

RÉPONSE DE LA FORÊT MÉDITERRANÉENNE AUX INCENDIES : CAS DE LA FORÊT DE BOUHATEM, BÉJAÏA, ALGÉRIE

La présente étude a trait au suivi de la végétation et du sol superficiel d'une formation à chêne-liège, après feu, en Kabylie (Béjaïa, Nord de l'Algérie). Le volet floristique a été approché selon un mode synchronique. A cet effet, cent relevés de végétation ont été réalisés équitablement sur cinq stades de la succession (1, 2, 7 et 18 ans après feu ainsi qu'une station-témoin non incendiée). Le volet pédologique, quant à lui, a été mené selon une approche diachronique consistant en un prélèvement d'échantillons du sol superficiel sur des placettes permanentes à 1 semaine, 45 jours, 3, 6, 9, 12, 19 et 24 mois après feu. L'analyse a porté sur l'évolution après incendie des teneurs en carbone total, matière organique, azote total, rapport C/N, phosphore assimilable et potassium assimilable. Les résultats mettent en évidence l'efficacité de la réaction de la végétation et du sol de la subéraie vis-à-vis de la perturbation. La tendance vers un retour de la végétation à une structure comparable à celle d'avant le feu est nette ; en l'absence d'une nouvelle perturbation, sept ans après incendie, la cicatrisation sur le plan horizontal est totale et, à dix-huit ans, la stratification originelle est totalement reconstituée. En outre, les changements induits par le feu ne paraissent pas affecter l'inertie de la composition floristique initiale. Il en est de même pour les éléments biogènes étudiés ; un enrichissement minéral est observé juste après incendie. Mais cet impact paraît fugace et, assez rapidement, les teneurs en ces éléments retrouvent leurs niveaux habituels.

Mots-clés : subéraie, incendie, régénération, végétation, sol superficiel, Béjaïa, Algérie

1. Introduction

Pendant des ères géologiques, le feu était un agent naturel qui apparaissait plus au moins spontanément dans le cycle de la dynamique

des écosystèmes (Trabaud, 1991). Associé à d'autres activités humaines, il a largement contribué, mais pas toujours de façon prépondérante, à façonner le paysage végétal tel que nous le voyons actuellement dans la région méditerranéenne (Trabaud, 1980 ; Pausas *et al.*, 2008).

Pendant longtemps, l'action destructrice du feu a été considérée à travers une série de stades, réputés appartenir à la succession pyrophytique régressive qui mènerait, des formations ligneuses hautes vers des formations ligneuses basses et herbacées de plus en plus ouvertes. Actuellement, cette approche est remise en question. Plusieurs auteurs (Thanos et Doussi, 2000 ; Trabaud, 2000, Calvo *et al.*, 2003) ont suivi l'évolution de la végétation et du sol après feu dans le bassin méditerranéen. A l'unanimité, ils signalent que les diverses formations étudiées subissent des modifications à court terme, suivies de régénérations à grande échelle et à long terme. En effet, la dynamique des communautés végétales méditerranéennes est intimement liée aux incendies. L'importance de ces derniers se manifeste par l'apparition d'un grand nombre de plantes adaptées au passage du feu (De Luis *et al.*, 2006).

Le présent travail se propose d'apporter une contribution à la connaissance du phénomène de la régénération forestière après feu sur la rive sud de la Méditerranée, en suivant l'impact de cette perturbation sur la végétation et quelques éléments biogènes de la couche superficielle du sol d'une subéraie de la côte ouest de la petite Kabylie (Béjaïa, Algérie).

2. Matériel et méthodes

2.1. Étude du milieu

La subéraie de Bouhatem est située au nord de l'Algérie, dans l'Atlas tellien, à environ 30 km à l'ouest de la ville de Béjaïa (fig. 1 et 2). Elle est comprise entre les coordonnées géographiques 4°47' 25'' et 4°57' 00'' Est et 36°42' 30'' et 36°53' 30'' Nord. Le climat est de type méditerranéen, avec une précipitation annuelle moyenne de 781 mm et une température moyenne annuelle de 16,44°C. La période sèche, estivale, est d'environ quatre mois, et l'étage bioclimatique est subhumide à hiver tempéré. Le sol présente une grande hétérogénéité spatiale. Trois classes sont déterminées par la prospection pédologique et les analyses d'échantillons de sols réalisées par BNEF (1993) : sols peu évolués d'érosion ; sols brunifiés et sols à sesquioxides de fer.

Selon l'altitude, le chêne-liège appartient à deux groupements de compositions floristiques relativement différentes : un groupement de




FIG. 1. — Carte de situation de la zone d'étude
(Source : Google Earth (2013) (Modifiée))

 Forêt de Bouhatem



FIG. 2. — Carte de situation des stations d'étude
(Source : Carte d'Algérie, feuilles NJ-31-V et NJ-31-VI. I.N.C., 1983)

 Stations d'étude

chêne-liège à myrte (*Myrtus communis*) en basses altitudes et un groupement de chêne-liège à ciste à feuille de sauge (*Citysus triflorus*) en hautes altitudes. La formation étudiée présente un sous-bois plus ou moins dense constitué de plusieurs espèces telles que le lentisque, l'arbousier, la bruyère, le genêt, la lavande, le cytise, les cistes, etc.

