

EVOLUTION APRES FEU DE LA COMPOSITION FLORISTIQUE DE LA SUBERAIE DE MIZRANA (TIZI-OUZOU, ALGERIE)

Reçu le 03/05/2005 – Accepté le 17/07/2007

Résumé

En procédant par une approche synchronique, nous avons réalisé 102 relevés floristiques représentant différents stades d'une communauté à *Quercus suber* L. après feu. Le site d'étude est représenté par la forêt domaniale de Mizrana située dans la région littorale de Kabylie. Les résultats montrent qu'il n'y a aucun changement profond dans sa composition floristique. La richesse floristique est maximale durant la première année succédant au feu du fait de la fréquence des taxons herbacés. Nombre de ces taxons, particulièrement parmi les annuels, disparaissent avec l'avancée de la succession. L'essentiel des taxons apparaissant après le feu proviennent d'organes souterrains de survie. Il n'y a pas de taxons exogènes à la communauté qui envahissent le terrain en grand nombre et qui persistent au-delà des toutes premières années. L'inertie de la composition floristique n'est nullement affectée, montrant l'efficacité de sa réaction à l'incendie. Nous assistons par conséquent, à un retour rapide à l'état de la composition floristique initiale.

Mots clés : *Quercus suber*, feu, successions, relevés floristiques, approche synchronique.

Abstract

While proceeding by a synchronic approach, we carried out 102 floristic plots from various stages of a *Quercus suber* L. forest after fire. The study took place in the forest of Mizrana (Kabylia). The results show that there is no major change in its floristic composition. The floristic richness is maximum during the first year succeeding fire because of the frequency of herbaceous species. Numbers of them, particularly among the annual ones, disappear through time. Post fire recolonization occurs through resprouting of underground organs and seed germination. Exogenous invading species appear and disappear quickly. The inertia of the floristic composition is not affected, showing the effectiveness of its reaction to fire. The floristic composition of the *Quercus suber* forest studied return quickly towards a metastable equilibrium similar to the initial one.

Key words: *Quercus suber*, fire, successions, floristic plots, synchronic approach.

F. BEKDOUCHE¹
A. DERRIDJ²
F. KROUCHI²

¹ Laboratoire
d'Ecologie et
Environnement,
Faculté des Sciences
de la Nature et de la
Vie, Université de
Bejaia, Algérie.

² Département
d'Agronomie,
Faculté des
Sciences
Biologiques et des
Sciences
Agronomiques,
Université de Tizi -
Ouzou, Algérie.

ملخص

بالعمل بطريقة غير مباشرة، قمنا بجمع 102 عينة نباتية ممثلة لعدة مراحل وحدة النوع *Quercus suber* L. بعد الحريق. مكان الدراسة ممثل بغابة مزرانة الواقعة على ساحل منطقة القبائل. النتائج لم تظهر أي تغيير واضح في التكوين النباتية.

الثروة النباتية في ذروتها خلال السنة الأولى عقب الحريق نظرا لكثرة الأنواع العشبية، عدد منها خاصة السنوية تندثر مع الوقت مؤدية الى نقص هذا العامل. اغلب الأنواع تظهر بعد اندلاع الحريق بفضل الأجزاء الحيوية المنغمرة تحت الأرض. بينت هذه الدراسة عدم وجود أنواع نباتية جديدة تستعمر مكان الحريق خارجا عن الوحدة المدروسة. ثبات الأنواع النباتية، قبل وبعد الحريق يدل على تأقلمها لهذا العامل مؤكدا على عودة سريعة الى ما كانت عليه.

الكلمات المفتاحية: *Quercus suber*, الحريق, عينة نباتية, طريقة غير مباشرة

La région méditerranéenne est soumise depuis des millénaires à l'impact de l'homme. Les formations forestières de l'Algérie du Nord sont soumises à de multiples agressions.

De tous les facteurs de dégradation, les incendies sont les plus dévastateurs. Les statistiques de la Direction Générale des Forêts montrent qu'entre 1963 et 2000, 1.376.581 ha de forêts, maquis et broussailles ont été incendiés, soit une moyenne de 36.225 ha chaque année. Les forêts de la région nord sont les plus fréquemment dévastées. En effet, la saison estivale, longue et sèche, avec des températures élevées et une humidité relative de l'air basse, est particulièrement propice aux incendies.

De plus, la végétation hautement combustible et la topographie accidentée facilitent la propagation des feux. La plupart des études traitant de la dynamique de la végétation après feu dans le bassin méditerranéen sont réalisées dans la rive Nord [1, 2, 3, 4, 5]. Trabaud [6] conclut dans un article de synthèse qu' " il n'y a vraiment pas de phénomène de succession " au sens de remplacement d'une communauté par une autre.

La végétation, la flore, la faune et les sols subissent des modifications à court terme, suivies de régénération à grande échelle et à long terme. En Afrique du Nord, les rares travaux relatifs à ce sujet restent ceux dont les auteurs se sont contentés de décrire des stades de la végétation considérés *a priori* comme appartenir à des séries régressives [7, 8, 9, 10]. De nombreux travaux plus récents traitant de l'importance des incendies en Algérie sont abondants [11, 12, 13, 14, 15, 16]. Nous nous proposons dans le cadre de ce travail d'apporter une contribution à la connaissance de la dynamique de la subéraie algérienne suite au passage du feu.

