

Brûlage dirigé et incendie sauvage : Ont-t-ils l'un et l'autre le même impact sur l'avifaune ?

par Pere PONS *

Introduction

La déprise agricole constitue un phénomène social et écologique généralisé au nord du bassin méditerranéen depuis les années cinquante. Ce phénomène a pour résultat, notamment sur les reliefs, l'abandon de grandes étendues de territoire jadis exploitées dans un but forestier, pastoral ou agricole. Ces territoires sont redevenus aujourd'hui des massifs continus de friches, de landes ou de jeunes forêts. Ce type de paysage est très combustible, et les incendies y affectent parfois de grandes surfaces. Dans ce contexte de déprise, il n'était pas illogique de songer à utiliser le feu, comme cela se fait déjà depuis le Néolithique, pour contrôler le développement de la végétation ligneuse. La technique du brûlage dirigé répond donc de plus en plus à une certaine demande sociale.

Cela explique le développement relativement rapide de cette technique du brûlage dirigé, version moderne des pratiques ancestrales d'usage du feu à vocation agricole et pastorale, comme outil de gestion, en France et dans plusieurs pays méditerranéens. Ceci justifie aussi que cette technique ait été pratiquée avant même d'en connaître toutes les conséquences sur les écosystèmes. En ce qui concerne les effets sur le sol et sur la végétation, on dispose aujourd'hui d'un assez bon ensemble de connaissances, rassemblées depuis l'expansion de la technique dans les années quatre-vingt. Ces

connaissances permettent maintenant de réduire l'impact des brûlages sur ces deux éléments de l'écosystème (Cf. RIGOLOTT, 1993). Mais il n'en est pas de même en ce qui concerne la faune, pour laquelle les données sont beaucoup plus fragmentaires. Le présent article a donc pour ambition de faire un bilan des connaissances des effets du brûlage dirigé sur l'avifaune.

On essayera donc ici de rassembler quelques éléments de réponse à cette question majeure : y a-t-il, au moins en ce qui concerne l'avifaune, des différences entre les effets des incendies sauvages et ceux des brûlages dirigés ? Si l'on reste dans une optique strictement méditerranéenne, les éléments comparatifs manquent encore. Les effets des incendies sur les oiseaux commencent certes à être connus (cf. la synthèse de PRODON & PONS, 1993), mais très peu d'études portent sur l'avifaune et les brûlages dirigés dans cette région, en dehors des travaux de DUMAS *et al.* 1995, PONS 1996, 1998a et 1998b, NOVOA *et al.* 1997, 1998. On remarquera que ces travaux sont beaucoup plus récents que l'apparition des brûlages dirigés eux-mêmes [1982 au Portugal (MOREIRA DA SILVA, 1997), 1987 en France (RIGOLOTT, 1993), 1994 en Espagne (J.A. VEGA, com. pers.)]. Pour notre étude comparative, nous avons dû faire appel aux travaux nord-américains, où le brûlage dirigé a une longue tradition, et où les données sur l'avifaune et le feu sont nombreuses ; certains de ces travaux concernent des milieux californiens de type méditerranéen. Les autres régions méditerranéennes où le brûlage dirigé est utilisé, et où ses effets sur la faune ont été évalués, sont l'Australie et l'Afrique du Sud. Mais là, les études sont beaucoup moins nombreuses, et de surcroît elles concernent des communautés faunistiques plus éloignées des nôtres.

* Departament de Ciències Ambientals. Universitat de Girona.
Facultat de Ciències. Campus de Montilivi. 17071 Girona.
Catalunya. Espagne.

Caractéristiques des feux pouvant jouer un rôle sur les réponses de l'avifaune

Dans le cadre géographique du bassin méditerranéen, nous pouvons définir un incendie-type comme un phénomène imprévisible qui a lieu en été (juin-septembre), qui est intense (la puissance du front de flamme peut dépasser 10^5 kW/m), total (la végétation combustible est brûlée sur la majorité de la surface), parfois très étendu (des centaines, voire des milliers d'hectares) et de progression localement rapide (jusqu'à 4 Km/h). Par contre, le brûlage dirigé-type est une action programmée, qui a lieu entre novembre et mars, dont le feu est souvent peu intense (une puissance du front de flamme de 10 à 1000 kW/m), partiel (la végétation combustible est brûlée généralement à moins de 75%), peu étendu (entre 1 et 50 ha) et de progression lente (de 10 à 1000 m/h) (METAULIE, 1981 ; TRABAUD, 1989 ; TARREGA & LUIS, 1992 ; RIGOLOT, 1995 et com. pers.). Entre les deux extrêmes peuvent exister tous les intermédiaires.



Photo 1 (ci-dessus) : Brûlage dirigé....

Photo 2 (en haut à droite) : ... et incendie sauvage : transformations du milieu, ...

Photo 3 (ci-contre) : ... modifications de l'avifaune.

Photos P.P

On peut penser que les divers types de feux ont des effets bien différents sur l'habitat et sur l'avifaune. Ces effets seront déterminés, entre autres, par plusieurs facteurs propres à la perturbation : intensité et sévérité, saison et périodicité, échelle et hétérogénéité ; c'est-à-dire par le régime du feu.

Intensité du feu

L'intensité de la combustion est mesurable en termes d'émission d'énergie, température, évaporation ou hauteur des flammes. L'intensité n'est pas sans relation avec la sévérité ou magnitude du stress auquel les organismes, végétaux et animaux, sont soumis (KARR & FREEMARK, 1985). Néanmoins intensité et sévérité ne sont pas nécessairement corrélées (FELLER, 1996), cette dernière étant souvent mesurée en termes de consommation de combustible, températures dans le sol (cf. RIGOLOT, 1998), ou mortalité de la végétation. En tout cas l'intensité détermine largement le degré de simplification de la structure végétale, laquelle à son tour détermine la communauté d'oiseaux présente après le feu. Ainsi, l'embroussaillage d'un maquis brûlé de façon peu intense par un feu dirigé facilite le maintien des oiseaux de la strate buissonnante et gêne l'accès au sol des espèces de milieu ouvert. Par contre, la forte intensité d'un



incendie d'été engendre la disparition de la plupart des oiseaux de la strate buissonnante et la colonisation par des espèces de milieu ouvert. De l'intensité peut dépendre aussi, dans une certaine mesure, la vitesse et la densité de régénération des organes souterrains des végétaux (MORENO & OECHEL, 1994), donc la vitesse de cicatrization de l'écosystème.