Plusieurs délits sont signalés au niveau de la forêt de Bouhatem (coupes, pacage, défrichement, colportage, etc.). Toutefois l'élément le plus dévastateur est l'incendie, et l'opération d'exploitation du liège fragilise la résistance naturelle du chêne-liège au passage du feu.

2.2. Méthodologie

La présente étude a été menée selon une approche synchronique (Lepart et Escarré, 1983), basée sur la comparaison de différents stades d'évolution de la formation étudiée après perturbation.

Les stations d'étude ont été choisies en tenant compte de la même nature de perturbation (l'incendie), de l'existence de divers âges après feu, de la présence d'une station-témoin (non incendiée) et d'une relative homogénéité écologique globale.

Après recensement des feux déclarés et consultation des bilans et rapports des états d'incendies concernant la forêt de Bouhatem, nous avons retenu cinq stations littorales : quatre stations incendiées (1 an, 2 ans, 7 ans et 18 ans d'âge après feu) et une station-témoin.

2.3. Echantillonnage

L'échantillonnage a été mené selon le mode subjectif (Gounot, 1969). Cent relevés floristiques ont été réalisés équitablement entre les différents stades d'évolution retenus (soit 20 relevés par stade).

Le relevé floristique a été exécuté sur une surface de 100m², avec un échantillonnage sur plusieurs strates. En adoptant la proposition donnée par Godron *et al.* (1968), nous avons considéré six strates : < à 0,5m, de 0,5 à 1m, de 1 à 2m, de 2 à 4m, > 4m, et les espèces herbacées et les lianes, volontairement dissociées du reste du cortège floristique, à cause de la hauteur très limitée pour les premières et du port dressé de manière non autonome pour les deuxièmes. Les taxons recueillis ont reçu deux indices de cotation, d'abondance et de dominance, conformes aux normes classiques de l'école zuricho-montpelliéraine.

2.4. Dynamique de la végétation après feu

2.4.1. Analyse quantitative de la végétation

La dynamique de la structure horizontale a été approchée au moyen d'une analyse de la variance, appliquée au recouvrement de la strate dominante des différents stades considérés, suivie du test de la Plus Petite Différence Significative (PPDS). L'évolution de la structure verticale, quant à elle, a été analysée au moyen de pyramides de végétation proposées par Bertrand (1946) et affinées par Baudière (1974) *in* Sebei (1983).

2.4.2. Évolution de la composition floristique

L'évolution de la richesse floristique a été évaluée au moyen d'une analyse de la variance, suivie du test de Tuckey.

Pour une meilleure appréhension de l'évolution de la composition floristique après le passage de l'incendie, nous nous sommes intéressés à l'analyse de la stabilisation de l'enrichissement floristique à travers le renouvellement des taxons, la rémanence et le taux de disparition des espèces, ainsi qu'à l'émergence de la communauté terminale.

2.5. Évolution de quelques éléments biogènes du sol superficiel après feu

Le suivi des teneurs en carbone total, azote total, phosphore assimilable et potassium assimilable a été mené selon une approche diachronique consistant en un prélèvement d'échantillons du sol superficiel sur des placettes (trois placettes pour chaque élément) permanentes à 1 semaine, 45 jours, 3, 6, 9, 12, 19 et 24 mois après feu. Après séchage à l'air et tamisage à l'aide d'un tamis de 2 mm de diamètre, les analyses chimiques ont porté sur la fraction minérale du sol.

Le carbone total a été dosé par la méthode d'Anne et le taux de la matière organique dans le sol a été ensuite calculé en multipliant la teneur en carbone total par 2.0 (Baize, 1990). La teneur en azote total a été obtenue par la méthode de Kjeldahl. La méthode de Truog a été utilisée pour déterminer la teneur en phosphore assimilable (P_2O_5). Enfin, la méthode Protassova a été utilisée pour le dosage du potassium assimilable (K_2O).

3. Résultats et discussion

3.1. Dynamique de la végétation après feu

3.1.1. Analyse quantitative de la végétation

3.1.1.1. Évolution de la structure horizontale

Les résultats de l'analyse de la variance appliquée au recouvrement de la strate dominante des différents stades d'évolution sont consignés dans le tableau ci-après.

TABLEAU 1. — Tableau de variation de l'analyse de la variance appliquée au recouvrement de la strate dominante des différents stades d'évolution retenus.

Source de variation	Degré de liberté	SCE	CM	F_{obs}
Variation factorielle	4	28851	7212,75	158,89^{***}
Variation résiduelle	95	4933,75	51,93	
Variation totale	99	33784,75	-	

La comparaison de la fonction observée ($F_{obs} = 158,89$) à la fonction théorique, donnée par la table de Fischer-Snedecor ($F_{0,999} = 5,01$), montre que la différence entre les stades d'évolution étudiés est très hautement significative (cela est symbolisé dans le tableau 1 par les trois étoiles exposées sur la valeur de la fonction observée). Le test de la PPDS (tableau 2) nous permet de voir que ces différences s'observent entre les stades de 1 an (a) et de 2 ans (b) après feu et entre ces derniers et les stades ultérieurs, lesquels constituent un bloc homogène (c) sans différences statistiques significatives.

