

# LES EFFETS DES FEUX SUR LA RICHESSE EN ÉLÉMENTS MINÉRAUX ET SUR L'ACTIVITÉ BIOLOGIQUE DU SOL

En provoquant des pertes dans l'atmosphère au cours de la combustion de la végétation et des litières et en apportant au sol des cendres riches en éléments minéralisés, les feux agissent directement sur le capital d'éléments minéraux d'un milieu et bouleversent leur répartition. Ils agissent également sur le sol en l'échauffant. Ensuite, par changement des caractéristiques du sol, les feux modifient indirectement son activité biologique et les processus de minéralisation de la matière organique.

L'amplitude de ces impacts dépend de l'intensité du feu et de sa durée, qui varient selon la quantité et les caractéristiques du combustible et selon les conditions météorologiques et topographiques. Les caractéristiques des feux sont donc essentiellement variables, leur impact sur le combustible et le sol est donc hétérogène, non seulement entre feux dans des écosystèmes différents, mais au cours du même feu. C'est une des raisons pour lesquelles on trouve des résultats si différents, voire contradictoires, dans l'abondante littérature concernant l'impact du feu sur les milieux, en particulier sur leur richesse en éléments minéraux et la fertilité des sols.

Tout en faisant le point de l'essentiel des connaissances acquises dans ce domaine, on va tenter de comprendre les facteurs responsables de la diversité des résultats et poser les problèmes dans le contexte des incendies et des brûlages dirigés en forêt méditerranéenne. Il sera donc fait référence aux recherches menées actuellement en région méditerranéenne française, dans le cadre d'un programme CEE, dont les résultats ne sont pas encore tous publiés.

## PERTES EN ÉLÉMENTS MINÉRAUX AU COURS DES FEUX

Un des effets les plus immédiats des feux est la perte en éléments minéraux dans l'atmosphère, par volatilisation sous forme gazeuse ou par convection de fines particules dans la fumée. À cet égard, l'azote est, avec le soufre, un élément particulièrement vulnérable car il se volatilise à faibles températures (environ 200°C).

Un certain nombre d'études ont été réalisées pour mesurer les pertes en éléments minéraux au cours des feux, mais ces estimations sont très hétérogènes car elles varient en fonction de l'intensité des feux, de la nature des combustibles et des méthodes de mesure. Les résultats sont donc difficilement comparables, d'autant que certains sont exprimés en kg/ha, les autres en pourcentages de pertes à partir des quantités initialement contenues dans le combustible. Ainsi par exemple, si on sélectionne les estimations des pertes en azote au cours de brûlages dirigés en forêt, elles s'échelonnent de 12 kg/ha à 110 kg/ha, soit de 33 % à 70 % de l'azote initialement contenu dans le combustible.

