

# THÈSE

Présentée à l'Université Mouloud MAMMÈRI (Tizi-Ouzou)

INSTITUT DES SCIENCES DE LA NATURE

Par

BEKDOUCHE Farid

En vue de l'obtention du diplôme de MAGISTER en Ecologie Végétale

Option: Ecologie et Biologie des Populations

## **EVOLUTION DE LA VEGETATION ET DU SOL SUPERFICIEL D'UNE SUBERAIE APRES FEU : CAS DE LA FORET DE MIZRANA (TIZI-OUZOU)**

Soutenue en Janvier 1997 devant la Commission d'examen

Mme NEDJRAOUI D.	Maitre de Conférences U.S.T.H.B.	Président
M. DERRIDJ A.	Maitre de Conférences Université Tizi-Ouzou	Promoteur
M. ALATOU D.	Maitre de Conférences Université Constantine	Examineur
Melle BENHOUBOU S.S.	Maitre Assistante I.N.A. El Harrach	Examinatrice
M. MESSAOUDENE M.	Chargé de Recherche I.N.R.F.	Examineur

## REMERCIEMENTS

*Au terme de ce travail, je tiens à remercier Monsieur DERRIDJ Arezki, Maître de Conférences à l'Université Mouloud MAMMERY de Tizi-Ouzou et promoteur de cette thèse, qui m'a sans cesse aidé, encouragé et témoigné une grande confiance.*

*Je suis extrêmement reconnaissant à Madame NEDJRAOUI Dalila, Maître de Conférences à l'U.S.T.H.B. et Directrice de l'U.R.B.T., qui m'a fait l'honneur de présider le jury et à Messieurs Djamel ALATOU, Maître de conférences à l'Université de Constantine ; Mohamed MESSAOUDENE, chargé de recherche à l'I.N.R.F. et Mademoiselle Salima Susanne BENHOUBOU, Ph.D en Ecologie végétale et Maître-Assistante à l'I.N.A. d'El Harrach qui ont accepté de juger ce travail.*

*Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à Monsieur Mohand ACHERAR, chargé de cours à l'Université Mouloud MAMMERY de Tizi-Ouzou, qui m'a accueilli dans son laboratoire et a mis à ma disposition sa bibliographie personnelle.*

*Monsieur Mahmoud LARIBI, Maître Assistant à l'Université Mouloud MAMMERY de Tizi-Ouzou, m'a aidé dans la détermination des espèces, qu'il trouve ici le sentiment de ma profonde reconnaissance.*

*Je remercie, enfin, Ghania qui a su transformer mes angoisses et interrogations en assurance, courage et espoir.*

THESE DE MAGISTER  
ECOLOGIE ET BIOLOGIE DES POPULATIONS

Présentée par  
BEKDOUCHE Farid

**EVOLUTION DE LA VEGETATION ET DU SOL SUPERFICIEL  
D'UNE SUBERAIE APRES FEU :  
CAS DE LA FORET DE MIZRANA (TIZI-OUZOU)**

**RESUME**

Le feu est une force écologique ancienne et universelle qui a modelé la plupart des communautés végétales des paysages du bassin méditerranéen. Si cette perturbation a été très largement étudiée en Europe méditerranéenne (TRABAUD, 1980, 1983, 1993 ; TRABAUD et LEPART, 1980 ; THANOS et *al.*, 1989, etc ....), en Afrique du Nord, les rares travaux relatifs à ce sujet sont menés par l'approche comparative et les auteurs se sont contentés de décrire des stades de la végétation considérés *à priori* comme appartenir à des séries régressives (QUEZEL, 1956 ; DEBAZAC, 1959 ; LE HOUEROU, 1973, 1980).

Notre présent travail se veut comme une contribution nouvelle et objective à la connaissance de l'évolution de la végétation et du sol superficiel d'une communauté à *Quercus suber*, après feu, de la rive Sud de la Méditerranée.

Le site d'étude est représenté par la forêt de Mizrana, située au bord de la Méditerranée à quelques 35 km de la ville de Tizi-Ouzou.

135 relevés de végétation effectués durant 3 saisons de végétation et représentant 6 stades de la succession étudiée (1, 2, 6, 9 et 13 ans après feu et le témoin non brûlé) ont été analysés. Aussi, les prélèvements du sol superficiel concernent 6 stations réparties dans le site incendié en 1994.

C'est la méthode synchronique qui a été utilisée dans l'analyse de la succession végétale. L'évolution des principaux éléments biogènes de la couche superficielle du sol (0 à 5 cm) est analysée par un suivi en mode diachronique sur des stations permanentes durant une année après le passage du feu.

Les résultats présentés montrent qu'il n'y a aucun changement profond dans la composition floristique, structure de la végétation et stock des éléments biogènes de la couche superficielle du sol. Nous sommes en présence d'une communauté stable et adaptée au passage du feu.

La richesse et la diversité floristiques sont maximales durant les premières années succédant au feu du fait de la fréquence des taxons herbacés. Nombre de ces taxons, particulièrement les annuels, disparaissent avec l'avancée de la succession; induisant une diminution de ces paramètres.

L'essentiel des taxons, apparaissant après le feu, proviennent d'organes souterrains de survie (bulbes, souches, rhizomes, tubercules, graines) présents dans le sol avant le passage du feu. 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 au feu. Nous assistons, par conséquent, à un retour rapide à l'état de la composition floristique initiale.

L'application de l'analyse factorielle des correspondances confirme ce résultat. De plus, cette analyse ordonne les relevés selon un gradient d'âge après feu, ce qui atteste d'un retour graduel et ordonné à l'état initial.

Cette cicatrisation floristique s'accompagne d'une cicatrisation de la végétation en terme de faciès.

Nos résultats sur l'évolution floristique suivent les modèles de "composition floristique initiale" proposé par EGLER (1954) et d' "inhibition" avancé par CONNEL et SLATYER (1977).

Après incendie, l'accroissement quantitatif de la végétation tend vers une structure comparable à celle de l'état témoin non incendié. Très rapidement, la végétation reprend et recouvre la surface du sol. Puis, avec le temps, nous assistons à une multiplicité des strates avec une modification de la proportion du matériel végétal des strates basses vers les strates de plus en plus hautes. Au bout de 13 années après le feu, la structure horizontale et verticale de la formation est semblable à celle de l'état témoin non brûlé.

Le feu ne semble pas être une perturbation apportant des changements profonds dans le stock des différents éléments biogènes du sol superficiel de la communauté étudiée, mais plutôt une force écologique à impact fugace.

**Mots-clés:** succession, suberaie, évolution floristique, structure de la végétation, sol superficiel, feu.

## SOMMAIRE

<u>INTRODUCTION</u>	01
<u>CHAPITRE I</u>	
SITUATION ET CARACTERISATION DE LA ZONE D'ETUDE	
1. SITUATION	03
2. CARACTERISATION ORO-TOPO-HYDROGRAPHIQUE	03
3. GEOLOGIE	03
4. CLIMAT	03
4.1. Précipitations	05
4.2. Températures	05
4.3. Synthèse climatique	05
5. APERCU HISTORIQUE SUR L'ETAT DE LA VEGETATION	07
6. ACTIONS HUMAINES	08
6.1. Incendies	08
6.2. Exploitation de la forêt	09
<u>CHAPITRE II</u>	
METHODOLOGIE	
1. APPROCHE DIRECTE OU DIACHRONIQUE	10
2. APPROCHE INDIRECTE OU SYNCHRONIQUE	10
3. ECHANTILLONNAGE	11
4. LE RELEVÉ DE VEGETATION	11
5. JUSTIFICATION DE LA METHODE	13
6. STRUCTURE VERTICALE	14
7. EVOLUTION FLORISTIQUE	14
8. EVOLUTION DES PRINCIPAUX ELEMENTS BIOGENES DU SOL SUPERFICIEL	15
<u>CHAPITRE III</u>	
EVOLUTION DE LA COMPOSITION FLORISTIQUE	
1. DESCRIPTION	18
1.1. Evolution de la richesse floristique	18
1.2. Evolution de la diversité floristique	22
1.3. Stabilisation de l'enrichissement floristique	24
1.3.1. Renouvellement des taxons	24
1.3.2. Rémanence des taxons	25

1.3.3. Emergence de la communauté terminale	26
1.4. Variation spatiale de la composition floristique	28
2. ORDINATION	30
2.1. Introduction	30
2.2. Résultats et discussion	31
2.2.1. Analyse de la séquence des valeurs propres	31
2.2.2. Etude de l'ensemble des relevés	32
2.2.2.1. Signification des axes	32
2.2.2.2. Interprétations du plan factoriel 1-2	33
3. EVOLUTION DE LA DOMINANCE DES TAXONS APRES FEU ET CICATRISATION DES FACIES	38
3.1. Introduction	38
3.2. Résultats et discussion	38
3.2.1. Hypothèse	38
3.2.2. Séquence des valeurs propres	39
3.2.3. Interprétations des axes	39
3.2.4. Interprétations du plan factoriel 1-2	41
4. CONCLUSION	45