Saison

La présence ou absence de nids lors du feu, de même que la structure de la pyramide des âges, dépendent de la date du feu. Cette dernière aura donc des conséquences sur la démographie dans les années qui suivront le feu. De plus, en fonction de la date du feu, certaines espèces pourront éviter la période la plus défavorable après le feu. Imaginons le cas des oiseaux migrateurs transsahariens, comme le Rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), ou la Fauvette passerinette (*Sylvia cantillans*), qui quittent leurs quartiers de reproduction à la fin de l'été. En cas d'incendie d'été, ils évitent donc le premier automne et hiver après le feu (période la plus pauvre en ressources) et reviennent sur leurs anciens territoires quand la régénération végétale est déjà avancée (R. PRODON, com. pers. et PONS, 1996). Par contre, après un brûlage dirigé de fin d'hiver, ces mêmes espèces retrouveraient au printemps un habitat qui n'a presque pas amorcé sa récupération.

HIGGINS (1986) et ENGSTROM *et al.* (1996) comparent les effets sur l'avifaune de brûlages ayant lieu hors ou en saison de reproduction. Bien que ces deux travaux s'accordent à signaler une importante destruction de nids par les feux du printemps, d'autres effets attribués à la saison du feu ne sont évidents que dans un cas. Ainsi, HIGGINS (1986) montre un succès de la reproduction significativement plus élevé dans les parcelles de prairie brûlées en automne que dans celles brûlées au printemps. Par contre ENGSTROM *et al.* (1996) ne trouvent pas de différences sensibles dues à la date du feu sur la richesse et la densité des oiseaux nicheurs dans la première année après brûlage d'une pinède.

Périodicité

Plusieurs études ont démontré que la diversité maximale de l'écosystème a lieu à des fréquences moyennes de perturbation, les faibles diversités étant associées à des fréquences trop fortes ou trop faibles (HUSTON, 1994). L'intervalle entre perturbations détermine largement la nature des communautés végétales qui en sont affectées (BAZZAZ, 1983) ; il a donc des effets indirects sur l'avifaune. Les conséquences directes ne sont pas connues, elles passent peut-être par des modifications de la structure démographique.



Photo 4 : Des maquis littoraux, touchés davantage par les incendies d'été, aux landes subalpines, concernées surtout par les feux pastoraux et les brûlages dirigés, la chaîne pyrénéenne est riche en milieux affectés par le feu.

Photo P.P.

Echelle spatiale

La vitesse de recolonisation par les oiseaux des zones brûlées dépend-elle de leur surface ? Les capacités de recolonisation par les espèces dominantes ne semblent pas diminuer de façon évidente dans le cas de très grands incendies : les espèces qui disparaissent à cause du feu reviennent aussitôt que l'habitat leur est de nouveau favorable, et leurs populations continuent de recevoir des immigrants par la suite (PONS, 1996). Ainsi, même pour les grands incendies, la reprise de la nidification semble davantage limitée par la vitesse de la régénération végétale que par la disponibilité en colonisateurs (mise à part peut-être les espèces rares à l'échelle régionale). Il est possible que les colonisateurs puissent provenir d'aires éloignées.

Le rapport entre la surface perturbée et la surface des domaines vitaux des animaux affectés est aussi un aspect à considérer. Si la surface brûlée est proche de la taille du domaine vital, les effets de lisière deviennent importants. Si par contre l'incendie parcourt des milliers d'hectares, des populations très importantes d'animaux à petits domaines vitaux seront concernées (par exemple la Fauvette mélanocéphale, *Sylvia melanocephala*, suite à des grands feux de maquis, PONS, 1996). Finalement, la surface brûlée pourrait avoir des effets indirects sur les animaux : certaines caractéristiques physiques de l'environnement (lumière, température de l'air, humidité du sol, vitesse du vent...), voire certains aspects de la composition en espèces végétales du site perturbé varient en fonction de sa taille (RUNKLE, 1985).

Hétérogénéité

L'effet de la perturbation dépend aussi du degré d'hétérogénéité de l'habitat après le feu. La diversité de microconditions des sites à brûler en saison froide et humide, en ce qui concerne notamment la teneur en eau des plantes et la distri-

bution du combustible, est mise à profit par les praticiens pour maîtriser le feu en jouant sur les modes de conduite de celui-ci (RIGOLOT, 1993). L'hétérogénéité de l'habitat qui en résulte fréquemment, mosaïque de végétation non brûlée et brûlée à des intensités diverses, déterminera largement la réponse des oiseaux. Comme on le verra plus loin, la richesse en espèces peut augmenter, la fidélité au site être facilitée et les sources de nourriture se distribuer en mosaïque (cf. par exemple LOISELLE & BLAKE, 1984) quand le feu est partiel et hétérogène. Au contraire, les grands incendies d'été ont tendance à engendrer un paysage homogène sur la plupart de leur extension. Seules les espèces capables de s'adapter à des conditions brutalement différentes pourront y subsister dès les premières années.

Dans le cas des espèces nichant exclusivement dans la strate buissonnante, le feu devrait faire décroître les populations en fonction directe de la proportion d'habitat brûlé. Ceci a effectivement été démontré par BROOKER & ROWLEY (1995) chez le Mérion splendide, *Malurus splendens*, petit sylviidé du matorral australien, mais avec un retard d'environ 4 ans entre le feu et la chute de la population. Ce retard serait dû, entre autres, à l'association d'une longévité et d'une fidélité au site élevées chez cette espèce. Dans un autre cas c'est la diminution du phytovolume, et non pas la proportion de surface de maquis brûlée, qui apparaît coïncider avec la diminution de la densité de l'espèce (Fauvette pitchou, *Sylvia undata*, PONS, 1998a). Inversement, l'augmentation d'hétérogénéité après brûlage peut modifier la répartition d'une espèce qui niche et se nourrit au sol. Ainsi, le Bruant à joues marron (*Chondestes grammacus*) s'est montré plus abondant là où le feu avait le plus réduit le recouvrement arbustif (RENWALD, 1977).

Effets des brûlages dirigés sur les oiseaux

Cela dit, la diversité de comportement des feux se traduit-elle par des différences spécifiques dans les réponses des populations d'oiseaux confrontées au phénomène ? Une première comparaison (Tab. I), en utilisant les données de la



Photo 5 : Suite au brûlage dirigé, le maquis à bruyère arborescente (ici dans le Massif des Aspres, Pyrénées-Orientales)....
Photo P.P.



Photo 6 : ... conserve un embranchement important et des surfaces non brûlées en mosaïque.
Photo P.P.

littérature, tente d'évaluer la composition en espèces dans la première année après un feu par rapport à la situation précédant ce feu, en centrant l'analyse sur les milieux les plus concernés par les brûlages dirigés dans le Bassin Méditerranéen Occidental, c'est-à-dire les maquis et les landes. L'année qui suit le feu correspond à la période où les changements induits par la perturbation se font sentir le plus fortement. La plupart des études évaluent cette période initiale, et plus concrètement la première saison de reproduction.