MATERIEL ET METHODES

Le site d'étude est représenté par la forêt domaniale de Mizrana située dans la région littorale de Kabylie. La végétation est une subéraie plus ou moins dégradée dont le sous-bois est dominé par *Arbutus unedo*, *Erica arborea* et *Phillyrea media*. La température maximale moyenne du mois le plus chaud (Août) est de 34°C et la température minimale moyenne du mois le plus froid (Janvier) est de 4.5°C. Les points altitudinaux extrêmes contiennent la zone entre 150 et 380m. La moyenne annuelle des précipitations est de 1045mm. Le climat est de type méditerranéen sub-humide à variante tempérée selon la classification d'Emberger [17]. Le substrat géologique est essentiellement constitué de grès numidiens et d'éboulis de grès sur marnes.

Au printemps 2003, 102 relevés floristiques ont été exécutés, sur une aire de 100m² selon la méthode de Braun-Blanquet, dans cinq stations ayant brûlé à différentes dates (1988, 1994, 1998, 2001, 2002) et une sixième non brûlée depuis au moins 42 ans. Cet inventaire a été conduit, après une stratification préalable suivant la date de la perturbation et structure de la végétation, selon l'échantillonnage subjectif [18].

La richesse floristique des différents stades a été traitée au moyen de l'analyse de la variance à un facteur (one-way ANOVA) suivie du test de Tukey pour la comparaison multiple. Pour suivre l'évolution de la composition floristique entre les différents stades après feu, les paramètres suivants sont calculés.

Richesse floristique

La richesse floristique d'une placette correspond au nombre total de taxons présents au cours de l'inventaire. Cette richesse a été évaluée pour chaque stade en considérant l'ensemble des espèces et puis séparément pour les herbacées annuelles, les herbacées vivaces et les ligneuses. Les résultats sont exprimés sous forme d'une moyenne \pm l'erreur standard.

Renouvellement des taxons

Le renouvellement correspond à la somme du nombre de taxons qui apparaissent et qui disparaissent entre deux observations successives. Dans notre cas, l'observation est représentée par le stade de la végétation après feu. Plus le nombre de taxons qui apparaissent et qui disparaissent est important, plus le renouvellement est important et moins la communauté est floristiquement proche de la métastabilité [2, 19].

Rémanence des taxons

Cet indice est calculé en comparant deux à deux les stades après feu, en considérant à chaque fois le premier stade de la comparaison comme stade initial.

Emergence de la communauté terminale

L'indice d'émergence à un stade donné correspond au pourcentage de taxons de la communauté terminale (état non brûlé depuis au moins 42 ans) retrouvés à ce stade.

Variation spatiale de la composition floristique

La variation spatiale correspond à la variation intrastades après feu. Elle est estimée à l'aide du coefficient de similarité de Sørensen [20] suivant calculé sur un ensemble de 10 relevés pris aléatoirement par stade après feu. Indice de Sørensen = $2c / (a + b + 2c)$, où a et b représentent respectivement le nombre total d'espèces du relevé A et B et c le nombre d'espèces communes aux deux relevés.

RESULTATS ET DISCUSSION

Evolution de la richesse floristique

Le test de l'ANOVA révèle que les richesses floristiques des divers stades diffèrent entre elles d'une façon très hautement significative (tab.1). Le test complémentaire de Tukey montre que l'état de 1 an après feu se singularise et admet une richesse floristique plus importante que l'ensemble des stades ultérieurs.

La richesse la plus faible est notée durant les stades intermédiaires de la succession (2 à 9 ans après feu) puis reprend dans les stades les plus vieux à l'approche de la stabilité (15 ans après feu et témoin) (tab.2).

Ce modèle d'évolution de la richesse floristique s'explique par les faits suivants : l'état de 1 an est le plus riche floristiquement en raison de sa richesse en taxons annuels exogènes à la communauté, ceci à cause de l'ouverture du milieu créée par le feu et de la richesse minérale de la couche superficielle du sol [1, 2, 3, 21].

La pauvreté floristique des stades allant de 2 à 9 ans s'explique par la forte reprise du sous-bois après incendie, empêchant ainsi l'installation d'espèces herbacées. Avec le temps, les strates basses diminuent de leur exubérance et laissent s'installer quelques espèces herbacées, ce qui fait rehausser la richesse floristique de l'état de 15 ans après feu et du témoin "non incendié".

Tableau 1: ANOVA sur la richesse floristique, après feu.

Source de variation	d.d.l	S.C.E.	C.M.	F.ob.
Stade après feu	5	3673.90	734.78	35.07***
Résiduelle	96	2011.56	20.95	
Totale	101	5685.46		

*** P<0.001.

Ce modèle concorde avec celui donné par Trabaud [1] et Trabaud et Lepart [2] avec un décalage dans le temps. En effet, le dynamisme plus rapide de la subéraie de Mizrana fait que la richesse floristique maximale est très vite enregistrée pour chuter ensuite et se stabiliser au bout d'un pas de temps qui serait inférieur à ceux notés par Trabaud [1] et Trabaud et Lepart [2]. Pausas [22] enregistre dans une communauté à chêne liège en Espagne une dominance d'espèces reprenant par rejet à 20 mois après feu. En effet, à ce stade la végétation se referme et les annuelles sont éliminées.