#### CHAPITRE IV

##### ACCROISSEMENT QUANTITATIF DE LA VEGETATION

1. INTRODUCTION	48
2. EVOLUTION DE LA STRUCTURE HORIZONTALE DE LA VEGETATION	49
3. STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION ET DYNAMIQUE DES STRATES	51
3.1. Introduction	51
3.2. Structure verticale de la végétation	51
3.2.1. Structure verticale de la formation "non brûlée"	51
3.2.1.1. Strate 6	51
3.2.1.2. Strate 5	53
3.2.1.3. Strate 4	53
3.2.1.4. Strate 3	53
3.2.1.5. Strate 2	53
3.2.1.6. Strate 1	53
3.2.1.7. Strate herbacée	53
3.2.2. Structure verticale de la végétation une année après feu	54
3.2.3. Structure verticale de la végétation 2 ans après feu	54
3.2.4. Structure verticale de la végétation 6 ans après feu	57
3.2.5. Structure verticale de la végétation 9 ans après feu	59

3.2.6. Structure verticale de la végétation 13 ans après feu	61
3.3. Dynamique des strates	63
3.3.1. Introduction	63
3.3.2. Strate 1: 0 - 0,5 m	63
3.3.3. Strate 2: 0,5 - 1 m	64
3.3.4. Strate 3: 1 - 2 m	64
3.3.5. Strate 4: 2 - 4 m	65
3.3.6. Strate 5: 4 - 8 m	65
3.3.7. Strate 6: 8 - 16 m	66
3.3.8. Strate herbacée	66
4. DISCUSSION ET CONCLUSION	67
<u>CHAPITRE V</u>	
EVOLUTION DES PRINCIPAUX ELEMENTS BIOGENES DE LA COUCHE SUPERFICIELLE DU SOL, AU COURS DU TEMPS, APRES FEU	
1. INTRODUCTION	69
2. TECHNIQUES D'ANALYSE	70
3. RESULTATS	70
3.1. Matière organique	70
3.2. Carbone totale	71
3.3. Azote totale	71
3.4. Rapport C/N	73
3.5. Capacité d'échange cationique (C.E.C.)	73
3.5.1. Calcium	74
3.5.2. Magnésium	74
3.5.3. Potassium	76
3.5.4. Sodium	76
3.6. Phosphore et potassium	76
4. DISCUSSION ET CONCLUSION	79
<u>CONCLUSION GENERALE</u>	81
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	
<u>ANNEXES</u>	

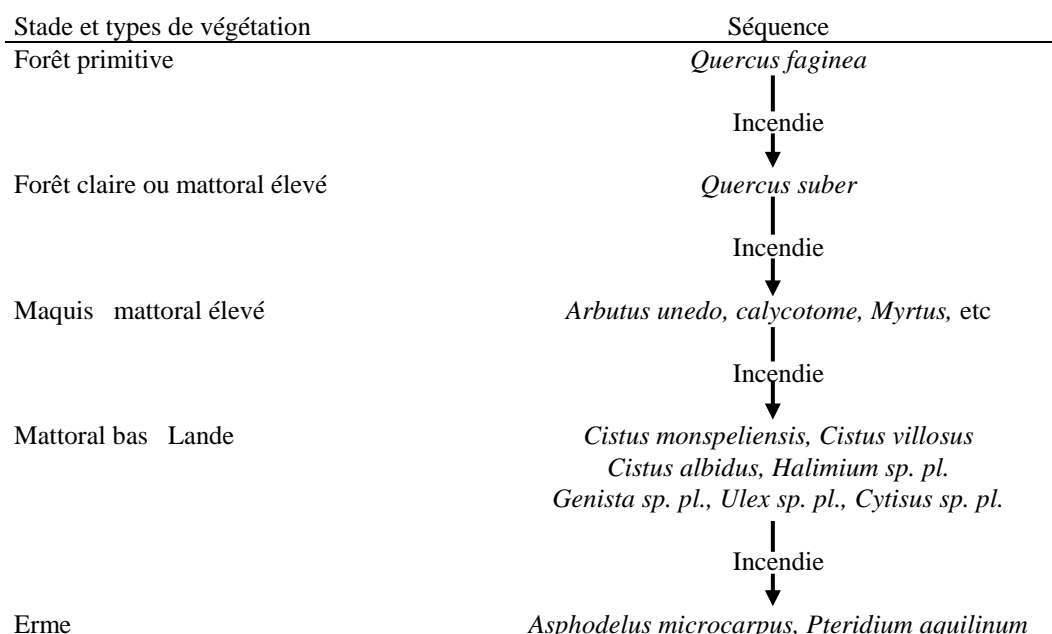
## INTRODUCTION

Le feu est une force écologique ancienne et universelle qui a modelé la plupart des communautés végétales des paysages du bassin méditerranéen. Associé à l'action du climat et aux formes topographiques, l'incendie a contribué à créer, mais pas toujours de façon prépondérante, les types de végétation qui croissent autour de la Méditerranée. Toutefois, en absence de feu, les différents paysages ont été façonnés par l'action humaine qui s'exerce fortement depuis des millénaires.

La plupart des études concernant l'influence du feu sur les communautés végétales dans le bassin méditerranéen sont réalisés dans la rive Nord par TRABAUD (1980, 1983a, 1993) ; TRABAUD et LEPART (1980) ; ARIANOUTSOU et MARGARIS (1981) ; MESLEARD (1987) ; THANOS et *al* (1989) etc ... TRABAUD (1991) 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 faune, la flore 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 sont menés par l'approche comparative et les auteurs se sont contentés de décrire des stades de la végétation considérés *à priori* comme appartenir à des séries régressives (QUEZEL, 1956 ; DEBAZAC, 1959 ; LE HOUEROU, 1973, 1980).

L'évolution des séquences de la série du chêne-zeen en Afrique du Nord suivante empruntée à LE HOUEROU (1980) en est un exemple.





LE HOUEROU (1980) affirme, suite à QUEZEL (1956), que beaucoup de forêts à chêne-liège d'Afrique du Nord sont des stades de dégradation après feu de la chênaie à zéen. Lorsque la forêt, ou le plus souvent le maquis à chêne-liège est lui même incendié trop souvent (10 ans d'intervalle au moins), il est remplacé par un maquis plus ou moins fermé de 1 à 4 m de haut (LE HOUEROU, 1980). Le dernier terme de cette série est la dégradation des formations herbacées, établies après le maquis, au sol nu.

L'action destructrice du feu est donc considérée, jusqu'à présent, généralement 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.

Nous tenterons au cours de notre présent travail d'apporter une contribution nouvelle à la connaissance de l'évolution de la végétation d'un écosystème de la rive Sud de la Méditerranée après incendie. Pour ce faire, nous adoptons des méthodes d'observations et d'analyses qui assurent l'objectivité du relevé de données et la fiabilité des résultats, afin de nous permettre de répondre principalement aux questions suivantes :

- Le feu est-il un facteur bouleversant la composition floristique des communautés ?
- Comment intervient le feu sur l'agencement spatial (structure horizontale et verticale) de la végétation ?
- Après le feu, les communautés retournent-elles à un état métastable ?
- Le feu est-il un facteur induisant une amélioration de la fertilité du sol ou au contraire son appauvrissement ?

Ainsi, pour rendre compte de l'impact du feu sur les plans floristique, structural et édaphique ; nous abordons successivement après la présentation du site et une méthodologie générale les chapitres suivants :

- Evolution de la composition floristique.
- Accroissement quantitatif de la végétation.
- Evolution des principaux éléments biogènes de la couche superficielle du sol.

## **CHAPITRE I**

### **SITUATION ET CARACTERISATION DE LA ZONE D'ETUDE**

#### **1. SITUATION**

Notre zone d'étude est localisée dans la forêt de Mizrana. Elle se situe à quelques 2.3 Km, à vol d'oiseau, de la ville de Tizirt, délimitée à l'Est par la route de Wilaya.124, à l'Ouest par la route communale reliant les villages Tamazirt ou Rabah et Tikiouech, au Nord par El-Azaib et au Sud par la route reliant Maiach à Akendouk tarsif (Cf. figure 1).

Le site a été retenu en fonction des critères suivants :

- présente une grande diversité dans les dates d'incendies,
- connaît une relative homogénéité écologique.

#### **2. CARACTERISATION ORO-TOPO-HYDROGRAPHIQUE**

La configuration générale du terrain est assez accidentée dans sa partie supérieure, offrant toutes les expositions et diverses classes de pentes, et assez uniforme dans sa partie inférieure.

L'exposition générale du terrain est Est et Nord-Est.

La pente générale s'inscrit dans la catégorie moyenne.

Le réseau hydrographique est constitué par l'oued Ighzer Hassan et ses affluents.