Tous milieux confondus, le Tableau I montre que la modification de la composition en espèces suite à un incendie est plus importante que suite à un brûlage dirigé. Ainsi, sur 14 espèces nicheuses avant le feu, on ne compte après l'incendie que 4 à 7 disparitions, mais aussi jusqu'à 6 colonisations, et de 7 à 10 rémanences, alors que pour le brûlage on

observe aucune disparition, et jusqu'à 4 colonisations et 14 rémanences. Il y a donc en général, après incendie, une perte transitoire du nombre d'espèces (pour un maquis on passe de 14 à 11 espèces, dont 7 communes), mais en revanche un gain transitoire après brûlage (pour un maquis on passerait de 14 à 16 espèces, dont 14 communes). Pour les nicheurs les réponses des espèces sont en relation avec la strate utilisée pour la nidification et la recherche de nourriture (PRODON, 1989). Les espèces terricoles sont peu affectées, mais les espèces de la strate buissonnante disparaissent en général complètement. Ce second groupe trouverait, dans

ESPECES	N=	N-	N+	H-	H+
<i>Oenanthe hispanica</i>	*				
<i>Lanius excubitor</i>	*				
<i>Lanius senator</i>	*				
<i>Carduelis cannabina</i>	*				
<i>Miliaria calandra</i>	*				
<i>Emberiza hortulana</i>	*				
<i>Emberiza cia</i>	*				
<i>Hippolais polyglotta</i>		*			
<i>Sylvia undata</i>		*			
<i>Sylvia melanocephala</i>		*			
<i>Sylvia cantillans</i>		(*)			
<i>Saxicola torquata</i>		*			
<i>Turdus merula</i>		(*)			
<i>Luscinia megarhynchos</i>		(*)			
<i>Anthus campestris</i>			**		
<i>Anthus trivialis</i>			**		
<i>Lullula arborea</i>			**		
<i>Galerida theklae</i>			*		
<i>Galerida cristata</i>			*		
<i>Alauda arvensis</i>			**		
<i>Prunella modularis</i>				*	
<i>Troglodytes troglodytes</i>				*	
<i>Erithacus rubecula</i>				*	
<i>Anthus pratensis</i>					*
<i>Prunella collaris</i>					*
<i>Fringilla coelebs</i>					*

Tab. I : Réponses de passereaux représentatifs du maquis méditerranéen et de la lande de montagne face aux feux. D'après les informations de MARTIN (1983), PRODON et al. (1987), LOPEZ & GUITIAN (1988), LLIMONA et al. (1993), PONS & PRODON (1996), GARCIA (1997), PONS (1998a), et de données inédites.

N= Oiseaux qui nichent dès la première saison de reproduction après un feu.

N- Nicheurs qui normalement disparaissent la première saison de reproduction après incendie complet, mais non pas la première après un feu dirigé partiel, (*) espèces pouvant rester dans les maquis arborés incendiés.

N+ Nicheurs qui peuvent coloniser rapidement un maquis ou une lande brûlé après incendie complet, ** vérifié aussi en cas de feu dirigé partiel.

H- Hivernants qui normalement disparaissent (ou diminuent fortement) le premier hiver après incendie complet, mais non pas le premier hiver après un feu dirigé partiel (*P. modularis* est nicheur dans la lande).

H+ Hivernants en milieux ouverts méditerranéens ou montagnards et favorisés par le feu.

l'hétérogénéité du brûlage dirigé, des îlots d'arbustes où nicher, permettant leur maintien sur place (PONS, 1998a)

Les variations de populations, et les facteurs qui peuvent les expliquer, seront détaillés ci-après dans le cas du brûlage dirigé. Pour une comparaison avec les effets des incendies on peut se reporter à PRODON & PONS (1993). Les aspects que nous allons considérer sont : la composition en espèces, la densité, la nourriture, le couvert végétal, la fidélité au site, la reproduction et la mortalité. Colonisation et émigration ne seront pas traitées par manque d'informations dans les publications consultées. Enfin, on passera en revue les aspects plus particulièrement appliqués à la gestion des populations animales.

1- Composition en espèces et densité

Comparer les variations des peuplements d'oiseaux après un brûlage dirigé à partir de sources diverses oblige d'abord à préciser l'échelle temporelle. Les variations les plus importantes de richesse et de densité ont lieu, en principe, dans les premiers mois après le feu. On fera alors référence aux publications comparant la première saison de nidification après brûlage à des témoins ou au même site avant le feu. Nous avons trouvé deux exemples d'augmentation de la richesse en espèces, tous les deux en milieu méditerranéen : LAWRENCE (1966) dans un chaparral californien et PONS (1998a) dans un maquis catalan. Une stabilité de la richesse a été signalée dans trois travaux : BOCK & BOCK (1983) dans une forêt de pins du Dakota, HORTON & MANNAN (1988) dans une forêt de pins d'Arizona, et PYLYPEC (1991) dans une prairie du Canada. Finalement une diminution de la richesse est trouvée par KILGORE (1971) dans une forêt de séquoia et par PETERSEN & BEST (1987) dans une steppe d'Idaho.

La densité globale en espèces nicheuses montre aussi différentes éventualités : augmentation (LAWRENCE, 1966; BOCK & BOCK, 1983), stabilité ou légère diminution (KILGORE, 1971; PETERSEN & BEST, 1987; PONS, 1998a; mais dans les deux dernières études la densité de la troisième ou quatrième année dépasse la densité avant le feu), ou importante diminution (PYLYPEC, 1991). De même, dans les études autécologiques, la densité d'une espèce peut

initialement diminuer : Bruant des champs (*Spizella pusilla*), en milieux semi-ouverts (BEST, 1979), Perdrix grise des Pyrénées (*Perdix perdix hispaniensis*), dans des landes de montagne (DUMAS *et al.*, 1995); ou augmenter : Bruant à joues marron en prairie avec arbustes (RENWALD, 1977), et Bécasse d'Amérique, (*Scolopax minor*), hivernant en forêt de pins (JOHSON & CAUSEY, 1982).

2- Quantité et accessibilité de la nourriture

Les diverses ressources de l'habitat, notamment la nourriture, peuvent devenir limitants pour les populations d'oiseaux après une perturbation comme le feu. Néanmoins, aucune des études consultées ne démontre une chute importante de la disponibilité de nourriture après brûlage dirigé. Ainsi, plusieurs travaux quantifient, ou estiment simplement une plus grande abondance ou disponibilité de proies ou graines (LAWRENCE, 1966; KILGORE, 1971; BEST, 1979; BOCK & BOCK, 1983; LOISELLE & BLAKE, 1984). PONS (1998a) montre une augmentation des invertébrés du sol et des insectes volants, mais une diminution des invertébrés des buissons dès la première année après brûlage. JOHSON & CAUSEY (1982) ne trouvent pas de différences significatives dans l'abondance des invertébrés du sol après le brûlage.

Mais des différences dans l'alimentation des oiseaux peuvent apparaître, même sans modification du régime. Par exemple, la composition et la taille des proies apportées aux poussins du Bruant de Bell (*Amphispiza belli*), ne change pas après brûlage, mais les poussins grandissent plus rapidement, probablement à cause d'un taux de nourrissage plus élevé (PETERSEN & BEST, 1987). Enfin, on sait que des rapaces et des oiseaux opportunistes peuvent être attirés par l'accessibilité de petits mammifères et invertébrés pendant la mise à feu (SMALLWOOD *et al.*, 1982; TEWES, 1984).