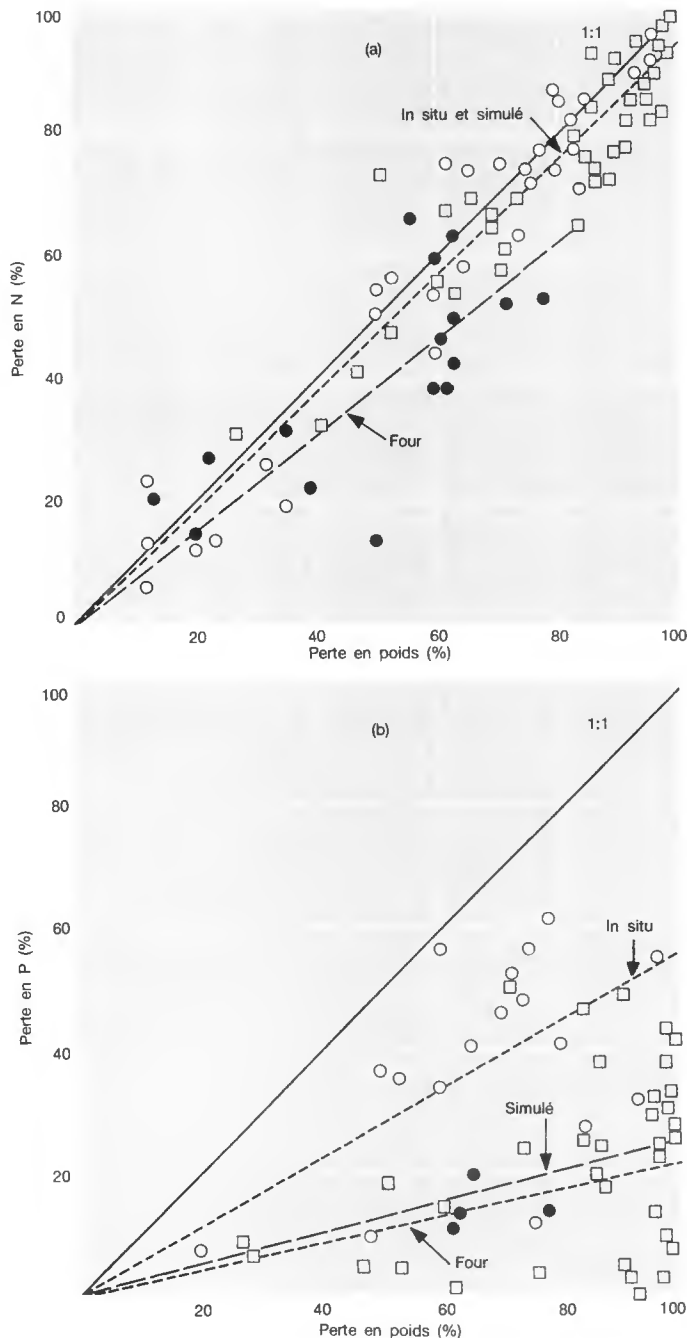
Raison *et al.* (1985) ont été les premiers à établir une relation linéaire générale entre le pourcentage de combustible brûlé et les pourcentages d'azote et de phosphore perdus dans l'atmosphère (figure 1, ci-dessous). Ils ont établi cette relation à partir des résultats de 35 études réalisées, sur le terrain ou au laboratoire, dans différents écosystèmes. Pour l'azote (figure 1a), la pente de la droite de régression établie à partir des données de terrain est proche de 1 (mais plus faible pour les combustions réalisées en four), ce qui signifie que, sur le terrain, la presque totalité de l'azote contenu dans la matière organique qui brûle se volatilise. Cette relation est précieuse car elle permet l'estimation des pertes en azote au cours des feux si on connaît la quantité de matière organique brûlée et la teneur en azote du combustible. Pour le phosphore (figure 1b), la pente de la droite de régression est plus faible (0,56) et les résultats plus dispersés, ce qui montre que le phosphore se volatilise moins facilement que l'azote et que les pertes se font également par d'autres mécanismes. Les prédictions sont donc plus difficiles.

Pour les autres éléments minéraux, les pertes varient également selon l'intensité des feux (et aussi selon les méthodes utilisées, en particulier pour la récupération des cendres fines après le feu), mais elles sont toujours plus faibles que celles d'azote. En général les pertes, exprimées en pourcentages des quantités initiales, sont dans l'ordre  $N > K > P > Ca$ , car les pertes en azote sont dues à la

Figure 1

**RELATIONS ENTRE LA PERTE EN POIDS ET LA PERTE EN AZOTE (a) ET EN PHOSPHORE (b) À PARTIR DU MATÉRIEL VÉGÉTAL BRÛLÉ AU COURS DE FEUX RÉALISÉS *IN SITU* (○), EN CONDITIONS DE FEU SIMULÉES (□) ET EN FOUR À MOUFFLE (●).**

D'après Raison *et al.*, 1985.



volatilisation, celles de calcium uniquement par transport de particules et les pertes en K et P résulteraient des deux mécanismes à la fois (Raison *et al.*, 1985).

Toutes ces relations ont été récemment vérifiées au cours d'un brûlage dirigé sous futaie de Pin d'Alep : pour une diminution du combustible de 77 %, les pertes en azote ont été de 77 %, celles de K de 54 % et celles de P de 35 % ; les pertes en Ca ont été négligeables, probablement en raison d'un vent très faible pendant le brûlage, ce qui aurait minimisé les dépôts de cendres par convection. Ces pertes ont représenté 55 kg/ha de N, 9 kg/ha de K et 1 kg/ha de P (Gillon et Rapp, 1989).

À la différence des éléments perdus sous forme gazeuse par volatilisation, ceux perdus sous forme particulaire, en particulier au cours de grands incendies de forêts, peuvent être en partie redistribués dans les environs. Ainsi par exemple, la pluie et les apports atmosphériques secs, collectés pendant les sept premiers jours après un incendie de forêt aux USA, avaient des teneurs en ions deux fois plus élevées que ceux récoltés dans une région voisine (Lewis, 1974).