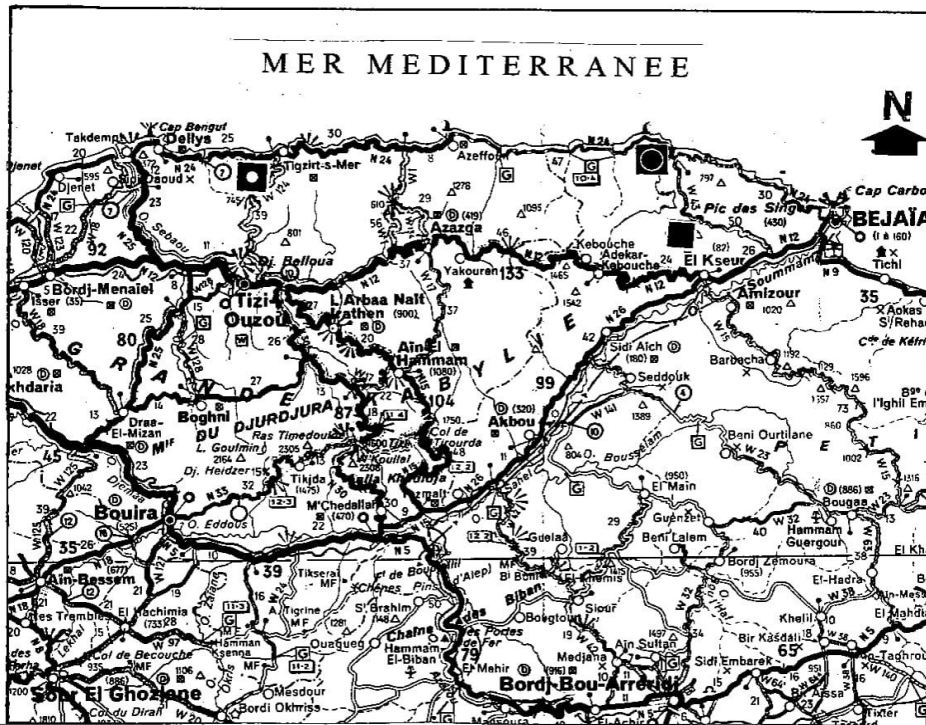
Les points altitudinaux extrêmes contiennent la zone entre 80 et 689 m.

#### **3. GEOLOGIE**

Le substrat géologique est essentiellement constitué de grès numidiens et des éboulis de grès sur marnes. Des affleurements de marnes noires à boules jaunes, des marnes et biomicrites en plaquettes apparaissent çà et là. (Source : carte géologique de l'Algérie, F. N°8/23 : Dellys - Tizi-Ouzou. I.N.C., 1984).

#### **4. CLIMAT**

Les résultats que nous présentons sont donnés dans notre précédent travail (BEKDOUCHE et MEZAIR, 1992).



- : Forêt de Taourirt Ighil
- ▣ : Forêt de Bouhatem
- ▢ : Forêt de Mizrana

Echelle : 1/1.000.000

**Figure 3** : Carte de situation des stations d'étude.

(Source : Carte touristique de l'Algérie et de Tunisie. Michelin, 1972).

#### **4.1. PRECIPITATIONS**

Elles sont sujettes à de fortes fluctuations d'une année à l'autre. La moyenne annuelle calculée pour la période 1914 - 1938 étant de 940 mm pour la limite basse de la zone et 1288 mm pour la limite haute. La répartition intra-annuelle présente également d'importantes fluctuations, avec une période pluvieuse de six mois allant de novembre à mars, où la pluviométrie de chacun des mois est supérieure à la pluviométrie moyenne annuelle, avec trois mois très humides (novembre à janvier) totalisant à eux seuls 45.8 % de la pluviométrie annuelle globale et une période de sécheresse assez importante de quatre mois allant de juin à septembre, où les mois de juin, juillet et août sont nettement déficitaires avec seulement 3.50 % de la pluviométrie annuelle globale.

#### **4.2. TEMPERATURES**

Les quatre mois les plus chauds sont juin, juillet, août et septembre avec des températures moyennes maximales allant de 24 à 34 °C. Les températures minimales moyennes des mois de décembre, janvier et février sont comprises entre 4.5 et 7.5 °C. La température moyenne annuelle est de 18°C pour la limite inférieure du site et 15 °C pour sa limite altitudinale supérieure.

#### **4.3. SYNTHESE CLIMATIQUE**

La synthèse climatique permet une classification des types de climats, permettant une meilleure compréhension du comportement de la végétation et de sa répartition.

L'indice d'arido-humidité de GIACOBBE tenant compte des précipitations et des températures donne une période humide de 8 à 9 mois allant d'octobre à mai pour le point bas et de septembre à mai pour le point haut. La saison sèche se résume à 2 mois (juillet et août).

L'examen des diagrammes ombrothermiques de BAGNOULS et GAUSSEN (Cf. figure 2) confirme le fait que la saison sèche estivale ne dépasse pas trois mois et y est plus longue en basse altitude.

Le quotient pluviothermique d'EMBERGER (1971), simplifié par STEWART (1974) pour l'Algérie et le Maroc,  $Q_2 = 3.43 P / M - m$  où P représente la pluviométrie annuelle moyenne en mm, M la moyenne des maxima du mois le plus chaud en degrés Celsius et m la moyenne des minima du mois le plus froid en degrés Celsius, est égal à 172 pour la frange supérieure et 117 pour la frange inférieure, ce qui classe la zone d'étude dans l'étage bioclimatique humide à variante tempérée et sub-humide à variante tempérée à chaude, respectivement, pour le point haut et le point bas (Cf. figure 3).

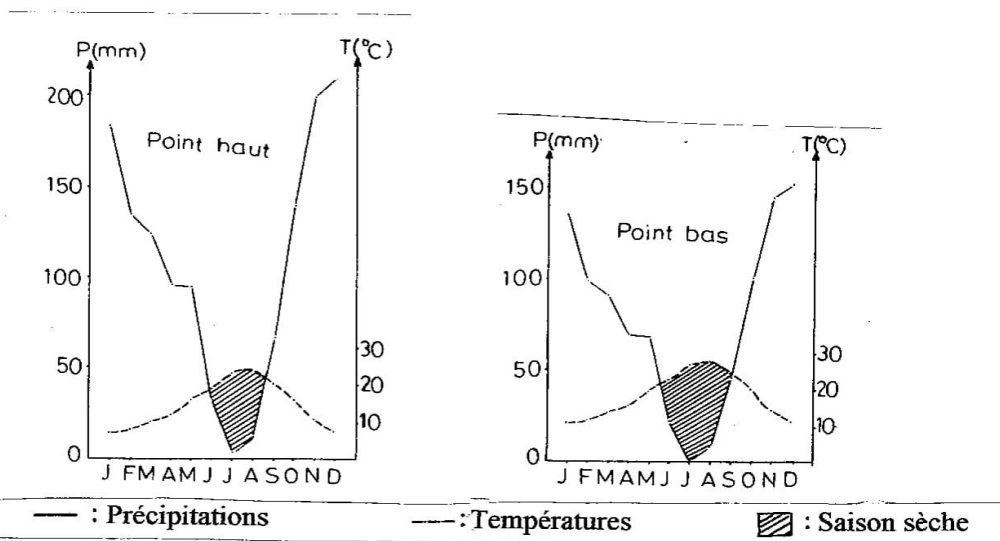


Figure 2 : Diagrammes ombrothermiques de BAGNOULS et GAUSSEN des points extrêmes de la zone d'étude.

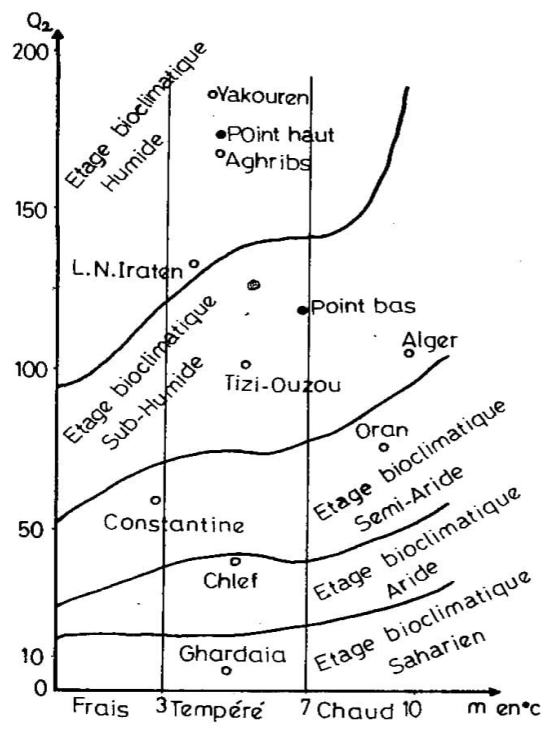


Figure 3 : Position des points extrêmes de la zone d'étude sur le climagramme d'EMBERGER.

Ces résultats affirment le caractère méditerranéen net de la zone d'étude (Cf. DAGET, 1977, 1980a, 1984 et AKMAN et DAGET, 1981).

## **5. APERÇU HISTORIQUE SUR L'ETAT DE LA VEGETATION**

Dans une notice rédigée par la garde générale de l'antenne de Tizirt de l'administration des eaux et des forêts sur l'état général de la forêt domaniale de Mizrana, en l'occurrence FRICOUT (1913) écrit : "Le peuplement de *Quercus suber* est en très bel état de végétation, comportant assez uniformément répartis des sujets de tous les âges. Le chêne zeen forme des tâches, domine dans les ravins et apparaît çà et là sur le versant Nord. Aux plus basses altitudes végète le chêne kermes. Le sous-bois est partout très dense. Les incendies sont très rares. Les populations riveraines qui tirent de la forêt un revenu appréciable y commettent le minimum de déprédation".