3- Couvert végétal

D'autres ressources vitales sont liées à la structure de la végétation : les refuges face aux prédateurs ou face aux phénomènes météorologiques, et les sites pour la recherche de



Photo 7 : Suite à l'incendie sauvage, le maquis à bruyère arborescente (ici dans le Massif des Albères, Pyrénées-Orientales) devient normalement un milieu homogène, intensément brûlé, avec une structure verticale presque nulle....
Photo P.P.



Photo 8 : ... mais la régénération végétale est rapide, comme ici un an et demi après le feu.
Photo P.P.

nourriture ou pour la nidification. Certains auteurs signalent que l'habitat est plus exposé à court terme après le feu par manque de couvert végétal. Pour LAWRENCE (1966) cette prédation induite est probablement plus limitante pour les populations d'oiseaux que la mortalité directe par le feu. Cette dernière affirmation n'est pas démontrée, mais BEST (1979) signale une augmentation de la prédation des nids des passereaux ainsi qu'une diminution de leur parasitisme par le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) (la mort des arbres causant la disparition de ses points d'observation). NOVOA *et al.* (1998) signalent les problèmes de protection de la Perdrix grise des Pyrénées face aux prédateurs suite à la réduction du couvert.



Photo 9 : La Fauvette pitchou fait partie des espèces dépendantes de la strate arbustive. Suite à une diminution initiale de sa population après le feu, elle peut à court terme dépasser la densité originale. Photo Gabriel Gargallo

L'effet le plus critique pour les oiseaux présents dans une zone traitée par brûlage dirigé semble être l'emplacement des nids. Par exemple, la localisation habituelle des nids du Bruant de Bell dans des steppes est altérée par manque de grands buissons (WINTER & BEST, 1985; PETERSEN & BEST, 1987). De même, la nidification de plusieurs espèces est difficile dans des prairies brûlées avant régénération du couvert végétal (BEST, 1979; LOISELLE & BLAKE, 1984). Il en est de même dans une pinède pour la Bécasse d'Amérique (JOHSON & CAUSEY, 1982), et dans une forêt de séquoias pour trois espèces terricoles (KILGORE, 1971). Par contre, dans une pinède d'Arizona, le brûlage ne s'est pas révélé un problème pour la disponibilité des arbres morts ("snags"), sites de nidification de plusieurs oiseaux cavernicoles, malgré une destruction de la moitié environ de ces "snags" par combustion (HORTON & MANNAN, 1988).

4- Fidélité au site, reproduction et mortalité

La fidélité ou l'attachement au site d'une population ou communauté peut être définie comme la proportion d'individus de cette population ou communauté qui, étant présents dans une aire précise au temps t , sont aussi présents au temps $t+1$. La fidélité au site est importante dans l'étude des oiseaux après le feu car elle contribue largement à la vitesse de reconstitution ou de remplacement de la communauté. Elle peut être estimée par capture-marquage-recapture. Dans un ensemble d'études menées en Australie, aux Etats Unis et en Europe, les taux de recapture entre la saison de reproduction avant le brûlage dirigé et celle d'après sont de 9%

(WOOLLER & BROOKER, 1980) et 22% (WOOLLER & CALVER, 1988) en forêt sèche australienne, 10% dans une prairie du Wisconsin (LOISELLE & BLAKE, 1984), et de 15% dans un maquis catalan (PONS, 1998a). Dans les études de population les taux de recaptures sont plus élevés parce que les espèces choisies sont celles qui réagissent bien au feu, et parce que la capture est plus efficace lorsque l'on se concentre sur une seule espèce. Les pourcentages vont alors de 44 à 80% de recaptures après le feu (COWLEY, 1974; ELLISON, 1975; BEST, 1979; PETERSEN & BEST, 1987; ROWLEY AND BROOKER, 1987; SMITH, 1989; PONS, 1996) ; parfois, ils ne diffèrent pas des taux de recaptures des témoins non brûlés. La fidélité au site après brûlage serait responsable des retards dans la réponse des populations à la diminution de qualité de leur habitat. Il peut alors en résulter des diminutions différées de la densité (BROOKER & ROWLEY, 1995), des variations de la pyramide des âges (PONS & PRODON, 1997) ou l'absence

de modifications nettes (PETERSEN & BEST, 1987). Enfin, les oiseaux qui occupent les milieux brûlés peuvent dans certains cas faire preuve d'un nomadisme plus accentué que dans des milieux non perturbés (LOISELLE & BLAKE, 1984).

La natalité est l'une des composantes de la dynamique de toute population, pourtant très peu d'études l'ont suivie après brûlage. Par exemple HIGGINS (1986) démontre la diminution du succès des reproductions des canards dans des prairies brûlées au printemps par rapport à des prairies brûlées en automne, conséquence de la destruction des 21 nids actifs par les feux de printemps (cf. aussi ENGSTROM *et al.*, 1996). Par contre, aucun des quatre paramètres de la reproduction considérées par PETERSEN & BEST (1987) chez le Bruant de Bell et le Bruant de Brewer (*Spizella breweri*), ne diffère dans des parcelles de steppe brûlée par rapport aux témoins. De même, RENWALD (1977) ne trouve pas de différences dans la grandeur de la ponte chez le Bruant à joues marron entre habitats brûlés à différentes extensions et intensités.

La mortalité directe au cours des brûlages dirigés n'a pas été signalée dans les travaux consultés. Quelques observations en maquis montrent que les oiseaux semblent ignorer le feu jusqu'à ce qu'il soit très proche. Ils s'envolent alors, pour retourner parfois quelques minutes plus tard sur leurs perchoirs habituels (PONS, 1998b). Une importante mortalité d'oiseaux par le feu peut avoir lieu, par contre, dans certaines conditions accompagnant un grand incendie. Après un feu en Victoria (Australie) en 1983, des centaines de cadavres appartenant à 55 espèces furent trouvés (WEGENER, 1984). Ceci demeure probablement un cas exceptionnel, puisqu'il s'agit du seul exemple dans la vaste bibliographie consultée.

5- Aspects de gestion

Mise à part le brûlage dirigé, d'autres techniques sont actuellement utilisées pour la gestion de la biomasse végétale : débroussaillage manuel, broyage mécanique, traitement par phytocides, pâturage contrôlé et dessouchage sont les principales (RIGOLOT, 1993). Passer en revue les publications qui évaluent leurs impacts sur l'avifaune n'appartient pas aux objectifs de notre synthèse. Les quelques publications consultées nous font néanmoins penser que leurs effets sur le milieu et portant sur les oiseaux, pourraient être plus persistants (le broyage mécanique d'après BREININGER & SCHMALZER, 1990) et/ou plus drastiques (l'application de phytocides d'après SCHROEDER & STURGES, 1975) que ceux du brûlage.