Ces deux tests révèlent que des changements marquent profondément les premiers stades d'évolution après feu. Durant la première année qui suit le passage de l'incendie, nous enregistrons un taux de recouvrement moyen appréciable (34,25 %) mais relativement faible. Une année plus tard, l'essentiel du couvert végétal est reconstitué (56 %). L'état de sept ans après feu présente une cicatrisation totale de la formation étudiée. Le taux de recouvrement moyen y atteint sa valeur la plus importante (79,5 %), avant de diminuer légèrement pour se stabiliser vers la fin de la succession.

Ainsi, sur le plan horizontal, la végétation paraît bien supporter la perturbation. Le couvert végétal des stations brûlées accuse un retour plus ou moins rapide vers un état d'équilibre métastable semblable à celui de la station non incendiée.

TABLEAU 2. — Résultat du test de la Plus Petite Différence Significative (PPDS) sur l'accroissement de la structure horizontale.

Stade de la végétation	Recouvrement moyen (%)
1 an	34,25 a
2 ans	56,70 b
7 ans	79,50 c
18 ans	75,00 c
Témoin	75,50 c

NB : Les taux de recouvrement suivis de la même lettre ne présentent aucune différence statistique significative

3.1.1.2. Évolution de la structure verticale

A. Structure verticale de la végétation de l'état-témoin

La figure 2 montre que la strate 5 (>4m de hauteur) est représentée principalement par un déploiement intense du chêne-liège (*Quercus suber*). Sur un recouvrement moyen de 64,65 %, cette espèce couvre à elle seule 55,15 % de la surface du sol. À côté du chêne-liège, quelques espèces du sous-bois atteignent cette strate. Il s'agit des arbustes pouvant atteindre les hauteurs de la strate arborescente, à l'image de la bruyère (*Erica arborea*), du philaire (*Phillyrea media*) et de l'arbusier (*Arbutus unedo*). Le nombre d'espèces participant à la formation de cette strate est de 5 à 12 selon les relevés.

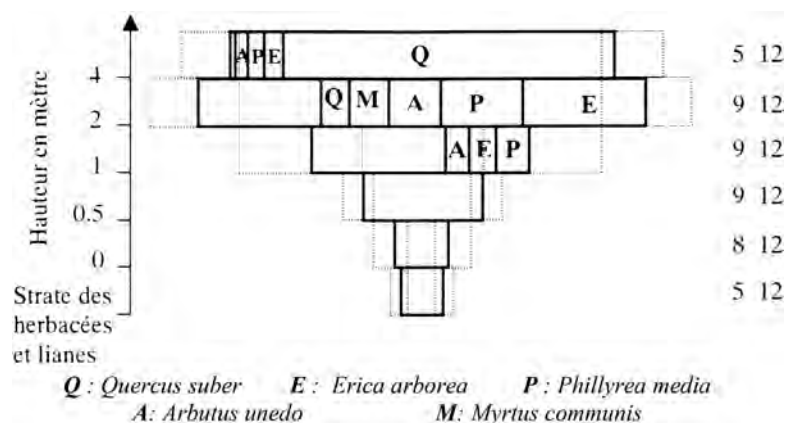


FIG. 3. — Pyramide moyenne de végétation de l'état-témoin

À ce stade de l'évolution de la forêt, c'est la strate 4 (2 à 4m de hauteur) à partir de laquelle le chêne-liège commence le déploiement de sa frondaison et où l'occupation des espèces du sous-bois est maximale, qui est dominante (recouvrement moyen d'environ 75,5 % représenté par 9 à 12 espèces selon les relevés). Les espèces dominantes sont celles signalées au niveau de la strate 5.

Le taux de recouvrement diminue spectaculairement en allant vers les niveaux inférieurs. Néanmoins, le nombre d'espèces qui constituent ces niveaux reste plus ou moins stable.

B. Structure verticale de la végétation de l'état d'une année après feu

Ce stade d'évolution est marqué par un profond bouleversement de la structure présenté pour l'état-témoin.

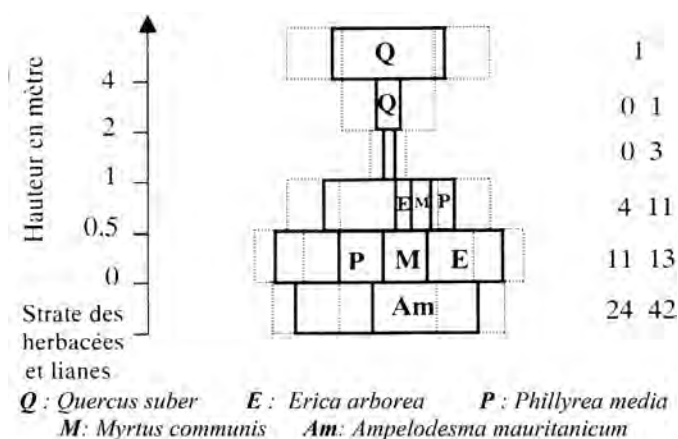


FIG. 4. — Pyramide moyenne de végétation de l'état d'un an après feu

La figure 3 montre qu'à une année d'âge après feu, la végétation occupe principalement les strates inférieures (abondance de rejets de souches et plantes issues de la régénération par semis). C'est la strate 1 qui est dominante (taux de recouvrement moyen de 34,25 %). Les herbacées et les lianes affichent un taux de recouvrement moyen assez faible (27,25 %) mais appréciable, vu l'occupation sommaire de la pyramide moyenne de la végétation à ce stade de la succession. La richesse spécifique y est remarquable (24 à 42).