Vingt-trois ans plus tard, en 1936, BOU-ARBI donne un autre aperçu relatif à l'ensemble de la forêt de Mizrana au compte de la même administration : "Le peuplement est dans l'ensemble vigoureux à l'exception des cantons aux basses altitudes où beaucoup de chênes-lièges sont dépérissants. La forêt n'est pas exposée aux incendies. Dans l'éventuelle coupe rase, la régénération du chêne-liège ne serait pas assurée. Dans l'ensemble, la régénération naturelle est empêchée par l'abondance du sous-bois ...".

Actuellement, la partie de la forêt de Mizrana étudiée est affectée dans sa vigueur par les incendies. Néanmoins, la zone non brûlée abrite des lambeaux de la forêt de chêne-liège très vigoureux. La pérennité du peuplement va sans compter sur la régénération par semis, elle est exclusivement assurée par rejets après le passage du feu. Le semis est étouffé par la densité du sous-bois, mais la germination des glands reste possible puisque quelques semis de l'année se retrouvent même sous un sous-bois fermé. Dans le même ordre d'idée, HARPER (1977) signale pour les communautés à *Pinus taeda* que le devenir des jeunes plants croissant en population dense est habituellement de mourir jeune.

Avec l'altitude, nous faisons la même remarque que BOU-ARBI (1936) sur la vigueur du chêne-liège.

Le chêne zeen se mêle au chêne-liège dans les dépressions. BOUDY (1950) remarque que dans le sous-étage humide doux, qui constitue la terre d'élection du chêne-liège, dès que l'humidité, par exemple dans les fonds des ravins et aux expositions Nord, devient importante le chêne-liège cède la place au zeen, à l'afares, relevant du sous-étage continental froid.

Le sous-bois dominé par *Arbutus unedo*, *Cytisus triflorus*, *Phillyrea media*, *Viburnum tinus*, *Erica arborea* et les cistes durant les premières années succédant au feu est très dense. De par la complexité de sa structure verticale et la masse de combustible sur place, la forêt est actuellement très pyrophile.

## **6. ACTIONS HUMAINES**

### **6.1. INCENDIES**

Le dépouillement des statistiques des incendies fournies par les fascicules de gestion archivés indique que la forêt domaniale de Mizrana a observée des incendies de forêts, mais à une fréquence faible comparativement à ces dernières années (Cf. tableau 1).

Tableau 1 : Statistiques des incendies pour la forêt domaniale de Mizrana.

Période	Durée (an)	Nombre de feux	Fréquence par an
1870 - 1900	31	8	0.26
1901 - 1917	17	5	0.29
1918 - 1938	LACUNAIRE		
1939 - 1980	42	5	0.12

Notre zone d'étude si on retient par prudence l'occurrence probable du feu de 1961 (non localisé) dans ces limites, a observé une période de 20 ans sans feu avant celui de 1981. Cette période peut être largement plus longue puisque le dernier incendie avant celui de 1961 remonte à 1953, encore une fois probable dans cette zone.

Dans le cadre de cette étude, nous avons considéré les feux de la période récente (1980 - 1995) suivants :

- un incendie durant l'été 1981 de 658 ha d'étendue ;
- une répétition sur celui-ci durant l'été 1988 de 107 ha d'étendue ;
- 03 incendies durant l'été 1993, l'un à El Kalaa le 13.9.93, l'autre à Bouhassan le 11.10.93 et le dernier à Tamesguida le 13.10.1993 ;
- un incendie le 09.08.1994 à Tamesguida.

La zone "non incendiée" de ce périmètre depuis au moins 34 ans occupe 147 ha.

La localisation de ces incendies sur le terrain a conduit à l'élaboration de la carte des feux (Cf. figure 4).

## 6.2. EXPLOITATION DE LA FORET

La forêt domaniale de Mizrana a été soumise à un régime d'exploitation du liège régulièrement annuel.

Ainsi, pour la période non lacunaire de 1900 - 1927, l'exploitation du liège de reproduction a été opérée sur une moyenne annuelle de 58 990 arbres /an (résultats du dépouillement des statistiques d'exploitation réunies dans les fascicules de gestion). Ce rythme d'exploitation a été maintenu au-delà de cette période.

Concernant la partie de la forêt de Mizrana étudiée, les opérations d'exploitation les plus récentes sont consignées dans le tableau suivant :

Tableau 2 : Opérations d'exploitation de liège les plus récentes.

Cantons	Dates		
El - Azaib	1968	1977	
Bouhassan	1980	1987	
Arbot	1969	1980	1987
Tamesguida	1980	1987	
Tamazirt ou Rabah	1981	1987	
Tizi-N'Bouali	1968	1984	1986
Tala Boudaries	1977	1986	

Remarques : - La forêt privée n'a jamais été exploitée.  
- La forêt de Mizrana n'a jamais été débroussaillée.

L'action de l'homme s'est faite plus sensible avec l'exploitation de liège conjuguée aux incendies ; d'autant plus que le feu de 1981 ayant touché l'essentiel de l'aire concernée par ce travail est survenu après une récolte fraîche, exagérant par conséquent le traumatisme subit par les sujets de *Quercus suber*.

Les dessouchements et labours profonds à l'engin lourd sur une petite parcelle a détérioré irréversiblement l'ambiance subéricole, laissant le terrain à une pelouse à *Galactites tomentosa*.

Les riverains font paître leurs troupeaux préférentiellement dans la zone récemment incendiée, ce qui risque d'entraver la régénération du peuplement à cause du brout des jeunes rejets.



## **CHAPITRE II**

### **METHODOLOGIE**

Le terme succession est utilisé pour décrire le processus de changements spatio-temporels de la végétation (MC INTOSH, 1981 ; ESCARRE et LEPART, 1983 ; FINEGAN, 1984).

Deux approches permettent d'étudier le processus de colonisation et de reconstitution d'un biotope perturbé totalement ou partiellement et suivre les changements de la composition floristique et/ou faunistique au cours du temps après l'arrêt de la perturbation.

#### **1. APPROCHE DIRECTE OU DIACHRONIQUE**

Cette approche observe l'évolution d'un écosystème au fil des années. Cette démarche la plus vigoureuse du point de vue scientifique a l'inconvénient de durer longtemps. Il est dans la plupart des cas, matériellement impossible pour un seul observateur de suivre l'évolution d'un écosystème pendant un laps de temps suffisamment long pour observer des changements appréciables (ESCARRE, 1979 ; ESCARRE *et al.*, 1983 ; LEPART et ESCARRE, 1983 ; FINEGAN, 1984).

Elle est aussi l'approche la mieux adaptée lorsque l'on veut mettre en évidence des variations fines de la composition floristique ou lorsque la succession est fortement influencée par la composition floristique initiale de la station (LEPART et ESCARRE, 1983).

#### **2. APPROCHE INDIRECTE OU SYNCHRONIQUE**

Elle consiste à l'analyse des variations spatiales de la structure et de la composition floristique des communautés végétales présentes à un instant donné dans un espace plus ou moins homogène, ayant subi une perturbation de même nature à des dates échelonnées dans le temps.

La reconstitution de la succession par l'approche synchronique implique un certain nombre de conditions :

- relative uniformité du climat et du substrat,
- même degré et même nature de la perturbation,
- présence d'une station récemment perturbée,
- cessation de l'action humaine après la perturbation (ou pression constante sur toutes les parcelles).

Nous pouvons affirmer que notre zone d'étude réunie globalement toutes ces conditions, sans pour autant pouvoir le prouver finement.

Malgré ces restrictions et faute de pouvoir suivre une succession sur tout son parcours, l'approche synchronique est la seule qui permet une vision globale de la succession dans un délai acceptable.

La plupart des travaux relatifs aux successions ont été conduits par l'approche indirecte, nous citons par exemple : BAZZAZ (1968), BERTRAND (1977), ACHERAR (1978, 1981), ESCARRE (1979), DEBUSSCHE et *al.* (1982), ESCARRE et *al.* (1983) ... etc.

C'est cette dernière approche que nous avons utilisé.

### **3. ECHANTILLONNAGE**

La récolte des données a été faite en trois saisons :

1 - Pendant le printemps 1990 (du 13.05 au 02.06), 58 relevés de végétation ont été effectués : 30 dans la formation brûlée en 1981, donc ayant 9 ans d'âge après feu ; 28 dans celle brûlée en 1988, donc ayant 2 ans d'âge après feu.

2 - Pendant le printemps 1994 (du 05.05 au 26.05), 67 relevés de végétation ont été effectués :

- 17 relevés dans la formation brûlée en 1981 (13 ans d'âge après feu) ;
- 17 relevés dans la formation brûlée en 1988 (6 ans d'âge après feu) ;
- 23 relevés dans la formation brûlée en 1993 (1 an d'âge après feu) ;
- 10 relevés dans la formation témoin "non incendiée".

3 - Pendant le printemps 1995 (du 20.05 au 21.05), 10 relevés de végétation ont été effectués dans la formation brûlée en 1994 (1 an d'âge après feu). (Cf. Figure 4 pour la localisation des placettes relevées).

Cet inventaire a été conduit, après une stratification préalable suivant la date de la perturbation et structure de la végétation, selon l'échantillonnage subjectif. Il consiste à choisir des échantillons paraissant les plus représentatifs et suffisamment homogènes (GOUNOT, 1969 ; LONG, 1974), intégrant l'ensemble des situations structurales et de faciès de végétation rencontrés (parfois rares et restreintes). Ce sont les raisons qui ont porté notre choix sur ce type d'échantillonnage.