Tableau 2 : Test de Tukey sur la richesse floristique, après feu.

Stade de la végétation	Richesse floristique
1 an	37.08 (0.86) a
2 ans	23.85 (0.73) b
5 ans	23.20 (1.72) b
9 ans	21.20 (0.72) b
15 ans	29.33 (1.50) c
Témoin	27.90 (1.64) c

Les données sont des moyennes avec l'erreur standard. a, b, c : P<0.05.

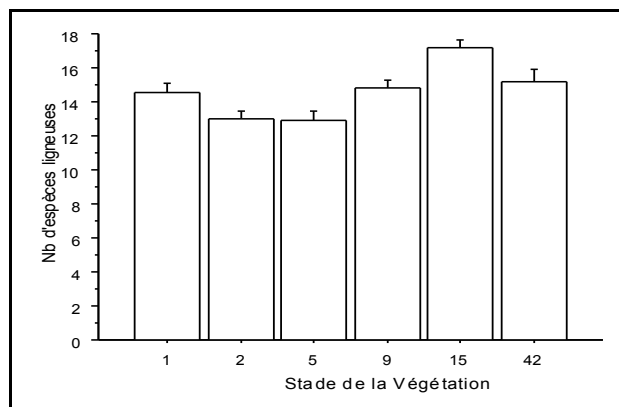


Figure 1 : Evolution de la richesse floristique en taxons ligneux, après feu.

Cette évolution floristique, n'est pas tributaire de l'ensemble de la flore. Les figures 1, 2 et 3 représentant, respectivement, la richesse floristique en taxons ligneux, vivaces et annuels présentent des allures qui renseignent sur l'importance de chaque catégorie à chaque stade et leur rôle dans l'évolution de la richesse floristique.

La courbe donnant la richesse en taxons ligneux est approximativement plate. La faible augmentation remarquée à partir du stade de 15 ans après feu est induite par le gain d'importance des espèces lianiformes (*Rubia peregrina*, *Clematis flammula* et *Rubus ulmifolius*). Autrement, nous pouvons affirmer qu'une telle allure corrobore une inertie forte de la composition floristique ligneuse.

Les taxons vivaces donnés par la figure 2 sont importants la première année (9.16 ± 0.46), diminuent pour atteindre un minimum de (4.65 ± 0.49) à 9 ans et évoluent pour reprendre leur importance de la première année (10.50 ± 0.83) dans le témoin "non brûlé". La régression des vivaces durant la période allant de 2 à 9 ans s'explique par la concurrence infligée aux herbacées par un sous-bois très dense.

Avec l'âge, nous assistons à une remontée du couvert et un éclaircissement des strates basses, ce qui permet la réinstallation effective des espèces herbacées endogènes.

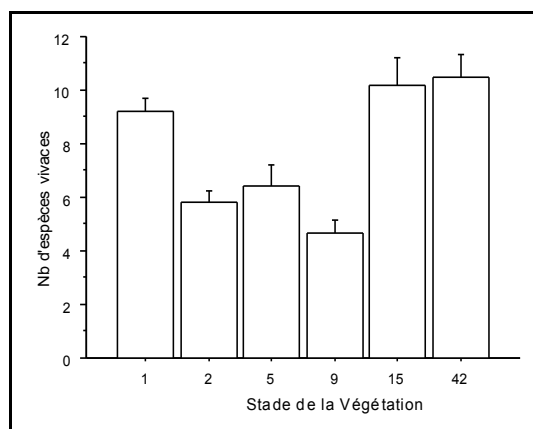


Figure 2 : Evolution de la richesse floristique en taxons vivaces, après feu.

Les taxons annuels, donnés par la figure 3, abondent la première année (13.40 ± 0.50), diminuent progressivement

pour atteindre un minimum à 9 ans (1.70 ± 0.30) et reprennent faiblement dans les stades ultérieurs (2.00 ± 0.69 à 15 ans et 2.20 ± 0.71 dans le témoin "non incendié"). La richesse floristique de la première année (37.08 ± 0.86) est à imputer au grand nombre d'espèces annuelles présentes.

Cette richesse en annuelles est le résultat des conditions du milieu créées par le feu. En effet, après feu, la couche superficielle du sol est enrichie en éléments minéraux, ce qui favorise les légumineuses (ex : *Lotus edulis*, *L. ornithopodioides*, *Scorpiurus vermiculatus*, *Tetragonolobus purpureus*, *Trifolium angustifolium*, *T. campestre*, *T. glomeratum*, *T. lappaceum* et *Vicia sativa*). De plus, la disparition de la litière et surtout l'ouverture du milieu créent un milieu propice à l'installation d'espèces de lumière exogènes à la communauté comme les graminées (ex : *Briza maxima*, *Gaudinia fragilis* et *Gastridium ventricosum*).