Inversement, ce sont les niveaux supérieurs qui présentent les recouvrements les plus faibles, constitués exclusivement de chêne-liège qui, grâce à sa capacité de rejet à tous les niveaux (collet, tronc,

branches inférieures, cime, etc.), envahit rapidement ces strates, contribuant ainsi activement à la reprise et au maintien du paysage existant avant la perturbation (Prodon, 1988 *in* Dubois, 1990) ; ce qui n'est pas le cas de nombreux peuplements où la strate arborescente disparaît pour longtemps.

C. Structure verticale de la végétation de l'état de deux ans après feu

La figure 4 montre que, bien que la quasi-totalité des strates gagnent en recouvrement, la structure verticale présente globalement la même allure que celle présentée pour l'état d'une année après feu.

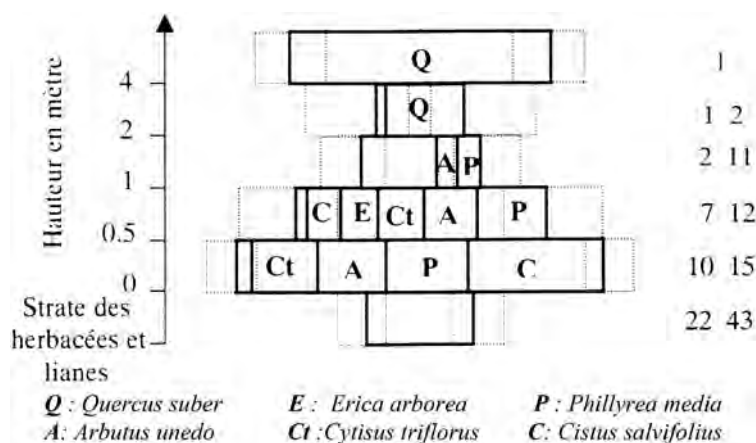


FIG. 5. — Pyramide moyenne de végétation de l'état de deux ans après feu

La strate 1 reste dominante. Le niveau le plus haut est toujours occupé par le chêne-liège seulement. Mais les espèces du sous-bois atteignent déjà la strate 4. Par ailleurs, les herbacées et les lianes régressent considérablement, malgré une richesse spécifique comparable à celle enregistrée une année auparavant.

D. Structure verticale de la végétation de l'état de sept ans après feu

À ce stade de la succession, la structure verticale de la végétation est comparable à celle préexistante au passage de l'incendie.

La figure 5 montre que les strates les plus élevées reprennent des recouvrements assez importants, tandis que les strates basses sont en nette régression.

Les espèces du sous-bois envahissent la structure de la végétation de haut en bas en atteignant même le niveau le plus haut.

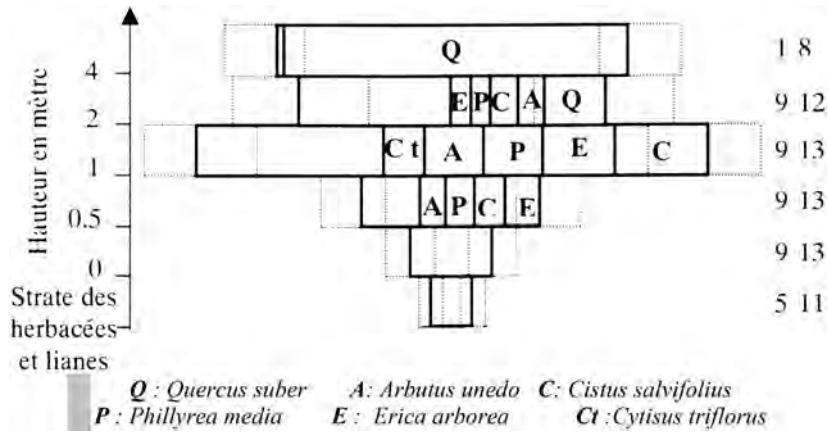


FIG. 6. — Pyramide moyenne de végétation de l'état de sept ans après feu

À ce stade d'évolution, c'est la strate 3 qui domine la structure verticale de la végétation (le taux de recouvrement moyen atteint 90 % dans certaines placettes). La strate 1, qui dominait cinq ans auparavant, ainsi que la strate représentée par les herbacées et les lianes régressent davantage sous l'effet de l'étiollement imposé par la remontée du couvert végétal.

E. Structure verticale de la végétation de l'état de dix-huit ans après feu

La figure 6 montre que, dix-huit ans après feu, la structure verticale est quasi identique à celle du témoin. La strate 4 redevient dominante (avec un taux de recouvrement moyen de 90 % dans certaines placettes). Les strates inférieures accusent une régression notable. Les herbacées et les lianes enregistrent une légère reprise, par suite d'une légère réouverture du milieu, mais le taux de recouvrement (8,5 %) et la richesse spécifique (9 à 17 espèces) restent faibles par rapport à ceux enregistrés lors des premiers stades de la succession.