### **4. LE RELEVÉ DE VÉGÉTATION**

Conçu de manière à répondre aux objectifs de l'étude, il consiste à obtenir une vision précise de l'occupation horizontale et verticale de la végétation et de son évolution temporelle.

Nous avons, ainsi, en adaptant pour la communauté étudiée, la proposition donnée par GODRON et *al.* (1968) et commentée par LONG (1974), distingué les strates suivantes :

- strate 1: 0 à 0.5 m de hauteur
- strate 2: 0.5 à 1 m de hauteur
- strate 3: 1 à 2 m de hauteur
- strate 4: 2 à 4 m de hauteur
- strate 5: 4 à 8 m de hauteur
- strate 6: 8 à 16 m de hauteur
- strate herbacée

La végétation herbacée ne pouvant pas atteindre les niveaux supérieurs et les lianes pour leur port non dressé de manière autonome ont été volontairement dissociées du reste du cortège floristique.

Le recouvrement de chaque strate est évalué en pourcentage de la surface du sol recouverte par la projection verticale des organes végétaux aériens constitutifs.

Les taxons présents au niveau de chaque strate ont reçu deux coefficients de cotation (abondance et dominance) conformes aux normes classiques de l'école zuricho-montpellieraine.

En phytodynamique, ce sont ces deux facteurs séparés qui font qu'il y a telle ou l'autre succession. Immédiatement après une dégradation de la végétation, la stratégie démographique liée au type de reproduction est de rigueur. GODRON et *al.* (1981) notent que juste après perturbation, les taxons à stratégie r (au sens de Mac ARTHUR et WILSON, 1967) sont prédominants en raison de leurs fortes aptitudes à survivre, croître et à produire des graines. HOUSSARD et *al.* (1980) pour leur part écrivent que : "à l'augmentation de la richesse floristique correspond une diminution dans la dominance des espèces". Là, l'abondance est prépondérante. Ce n'est qu'après que d'autres espèces, avec leur taille et exubérance, concurrencent les premières pour la lumière surtout. Là, par contre le recouvrement est le facteur dominant. Les taxons à stratégie k (au sens de Mac ARTHUR et WILSON, 1967) n'envahissent le terrain que dans les phases avancées de la succession (GODRON et *al.*, 1981).

FINEGAN (1984) écrit que la différence entre les espèces pionnières à stratégie r et les espèces des stades mûres à stratégie k, explique à elle seule le phénomène de succession.

Dans l'échelle de BRAUN-BLANQUET, de l'indice 3 à 5 d'abondance-dominance, l'abondance est occultée par le recouvrement. Ainsi, il est recommandé de dissocier entre ces deux facteurs (GUINOCHET, 1973).

<u>Coefficient d'abondance</u>		<u>Coefficient de dominance</u>	
- Individu unique	: +	- Recouvrement < 5%	: +
- Individus très rares	: 1	- Recouvrement entre 5 et 10%	: 1
- Individus rares	: 2	- Recouvrement entre 10 et 25%	: 2
- Individus peu abondants	: 3	- Recouvrement entre 25 et 50 %	: 3
- Individus abondants	: 4	- Recouvrement entre 50 et 75%	: 4
- Individus très abondants	: 5	- Recouvrement > 75%	: 5

La placette d'échantillonnage est représentée par une surface carrée de 100 m<sup>2</sup>, aire réputée communément suffisante pour les communautés forestières (Cf. GOUNOT, 1969 ; GUINOCHET, 1973).

## **5. JUSTIFICATION DE LA METHODE**

Le choix de la méthode d'analyse de la végétation et du milieu dépend du but poursuivi, nature du travail, matériel disponible et efficacité de réalisation.

Quoique pouvant nous permettre une meilleure approche du problème, la méthode d'observation par ligne n'a pas été retenue pour les raisons suivantes :

- Application difficile en milieu forestier, il est pratiquement impossible de noter les points contacts des strates hautes, à moins qu'un matériel d'observation adapté vienne supplanter cette difficulté.

- La longueur de temps qu'elle nécessite dépassera largement la période favorable au travail de terrain, à moins d'étaler l'observation sur plusieurs années en procédant par un mode diachronique à un suivi d'un nombre limité de placettes.

TRABAUD (1993) écrit que la méthode qui consiste à effectuer des lectures de segments et de points quadrats appliquée au Bas-Languedoc, n'a pu être retenue dans les Albères, où les communautés sont plus denses, plus difficilement pénétrables, plus hautes, et la vitesse de régénération après incendie plus forte. Il s'est contenté de noter des estimations visuelles de recouvrements. De plus, pour le besoin de notre étude, il ne semble pas indispensable d'effectuer des mesures nécessitant du temps et inutiles pour notre approche. Des estimations quantitatives plus rapides à noter peuvent donner des résultats suffisants (Cf. GOUNOT, 1969). LEGENDRE et LEGENDRE (1979a) écrivent que pour accélérer les relevés de terrain ou les

dénombrements en laboratoire, l'écologiste aura souvent avantage à noter ses observations sous la forme de descripteurs ordonnés mais non métriques. Il est en effet possible d'évaluer des caractéristiques du milieu de façon très rapide, en leur attribuant une cote d'importance progressive, selon un petit nombre de classes ordonnées. L'écologiste peut souvent procéder ainsi sans pour autant perdre d'information pertinente, alors qu'une évaluation précise aurait nécessité des efforts beaucoup plus considérables sans que le phénomène écologique à étudier ne l'exige.

Contrairement, le relevé de végétation pluristrates, décrit précédemment, a le mérite d'être une méthode simple, rapide et d'une précision suffisante. Elle avait été testée dans notre précédent travail (BEKDOUCHE et MEZAIR, 1992) et par de nombreux auteurs dont DEBAZAC (1959), SEBEI (1983) ... et avait donné des résultats très appréciables.

## **6. STRUCTURE VERTICALE**

La structure verticale de la végétation des différents stades après feu et témoin "non incendié" est décrite au moyen de pyramides de végétation proposées par BERTRAND (1966) et affinées par BAUDIERE (1974) in SEBEI (1983).

Cette méthode consiste à illustrer la stratification de la végétation en affectant un recouvrement à chaque strate et aux espèces dominantes constitutives.

En raison du nombre élevé de relevés effectués, nous optons pour une pyramide de végétation moyenne où le recouvrement de chaque strate est représenté par la valeur moyenne qu'il prend dans l'espace de l'état de végétation considéré. Une indication des taux de recouvrements extrêmes par stade est signalée en tiretets.

La valeur de recouvrement affectée à un taxon dans une strate est fonction du recouvrement moyen qui lui est attribué dans cette strate. Les valeurs retenues sont les suivantes :

+ = 2.5%, 1 = 7.5%, 2 = 17.5%, 3 = 37.5 %, 4 = 62.5% et 5 = 87.5%.

A hauteur de la bande représentant la strate sont portés des chiffres indiquant le nombre de taxons participants à sa constitution (maximum et minimum).

## **7. EVOLUTION FLORISTIQUE**

Dans la description de l'évolution floristique, nous avons retenu les classes de fréquences des taxons dans les relevés par stade après feu et témoin "non incendié" suivantes : 0 : ]0 - 10%], 1 : ]10 - 20%], 2 : ]20 - 40%],

3 : ]40 - 60%], 4 : ]60 - 80%], 5 : ]80 - 100%].

La classe 0 comprend les taxons sporadiques.

L'ordination des données floristiques, ainsi que la reconstitution des faciès de végétation après feu sont effectuées au moyen de l'analyse factorielle des correspondances (BENZECRI et coll., 1973 ; LOCHET, 1977 ; VOLLE, 1985 ; TOMASSONE, 1988 ; JUMBU, 1989 ; DERVIN, 1990). Cette méthode est largement utilisée en phytosociologie et phytoécologie (GUINOCHET, 1973 ; ACHERAR, 1978, 1981 ; BECKER, 1978 ; ESCARRE, 1979 ; HOUSSARD et *al.*, 1980 ; POUGET, 1980 ; ESCARRE et *al.*, 1983 ; MERCIER, 1988).

Les relevés de végétation sont codés par des lettres alphabétiques. La première lettre indique le stade de la végétation :

A : 1 an après feu.

B : 2 ans après feu.

C : 6 ans après feu.

D : 9 ans après feu.

E : 13 ans après feu.

F : Témoin "non incendié".

La ou les lettres qui suivent permettent de distinguer les relevés effectués dans un même stade de la végétation.

Le code de la strate reprend celui du relevé correspondant suivi par le numéro désignant la strate.

