que les traitements par semis avaient peu de chances d'améliorer ce phénomène. A l'inverse, les formations végétales à dominance d'espèces à semis manifestaient une régénération du couvert plutôt lente, par ailleurs étroitement liée à la pluviométrie post-feu. Cette faible régénération du couvert est accentuée sur les pentes orientées au sud. Il est ainsi possible d'évaluer les risques d'érosion et de ruissellement post-feu à partir des caractéristiques pré-feu répertoriées sur les cartes et/ou grâce à une reconnaissance de terrain rapide, immédiatement après l'incendie.

Immédiatement après l'incendie, une série de parcelles exposées à l'érosion ont été ensencées avec un mélange de semis, un paillage (20 g/m<sup>2</sup> de paille) et de l'engrais chimique. Le semis était composé d'un mélange de semences d'espèces herbacées indigènes ou acclimatées disponibles sur le marché et comportant aussi bien des pérennes que des annuelles, des herbacées que des légumineuses. Les plantes annuelles germent très rapidement après la première pluie, tandis que les espèces pérennes prolongent l'existence des plantes indépendamment de l'incertitude qui règne en matière de floraison, de production de graines, du taux de germination des espèces introduites. Les différentes profondeurs et schémas d'enracinement des herbacées et des légumineuses ainsi que la capacité de fixation de l'azote des légumineuses justifient leur utilisation en mélange.

Deux mois après ensemencement, les parcelles sélectionnées avaient retrouvé un couvert végétal. Après deux campagnes de mesures à 6 et 18 mois après l'ensemencement, on observait une augmentation transitoire du couvert végétal, particulièrement significative dans les conditions semi-arides, puis la dispari-

tion quasi totale de toutes les espèces introduites lors de la campagne 18 mois après l'incendie. La repousse des espèces indigènes n'avait pas été altérée et les parcelles ensemencées enregistraient des taux d'érosion bien inférieurs aux parcelles témoins (Cf. Fig. 2). Cette technique s'est donc révélée efficace pour la protection des écosystèmes vulnérables après un incendie. Des essais ultérieurs d'érosion sur des parcelles en conditions semi-arides de la même région (BAUTISTA *et al.* 1996) ont permis de comparer des traitements similaires (ensemencement + paillage) avec le paillage seul (sans semis) et des parcelles témoins. Les deux techniques ont obtenu des résultats similaires en termes d'augmentation du couvert végétal, de réduction de l'érosion et du ruissellement, car le paillage seul s'est montré efficace pour la protection de la surface des sols et a également facilité la repousse spontanée des végétaux. Nous avons donc pu voir que le paillage seul s'est révélé efficace sur nos parcelles d'essais et peut être retenu comme mesure de compensation a posteriori des impacts du feu.

Selon ROBICHAUD *et al.* (2000) et selon notre propre expérience déjà décrite, il existe plusieurs variantes permettant d'atténuer les points faibles des techniques de restauration par ensemencement :

1. *Évaluation préalable des potentialités de régénération naturelle :*

- sélection des zones à faible potentialité de régénération, (ex. faible couvert d'espèces à rejet) ;
- risques élevés de ruissellement et d'érosion (pente raide, sol compact) ;
- risques élevés d'endommagement à l'aval (infrastructures, habitations).

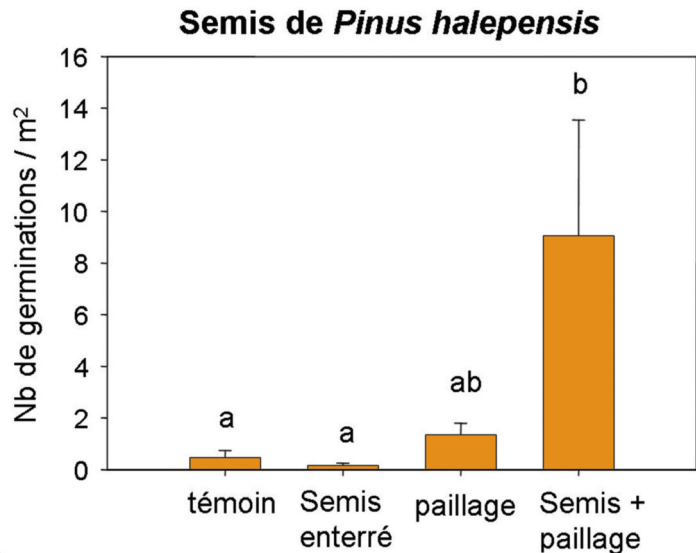
2. *Paillage (utilisant de préférence les rémanents in situ) pour assurer une protection immédiate des sols.*

3. *Sélection de mélanges de semences d'espèces indigènes :*

- plantes annuelles à croissance rapide,
- plantes pérennes pour faire durer la protection des sols,
- herbacées et légumineuses,
- arbustes et arbres pour améliorer la succession secondaire.

Tous les projets de restauration des zones brûlées dans les écosystèmes exposés aux risques d'incendie, quels qu'ils soient et qu'il s'agisse de semis ou de plantations, doivent prendre en compte les principes de la prévention des incendies (VÉLEZ, 1990) :

- éviter les plantations monospécifiques ;



- réduire les espèces à accumulation de combustible ;
- promouvoir une végétation plus résiliente et plus tardive en termes de stade de succession (VALLEJO & ALLOZA, 1998) ;
- concevoir et planifier toutes les opérations nécessaires au paysage pour réduire le risque de propagation d'incendie (TURNER 1994, FORMAN & COLLINGE, 1996).