### APPORTS DE CENDRES AU SOL

S'il y a globalement pertes en éléments minéraux à partir du combustible, il y a simultanément enrichissement du sol avec l'apport de cendres contenant des éléments minéraux provenant de la combustion de la végétation et de la litière. Ces cendres sont encore riches en matières organiques ; les cendres noires en contiennent plus de 90 % et les cendres grises encore 12 à 55 % (Raison *et al.*, 1985). Elles concentrent surtout les cations peu volatils, comme le phosphore, le potassium et le calcium, sous forme minérale ou facilement minéralisable par les microorganismes.

Beaucoup de ces éléments minéralisés sont sous forme soluble ou aisément soluble, donc rapidement disponibles pour les végétaux et les microorganismes. Une étude récente, après un brûlage dirigé sous Pin pignon et Chêne-liège, montre que cet apport en éléments solubles n'est pas un phénomène fugitif. Ainsi, des échantillons de sol superficiel, dont on a conservé la structure et la couche de litière ou de cendres, ont été prélevés avant et juste après le feu, puis arrosés pendant plus de trois mois avec une quantité d'eau équivalente à la pluviométrie de la station pendant la période d'étude. Les solutions recueillies après percolation à travers les échantillons de sol brûlé ont constamment été, même après plus de trois mois, deux à trois fois plus riches en K, Mg et Ca que les percolats issus des échantillons non brûlés (Gillon et Rapp, non publié).

Pour l'azote, les phénomènes sont plus contradictoires. En valeur absolue, l'azote est moins abondant à la surface du sol après le feu puisque, on l'a vu, pratiquement tout l'azote contenu dans le combustible qui brûle est perdu par volatilisation. Cependant, un grand nombre d'études, comme celle de Stock et Lewis (1986), montrent un net accroissement d'azote minéral dans le sol après le passage des feux, sous forme ammoniacale essentiellement. Ainsi Rapp (communication personnelle) a récemment mesuré, quelques heures après un brûlage dirigé sous Pin d'Alep, une quantité d'azote minéral sous forme ammoniacale quatre fois plus importante qu'avant le feu dans les deux premiers centimètres de sol, alors que l'azote minéral sous forme nitrique avait diminué. Or les cendres sont pauvres en azote minéral. Christensen (1977) a mesuré que moins de 1 % de l'azote total trouvé dans les cendres était sous forme minérale, 99 % étant sous forme organique. Cette production immédiate d'azote ammoniacal au niveau du sol ne semble donc pas liée à l'apport de cendres, mais serait due à l'échauffement des couches superficielles du sol et l'hydrolyse des protéines (Raison, 1979). Par contre ces cendres, qui vont s'incorporer au sol, sont un réservoir d'azote potentiellement minéralisable.

Les éléments minéraux contenus dans les cendres déposées sur le sol sont évidemment très vulnérables aux pertes par érosion (vent ou ruissellement) et par drainage dans les couches profondes, au-delà des zones biologiquement actives. Ces pertes peuvent varier en fonction de la pente, des conditions météorologiques après les feux et des caractéristiques des sols. Cependant les pertes par drainage seront minimisées si la végétation est rapidement active après les feux et peut ainsi utiliser et immobiliser cet afflux d'éléments minéraux. C'est ce qui se passe en général après les brûlages dirigés en forêt qui, par principe, épargnent les arbres et les organes souterrains de la végétation du sous-bois. C'est, après les incendies de forêts, le rôle des espèces qui rejettent ou germent rapidement.