Ainsi, si le retour de la structure horizontale à un état comparable à celui d'avant le feu paraît rapide, la structure sur le plan vertical reste longtemps perturbée. Toutefois, en absence d'une nouvelle perturbation, dix-huit ans après feu, la subéraie étudiée a reconstitué un état physiognomique identique à celui de la station non incendiée, attestant une reconstitution très avancée des faciès de végétation et le

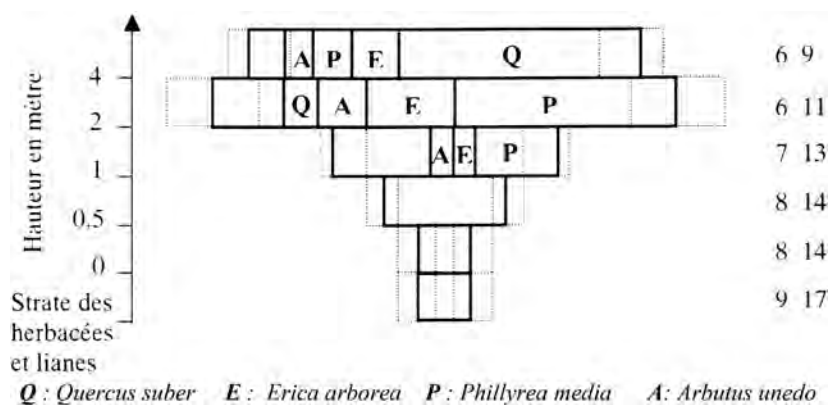


FIG. 7. — Pyramide moyenne végétation de l'état de dix-huit après feu

rétablissement de la stratification originelle : ce sont les strates basses qui dominent les premiers stades de la succession. Ensuite, au fur et à mesure que la formation vieillit, par suite d'une concurrence pour une meilleure occupation du milieu et une meilleure utilisation de la lumière (Trabaud, 1993), nous assistons à une ascension du couvert végétal vers des niveaux de plus en plus élevés, avec une diminution concomitante du matériel végétal des niveaux bas. Trabaud (1983), Mesleard (1987), Lounis (1998) et Bekdouche (1997) signalent le même modèle de « remontée du couvert » pour diverses formations végétales d'écosystèmes méditerranéens.

3.1.2. Évolution de la composition floristique

3.1.2.1. Évolution de la richesse floristique

L'analyse de la variance (tableau 3) montre que la richesse floristique présente des différences très hautement significatives entre les stades étudiés (différences symbolisées par les trois étoiles exposées sur la valeur de la fonction observée, $F_{obs} = 203,03^{***}$).

TABLEAU 3. — Tableau de variation de l'analyse de la variance sur l'évolution de la richesse floristique.

Source de variation	Degré de liberté	SCE	CM	F_{obs}
Variation factorielle	4	11182,86	2795,72	203,03^{***}
Variation résiduelle	95	1308,45	13,77	
Variation totale	99	-	-	

Le test de comparaison multiple de moyennes (tableau 4), quant à lui, scinde les stades d'évolution en deux blocs où les états de 1 an et 2 ans après feu diffèrent significativement des stades d'évolution ultérieurs. Les états constitutifs de chacun des compartiments ne présentent aucune différence significative. Cela dénote l'importance des fluctuations floristiques dans les stades jeunes, alors qu'une tendance à la stabilisation s'installe très rapidement avec l'avancée de la succession.

TABLEAU 4. — Résultat du test de la PPDS sur l'évolution de la richesse floristique.

Stade de la végétation	Richesse floristique
1 an	42,75 a
2 ans	42,30 a
7 ans	19,25 b
18 ans	21,95 b
Témoin	21,90 b

Les taux recouvrements suivis de la même lettre ne présentent aucune différence statistique significative

La figure 8 montre que les végétaux recolonisent le milieu assez rapidement. La flore totale enregistre un maximum d'espèces au cours des premières années après feu ; une année après le passage de la flamme, la richesse floristique atteint le nombre de 93 espèces et passe à 101 espèces une année plus tard. Avec l'avancée de la succession, une fermeture du milieu s'opère, la végétation devient dense, et cette richesse perd progressivement de son importance. La valeur minimale est enregistrée dans le stade de 7 ans après feu (34 espèces). Cependant, on signale une légère reprise et une relative stabilité vers la fin de la succession (41 espèces à 18 ans après feu et 42 au niveau de l'état-témoin).

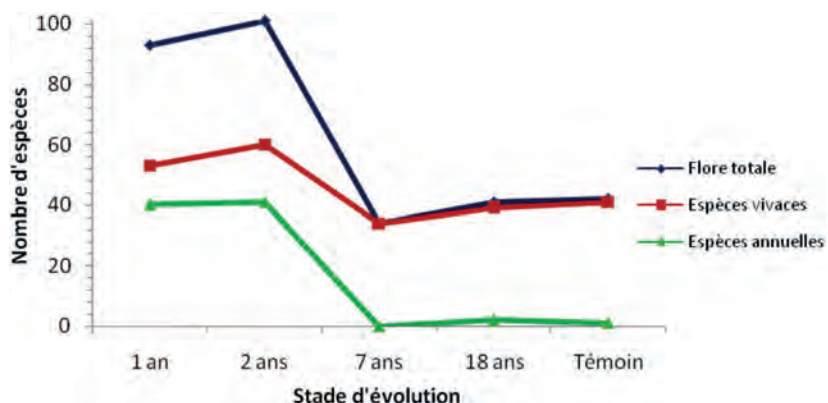


FIG. 8. — Évolution de la richesse floristique après feu

L'analyse simultanée des trois courbes montre que la richesse totale signalée au cours des premières étapes de la recolonisation du milieu est à imputer principalement au grand nombre d'espèces herbacées annuelles, exogènes à la communauté, dont l'installation est favorisée par les nouvelles conditions créées par le feu (Quezel, 1979 ; Papavassiliou *et al.*, 1994 ; Ne'eman et Izhaki, 1999). En effet, les résultats montrent que la quasi-totalité des espèces de la forêt étudiée ont comme caractéristique principale d'être vivaces, se rétablissant très tôt après le passage du feu et persistant dans les stades adultes floristiquement stables. La tendance se manifeste plus clairement dans le stade de 7 ans après feu où aucune espèce herbacée annuelle n'a été inventoriée. Ces dernières refont leur apparition, tout en restant très rares, dans les stades ultérieurs marqués par une légère réouverture du milieu.