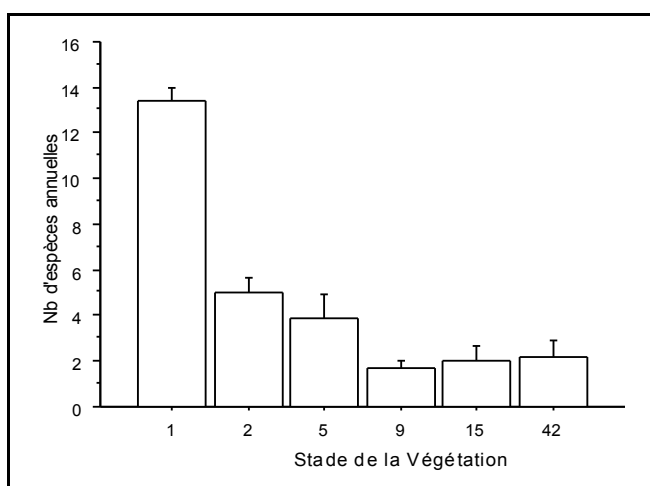


Figure 3: Evolution de la richesse floristique en taxons annuels, après feu.

Renouvellement des taxons

Le renouvellement des taxons est le plus important pendant les premières années après feu (67 taxons). Puis, tend à diminuer pour atteindre sa valeur minimale entre 15 ans après feu et l'état témoin "non incendié" (27 taxons) (tab.3).

Tableau 3 : Valeurs des indices de renouvellement et de rémanence entres les stades après feu.

Stades après feu	Indice de renouvellement	Indice de rémanence
1 - 2 ans	67	0.62
2 - 5 ans	49	0.65
5 - 9 ans	50	0.63
9 - 15 ans	39	0.81
15 ans - témoin	27	0.79

Une évolution similaire est notée par Acherar [23] et Escarre [24]. Au niveau du chaparral californien, à 4 ans après feu, la moitié des espèces présentes étaient absentes la première année [25]. Ce modèle d'évolution du

renouvellement floristique montre que la communauté incendiée se cicatrise avec le temps et tend vers une métastabilité floristique.

Le renouvellement important noté entre l'état de 1 an et celui de 2 ans après feu est dû à la faible inertie de la composition floristique des premières années causée par leur richesse en thérophytes qui apparaissent et disparaissent en grand nombre. La tendance de plus en plus importante à la stabilité est le résultat de la disparition des taxons exogènes à la communauté et du rétablissement des taxons endogènes. Ici les taxons vivaces et surtout ligneux jouent un rôle déterminant.

Rémanence des taxons Les résultats montrent que l'indice de rémanence est supérieur à 0.60 durant toute la période d'observation (tab.3). Il affiche ses valeurs les plus basses pendant les premières années en raison de l'imprévisibilité de la composition floristique de ces stades et ses valeurs les plus importantes durant les âges avancés de la succession à l'approche de la métastabilité.

Les changements floristiques les plus importants ont lieu donc, durant les premiers stades de la succession. Ces bouleversements sont systématiquement plus importants que ceux enregistrés par Trabaud et Lepart [2]. Ce résultat provient de la différenciation supplémentaire apportée par la variation spatiale.

Emergence de la communauté terminale

Les taxons correspondants à l'état terminal apparaissent très rapidement, 55 % sont retrouvés à l'état de 1 an après feu. Ce taux augmente au cours de la succession pour atteindre 75 % à 15 ans après feu (fig.4).

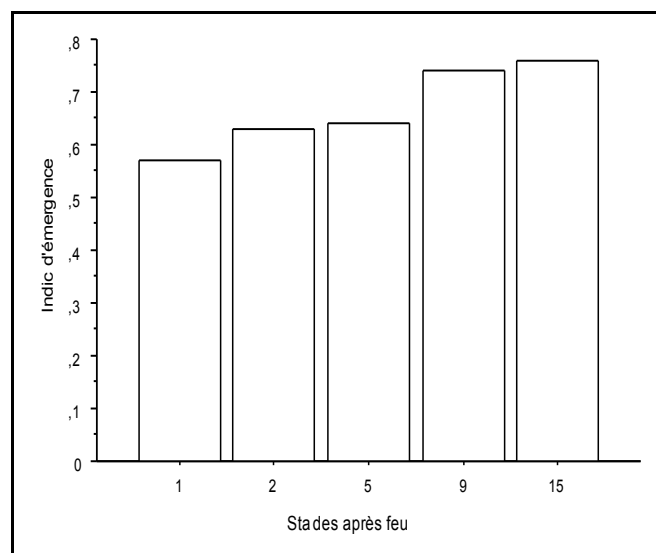


Figure 4 : Emergence de la communauté terminale, après feu.

Pour les landes britanniques, 1 an après le feu, l'essentiel du couvert dérive de la végétation antérieure à la perturbation [26]. Cette reprise rapide des taxons de la communauté initiale s'explique par l'adaptation de la flore à l'incendie. En effet, 56.69 % de la flore totale inventoriée (64 % si on ne compte que les taxons présents dans au moins 5% des relevés) rejettent au niveau aérien ou

admettent un organe souterrain de survie (souche, bulbe, rhizome, tubercule). Le feu est considéré comme une force sélective qui a sélectionné les espèces végétales dominantes des écosystèmes méditerranéens [27]. Comparativement aux résultats notés par Trabaud et Lepart [2] (80% à 2 ans et 100 % à 5 ans), les indices d'émergence enregistrée sont bas. Ce résultat est la conséquence de deux méthodologies différentes : l'approche diachronique permet de comparer les listes floristiques d'une même placette relevées à des dates successives ; aucune différenciation autre que le facteur temps n'intervient. Ce présent travail mené par l'approche synchronique, fait que la variation spatiale apporte une différenciation importante.