## L'ensemencement de boisements de pins

Après un incendie qui a détruit des boisements de jeunes pins, la régénération naturelle est parfois lente et difficile ; il est alors possible de réintroduire les pins par semis. L'ensemencement est une technique intéressante car ses impacts sont faibles, son coût est bas et sa mise en œuvre dans les zones isolées mais extensives est facile, par exemple par ensemencement aérien.

**Fig. 2 (en haut) :**  
Germination des semis de pins d'Alep.

**Photo 1 (ci-dessus) :**  
Positionnement des troncs selon les courbes de niveau.



Ramon VALLEJO  
Directeur  
de recherche,  
Programme de  
recherche forestière  
Fondation CEAM  
Centro de Estudios  
Ambientales del  
Mediterráneo  
Parque Tecnológico  
de Paterna, C/Charles  
R. Darwin 14  
46980 Paterna  
Valencia  
Espagne  
Mél :  
ramonv@ceam.es  
Tél. : +34-9-6131-8227  
Fax : +34-9-6131-8190

L'utilisation de paillage lors des opérations d'ensemencement permet une amélioration significative de la vitesse de germination. Par exemple, dans les expérimentations post-feu de l'Espagne de l'Est, où la régénération naturelle s'est révélée très faible, ni l'ensemencement (*Pinus halepensis*) ni le paillage n'ont fait augmenter la densité des jeunes plants ( $0,16 \pm 0,09$  et  $1,33 \pm 0,47$  individus/m<sup>2</sup>, respectivement) par rapport aux parcelles témoins ( $0,47 \pm 0,27$ ) ; en revanche, l'association des deux (ensemencement + paillage) a très largement augmenté la densité des jeunes pins ( $9,06 \pm 4,48$ ) malgré la grande hétérogénéité dans l'espace de la germination. En outre, le paillage peut également réduire le degré d'érosion (BAUTISTA *et al.* 1996).

Les semis de pin sont cependant très vulnérables à la prédation. Par exemple, une étude dans l'Est de l'Espagne montre que la plupart (>80%) des semis de *Pinus halepensis* appliqués en aérien ont été consommés par les prédateurs au cours des six premiers mois et, sur

certaines sites, en moins d'un mois. A la fin de ces essais, la germination n'avait eu lieu sur aucune des parcelles. L'action de restauration a donc entièrement échoué. Il faut néanmoins se rappeler que la prédation est très hétérogène dans l'espace et dans le temps et que les semis peuvent parfois donner des résultats acceptables. Par exemple, CASTELL & CASTELLÓ (1996) ont obtenu un taux de germination relativement élevé (environ 5%) à partir d'un ensemencement aérien effectué pendant une année humide en Catalogne (Nord-Est de l'Espagne). Jusqu'ici, les répulsifs disponibles sur le marché sont insuffisants pour éviter la prédation. De plus, même en cas de prédation faible, les pins ne forment qu'une banque de semences transitoire dans le sol et la viabilité des semences décroît fortement pendant les premiers mois. De ce fait, l'ensemencement doit être soigneusement planifié pour pouvoir bénéficier de conditions de germination optimales (ex. début de l'automne).

R.V.

## Résumé

Les incendies peuvent dégrader les écosystèmes et générer un besoin de mise en œuvre de mesures compensatoires ou de restauration post-feu. Mais comment mettre au point et hiérarchiser les projets de restauration en l'absence de critères définissant les zones brûlées les plus exposées aux risques de dégradation ? Pour identifier ces critères, il faut tout d'abord mener à bien une analyse des impacts du feu ; ensuite, il sera possible de procéder à la mise au point d'outils de prévision permettant d'évaluer la fragilité et la capacité de régénération des écosystèmes brûlés. Cette identification des processus de dégradation post-feu servira de base à l'élaboration de mesures spécifiques de réduction des impacts ou de restauration. A partir d'un diagnostic des impacts écologiques des incendies et des objectifs de gestion forestière déjà fixés, il est possible de définir des stratégies de réduction des impacts et/ou de restauration ainsi que les plans d'actions à réaliser.

Dans cet article, nous présentons notre expérience dans les domaines de l'analyse de la vulnérabilité des écosystèmes après un incendie et de l'évaluation ex-post des stratégies et actions de restauration mises en œuvre dans la région de Valence (Espagne de l'Est). Dans ce cadre, nous examinerons la mise au point de techniques de restauration adaptées aux sols dégradés ainsi qu'aux conditions sèches des régions méditerranéennes où la dégradation par le feu est aggravée par le manque d'eau pour faciliter la régénération de la végétation.

## Summary

### Post-fire restoration assessment

Wildfires may produce ecosystem damages that may require post-fire mitigation and/or restoration actions. The question is what are the criteria to identify those burned areas that show high degradation risk in order to plan and prioritise restoration projects. To address this question it is necessary to start with the analysis of fire impacts, and from this analysis to derive predictive tools for assessing the fragility and regeneration capacity of burned ecosystems. The identification of post-fire degradation mechanisms provides the basis for developing the corresponding specific mitigation/restoration actions. The diagnostic of ecological impacts of wildfires together with the established forest management objectives allow deriving mitigation/restoration strategies and the subsequent implementation projects.

In this workshop we present our experience on the evaluation of post-fire ecosystem vulnerability and on the assessment of restoration planning in the Region of Valencia (Eastern Spain). This includes the development of restoration techniques suited for degraded soils and dry Mediterranean conditions, where fire-induced degradation is complicated with water shortage for regenerating vegetation.

## Bibliographie

Les références bibliographiques de cet article sont disponibles auprès de Forêt Méditerranéenne.