3.1.2.2. Stabilisation relative de l'enrichissement floristique

A. Renouvellement des taxons

Le tableau suivant montre que c'est au cours des premiers stades de la succession végétale que le renouvellement des espèces est le plus important. Le taux le plus faible est enregistré entre les stades les plus évolués ; ce qui montre que la formation incendiée est proche de la métastabilité (Escarré, 1979 ; Trabaud, 1980).

TABLEAU 5. — Taux de renouvellement des taxons entre les différents stades considérés.

Stade dévolution	Taux de renouvellement des taxons	
1 an		
2 ans		65
7 ans		70
18 ans		13
témoin		11

B. Rémanence et taux de disparition des espèces

L'indice de rémanence est plus important vers la fin de la succession (tableau 6). Trabaud (1980) signale, pour les garrigues du Bas-Languedoc, que les changements les plus importants ont lieu au cours des deuxième et troisième années après feu (l'indice de rémanence y est généralement le plus bas, le taux de disparition des espèces le plus élevé).

TABLEAU 6. — Évolution de l'indice de rémanence et du taux de disparition des taxons au cours du temps.

Stade après feu	Indice de rémanence	Taux de disparition des espèces
1 an		
2 ans	0,74	0,26
7 ans	0,31	0,69
18 ans	0,88	0,12
Témoin	0,88	0,12

La valeur la plus faible émane de la comparaison entre les stades de 2 et de 7 ans après feu (0,31 %). On note que la fermeture du milieu a causé la disparition d'un nombre important d'espèces (0,69 %) qui ont envahi les espaces dénudés juste après le passage de l'incendie.

C. Emergence de la communauté terminale

La figure 9 montre que 64 % des espèces de l'état-témoin apparaissent durant la première année après feu. Ce taux augmente au cours de la succession pour atteindre 83 % à 18 ans après feu. Néanmoins une légère diminution est observée au niveau de l'état de 7 ans qui présente l'état le plus dense de la succession.