Variation spatiale de la composition floristique

L'étude de la stabilisation de l'enrichissement floristique montre qu'il y a un retour assez avancé à l'état initial et ceci malgré l'influence de la variation spatiale. Les résultats montrent que la variation spatiale est très importante. En effet, l'indice de Sørensen [20] varie de 0.3 à 0.8 avec une moyenne allant de (0.53 ± 0.01) pour l'état de 2 ans après feu à (0.59 ± 0.02) pour le stade de 15 ans (tab.4). Cette variation importante entre listes floristiques d'un même stade de la végétation nous informe sur l'importance que jouerait l'état de la composition floristique initiale sur l'évolution après feu des communautés incendiées.

Tableau 4 : Similitude de Sorensen par stade après feu et témoin "non brûlé".

Stade	1an	2ans	5ans	9ans	15ans	Tém.
Moyenne	0.56	0.53	0.54	0.54	0.59	0.58
Erreur standard	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01

Tém. :Témoin

La maîtrise de cette source de variation par l'adoption d'une approche directe pourrait révéler des résultats de cicatrification floristique comparables, sinon supérieurs, à ceux enregistrés par Trabaud et Lepart [2] pour les communautés végétales du Bas Languedoc (France). Ces auteurs notent à ce sujet que les différences de composition floristique entre placettes restent, dans la majorité des cas, nettement plus fortes que les différences intra placettes. Autrement dit, la variation spatiale est plus importante que la variation temporelle.

CONCLUSION

Au terme de ce travail, nous pouvons conclure que la dynamique de la subéraie étudiée montre qu'il n'y a aucun changement profond dans sa composition floristique. Nous sommes en présence d'une communauté stable et adaptée au passage du feu.

Durant la première année après feu, la richesse floristique augmente avec la fréquence des taxons herbacés vivaces et surtout annuels. Nombre de ces taxons, particulièrement les annuels, disparaissent au cours du temps induisant une diminution de ce paramètre. L'essentiel

des taxons ligneux se rétablit très tôt après le passage du feu et continue à s'établir avec le temps (essentiellement des lianes). Malgré cet appauvrissement floristique relatif avec l'âge, le taux de rémanence des taxons entre les différents stades de la succession est assez fort. Ceci revient à dire que l'essentiel des taxons de la communauté terminale se rétablit très rapidement après incendie. Cependant, les changements floristiques sont importants, surtout parmi les herbacés. Les taxons exogènes qui ont tenté de s'installer les premières années suite aux conditions créées par le feu et les endogènes caractéristiques de milieux ouverts disparaissent avec l'avancée de la succession, pendant qu'émergent les taxons de la communauté caractéristiques de milieux fermés. Ce renouvellement s'opère sur les herbacés. Aucun taxon fugace n'est noté parmi les ligneux, qui, par contre, continuent à émerger avec le temps (lianes). Ces changements n'affectent nullement l'inertie de la composition floristique initiale montrant l'efficacité de sa réaction à l'incendie. Nous assistons, par conséquent, à un retour rapide à l'état de la composition floristique initiale.

Cette cicatrification serait encore plus rapide si ce n'est l'importance de la variation spatiale. L'adoption d'une approche diachronique pourrait révéler des états de cicatrification plus avancés. Parmi les modèles de successions cités dans la littérature, le modèle de la « composition floristique initiale » avancé par Egler [28] et celui d'« inhibition » proposé par Connell et Slatyer [29] sont ceux qui s'appliquent le mieux à nos résultats. En effet, la reprise rapide des végétaux antérieurs au passage du feu inhibe toute installation effective de taxons étrangers à la communauté étudiée. Aussi, cette reprise rapide des taxons préexistants est le résultat des adaptations au feu et autres contraintes environnementales et actions anthropiques depuis des millénaires. A partir des données floristiques associées à la structure des communautés, il est possible d'établir des indices de susceptibilité au feu et puis de risques d'incendies. La connaissance de ces risques, une fois cartographiés, facilite le travail de prévention et de lutte anti-incendie.

La compréhension de la dynamique après feu, permet une meilleure gestion de la restauration des massifs incendiés. En effet, la cicatrification rapide des communautés brûlées est responsable de l'échec d'opérations de reboisements artificiels menées sans préparation préalable du terrain, en remplacement de la régénération naturelle. Ce travail nous a permis d'avoir une idée assez précise de l'évolution de la composition floristique de la subéraie de Mizrana après feu. Afin de comprendre le fonctionnement de cet écosystème, l'approche expérimentale par l'analyse diachronique de ses divers compartiments (végétation, faune et sols) semble indispensable.