Certains auteurs ont émis des recommandations pour gérer l'habitat d'espèces gibier par le brûlage dirigé. Ceci a été le cas pour la Bécasse d'Amérique (JOHSON & CAUSEY, 1982), la Gélinotte huppée et le Tétraz à queue fine (*Bonasa umbellus* et *Tympanuchus phasianellus*) (DEBYLE, 1985) aux Etats Unis, ou la Perdrix grise des Pyrénées en France (DUMAS *et al.*, 1995 ; NOVOA *et al.*, 1997 et 1998). L'utilisation du feu a été conseillée également pour gérer les populations de rapaces du sud-ouest des Etats-Unis (DODD, 1986). Des recherches appliquées précisent les conditions dans lesquelles les brûlages dirigés devraient être réalisés pour favoriser l'avifaune. Chez la Perdrix grise la réduction par le feu du couvert, qui sert de protection face aux prédateurs, peut devenir critique dans les landes des Pyrénées. NOVOA *et al.* (1998) conseillent des feux en conditions humides, une taille des surfaces bien brûlées inférieure à 5 ha, et une périodicité de 15-20 ans pour minimiser l'impact des brûlages. Dans la steppe nord-américaine CASTRALE (1982) propose de traiter la végétation (débroussailler, brûler ou appliquer herbicides et défoliants) par bandes de 100 mètres de large avec rotation et en préservant des zones arbustives, dans le but d'augmenter la densité et la diversité de la communauté d'oiseaux. Dans le même type de milieu, PETERSEN & BEST (1987) recommandent un taux modéré (40-50%) d'élimination de la végétation arbustive selon un modèle en mosaïque. Dans le même sens, CHATWIN & VAN DEN DRIESCHE (1996), recommandent d'éviter l'élimination par le feu des hétérogénéités (îlots d'arbres ou de matorral) de la prairie.

BREININGER & SMITH (1992) considèrent que les brûlages sont nécessaires pour maintenir les populations de pics dans les pinèdes de Floride, mais qu'ils sont négatifs pour les oiseaux de la strate buissonnante s'ils sont trop fréquemment répétés (< 7 ans). Des feux hétérogènes et de petite surface auraient peu d'effet sur cette même guilda dans des matorrals côtiers (BREININGER & SCHMALZER, 1990), mais il



Photo 10 : Les landes montagnardes à genêt purgatif font fréquemment l'objet de brûlages dirigés à vocation pastorale.
Photo P.P.

reste à étudier leur périodicité idéale. Dans les prairies américaines HIGGINS (1986) propose un intervalle entre deux feux successifs de plus de trois ans, avec une rotation des surfaces à brûler. Mais, en dehors du cas de la Perdrix grise des Pyrénées (NOVOA *et al.*, op. cit.), les conditions optimales pour la faune en ce qui concerne la périodicité et l'échelle spatiale du brûlage, restent encore un point d'interrogation dans la pratique de la technique en France (PRODON, 1997).

Concernant la saison la plus propice pour le feu, plusieurs auteurs, dont HIGGINS (1986) et CHATWIN & VAN DEN DRIESCHE (1996) soulignent la nécessité d'effectuer les brûlages hors de la saison de reproduction. HORTON & MANNAN (1988) recommandent de brûler tôt au printemps, avant l'arrivée des nicheurs, et en évitant le feu en conditions trop sèches pour ne pas éliminer le recouvrement herbacé, indispensable pour la nidification de certaines espèces.

Il ne s'agit pas de minimiser systématiquement l'impact sur la faune pré-existante : on peut aussi rechercher le remplacement d'espèces considérées comme "banales" par des espèces à statut de conservation défavorable, normalement associées à des habitats en régression. Parmi les recommandations de PRODON (1995) sur la conservation des oiseaux méditerranéens, l'auteur envisage la pratique du brûlage dirigé, associé à l'élevage, pour maintenir ou créer des espaces ouverts, qui abritent quantité d'espèces rares ou menacées en France. Aux Etats Unis le brûlage dirigé est parfois employé pour reproduire les effets bénéfiques des incendies naturels, dont l'origine est la foudre, sur certaines espèces et écosystèmes. En effet, suite à la politique de suppression des incendies menée aux Etats Unis, une série d'espèces d'oiseaux menacés ont vu leurs populations diminuer (ROTEBERRY *et al.*, 1995). La gestion active de leurs habitats par le brûlage dirigé semble le seul moyen abordable économiquement pour assurer leur conservation.

Discussion

Des informations exposées ci-dessus, il apparaît qu'il existe de réelles différences entre les effets des incendies et ceux des brûlages dirigés qui dépendent des multiples caractéristiques du feu, de l'habitat et des oiseaux concernés. Néanmoins, on en est encore à un stade bien peu avancé de la connaissance des impacts du brûlage dirigé sur les communautés animales, du moins en Europe, et ceci tant sur le plan fondamental qu'appliqué à la gestion des habitats. Nous venons de voir qu'en général un brûlage produit une petite discontinuité dans le paysage. Cette discontinuité n'est normalement pas totale (la végétation ne disparaît pas complètement), et sa durée de vie est courte (les végétaux du maquis se régénèrent rapidement, ceux de la lande plus lentement). Les incendies, s'ils sont intenses et de grande surface, ont des effets bien plus durables, et sur des surfaces beaucoup plus étendues.

En général la plupart des études s'accordent à reconnaître le peu d'effets des brûlages dirigés sur les peuplements d'oiseaux. Les espèces de milieux ouverts, comme les pelouses et steppes, sont favorisées par rapport aux espèces inféodées aux strates ligneuses de la végétation. Mais comme on l'a vu, les réponses sont complexes, car la richesse et la densité peuvent augmenter, se maintenir ou diminuer après brûlage. De même, les ressources peuvent devenir plus favorables, ou au contraire très limitantes après le feu, celui-ci ayant un impact particulier sur la nidification, soit par destruction des nids, soit par diminution du couvert végétal nécessaire pour leur installation. La dynamique des populations ne sera pas systématiquement affectée et souvent la modification ne sera visible que quelques années plus tard par suite du mécanisme comportemental de fidélité au territoire.

Parmi les facteurs qui théoriquement devraient modéliser les communautés d'oiseaux dans les aires récemment brûlées, on a cité ici les caractéristiques inhérentes au feu lui-même. La saison semble le facteur le plus évident, comme montrent plusieurs études, surtout en relation avec la présence ou l'absence de nids. L'hétérogénéisation des habitats résultant des brûlages est l'autre facteur qui a attiré l'attention des auteurs. L'effet-mosaïque avantage les espèces de certains écotones, et ceci a été mis à profit pour l'amélioration des populations gibier. Mais presque tout reste à faire, en revanche, quant à l'intensité, la périodicité et la surface du feu.