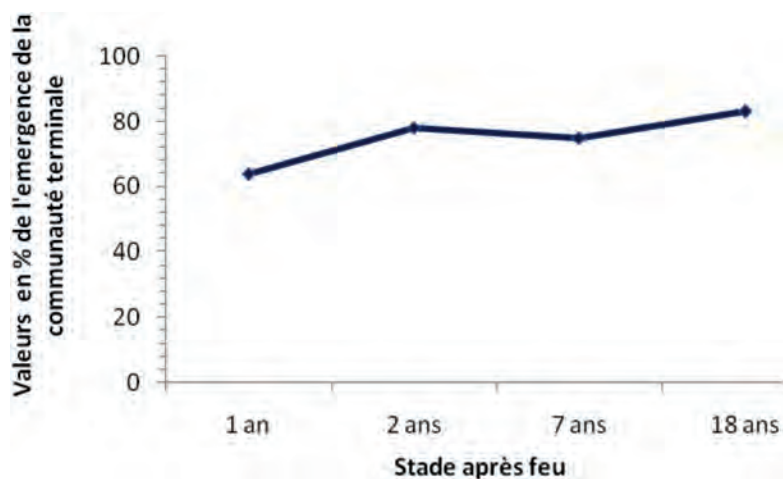


FIG. 09. — Émergence de la communauté terminale après feu

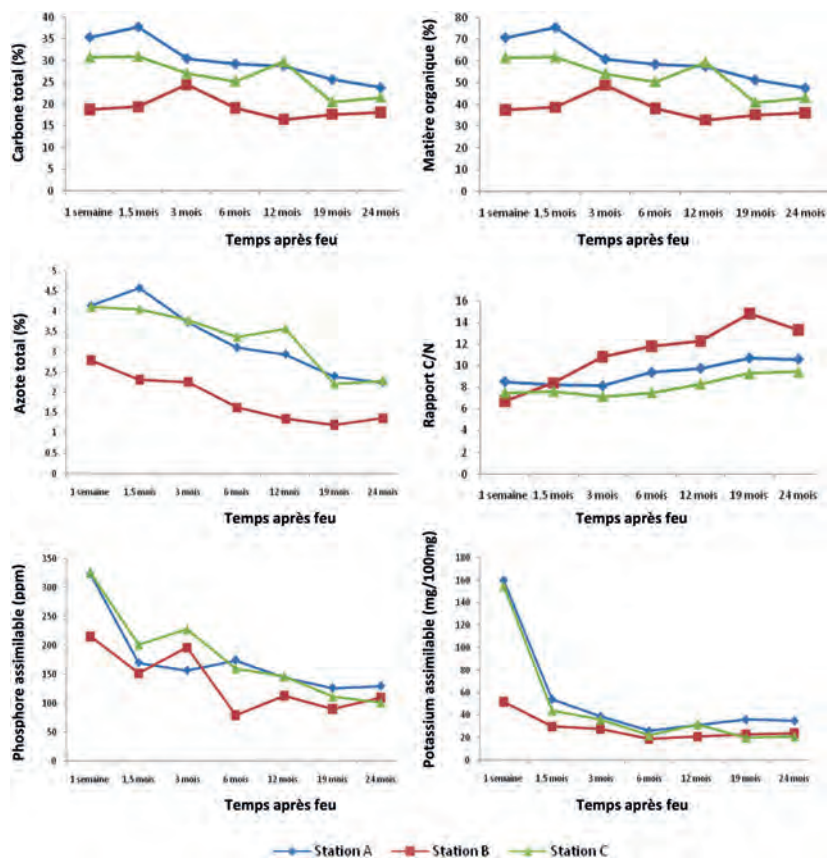


FIG. 10. — Évolution des teneurs en carbone total, matière organique, azote total, du rapport C/N, et du phosphore et potassium assimilables après feu.

3.2. Évolution de quelques éléments biogènes du sol superficiel après feu

La figure 10 montre que les teneurs en carbone total, matière organique, azote total, phosphore et potassium assimilables sont très élevées immédiatement après le passage du feu. C'est le résultat de l'apport des cendres contenant des éléments minéraux provenant de la combustion de la végétation et de la litière. Mais, assez rapidement, par suite de la perte d'une bonne partie de ces éléments par ruissellement, lessivage et action érosive du vent (Raison, 1980), ces teneurs chutent et on assiste à un retour à des teneurs plus ou moins stables au cours de la deuxième année après feu. Des résultats similaires ont été

rapportés par Trabaud (1990) et Marion *et al.* (1991) qui signalent le retour des teneurs en éléments nutritifs du sol superficiel à des niveaux identiques à ceux d'avant le feu en l'espace de deux ans.

Le rapport C/N (carbone total/azote total), caractérisant les potentialités biologiques d'un sol (Duchauffour, 1979), est, quant à lui, plus faible au cours des premières étapes suivant le passage de l'incendie. C'est la période pendant laquelle les teneurs en azote sont élevées, permettant une minéralisation très importante et rendant le sol plus actif. C'est une étape très importante dans la recolonisation du milieu après feu. En effet, en réponse à la perturbation, les espaces dénudés sont immédiatement envahis par la végétation par suite de la stimulation de l'activité des micro-organismes qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu : c'est le mécanisme majeur de la conservation des éléments minéraux dans le milieu. Inversement, ce rapport est relativement stable et élevé vers la fin de l'expérimentation, synonyme d'un retour du sol à un état d'activité faible, avec les teneurs en azote limitées prévalant avant l'incendie.

5. Conclusion

Les résultats mettent en évidence que la tendance vers un retour à un état comparable à celui d'avant le feu est nette.

Assez rapidement, la végétation se réinstalle en investissant les strates basses avant d'accuser une ascension du couvert ; avec l'avancée de la succession, on assiste à l'apparition d'une multiplicité de strates, à un accroissement du matériel végétal vers des niveaux de plus en plus élevés et à une diminution concomitante de celui des strates inférieures. Au bout 18 ans après le passage de l'incendie, la structure de la végétation est identique à celle de la station non incendiée (état-témoin), avec notamment une cicatrisation parfaite en terme de faciès.

La richesse floristique est importante au cours des premiers stades de la succession, conséquence de l'envahissement des espaces dénudés par de nombreuses espèces exogènes à la communauté. Cela est d'autant plus favorisé par l'enrichissement minéral du sol superficiel. Toutefois, avec le temps, le milieu se referme, les teneurs en éléments minéraux décroissent, et ces espèces (notamment les herbacées annuelles) sont éliminées par les espèces endogènes à la communauté. Par ailleurs, la quasi-totalité des espèces (principalement vivaces) de la subéraie étudiée est présente immédiatement après feu.

Ainsi, nous pouvons avancer qu'il n'y a pas de succession, au sens de remplacement d'un groupe d'espèces par un autre, mais

seulement un rétablissement progressif des espèces préexistant au passage du feu, avec superposition d'une flore transitoire et fugace. Ceci montre que l'évolution de la végétation de la subéraie étudiée suit le modèle de la « composition floristique initiale » avancé par Engler (1954) in Connell et Slatyer (1977). Le modèle « d'inhibition » proposé par Connell et Slatyer (1977), selon lequel la reprise rapide de l'essentiel des taxons de la communauté initiale inhibe toute installation effective des espèces étrangères, peut être également appliqué à nos résultats. Il en est de même pour le stock des éléments minéraux étudiés qui gardent leur inertie, dénotant l'impact fugace de l'action du feu sur le sol superficiel de la formation étudiée.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIE