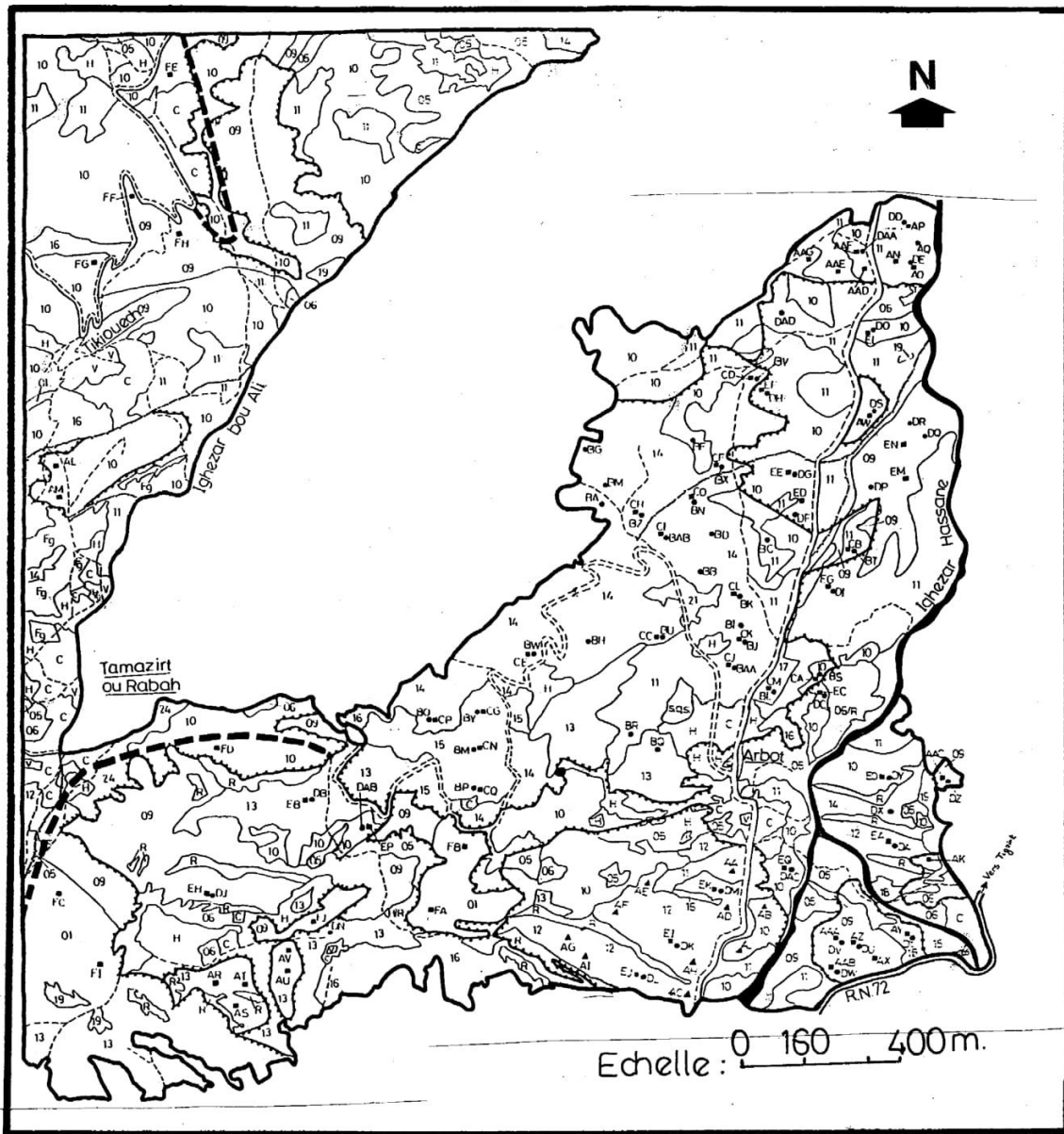
Les taxons sont désignés par des chiffres. Le chiffre 1 est attribué au taxon ayant la coordonnée la plus grande du coté positif de l'axe 1 et le dernier chiffre à celui ayant la coordonnée la plus grande en valeur absolue du coté négatif du même axe (Cf. Annexe 1).

## **8. EVOLUTION DES PRINCIPAUX ELEMENTS BIOGENES DU SOL SUPERFICIEL**

Au cours de notre travail, nous avons prélevé des échantillons de sol provenant de 6 stations réparties dans le périmètre incendié le 09.08.1994.

Un prélèvement de sol a été effectué sur chaque placette à 02, 03, 06, 09 et 12 mois après le feu. C'est la couche des cinq premiers centimètres du sol minéral qui a été récoltée. En effet, les principaux changements ont lieu au niveau du sol superficiel (TRABAUD, 1980 ; GILLON, 1990). De même, plusieurs auteurs (VIRO, 1974 ; DE BANO et CONRAD, 1978 ; RAISON, 1979) font observer que le feu modifie rarement la composition chimique du sol en dessous des tous premiers centimètres.

Nous avons choisis de mener ce travail sur des placettes permanentes en mode diachronique, afin d'éviter la variabilité spatiale apportée par une étude comparative sur des sites incendiés à différentes dates. Ceci en raison des sources de variation apportées par le feu lui-même, la couverture végétale d'avant le feu et l'hétérogénéité édaphique de détail (Cf. RAISON, 1980 ; MARION et *al.*, 1991 ; BLANK et al., 1994). Sur ce dernier point, TRABAUD (1980) note des différences significatives entre des placettes contiguës de 50 m<sup>2</sup> avant les mises à feu. De plus, les plus grands bouleversements se produisent durant la première année suivant le feu, au delà l'essentiel des éléments biogènes retrouvent leurs niveaux d'avant le feu (Cf. TRABAUD, 1990b).



**Figure 4 :** Carte phytogéographique de la végétation de 1990 superposée à la carte des feux et de localisation des placettes d'échantillonnage.



## LEGENDE

- : Limites de la zone d'étude
- +—+—+ : Limites des incendies
- : Limites des éléments de végétation
- == : Route de wilaya
- : Route communale
- == : Piste forestière
- : Sentier
- : Talweg principal
- : Talweg secondaire
- +—+ : Tranchée-pare-feu
- : Placettes échantillonnées en 1990
- : Placettes échantillonnées en 1994
- ▲ : Placettes échantillonnées en 1995
- : Incendie de 1981
- : Incendie de 1986
- : Incendie de 1988
- : Incendies de 1993
- : Incendie de 1994
- : Sites "non incendiés"

### Éléments de végétation

- 01 : LHd / LBac
- 05 : LBd
- 06 : LBac
- 09 : LHac / LBd
- 10 : LHc / LBd
- 11 : LHtc / LBd
- 12 : LHac / LBac
- 13 : LHc / LBac
- 14 : LHtc / LBac
- 15 : LHc / LBc
- 16 : LHtc / LBc
- 17 : LHc / LBc / H
- 18 : LBac / H
- 19 : LBc / H
- 21 : LBtc / H
- 24 : LHtc / LBtc / H
- H : Herbacées
- C : Cultures
- Fg : Figuier
- S.Q.S. : Semis de *Quercus suber*
- R : Rocaille
- T : Talus
- V : Villages et habitations

N.B. : Les placettes AA, AB, AC, AD, AH et AJ ont fait également l'objet de prélèvements de sol à des dates successives après le passage du feu du 09.08.1994

Ligneux hauts	Classes de recouvrement (%)	Ligneux bas
LHtc	0 à 25	LBtc
LHc	25 à 50	LBc
LHac	50 à 75	LBac
LHd	> 75	LBd

## **CHAPITRE III**

### **EVOLUTION DE LA COMPOSITION FLORISTIQUE**

#### **1. DESCRIPTION**

Au cours de ce chapitre, nous étudierons la façon dont les taxons de la formation à *Quercus suber* se réinstallent, au cours du temps, après incendie. A cet effet, nous verrons successivement les aspects suivants :

- évolution de la richesse floristique ;
- évolution de la diversité floristique ;
- stabilisation de l'enrichissement floristique ;
- variation spatiale de la composition floristique

#### **1.1. EVOLUTION DE LA RICHESSE FLORISTIQUE**

La richesse floristique d'un relevé ou d'une placette est représentée par le nombre de taxons vivants rencontrés au cours de l'inventaire. La somme des taxons rencontrés dans l'ensemble des relevés d'un stade donné représente la valeur de la richesse floristique de ce stade.

L'évolution de la richesse floristique a été traitée au moyen d'une analyse de la variance. Le tableau de données est représenté par 124 relevés répartis en 6 échantillons de 30, 28, 11, 30, 15 et 10 relevés représentant respectivement les stades de 1, 2, 6, 9 et 13 ans après feu et le témoin "non incendié" (Cf. annexe 2).

Avant de passer au test de la variance, il est indispensable de s'assurer que les données remplissent les conditions d'application de l'analyse de la variance (normalité des séries et égalité des variances). Nous avons, ainsi, soumis nos données au test de KOLMOGOROV et SMIRNOV pour la normalité et BARTLETT pour l'égalité des variances (Cf. DAGNELIE, 1975). Le résultat négatif de ces deux tests nous a contraints à opérer un changement de variables afin de normaliser les séries de données et égaliser les variances. Après une transformation logarithmique et des tests concluants pour les conditions de normalité et d'égalité de variances, nous avons, enfin, soumis nos données à l'analyse. Les résultats sont consignés dans le tableau suivant :

**Tableau 3** : Tableau de variation de l'analyse sur l'évolution de la richesse floristique de la communauté à *Quercus suber*, au cours du temps, après feu.