Tableau 5 : Liste des taxons inventoriés au cours de l'étude par stade après feu (la présence est signalée par le signe +)

	Années					
	1	2	5	9	15	Tém.
<i>Aegilops ventricosa</i> Tausch.	+					
<i>Aira cupaniana</i> Guss.	+					+
<i>Allium roseum</i> L.					+	+
<i>Allium triquetrum</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Ampelodesma mauritanicum</i> (Poir.), Dur. et Schinz.	+	+	+	+	+	+
<i>Anagalis arvensis</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Andryala integrifolia</i> L.	+	+			+	+
<i>Anthyllis tetraphylla</i> L.	+	+				
<i>Arbutus unedo</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Arisarum vulgare</i> Targ. Tozz.	+	+	+	+	+	+
<i>Aristolochia longa</i> L.						+
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Asphodelus microcarpus</i> Salzm. et Viv.	+		+			
<i>Asplenium ceterach</i> L.					+	+
<i>Asplenium-adiantum-nigrum</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Astragalus hamosus</i> L.				+		+
<i>Astragalus sesameus</i> L.	+				+	
<i>Avena sterilis</i> L.	+	+			+	+
<i>Bellis annua</i> L.	+				+	+
<i>Biscutella didyma</i> L.	+		+			
<i>Biserula pelecinus</i> L.	+					
<i>Blakstonia perfoliata</i> L.			+	+		
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.), P.B.	+	+	+	+	+	+
<i>Briza maxima</i> L.	+	+				+
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	+	+			+	
<i>Bromus madritensis</i> L.	+	+	+			
<i>Calamintha clinopodium</i> Benth.		+			+	
<i>Calendula arvensis</i> L.	+					
<i>Calycotome spinosa</i> (L.), Lamk.	+	+	+	+	+	+
<i>Campanula dichotoma</i> L.	+	+				+
<i>Campanula rapunculus</i> L.			+		+	+
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	+	+	+		+	
<i>Carex distachya</i> Desf.	+	+	+	+	+	+
<i>Carex glauca</i> Scop.	+	+	+		+	+
<i>Carex halleriana</i> Asso.	+	+	+			+
<i>Carlina lanata</i> L.	+	+				
<i>Centaurea africana</i> Lamk.				+	+	+
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	+	+	+		+	+

<i>Cerastium pentandrum</i> L.	+	+				
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	+		+			
<i>Cerithe major</i> L.	+	+				
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	+	+				
<i>Chrysanthemum fantanesii</i> (B. et R.), Q. et S.	+	+	+	+	+	+
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	+	+	+	+		
<i>Cistus salvifolius</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Clematis flammula</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	+	+		+		
<i>Cotyledon umbilicus - veneris</i> L.					+	+
<i>Crataegus oxycantha</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Cutandia</i> sp.	+				+	+
<i>Cyclamen africanum</i> B. et R.			+	+	+	+
<i>Cynodon dactylon</i> (L.), Pers.		+	+			
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	+	+			+	+
<i>Cynosurus elegans</i> Desf.	+		+			+
<i>Cytisus triflorus</i> L'Herit.	+	+	+	+	+	+
<i>Dactylis glomerata</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Daphne gnidium</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Daucus carota</i> L.	+	+	+		+	
<i>Elichrysum stoechas</i> (L.), DC.			+			+
<i>Erica arborea</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Erica scoparia</i> L.	+	+			+	
<i>Erigeron canadensis</i> L.	+					
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Euphorbia pterococca</i> Biv.	+	+	+			
<i>Fedia graciliflora</i> Mathez			+		+	+
<i>Festuca caerulea</i> Desf.				+	+	+
<i>Festuca ovina</i> L.	+	+			+	+
<i>Festuca paniculata</i> (L.), Schinz. Et Thell.	+	+	+	+	+	+
<i>Ficaria verna</i> Huds.			+		+	+
<i>Filago gallica</i> L.	+		+			
<i>Fumana thymifolia</i> (L.), Verlot					+	
<i>Fumaria capreolata</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Galactites tomentosa</i> (L.), Moench.	+	+	+			
<i>Galium aparine</i> L.		+			+	
<i>Galium rotundifolium</i> L.			+		+	+
<i>Galium valantia</i> Webber	+				+	
<i>Gastridium ventricosum</i> (Gouan), Schinz et Thell.	+	+			+	
<i>Gaudinia fragilis</i> (L.), P. B.	+	+				+
<i>Genista ferox</i> Poiret	+	+	+	+	+	+
<i>Genista tricuspdata</i> Desf.	+	+	+	+	+	+
<i>Geranium atlanticum</i> B. et R.			+		+	+