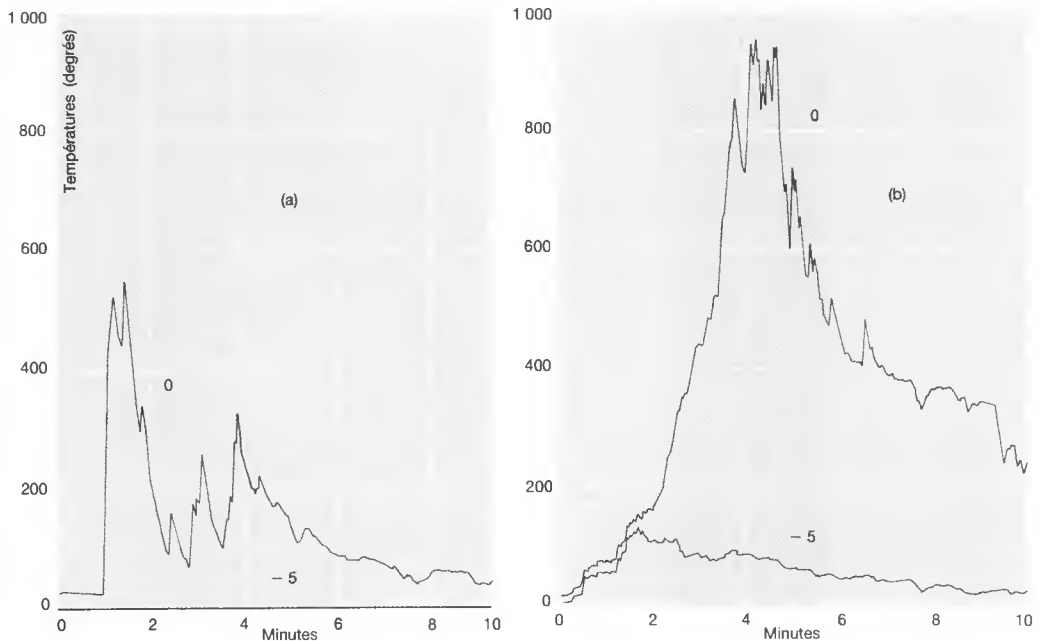
## ÉCHAUFFEMENT DU SOL AU PASSAGE DU FEU

L'échauffement du sol dépend d'abord de la quantité de chaleur reçue, qui varie avec l'intensité du feu et son temps de résidence. Un feu lent, « à la recule » par exemple, provoquera un échauffement du sol plus important qu'un feu rapide (De Bano *et al.*, 1979). La chaleur transmise au sol est presque entièrement due à la radiation et ne représente qu'environ 5 % de l'énergie totale libérée par le feu (Raison *et al.*, 1986). Comme le sol est un très mauvais conducteur, la température décroît en fonction de la profondeur, selon une courbe exponentielle d'après Raison *et al.* (1986). Le transfert de la chaleur à travers le sol dépend surtout de sa teneur en eau. Les expériences de simulation en laboratoire de Frandsen et Ryan (1986) montrent en effet qu'un sol plus humide, bien qu'en soi meilleur conducteur, s'échauffe moins qu'un sol sec en raison de l'énergie consommée par l'évaporation.

Les températures, mesurées par thermocouples au cours de brûlages dirigés en forêt méditerranéenne (Valette, communication personnelle), même de faible intensité, varient couramment entre 400°C et 500°C à la surface du sol, mais à 5 cm de profondeur, l'élévation de température est généralement à peine perceptible (figure 2a). Cependant, au cours d'un brûlage dirigé particulièrement intense, réalisé en ouverture de pare-feu dans un milieu très embroussaillé, les températures mesurées ont atteint 900°C en certains points de la surface du sol, et 100°C à 5 cm de profondeur ou plus de 70°C pendant environ 1 minute (figure 2b). Les températures atteintes dans le sol au cours d'incendies de forêts ne sont évidemment pas connues. Des mesures effectuées au cours de brûlages dont l'intensité approchait celles d'incendies sévères ont permis de mesurer des températures de 220°C à 7 cm de profondeur (Beadle, 1940).

Les modifications apportées au sol, au passage du feu, dépendent des températures atteintes et de leur durée. L'essentiel des modifications biologiques ont lieu jusqu'à 125°C environ : on admet qu'il y a stimulation maximum des microorganismes vers 37°C, début de stérilisation vers 50°C liée aux pertes en eau, qu'à partir de 60°C les protéines commencent à se dégrader et

Figure 2  
TEMPÉRATURES MESURÉES PAR THERMOCOUPLES À LA SURFACE DU SOL (0) ET À 5 CM DE PROFONDEUR (- 5) AU COURS D'UN BRÛLAGE DIRIGÉ D'ENTRETIEN DE PARE-FEU SOUS PIN D'ALEP À LA ROQUE-D'ANTHÉRON (a) ET D'OUVRETURE DE PARE-FEU EN MILIEU TRÈS EMBROUSSAILLÉ SOUS PIN PIGNON ET CHÊNE-LIÈGE AU MUY (b).  
J.-C. Valette et E. Rigolot (comm. pers.).



qu'à 125°C (ou 70°C pendant 10 minutes) il y a stérilisation du sol. Le sol, on l'a vu, est peu conducteur, mais quel que soit le feu, ce sont les couches superficielles, les plus riches en matière organique et les plus actives biologiquement, qui sont les plus exposées.