Du fait de son caractère programmé, le brûlage dirigé offre de nombreux avantages. Plusieurs variables peuvent être mesurées pendant la mise à feu (variables météorologiques, vitesse de progression des flammes, température du feu, comportement des animaux...). Il est possible aussi de commencer les observations sur le site avant même l'altération. Et surtout le caractère expérimental des études permet de vérifier ou d'infirmer certaines hypothèses impossibles à tester par des suivis "opportunistes" après incendie. Les difficultés de l'approche expérimentale sont néanmoins importantes. C'est ainsi qu'il est difficile de contrôler les conditions du traitement sur des surfaces d'extension suffisante (cf. par exemple WIENS *et al.*, 1986). De même, les importantes différences d'habitat avant/après feu limitent le

choix des méthodes pouvant être utilisées et compliquent l'interprétation des résultats. Ainsi en est-il des variations de la probabilité de détection des animaux dans des maquis brûlés ou non brûlés (cf. PONS, 1996).

Nous croyons donc que des efforts sont à faire dans les années à venir pour :

- développer des plans expérimentaux pour l'évaluation des impacts des brûlages sur la faune,
- réaliser des programmes d'étude sur les différents groupes animaux et
- en déduire des recommandations pour que la prescription et l'application des brûlages respectent au mieux la faune.

Dans le contexte actuel d'expansion de la pratique des brûlages dirigés dans les pays méditerranéens, les nouvelles possibilités de gestion de la faune ne doivent pas être négligées. Dans les étages montagnard et subalpin, le feu à vocation pastorale, est déjà employé en vue d'améliorer l'habitat d'une sous-espèce menacée, la Perdrix grise des Pyrénées (NOVOA *et al.*, 1998). Dans l'étage méditerranéen le brûlage, comme outil dans la prévention des incendies, pourrait favoriser certains oiseaux menacés des milieux ouverts (PRODON 1995) ou protéger les dernières populations de tortue d'Hermann (cf. DEVAUX, 1995), pour ne mentionner que ces deux exemples. La gestion des paysages par le feu devra donc considérer la dynamique spatiale et temporelle des populations animales concernés. Ceci exigera une multitude de décisions à prendre concernant le choix du site à brûler et sa surface, la date du feu, les conditions météorologiques et microclimatiques pendant la mise à feu, et la périodicité des traitements, tout ceci afin de contrôler l'intensité et l'hétérogénéité du feu, faciliter la régénération de la végétation et minimiser l'impact sur la faune.

Nous avons ici essayé de comparer les effets du brûlage dirigé et ceux des incendies sur les oiseaux, bons indicateurs des changements de l'habitat. Il en ressort la nécessité d'études globales tenant compte des différents groupes animaux, inféodés aux divers éléments de l'écosystème comme le sol ou la végétation. C'est alors seulement qu'on pourra en toute connaissance de cause utiliser le feu comme outil de gestion des écosystèmes méditerranéens, avec toute la prudence indispensable.

P.P.

Remerciements

Cet article a vu le jour dans le cadre d'une longue collaboration avec R. Prodon (Univ. Paris 6), B. Lambert (SIME) et E. Rigolot (INRA). Je tiens à remercier tout particulièrement R. Prodon et E. Rigolot pour leurs suggestions à une version préliminaire de ce travail. L'étude a été réalisée avec le concours financier du Ministère de l'Environnement, Sous-Direction de la Prévention des Risques Majeurs.

Bibliographie

- Bazzaz, F.A. (1983). Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. In: Mooney, H.A. & Godron, M. (eds.). *Disturbance and ecosystems. Components of response*. Ecological studies, 44. Springer-Verlag, Berlin: 259-277.
- Best, L.B. (1979). Effects of fire on a field sparrow population. *Am. Midl. Nat.*, 101: 434-442.
- Bock, C.E. & Bock, J.H. (1983). Responses of birds and deer mice to prescribed burning in Ponderosa pine. *J. Wildl. Manage.*, 47: 836-840.
- Breining, D.R. & Schmalzer, P.A. (1990). Effect of fire and disturbance of plants and birds in a Florida oak/palmetto scrub community. *Am. Midl. Nat.*, 123: 64-74.
- Breining, D.R. & Smith, R.B. (1992). Relationships between fire and bird density in coastal scrub and slash pine flatwoods in Florida. *Am. Midl. Nat.*, 127: 233-240.
- Brooker, M. & Rowley, I. (1995). The significance of territory size and quality in the mating strategy of the splendid fairy-wren. *J. Anim. Ecol.*, 64: 614-627.
- Castrale, J.S. (1982). Effects of two sagebrush control methods on nongame birds. *J. Wildl. Manage.*, 46: 945-951.
- Chatwin, T. & van den Driessche, R. (1996). Monitoring the long-term effects of prescribed burning on non-game wildlife in a grassland ecosystem in Central British Columbia. *Trans. 61st No. Am. Wildl. and Natur. Resour. Conf.*: 180-189.
- Cowley, R. (1974). Effects of prescribed burning on birds of the mixed species forests of west central Victoria. *Proceedings Third Fire Ecology Symposium*, Forest Commission Victoria, Melbourne: 58-66.
- DeByle, N.V. (1985). Managing wildlife habitat with fire in the Aspen ecosystem. In: Fire's effects on wildlife habitat. Symposium Proceedings. *USDA Gen. Tech. Rep. INT-186* : 73-82.
- Devaux, B. (1995). La conservation des tortues d'Hermann dans le contexte des milieux perturbés. *Forêt Médit.*, T. XVI : 397-400.
- Dodd, N.L. (1986). Fire management and Southwestern raptors. *Southwest Raptor Management Symposium and Workshop*: 341-347.
- Dumas, S., Novoa, C. & Lambert, B. (1995). Chasse et pastoralisme. Quel impact des feux dirigés sur les populations de petit gibier? L'exemple de la Perdrix grise des Pyrénées sur le massif du Carlit (Pyrénées-Orientales). *Forêt Médit.*, 16: 389-396.
- Ellison, L.N. (1975). Density of Alaskan spruce grouse before and after fire. *J. Wildl. Manage.*, 37: 468-471.
- Engstrom, R.T., McNair, D.B., Brennan, L.A., Hardy, C.L. & Burger, L.W. (1996). Influence on birds of dormant versus lightning-season prescribed fire in longleaf pine forests: experimental design and preliminary results. *Trans. 61st No. Am. Wildl. and Natur. Resour. Conf.*: 200-207.
- Feller, M.C. (1996). The influence of fire severity, not fire intensity, on understory vegetation biomass in British Columbia. *13th Conf. Fire and Meteorology*, Lorne: 39 p.
- Forêt méditerranéenne et faune sauvage (1995). Forêt Méditerranéenne. Tome XVI, n°3.
- García, J.A. (1997). *Caracterización y uso del hábitat por la avifauna en bosques quemados de la provincia de León*. Tesis Doctoral, Universidad de León : 206 p.
- Higgins, K.F. (1986). A comparison of burn season effects on nesting birds in North Dakota mixed-grass prairie. *Prairie Nat.*, 18: 219-228.
- Horton, S.P. & Mannan, R.W. (1988). Effects of prescribed fire on snags and cavity-nesting birds in southeastern Arizona pine forests. *Wildl. Soc. Bull.*, 16: 37-44.
- Huston, M.A. (1994). *Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, 681 p.
- Johnson, R.C. & Causey, M.K. (1982). Use of longleaf pine stands by woodcock in southern Alabama following prescribed burning. *Wildlife Res. Rep.*, 14: 120-125.
- Karr, J.R. & Freemark, K.E. (1985). Disturbance and vertebrates: an integrated perspective. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando: 153-168.
- Kilgore, B.M. (1971). Response of breeding bird populations to habitat changes in a giant sequoia forest. *Am. Midl. Nat.*, 85 : 135-152.
- Lawrence, G.E. (1966). Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada foothills. *Ecology*, 47 : 278-291.
- Llimona, F., Matheu, E. & Prodon, R. (1993). Role of snag persistence and of tree regeneration in postfire bird successions: comparison of pine and oak forests in Montserrat (Catalonia, NE Spain). In: Trabaud, L. & Prodon, R., (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystems Research Report, 5. Commission of the European Communities, Bruxelles : 315-331.
- Loiselle, B.A. & Blake, J.G. (1984). Site tenacity of birds on Curtis Prairie, Dane County, Wisconsin. *Passenger Pigeon*, 46 : 16-21.
- López, B. & Guitián, J. (1988). Evolución de las comunidades de aves después del incendio en pinares de la Galicia occidental. *Ardeola*, 35 : 97-107.
- Martin, J.L. (1983). Analyse écologique de l'avifaune nicheuse du Massif du Rove (Bouches-du-Rhône). *Alauda*, 51: 210-226.
- Metailie, J.P. (1981). *Le feu pastoral dans les Pyrénées Centrales*. Editions du CNRS, Paris, 294 p.
- Moreira da Silva, J. (1997). Historique des feux contrôlés au Portugal. *Forêt Médit.*, Tome XVIII : 299-310.
- Moreno, J.M. & Oechel, W.C. (1994). Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in southern California chaparral. In: Moreno, J.M. & Oechel, W.C.