Source de variation	D.D.L.	S.C.E.	C.M.	F.obs.
Stade après feu	5	6.64	1.328	50.22***
Résiduelle	118	3.12	0.03	
Totale	123	9.76		

La comparaison de la fonction observée (F.obs. = 50.22) à la fonction théorique donnée par la table de FICHER-SNEDECOR pour un  $K_1 = 5$  et  $K_2 = 18$ , montre que la différence est très hautement significative ( $F_{0.999} = 4.48$ ). Autrement dit, les richesses floristiques des différents stades diffèrent entre elles au seuil de  $\alpha = 0.001$ . Il importe donc de rechercher lesquelles des différentes moyennes des six stades de la succession après feu étudiée diffèrent entre elles. Le test de STUDENT (Cf. DAGNELIE, 1975) donne les résultats suivants :

**Tableau 4** : Résultats du test de STUDENT sur l'évolution de la richesse floristique, au cours du temps, après feu.

Stade après feu	1 an	Témoin	13 ans	2 ans	6 et 9 ans
Moyenne	3.57	<u>3.34</u>	<u>3.28</u>	<u>3.12</u>	<u>2.97</u>

**N.B.** : Les moyennes qui ne diffèrent pas significativement entre elles sont soulignées d'un trait.

Le test de comparaison des moyennes 2 à 2 montre que l'état de 1 an après feu se singularise et admet une richesse floristique plus importante que l'ensemble des stades ultérieurs. Les cinq stades restants forment un bloc ou la baisse est graduelle en partant de l'état témoin "non incendié" aux états de 6 et 9 ans après feu.

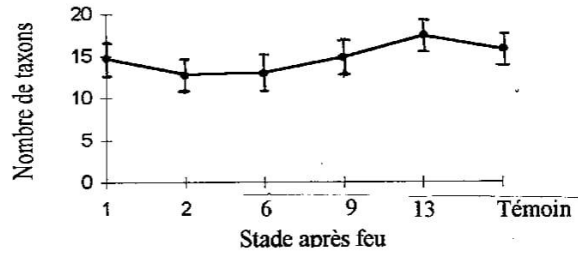
Ce modèle d'évolution de la richesse floristique s'explique par les faits suivants : l'état de 1 an est le plus riche floristiquement en raison de sa richesse en taxons annuels exogènes à la communauté, ceci à cause de l'ouverture du milieu créée par le feu et de la richesse minérale de la couche superficielle du sol (Cf. TRABAUD, 1980, 1993 et TRABAUD et LEPART, 1980). 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, concurrencées par un sous-bois

dense déjà à 2 ans (Cf. MESLEARD, 1987 ; TRABAUD, 1993). Avec le temps, le sous-bois diminue de son exubérance (surtout au niveau des strates basses) et laisse s'installer quelques espèces herbacées, ce qui fait rehausser la richesse floristique de l'état de 13 ans après feu et du témoin "non incendié" (Cf. ESCARRE, 1979).

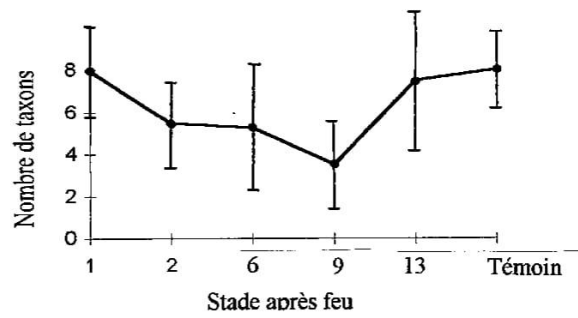
Ce modèle concorde avec celui donné par TRABAUD (1980 et 1993) avec un décalage dans le temps. En effet, la reprise plus rapide de la végétation après feu de la formation à *Quercus suber* étudiée comparativement aux communautés étudiées par TRABAUD (loc.cit.) fait que la richesse floristique maximale est très vite enregistrée dans notre cas, et diminue, aussi, rapidement pour se stabiliser au bout d'un pas de temps qui serait inférieur à ceux notés pour les communautés du Bas-Languedoc et des Albères par TRABAUD (loc.cit.).

Cette évolution floristique, n'est pas tributaire de l'ensemble de la flore comme il a été cité précédemment. Il est bon, pour plus de clarté, de représenter l'évolution de la composition floristique en tenant compte des catégories d'espèces.

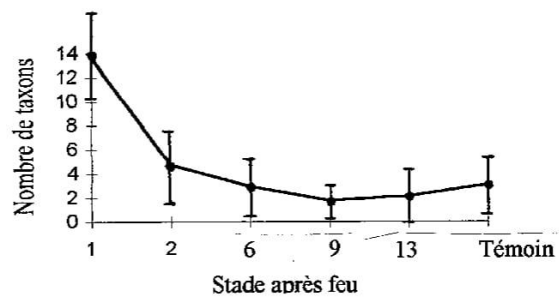
Les figures 5, 6 et 7 représentant, respectivement, la richesse floristique en taxons ligneux, vivaces et annuels ont des allures qui renseignent sur l'importance de chaque catégorie à chaque stade et leur rôle dans l'évolution de la richesse floristique.



**Figure 5 :** Evolution de la richesse floristique en taxons ligneux, au cours du temps, après feu.



**Figure 6 :** Evolution de la richesse floristique en taxons vivaces, au cours du temps, après feu.



**Figure 7 :** Evolution de la richesse floristique en taxons annuels, au cours du temps, après feu.

La courbe donnant la richesse en taxons ligneux est approximativement plate, la faible augmentation située vers le bout de la succession étudiée (13 ans et témoin) est induite par le gain d'importance des espèces lianiformes telles que : *Rubia peregrina*, *Clematis flammula*, *Rubus ulmifolius* et *Galium rotundifolium* qui sont représentées d'une façon sporadique les premières années. Autrement, nous pouvons affirmer qu'une telle allure corrobore une inertie forte de la composition floristique ligneuse.

Les taxons vivaces donnés par la figure 6 sont importants les premières années, diminuent pour atteindre un minimum de  $(3.5 \pm 2.05)$  à 9 ans et évoluent pour reprendre leur importance des premières années ( $8 \pm 1.83$ ) dans le témoin contre  $(7.94 \pm 2.19)$  à 1 an. La régression des vivaces durant la période allant de 2 à 9 ans s'explique comme il a été dit précédemment 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.

Les taxons annuels, donnés par la figure 7, abondent la première année ( $13.67 \pm 3.67$ ), diminuent progressivement pour atteindre un minimum à 9 ans ( $1.77 \pm 1.38$ ) et reprennent faiblement dans les stades ultérieurs ( $2.12 \pm 2.30$  à 13 ans et  $3.10 \pm 2.26$  dans le témoin "non incendié"). La richesse floristique de la première année ( $35.97 \pm 4.98$  taxons) est à imputer au grand nombre d'espèces annuelles présentes. Cette richesse en annuelles est le résultat des conditions du milieu créés par le feu. En effet, après feu, la couche superficielle du sol est enrichie en éléments minéraux, ce qui favorise les légumineuses (ex : les trifoliums, les lotus, les vicias, *Scorpiurus vermiculatus* et *Tetragonolobus purpureus*). 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 : *Oryzopsis miliacea*, *Briza maxima*, *Gaudinia fragilis*, *Festuca ovina*).

## **1.2. EVOLUTION DE LA DIVERSITE FLORISTIQUE**

La connaissance de la richesse floristique ne suffit pas pour caractériser la structure d'une communauté. A cet effet, une mesure nouvelle de la composition en espèces d'une communauté tenant compte du nombre d'espèces et de leur abondance relative est introduite.

La mesure de la diversité, donc, nous donnera une meilleure image de la structure de la communauté que la richesse floristique. LEGENDRE et LEGENDRE (1979a) notent que si l'on mesure la diversité de communautés biologiques, c'est dans le but de mettre cette mesure en relation avec d'autres propriétés de ces communautés, telle la productivité et la stabilité.

Nous avons calculé la diversité floristique pour chaque stade après feu. L'indice utilisé est celui de SHANNON ( $H' = -\sum e_i \text{Log}_2 e_i$ ,  $e_i$  étant la fréquence du taxon d'ordre  $i$ ). Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau suivant :

Tableau 5 : Valeurs de la diversité floristique de la communauté à *Quercus suber* étudiée, au cours du temps, après incendie.

Stade après feu	1 an	2 ans	6 ans	9 ans	13 ans	Témoin
H' de SHANNON	6.24	5.80	5.81	4.73	5.84	5.88

Nous remarquons que la diversité suit le même modèle que la richesse floristique. Elle est maximale la première année, diminue pour atteindre sa valeur minimale à 9 ans après feu, puis reprend dans les stades plus vieux. Les raisons de cette évolution se confondent avec celles citées précédemment pour la richesse floristique.

Cette coévolution de la richesse et de la diversité floristiques est retrouvée aussi par ESCARRE (1979) dans une succession post-culturale. SHAFI et YARRANTON (1973) cités par ESCARRE (1979) notent dans une succession après feu, un modèle d'évolution de la diversité floristique auquel se rapprochent nos résultats : après une augmentation initiale, ils observent une diminution vers 18 ans et ensuite une stabilisation.

La stabilisation de la diversité floristique entre 13 ans après feu et le témoin "non incendié" indique une tendance à la stabilité de la communauté incendiée et donc un retour très avancé à l'état initial.