<i>Geranium robertianum</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Gladiolus byzantinus</i> Miller		+			+	
<i>Helianthemum racemosum</i> (L.), Pau.			+	+		
<i>Hordeum murinum</i> L.	+	+			+	
<i>Hyoseris radiata</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.), Stapf.					+	
<i>Hypericum humifusum</i> L.	+	+				
<i>Hypericum perforatum</i> L.			+	+	+	+
<i>Hypochoeris radicata</i> L.		+	+		+	+
<i>Inula viscosa</i> (L.), Ait.	+		+		+	+
<i>Iris sisyriuchium</i> L.			+		+	+
<i>Knautia arvensis</i> (L.), Clt.			+			
<i>Lactuca saligna</i> L.	+		+			
<i>Lagurus ovatus</i> L.	+				+	
<i>Lathyrus ochrus</i> L.			+		+	
<i>Lavandula stoechas</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Lavatera arborea</i> L.			+		+	
<i>Linum corymbiferum</i> Desf.	+		+			
<i>Linum usitatissimum</i> L.	+		+	+	+	+
<i>Lolium rigidum</i> G.D.	+		+		+	
<i>Lonicera implexa</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Lotus corniculatus</i> L.	+				+	+
<i>Lotus edulis</i> L.	+	+	+			+
<i>Lotus ornithopodioides</i> L.	+	++			+	
<i>Lotus parviflorus</i> Desf.	+				+	+
<i>Lupinus angustifolius</i> L.					+	
<i>Luzula forsteri</i> (SM.), DC.		+		+		+
<i>Malope malachoides</i> L.	+				+	
<i>Malva sylvestris</i> L.			+			
<i>Medicago intertexta</i> (L.), Mill.	+	+				+
<i>Medicago orbicularis</i> (L.), All.	+				+	
<i>Melica ciliata</i> L.	+					+
<i>Melica minuta</i> L.	+	+			+	+
<i>Melilotus macrocarpa</i> Coss. et Dur.	+					
<i>Mentha pulegium</i> L.			+			+
<i>Mercurialis annua</i> L.	+	+	+			
<i>Moehringia trinervia</i> Clairv.	+					
<i>Myosotis collina</i> Hofm.	+					
<i>Myrtus communis</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Olea oleaster</i> DC.	+	+	+	+	+	+
<i>Ononis hispida</i> Desf.				+		+
<i>Ophrys apifera</i> Huds.	+					+

<i>Ophrys tenthredinifera</i> Willd.					+	
<i>Orchis mascula</i> L.	+		+			
<i>Oryzopsis miliacea</i> (L.), A. et S.	+	+	+	+	+	+
<i>Phillyrea angustifolia</i> Maire	+	+	+			+
<i>Phillyrea latifolia</i> (L.), Maire				+	+	+
<i>Phillyrea media</i> (L.), Rouy.	+	+	+	+	+	+
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Plantago lanceolata</i> L.		+	+	+	+	+
<i>Plantago</i> sp.		+				+
<i>Poa trivialis</i> L.	+				+	+
<i>Polygonum aviculare</i> L.	+		+			
<i>Prunella vulgaris</i> L.					+	+
<i>Prunus insititia</i> L.	+			+		+
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.), Kuhn.	+				+	+
<i>Pulicaria odora</i> (L.), Rchb.	+	+	+	+	+	+
<i>Quercus suber</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.			+			+
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Romulea bulbocodium</i> (L.), Seb. Et Maur.		+	+	+		+
<i>Rosa sempervirens</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Rubia peregrina</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.	+	+	+	+	+	+
<i>Rumex pulcheri</i> L.	+				+	
<i>Ruscus hypophyllum</i> L.				+	+	+
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	+			+	+	+
<i>Scorpiurus vermiculatus</i> L.	+	+				
<i>Sedum pubescens</i> Vahl				+	+	+
<i>Serapias lingua</i> L.		+				+
<i>Sherardia arvensis</i> L.	+	+		+		
<i>Silene coeli-rosa</i> (L.), A. Br.	+	+				
<i>Silene secundiflora</i> Otth.	+		+	+	+	+
<i>Silene tridentata</i> Desf.	+		+			
<i>Simethis planifolia</i> (Vand.), G.G.		+			+	+
<i>Sinecio vulgaris</i> L.	+		+			
<i>Smilax aspera</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Solanum nigrum</i> L.	+			+		
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	+	+	+			
<i>Stachys ocymastrum</i> (L.), Briq.	+		+		+	+
<i>Stellaria media</i> (L.), Vill.	+	+	+	+	+	+
<i>Tamus communis</i> L.	+	+		+	+	+
<i>Tetragonolobus purpureus</i> Moench.	+	+				
<i>Teucrium kabylicum</i> Batt.			+		+	+

six years after", *Acta Oecologica*, 12, (1991), pp. 633 – 642.

- [6]- Trabaud L., "Le feu est-il un facteur de changement pour les écosystèmes écologiques du bassin méditerranéen ?", *Sécheresse*, vol.2, N°3, (1991), pp. 163 - 174.
- [7]- Quezel P., "Contribution à l'étude des forêts de chêne à feuilles caduques d'Algérie", *Mém. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, Nouv. sér.*, (1956), pp. 1 – 57.
- [8]- Debazac E. F., "La végétation forestière de la Kroumirie", *Ann. Ec. Nat. Eaux et For.*, 14, N°2, Nancy, (1959), 131 p.