- (eds.). *The role of fire in mediterranean-type ecosystems*. Ecological studies, 107. Springer-Verlag, New York: 26-45.
- Novoa, C., Dumas, S. & Delmas, R. (1997). Les effets des brûlages dirigés sur l'habitat de reproduction de la Perdrix grise des Pyrénées. *Gibier Faune Sauvage* (sous presse).
- Novoa, C., Dumas, S. & Prodon, R. (1998). Changes in reproductive habitat of Gray Partridge after burning. *J. Range Manage.*, 51: 607-613.
- Petersen, K.L. & Best, L.B. (1987). Effects of prescribed burning on nongame birds in a sagebrush community. *Wildl. Soc. Bull.*, 15: 317-329.
- Pons, P. (1996). *Dynamique de l'avifaune après incendie et brûlage dirigé en zone méditerranéenne : importance de la territorialité*. Thèse de Doctorat de l'Université Paris 6: 294 p.
- Pons, P. (1998a). Bird site tenacity after prescribed burning in a mediterranean shrubland. In: Trabaud, L. (ed.). *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington : 261-270.
- Pons, P. (1998b). Evaluation des impacts d'un brûlage dirigé sur la faune d'un maquis méditerranéen. *Pastum*, 51-52: 92-95.
- Pons, P. & Prodon, R. (1996). Short-term temporal patterns in a mediterranean shrubland bird community after wildfire. *Acta Oecol.*, 17: 29-41.
- Pons, P. & Prodon, R. (1997). Feu contrôlé et comportement territorial des passereaux d'un maquis. *Alauda*, 65: 88.
- Prodon, R. (1989). Modifications de l'avifaune consécutives à la déprise rurale ou aux incendies en zone méditerranéenne. *Aves*, 26 (n° spécial): 39-47.
- Prodon, R. (1995). Impact des incendies sur l'avifaune. Gestion du paysage et conservation de la biodiversité animale. *Forêt Médit.*, Tome XVI : 255-263.
- Prodon, R. (1997). Les effets des brûlages dirigés sur la faune. *Forum International sur la protection de la forêt contre les incendies*, Marseille (sous presse).
- Prodon, R., Fons, R. & Athias-Binche, F. (1987). The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. In: Trabaud, L. (ed.). *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing, Den Haag: 121-157.
- Prodon, R. & Pons, P. (1993). Postfire bird studies: methods, questions and perspectives. In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystems Research Report, 5. Commission of the European Communities, Bruxelles : 332-343.
- Pylipiec, B. (1991). Impacts of fire on bird populations in a fescue prairie. *Can. Field Nat.*, 105: 346-349.
- Renwald, J.D. (1977). Effect of fire on Lark Sparrow nesting densities. *J. Range Manage.*, 30: 283-285.
- Rigolot, E. (1993). Le brûlage dirigé en région méditerranéenne française. In: *Rencontres forestiers-chercheurs en forêt méditerranéenne*. INRA, Les Colloques, 63: 223-250.
- Rigolot, E. (1995). Le brûlage dirigé en région méditerranéenne française. *Informations D.F.C.I.*, 34: 1-3.
- Rigolot, E. (1998). Les effets du brûlage dirigé sur le sol. *Pastum*, 51-52: 80-86.
- Rotenberry, J.T., Cooper, R. J., Wunderle, J.M. & Smith, K.G. (1995). When and how are populations limited ? The roles of insect outbreaks, fire, and other natural perturbations. In: Martin, T.E. & Finch, D.M. (eds.). *Ecology and management of Neotropical migratory birds*. Oxford University Press, New York: 55-84.
- Rowley, I. & Brooker, M. (1987). The response of a small insectivorous bird to fire in heathlands. In: Saunders, D.A., Arnold, G.W., Burbidge, A.A. & Hopkins, J.M. *Nature Conservation: The role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatty & Sons, CSIRO and CALM, Sydney: 211-218.
- Runkle, J.R. (1985). Disturbance regimes in temperate forests. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando: 17-33.
- Schroeder, M.H. & Sturges, D.L. (1975). The effect on the Brewer's sparrow of spraying big sagebrush. *J. Range Manage.*, 28: 294-297.
- Smallwood, J.A., Woodrey, M., Smallwood, N.J. & Kettler, M.A. (1982). Foraging by cattle egrets and american kestrels at a fire's edge. *J. Field Ornithol.*, 53: 171-172.
- Smith, P. (1989). Changes in a forest bird community during a period of fire and drought near Bega, New South Wales. *Aust. J. Ecol.*, 14 : 41-54.
- Tárrega, R. & Luis, E. (1992). *Los incendios forestales en León*. Universidad de León, León, 137 p.
- Tewes, M.E. (1984). Opportunistic feeding by White-tailed Hawks at prescribed burns. *Wilson Bull.*, 96 : 135-136.
- Trabaud, L. (1989). *Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement*. France-Selection, Aubervilliers, 278 p.
- Wegener, A. (1984). Animals killed by bushfires in coastal Victoria, February 1983. *Australian Bird Watcher*, 10: 248-250.
- Wiens, J.A., Rotenberry, J.T. & Van Horne, B. (1986). A lesson in the limitations of field experiments: shrubsteppe birds and habitat alteration. *Ecology*, 67: 365-376.
- Winter, B.M. & Best, L.B. (1985). Effect of prescribed burning on placement of sage sparrow nests. *Condor*, 87: 294-295.
- Wooller, R.D. and K.S. Brooker. (1980). The effects of controlled burning on some birds of the understorey in karri forest. *Emu*, 80: 165-166.
- Wooller, R.D. and M.C. Calver. (1988). Changes in an assemblage of small birds in the understorey of dry sclerophyll forest in south-western Australia after fire. *Aust.Wildl. Res.*, 15: 331-338.