## RÉPERCUSSIONS DES FEUX SUR L'ACTIVITÉ BIOLOGIQUE DES SOLS

Elles sont assez peu connues et, dans ce cas encore, les études réalisées fournissent des résultats contradictoires. Pourtant l'activité biologique du sol joue un rôle essentiel dans la décomposition de la matière organique, la fixation de l'azote et les processus de recyclage des éléments minéraux.

### Activité microbiologique et minéralisation dans les sols

En règle générale, il est admis que le feu stimule les microorganismes du sol, par augmentation du pH du sol avec l'incorporation des cendres, et surtout par modification des conditions microclimatiques du sol. En effet, la suppression ou la diminution des couches protectrices que représentent la litière et la végétation soumet le sol au rayonnement solaire direct et entraîne une élévation générale de sa température après le feu (Raison *et al.*, 1986). L'activité des microorganismes est probablement stimulée aussi par l'incorporation au sol de cendres riches en matières organiques facilement minéralisables. Cette stimulation de l'activité des microorganismes, qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu, est, avec la reprise de la végétation, un des mécanismes majeurs de conservation des éléments minéraux après les feux (Woodmansee et Wallach, 1981).

Ainsi, par exemple, Schoch et Binkley (1986) observent la libération d'éléments minéraux dans les sols, d'azote minéral en particulier, pendant plusieurs mois après des feux en forêt de Pin et l'interprètent comme l'effet d'une activité microbienne accrue. Récemment en forêt méditerranéenne, Rapp (communication personnelle) a constaté, dans les sols sous futaie de Pin d'Alep brûlée, une biomasse microbienne constamment plus importante que dans les zones témoin, aussi bien après un brûlage dirigé qu'après un incendie d'hiver. Les teneurs en azote minéral du sol, aussi bien sous forme nitrique qu'ammoniacale, et les taux de minéralisation de l'azote (% de N minéral par rapport au N total) étaient également plus élevés dans les zones brûlées que dans les zones témoin ; ceci sous forme atténuée pendant environ trois mois après le brûlage dirigé, mais de façon beaucoup plus intense pendant neuf mois après l'incendie (figure 3, p. 300).

Une étude récente de Christensen (1987) précise les mécanismes en jeu et dissocie un effet dépressif du feu sur les populations microbiennes d'un effet stimulateur du microclimat. Au cours d'une étude sur deux ans, il fait incuber, au laboratoire et *in situ* en zone brûlée et en zone témoin non brûlée, des échantillons de sol régulièrement prélevés en zone brûlée et en zone témoin, de façon que l'effet du microclimat puisse être évalué indépendamment de la source de l'échantillon. Les taux d'ammonification mesurés au cours des incubations étaient nettement plus élevés dans les échantillons prélevés dans le témoin que dans ceux provenant de la zone brûlée, et ceci aussi bien au laboratoire que sur le terrain. Par contre, quelle que soit la provenance de l'échantillon, les taux de minéralisation de l'azote et du phosphore étaient plus élevés dans les échantillons incubés *in situ* en zone brûlée que dans ceux placés pendant le même temps en zone témoin, et ceci pendant toute la première saison de végétation après le feu. À la fin de cette période, comme la végétation avait repoussé et que les différences microclimatiques au niveau du sol entre les deux zones s'étaient estompées, les taux d'ammonification sont alors redevenus équivalents dans les deux zones. Ainsi, alors que les conditions climatiques étaient plus favorables pour la minéralisation dans les zones récemment brûlées, les échantillons non brûlés avaient des taux potentiels de minéralisation plus élevés. Des analyses supplémentaires ont montré que le feu avait effectivement causé une diminution de l'activité microbienne.