- BAISE, D. 1990. Guide des analyses courantes en pédologie. *INRA, Paris*. 172 p.
- BEKDOUCHE, F. 1997. Évolution de la végétation et du sol superficiel d'une subéraie après feu : cas de la forêt de Mizrana (Tizi-Ouzou). Thèse de magister. Univ. Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou. 122 p.
- B.N.E.F. 1993. Étude d'aménagement des forêts de Bouhatem et de Taourirt-Ighil. Phase II. Etude du milieu. 82 p.
- CALVO, L., SANTALLA, S., MARCOS, E., VALBUENA, L., TÀRREGA, R. & LUIS, E. 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecology and Management* 184 : 209-223.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Vegetation* 95 : 119-126.
- DE LUIS, M., RAVENTÓS, J. & GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C. 2006. Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands. *Acta Oecologica* 30 : 54-61.
- DUBOIS, C. 1990. Comportement du chêne-liège après incendie : protection des forêts. Mémoire de 3^e année, E.I.T.E.F. Banyuls-sur-Mer. 97 p.
- DUCHAUFFOUR, P. 1979. Pédologie. Tome 2 : Constituants et propriétés du sol. *Masson, Paris*. 459 p.
- ESCARRÉ, J. 1979. Étude de successions post-culturelles dans les hautes garrigues du Montpelliérain. Thèse Doct. 3^e cycle U.S.T.L., Montpellier. 171 p.
- GODRON, M., DAGET, P., EMBERGER, L., LONG, G., LE FLOC'H, E., POISSONET, J. SAUVAGE, C. & WACQUANT, J.-P. 1968. Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu. C.N.R.S., Paris. 296 p.
- GOUNOT, M. 1969. Méthodes d'étude quantitative de la végétation. *Masson, Paris*. 314 p.
- LEPART, J. & ESCARRÉ, J. 1983. La succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. *Bull. Ecol.* 14 (3) : 133-178.

- LOUNIS, N. 1998. Impact de l'incendie sur la végétation et sur les caractéristiques de la couche superficielle du sol au niveau des formations à *Quercus suber* L. (cas de la forêt de Mizrana — Tizi-Ouzou). Thèse de magister. Univ. Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou. 85 p.
- MARION, G.M., MORENO, J.M. & OECHEL, W.C. 1991. Fire severity, ash deposition, and clipping effects on soil nutrients in chaparral. *Sol. Sci. Soc. Am. J.* 55 : 235-240.
- MESLEARD, F. 1987. Dynamique après perturbation de peuplements de deux éricacées (*Arbutus unedo* L. et *Erica arborea* L.), en Corse. Thèse Doct. 3^e cycle. U.S.T.L., Montpellier. 146 p.
- NE'EMAN, G. & IZHAKI, I. 1999. The effect of stand age and microhabitat on soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forest after fire. *Plant Ecology* 144 : 115-125.
- PAPAVASSILIOU, S., ARIANOUTSOU, M. & THANOS, C. A. 1994. Aspect of the reproductive biology of fire following species of leguminosae in a *Pinus halepensis* Mill. forest. in : Viegas D.X. (eds.), proceedings of the 2nd international conference of forest fire research, Coimbra, Portugal, supplement.
- PAUSAS, J. G., LLOVERT, J., RODRIGO, A & VALLEJO, V.R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin ? A review. *Int. J. Wildland Fire.* 17 : 713-723.
- RAISON, R. J. 1980. A review of the role of fire in nutrient cycling in Australian native forests, and of methodology for studying the fire-nutrient interaction. *Ast. J. Ecol.* 5 : 15-21.
- SEBEI, H. 1983. Contribution à l'étude des subéraies des Pyrénées-Orientales : Dynamique des strates et approche édaphique. Thèse Doct. 3^e cycle. Univ. Paul Sabatier, Toulouse. 224 p.
- TRABAUD, L. 1980. Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garrigues du Bas-Languedoc. Thèse Doct. d'État. U.S.T.L. Montpellier. 288 p.
- TRABAUD, L. 1983. Évolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). *Ann. Sci. For.* 40 (2) : 177-196.
- TRABAUD, L. 1990. Influence du feu sur les propriétés chimiques des couches superficielles d'un sol de garrigue. *Rev. Ecol. Biol. Sols.* 27 (4) : 383-394.
- TRABAUD, L. 1991. Le feu est-il un facteur de changement pour les écosystèmes écologiques du bassin méditerranéen ? *Sécheresse* 2 (3) : 163-174.
- TRABAUD, L. 1993. Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées-Orientales françaises). *Vie Milieu* 43 (1) : 53-51.
- TRABAUD, L. 2000. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the west Mediterranean. In Né'eman, G. and Trabaud, L. (eds.), Ecology, Biogeography and management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean Basin. *Backhuyls Publishers, Leiden, The Netherlands* : 257-258.
- THANOS, C. A. & DOUSSI, M. A., 2000. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests. In Né'eman, G. and Trabaud, L. (eds.), Ecology,

Biogeography and management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean Basin. *Backhuyls Publishers, Leiden, The Netherlands* : 291-301.

QUEZEL, P. 1979. « Matorrals » méditerranéens et « chaparrals » californiens. Quelques aspects comparatifs de leur dynamique et de leur signification écologique. *Ann. Sci. For.* 36 (1) : 1-12.

Remerciements

La présente étude a été rendue possible grâce à la contribution de la Conservation des Forêts de la Wilaya de Béjaïa et de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (Alger). Nos remerciements vont à l'endroit de leurs directions et personnels respectifs.

Saïd SLIMANI

Écologue

Maître-assistant classe A

Laboratoire de Dendroécologie, Faculté de Biologie, Université de Barcelone