Dans nos paysages méditerranéens, marqués profondément par la déprise et les incendies, on assiste actuellement au retour de la pratique ancestrale d'usage du feu par le développement de la technique du brûlage dirigé. Or, si un certain nombre d'études de son impact sur la végétation et le sol ont d'ores et déjà été réalisées, en revanche, très peu a été fait en ce qui concerne l'impact sur la faune. Le problème se pose pourtant d'une évaluation des conséquences de cette pratique sur les animaux et notamment les oiseaux. Les conséquences des brûlages dirigés sont-elles du même ordre que celles des incendies sauvages ? On peut penser que les caractéristiques du feu ont une certaine importance dans la réponse des peuplements aux perturbations. Néanmoins seuls certains de ces facteurs ont fait l'objet d'études précises; c'est le cas de la saison, qui affecterait surtout la reproduction, et de l'hétérogénéité du brûlage, qui conditionne le choix du milieu par les différentes espèces. Il reste à évaluer l'importance de l'intensité, de la périodicité et de la surface du feu. Une comparaison des études ouest-méditerranéennes qui concernent surtout les premières années après le feu, montre que les bouleversements faunistiques dans les communautés d'oiseaux de maquis ou de landes sont bien plus importants après incendie qu'après brûlage dirigé. Les publications nord-américaines sur le même sujet montrent aussi dans leur ensemble un impact assez modeste du brûlage dirigé sur les populations d'oiseaux, malgré une grande diversité des réponses spécifiques. Ces réponses semblent surtout conditionnées par la disponibilité en ressources au sens large - la plus limitante étant le site de nidification - et par le comportement de fidélité au territoire, qui induit des délais dans la réponse des populations aux perturbations, d'où un certain amortissement des effets de celles-ci. Par ailleurs on note des exemples d'emploi du brûlage dirigé dans la gestion d'espèces menacées ou d'espèces-gibier. Finalement, on souligne la nécessité d'études analysant la réponse des plusieurs groupes animaux. Ces études devraient être facilitées par le caractère programmé des opérations de brûlage dirigé.

Quemas prescritas y incendios forestales : ¿ tienen ambos un mismo impacto sobre la avifauna ?

Nuestros paisajes mediterráneos, profundamente marcados por el éxodo rural y los incendios forestales, se enfrentan actualmente a la renovación del uso ancestral del fuego mediante el desarrollo de las quemas prescritas. Si bien ya existen bastantes estudios del impacto de las quemas sobre la vegetación y el suelo, no puede afirmarse lo mismo respecto a su impacto sobre la fauna. Es por ello que se plantea el problema de una evaluación de los efectos de esta práctica sobre los animales. Es decir, ¿ las consecuencias de las quemas son del mismo nivel que las de los incendios ? Se podría pensar que las características del fuego han de tener cierta importancia en la respuesta de la comunidad a la perturbación. Sin embargo sólo unos pocos de estos factores han sido objeto de estudios precisos; la estación del año, que afectaría fundamentalmente a la reproducción, y la heterogeneidad de la quema, que condiciona la selección del hábitat por las diferentes especies. Queda por evaluar la importancia de la intensidad y la frecuencia del fuego, así como de la superficie quemada. Una comparación de los estudios realizados en el Mediterráneo Occidental que consideran básicamente los primeros años tras el fuego demuestra que el recambio faunístico en las comunidades de aves de maquis o de landas es netamente más importante después de incendio que después de quema prescrita. Las publicaciones norteamericanas sobre el tema muestran también en su conjunto un impacto relativamente modesto de las quemas sobre las comunidades de aves, a pesar de una gran diversidad en las reacciones específicas. Estas reacciones parecen condicionadas básicamente por la disponibilidad de recursos del hábitat, siendo el más limitante de los cuales el substrato de nidificación, y por el comportamiento de fidelidad al territorio, responsable de retrasos en la respuesta de las poblaciones a las perturbaciones, que amortiguan los efectos de estas últimas. De otro lado se señalan ejemplos de empleo de las quemas prescritas en la gestión de especies amenazadas o cinegéticas. Finalmente se remarca la necesidad de estudios que analicen la respuesta de los diferentes grupos animales. Dichos estudios serían facilitados por el carácter programado de las operaciones de quema prescrita.

Prescribed burning and wildfire : do both have the same impact on birds ?

The Mediterranean countryside, already profoundly affected by rural exodus and wildfires, is currently facing a resurrection of the traditional use of fire as a result of the development of prescribed burning. Although various studies exist on the impact of this burning on soils and vegetation this is not the case for fauna. The question of evaluating the effect of this practice on wildlife thus arises particularly on birds. Are the consequences of prescribed burning similar in degree to those of wildfire ? The characteristics of the fire would be expected to be important in determining community reaction to the disturbance. However, relatively few factors have been the subject of precise studies: season, which affects essentially reproduction, and burn heterogeneity, which determines species habitat selection. The importance of the intensity and frequency of the fire and the area burnt are still to be evaluated. A comparison of studies from the Western Mediterranean, which mostly consider the first years after fire, shows that faunistic turnover in maquis and montane heathland bird communities is clearly more important after wildfire than after prescribed burning. Likewise, North American publications on the subject reveal, on the whole, a relatively modest impact of prescribed burning on bird communities, even though an array of specific reactions exist. These reactions appear to be determined primarily by resources availability, of which the most limiting is nest site, and by site tenacity, which is responsible for delays in the response of populations that dampen the effect of the disturbance. Some examples of using prescribed burns in managing threatened or game species are also indicated. Finally, the need for studies analyzing the response of the different animal groups is stressed. These studies would be facilitated by the programmed nature of prescribed burns.