### Décomposition des litières

Un autre aspect des répercussions des feux sur l'activité biologique des sols concerne les modalités de la décomposition des litières. En d'autres termes, le passage du feu modifie-t-il le

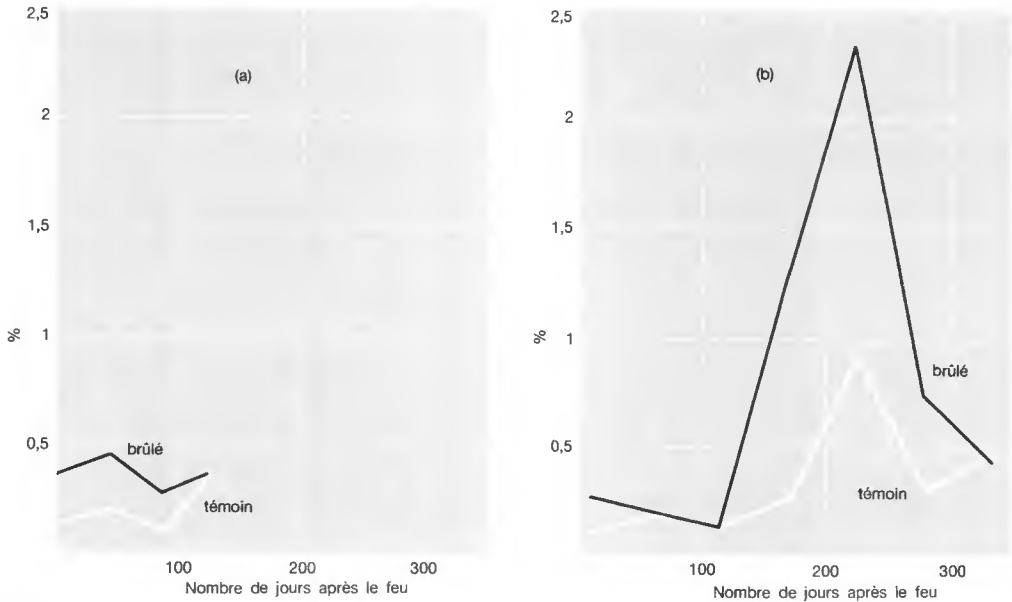


Figure 3

**TAUX DE MINÉRALISATION DE L'AZOTE (EN % DE N MINÉRAL/N TOTAL) DANS LA COUCHE SUPERFICIELLE DU SOL (0-2 CM) SOUS FUTAIE DE PIN D'ALEP, APRÈS UN BRÛLAGE DIRIGÉ À MONTPELLIER (a) ET APRÈS UN INCENDIE D'HIVER À LA CIOTAT (b).** M. Rapp (comm. pers.).

taux et la vitesse de minéralisation de la matière organique sur le sol et donc le recyclage des éléments minéraux ?

Dans le cas de la litière laissée sur le sol, incomplètement brûlée par les feux, certaines études, comme celle de White (1986) démontrent qu'elle est plus résistante à la décomposition. D'autres montrent au contraire une accélération de sa décomposition et l'attribuent à la disparition ou la diminution, au cours des feux, d'inhibiteurs comme les tannins ou les polyphénols (Covington et Sackett, 1984).

La plupart des auteurs signalent un ralentissement de la décomposition des nouvelles litières qui se déposent après les feux, aussi bien en forêt d'Eucalyptus australienne après un feu de régénération (O'Connel, 1987), ou à la suite de brûlages dirigés de faible intensité (Raison *et al.*, 1986), qu'en forêt canadienne où les ralentissements mesurés sont d'autant plus importants que les feux sont plus récents (Weber, 1987). Raison *et al.* (1986) calculent, par rapport aux témoins, des taux de ralentissement de 10 à 48 % pendant 9 à 30 mois après des feux doux. Récemment en forêt méditerranéenne, on a observé pendant deux ans un léger ralentissement (7 à 12 %) de la décomposition des litières après la répétition de brûlages dirigés, aussi bien dans un peuplement de Pin d'Alep que de Chêne pubescent (Gillon, non publié). Les seules études qui montrent que les feux ont des effets négligeables sur la décomposition des litières, comme celle de Grigal et Mc Coll (1977), n'ont débuté que plusieurs mois après les feux.

Si réellement les processus de décomposition des litières sont altérés après les feux, même de faible intensité, cela signifie la rétention et l'immobilisation de leurs éléments minéraux et donc un ralentissement de leur recyclage.

### **EFFETS À LONG TERME DES FEUX SUR LA RICHESSE EN ÉLÉMENTS MINÉRAUX**

Les pertes en éléments minéraux au cours d'un feu sont généralement faibles si on les compare aux quantités stockées dans le sol et dans la biomasse aérienne des écosystèmes forestiers ;

mais tous ces éléments ne sont pas également mobilisables. Or les feux affectent plus spécialement le pool des éléments les plus mobiles de l'écosystème, ceux qui sont recyclés dans la litière pour être remis à la disposition des plantes.