<i>Torilis arvensis</i> (Huds.), Link.	+	+	+	+	+	+
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	+		+			
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	+	+		+		
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	+	+				
<i>Trifolium lappaceum</i> L.	+	+				
<i>Trifolium pratense</i> L.	+	+		+	+	+
<i>Trifolium repens</i> L.		+	+		+	
<i>Trifolium squarrosum</i> L.	+	+				
<i>Trifolium stellatum</i> L.	+					
<i>Tuberaria vulgaris</i> Willd.			+		+	
<i>Ulex europaeus</i> L.				+		
<i>Urospermum dalechampii</i> (L.), Schmidt	+		+	+		
<i>Veronica arvensis</i> L.	+	+				
<i>Viburnum tinus</i> L.	+	+	+	+	+	+
<i>Vicia monardi</i> Boiss.	+		+	+		+
<i>Vicia sativa</i> L.	+	+				
<i>Viola odorata</i> L.				+	+	+
<i>Vulpia geniculata</i> (L.), Link.	+			+		

REFERENCES

- [1]- Trabaud L., "Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées-orientales Françaises)", *Vie Milieu*, vol. 43, N°1, 1993, pp. 43 - 51.
- [2]- Trabaud L. et Lepart J., "Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire", *Vegetatio*, vol.43, (1980), pp.49 - 57.
- [3]- Trabaud L. et Lepart J., "Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes", *Vegetatio*, 46, (1981), pp. 105 - 116.
- [4]- Arianoutsou M. et Margaris N. S., "Decomposers and the fire cycle in a phrygane (east mediterranean) ecosystem", *Microb. Ecol.*, 8, (1982), pp. 91 – 98.
- [5]- Thanos C. A. et Marcou S., "Post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece) :
- [9]- Le Houerou H. N., "Fire and vegetation in the Mediterranean basin", Tall Timbers Fire Ecology Conference, 13, (1974), pp. 237 – 277.
- [10]- Le Houerou H. N., "L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne (1^{ère} partie)", *Rev. For. Médit*, II, N°1, (1980), pp. 31 – 44.
- [11]- Abdessemed K., "Les problèmes de la dégradation des formations végétales dans l'Aures (Algérie). Deuxième partie : les mesures à prendre", *Rev. For. Médit*, VII, N°1, (1985), pp. 43 – 52.
- [12]- Benabdelli K., "Aspects physionomico - structuraux et dynamique des écosystèmes forestiers face à la pression anthropozoogène dans les monts de Tlemcen et les monts de Dhaya, Algérie occidentale", *Doct. Es-Sci.*, Univ. Djilali Liabes, Sidi Bel Abbès, (1996), 356 p.
- [13]- Benabadji N., Bouazza M. et Mahboubi A., "L'impact de l'homme sur la forêt dans la région de Tlemcen (Oranie

- Algérie ", *Rev. For. Médit*, XXII, N°3, (2001), pp. 269 – 274.
- [14]- Madoui A., "Les incendies de forêt en Algérie : historique, bilan et analyse", *Rev. For. Médit*, XXIII, N°1, (2002), pp. 23 – 30.
- [15]- Missoumi A., Mederbal K. et Benabdelli K., "Apport des systèmes d'information géographiques dans la prévention et la lutte contre les incendies de forêts : exemple de la forêt domaniale de Kounteidat, Algérie", *Rev. For. Médit*, XXIII, N°1, (2002), pp. 11 – 22.
- [16]- Benderradji M., Alatou D. et Arfa A., "Bilan des incendies de forêts dans le Nord - Est algérien : cas de Skikda, Annaba et El Tarf, période 1990 - 2000", *Rev. For. Médit*, XXV, N°3, (2004), pp. 211 – 218.
- [17]- Emberger, L. "Considérations complémentaires au sujet des recherches bioclimatologiques et phytogéographiques – écologiques" In : *Travaux de Botanique et d'Ecologie*, Masson et Cie, (1971), pp. 291 – 301.
- [18]- Gounot M., "Méthodes d'étude quantitative de la végétation", Masson, Paris, (1969), 314p.
- [19]- Houssard C., Escarre J., et Romane F., "Development of species diversity in some Mediterranean plant communities", *Vegetatio*, 43, (1980), pp. 59 – 72.
- [20]- Sørensen T., "A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons", *Biol. Skr.*, 5, (1948), pp. 1 – 34.
- [21]- Rashid G.H., "Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria", *Plant and Soil*, 103, (1987), pp. 89 – 93.
- [22]- Pausas J. G., "Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire", *Journal of Vegetation Science*, 8, (1997), pp. 703 – 706.
- [23]- Acherar M., "Essais de reconstitution de successions de la vigne à la pinède de pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) sur un versant à Bel Air (commune de Montarnaud, Hérault)", D.E.A., U.S.T.L., Montpellier, (1978), 33 p.
- [24]- Escarre J., "Etude de successions post-culturelles dans les hautes garrigues du Montpelliérais", Thèse Doct. 3ème cycle. U.S.T.L., Montpellier, (1979), 171 p.
- [25]- Keeley J.E., Fotheringham C.J. et Keeley M.B., "Determinants of postfire recovery and succession in Mediterranean – climat shrublands of California", *Ecological Applications*, vol.15, N°5, (2005), pp. 1515 – 1534.
- [26]- Forgeard F., "Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire", *Acta Oecologica*, 11, N°2, (1990), pp. 191 - 213.
- [27]- Arianoutsou M. et Margaris N.S., "Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (east Mediterranean). I – Regeneration by seed germination", *Biol. Ecol. Médit.*, 8, (1981), pp. 119 – 128.
- [28]- Egler F.E., "Vegetation science concepts. I: Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development", *Vegetatio*, 4, (1954), pp. 412 – 417.
- [29]- Connel J.H. et Slatyer R.O., "Mechanisms of succession in natural communities and their role in communities stability and organization", *Amer. Natur.*, 111, (1977), pp. 1119 – 1144.