Les pertes occasionnées par les feux de faible intensité, comme les brûlages dirigés, et leurs répercussions, sont moindres comparées à celles provoquées par les incendies de forêts, puisqu'elles sont directement liées à l'intensité des feux et à la quantité de matière organique brûlée. Mais répétés, les effets de ces feux de faible intensité sont peut-être cumulatifs (Raison *et al.*, 1986). Ils représentent, en tous cas, une modification du régime des feux par leur fréquence, la saison à laquelle ils ont lieu et leur intensité.

Les études des effets à long terme d'une modification du régime des feux sur le capital d'éléments minéraux d'un écosystème montrent que les conséquences sont plus de caractère fonctionnel que quantitatif. Ainsi, Wells (1971) fait le bilan de l'azote total contenu dans la litière et le sol d'une forêt soumise depuis vingt ans à des régimes de feux différents. Il ne constate pas d'appauvrissement par rapport à la forêt témoin non brûlée, mais une répartition différente de cet azote entre le sol (0-10 cm) et la litière, en faveur du sol en forêt brûlée, et cela d'autant plus que les feux ont été plus fréquents. Vance et Henderson (1984), après trente ans de brûlages périodiques sous Chêne, ou Bell et Binkley (1989), après vingt-cinq ans de traitements similaires sous Pin, ne constatent pas non plus de diminution de l'azote total du sol, mais une réduction de son taux de minéralisation qu'ils attribuent à l'altération des qualités du substrat.

À long terme, les pertes dues aux feux peuvent en effet être compensées par de nombreux mécanismes : apports atmosphériques, minéralisation et mobilisation des réserves organiques résistantes du sol et, pour l'azote, fixation symbiotique et non symbiotique. Ainsi, par exemple, Jorgensen et Wells (1971) mesurent, dans les sols brûlés d'une forêt de Pin, des taux de fixation non symbiotique de l'azote atmosphérique supérieurs à ceux d'une zone témoin non brûlée.

Il semble que les écosystèmes où les éléments minéraux sont limitants, comme beaucoup de milieux forestiers méditerranéens, ont des espèces végétales plus inflammables et produisent une litière qui se décompose plus lentement que les écosystèmes sur sols plus fertiles. Cette accumulation de matériel organique immobilise les éléments minéraux, ce qui les rend encore plus limitants ; elle augmente également la combustibilité du milieu, ce qui entretient la pression des feux (Boerner, 1982). Les feux feraient donc partie intégrante de ces écosystèmes et agiraient constamment comme pression de sélection ; il en résulterait des communautés adaptées au feu, non seulement au niveau des espèces, mais également au niveau des mécanismes. Ces écosystèmes auraient ainsi développé des systèmes d'économie des éléments minéraux et d'adaptation pour minimiser, ou compenser, les pertes entraînées par les feux. Ces mécanismes sont difficiles à généraliser car ils dépendent de processus propres à chaque écosystème, déterminés par l'interaction entre les sols, le climat et la végétation.

Dans les écosystèmes adaptés au feu, on comprend qu'il soit difficile de percevoir les conséquences à long terme d'un changement dans le régime des feux ; il faudrait, pour les mesurer, disposer de stations de référence dont l'histoire des feux serait connue sur une longue période ; elles n'existent pas. Par ailleurs, si les mécanismes d'économie mis en jeu sont propres à chaque écosystème, les réponses aux feux varient d'un écosystème à l'autre, et d'autant plus si on isole un mécanisme ou un compartiment de l'ensemble du fonctionnement de l'écosystème ; d'où la diversité, déjà soulignée, des résultats et des conclusions des recherches poursuivies dans différents écosystèmes.

Dominique GILLON  
Chargée de Recherches  
CNRS

CENTRE D'ÉCOLOGIE FONCTIONNELLE ET ÉVOLUTIVE  
CEPE Louis Emberger  
Route de Mende  
34000 MONTPELLIER

## BIBLIOGRAPHIE

- BEADLE (N.C.W.). — Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. — *Journal of Ecology*, 28, 1940, pp. 180-192.
- BELL (R.L.), BINKLEY (D.). — Soil nitrogen mineralization and immobilization in response to periodic prescribed fire in a loblolly pine plantation. — *Canadian Journal of Forest Research*, 19, 1989, pp. 816-820.
- BOERNER (R.E.J.). — Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. — *Biological Science*, 32, 1982, pp. 187-192.
- CHRISTENSEN (N.L.). — Fire and soil-plant nutrient relations in a pine-wiregrass savanna on the coastal plain of North Carolina. — *Oecologia* (Berlin), 31, 1977, pp. 27-44.
- CHRISTENSEN (N.L.). — The biogeochemical consequences of fire and their effects on the vegetation of the coastal plain of the southeastern United States. In: *The role of fire in ecological systems*/Ed. L. Trabaud, pp. 1-21. — The Hague: SPB Academic Publish, 1987.
- COVINGTON (W.W.), SACKETT (S.S.). — The effect of a prescribed fire in southwestern ponderosa pine on organic matter and nutrients in woody debris and forest floor. — *Forest Science*, 30, 1984, pp. 183-192.
- DE BANO (L.F.), EBERLEIN (G.E.), DUNN (P.H.). — Effects of burning on chaparral soils. I: Soil nitrogen. — *Soil Science Society of America Journal*, 43, 1979, pp. 504-509.
- FRANSDEN (W.H.), RYAN (K.C.). — Soil moisture reduces belowground heat flux and soil temperatures under a burning fuel pile. — *Canadian Journal of Forest Research*, 16, 1986, pp. 244-248.
- GILLON (D.), RAPP (M.). — Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. — *Plant and Soil*, 120, 1989, pp. 69-77.
- GRIGAL (D.F.), Mc COLL (J.G.). — Litter decomposition following fire in northeastern Minnesota. — *Journal of Applied Ecology*, 14, 1977, pp. 531-538.
- JORGENSEN (J.R.), WELLS (C.G.). — Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. — *Soil Science Society of America Proceedings*, 35, 1971, pp. 806-810.
- LEWIS (W.M. Jr). — Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. — *Ecology*, 55, 1974, pp. 1120-1127.
- O'CONNEL (A.M.). — Litter decomposition, soil respiration and soil chemical and biochemical properties at three contrasting sites in karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forests of south-western Australia. — *Australian Journal of Ecology*, 12, 1987, pp. 31-40.
- RAISON (R.J.). — Modification of the soil environment by vegetation fires with particular reference to nitrogen transformations: a review. — *Plant and Soil*, 51, 1979, pp. 73-108.
- RAISON (R.J.), KHANNA (P.K.), WOODS (P.V.). — Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. — *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 1985, pp. 132-140.
- RAISON (R.J.), WOODS (P.V.), JAKOBSEN (B.F.), BARY (G.A.V.). — Soil temperatures during and following low-intensity prescribed burning in a *Eucalyptus pauciflora* forest. — *Australian Journal of Soil Research*, 24, 1986, pp. 33-47.
- RAISON (R.J.), WOODS (P.V.), KHANNA (P.K.). — Decomposition and accumulation of litter after fire in sub-alpine eucalypt forests. — *Australian Journal of Ecology*, 11, 1986, pp. 9-19.
- SCHOCH (P.), BINKLEY (D.). — Prescribed burning increased nitrogen availability in a mature loblolly pine stand. — *Forest Ecology and Management*, 14, 1986, pp. 13-22.
- STOCK (W.D.), LEWIS (D.A.M.). — Soil nitrogen and the role of fire as a mineralizing agent in a South African coastal fynbos ecosystem. — *Journal of Ecology*, 74, 1986, pp. 317-328.
- VANCE (E.D.), HENDERSON (G.S.). — Soil nitrogen availability following long-term burning in an oak-hickory forest. — *Soil Science Society of America Journal*, 48, 1984, pp. 184-190.
- WEBER (M.G.). — Decomposition, litter fall and forest floor nutrient dynamics in relation to fire in eastern Ontario jack pine ecosystems. — *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 1987, pp. 1496-1506.
- WELLS (C.G.). — Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability. In: *Prescribed Burning Symposium Proceedings*, pp. 86-99. — Asheville, North Carolina: USDA Forest Service, SE Forest Experiment Station, 1971.
- WHITE (C.S.). — Effects of prescribed fire on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a ponderosa pine ecosystem. — *Biology and Fertility of Soils*, 2, 1986, pp. 87-96.
- WOODMANSEE (R.G.), WALLACH (L.S.). — Effects of fire regimes on biogeochemical cycles. — *Ecological Bulletins* (Stockholm), 33, 1981, pp. 649-669.