### **1.3. STABILISATION DE L'ENRICHISSEMENT FLORISTIQUE**

Les courbes d'évolution de la richesse et diversité floristiques s'apparentent à celles d'un système biologique déséquilibré tendant à se stabiliser. Nous montrerons cette tendance à la stabilité à travers les points suivants :

#### **1.3.1. RENOUELEMENT DES TAXONS**

Le renouvellement correspond à la somme du nombre de taxons qui apparaissent et qui disparaissent entre deux observations successives (TRABAUD, 1980). Dans notre cas, l'observation est représentée par le stade de la végétation après feu. Les valeurs des indices de renouvellement entre les différents stades après feu sont consignées dans le tableau suivant :

Tableau 6 : Valeurs des indices de renouvellement entre les stades successifs après feu.

Stade après feu	Indice de renouvellement	
	Sur la flore totale	Sans les taxons sporadiques
1 an	63	44
2 ans	52	25
6 ans	54	24
9 ans	43	17
13 ans	32	23
Témoin	62	51

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 (Cf. TRABAUD, 1980 ; TRABAUD et LEPART, 1980 ; HOUSSARD *et al.*, 1980).

Le renouvellement des taxons est le plus important pendant les premières années après feu (63 taxons). Puis, tend à diminuer pour atteindre sa valeur minimale entre 13 ans après feu et l'état témoin "non incendié" (32 taxons). Une évolution similaire est notée par ACHERAR (1978) et ESCARRE (1979). Ce modèle d'évolution du renouvellement floristique montre que la communauté incendiée se



cicatrise avec le temps et tend vers une métastabilité floristique. La régression faite à cet effet entre l'indice de renouvellement et l'âge après feu, donne une très bonne corrélation ( $r = -0.95$ ) (figure 8).

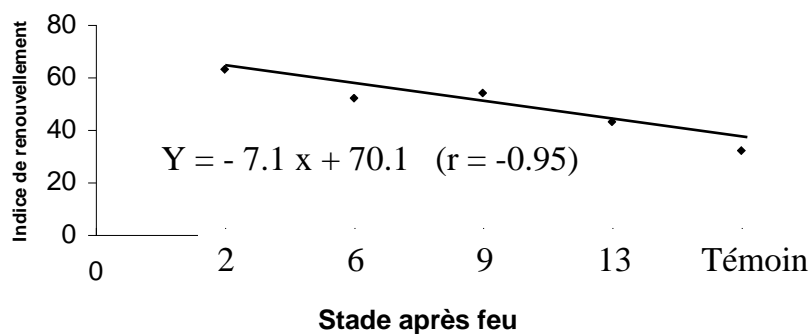


Figure 8 : Evolution du renouvellement des taxons, au cours du temps, après feu.

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 (DAGET, 1980b) 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.

### **1.3.2. REMANENCE DES TAXONS**

Une autre approche de la métastabilité peut être réalisée à partir de l'indice de rémanence et taux de disparition des espèces proposés par GUILLERM (1978) et utilisées par TRABAUD (1980) dans la caractérisation des changements après incendie.

L'indice de rémanence est important à connaître, car il permet de déterminer s'il y a, ou s'il n'y a pas, une ou plusieurs différenciations dans la suite des observations. Il y a peu de changements floristiques entre la suite des observations lorsque l'indice de rémanence est élevé, de même lorsque le "taux de disparition des espèces" est faible (TRABAUD, 1980).

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.

Ceci pour déceler les changements floristiques dans le temps, puis globalement entre la première année après feu et le témoin "non incendié". Il en a été de même pour le "taux de disparition des espèces". Les résultats sont rassemblés dans le tableau suivant :

Tableau 7 : Valeurs de l'indice de rémanence et "taux de disparition des espèces", au cours du temps, après feu.

Stade après feu	Indice de rémanence				"Taux de disparition des espèces"			
	Sur la flore totale		Sans les taxons sporadiques		Sur la flore totale		Sans les taxons sporadiques	
1 an		0.61		0.50		0.38		0.50
2 ans		0.68		0.73		0.32		0.27
6 ans		0.61		0.50		0.39		0.50
9 ans		0.81		0.80		0.19		0.20
13 ans	0.75	0.55	0.83	0.50	0.25	0.45	0.17	0.50
Témoin								

Les résultats montrent que l'indice de rémanence est supérieur à 0.50 durant toute la période d'observation. Il affiche ses valeurs les plus basses pendant les premières années en raison de l'imprévisibilité de la composition floristique de ces stades (apparition et disparition d'un grand nombre de taxons), et ses valeurs les plus importantes durant les âges avancés de la succession à l'approche de la métastabilité.

Le "taux de disparition des espèces" suit un modèle inverse à celui de la rémanence.

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 (1980). Ce résultat provient de la différenciation apportée par la variation spatiale (Cf. 1.4.).

### **1.3.3. EMERGENCE DE LA COMMUNAUTE TERMINALE**

Il s'agit d'étudier la façon dont les taxons de la communauté terminale (état "non incendié") sont apparus au cours du temps après feu. La valeur de l'indice

d'émergence, à un instant donné, correspond au pourcentage des taxons rencontrés à cette date par rapport à ceux de la communauté qualifiée de 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 13 ans après feu (83 % si on ne compte que les taxons effectivement présents) (Cf. figure 9). FORGEARD (1990) note pour les landes britanniques que 1 an après le feu, l'essentiel du couvert dérive de la végétation antérieure au feu. Cette reprise rapide des taxons de la communauté initiale s'explique par l'adaptation de la flore à l'incendie. En effet, 58 % de la flore totale inventoriée (65 % si on ne compte que les taxons effectivement présents) rejettent au niveau aérien ou admettent un organe souterrain de survie (souche, bulbe, rhizome, tubercule). JEPSON (1930), NAVEH (1973), BISWELL (1974), PARSONS (1976), ARIANOUTSOU et *al.* (1981) cités par CHRISTODOULAKIS et *al.* (1986) considèrent que le feu est une force sélective qui a sélectionné les espèces végétales dominantes des écosystèmes méditerranéens.

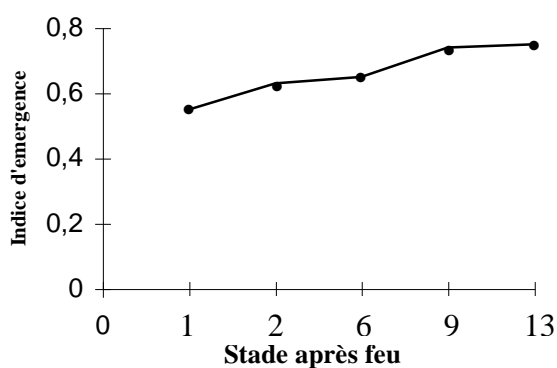


Figure 9 : Emergence de la communauté terminale, au cours du temps, après feu.

Comparativement aux résultats notés par TRABAUD et LEPART (1980) (80% à 2 ans et 100 % à 5 ans), nous pouvons dire que les indices d'émergence que nous avons enregistré sont bas. Ce résultat est la conséquence de deux méthodologies différentes : dans le cas de TRABAUD et LEPART (1980), 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. Contrairement, notre travail mené par l'approche synchronique, la variation spatiale apporte une différenciation importante.

#### 1.4. 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.

Nous tenterons de montrer l'importance de cette source de variation et par conséquent ce que serait nos résultats en adoptant une approche diachronique.

Nous entendons par variation spatiale, la variation intra-stades après feu. Pour l'analyser, nous avons choisi de calculer une matrice d'indices de similitude (s'agissant de données de présence-absence, nous avons préféré l'indice de SORENSEN) (Cf. LEGENDRE et LEGENDRE, 1979b) sur un ensemble de 10 relevés, pris au hasard, par stade après feu.

Les résultats, consignés dans le tableau 8, affirment comme il a été signalé précédemment que la variation spatiale est très importante. En effet, l'indice de SORENSEN varie de 0.3 à 0.8 avec un maximum de similitudes entre 0.5 et 0.7 pour tous les états confondus. 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 8 : Matrices des indices de similitude de SORENSEN calculées pour chaque stade de la végétation.

0.60		0.45		0.65
0.52 0.56	Etat de 1 an	0.45 0.57	Etat de 2 ans	0.57 0.63
0.70 0.63 0.53	après feu	0.57 0.68 0.53	après feu	0.41 0.41 0.54
0.49 0.55 0.63 0.60		0.62 0.41 0.44 0.58		0.57 0.69 0.67 0.53
0.50 0.55 0.47 0.59 0.46		0.43 0.54 0.64 0.51 0.47		0.48 0.48 0.64 0.45 0.54
0.49 0.58 0.35 0.57 0.40 0.64		0.50 0.67 0.63 0.63 0.45 0.65		0.59 0.64 0.52 0.37 0.62 0.44
0.70 0.61 0.57 0.71 0.63 0.53 0.51		0.49 0.56 0.39 0.57 0.41 0.46 0.49		0.56 0.46 0.54 0.53 0.53 0.71 0.51
0.61 0.60 0.53 0.67 0.55 0.56 0.52 0.67		0.53 0.56 0.45 0.50 0.54 0.51 0.54 0.49		0.41 0.59 0.63 0.48 0.62 0.45 0.63 0.48
0.53 0.50 0.45 0.54 0.47 0.51 0.49 0.53 0.68		0.59 0.55 0.55 0.63 0.64 0.53 0.61 0.51 0.52		0.37 0.51 0.73 0.43 0.47 0.61 0.51 0.48 0.65
0.62		0.54		0.70
0.60 0.67	Etat de 9 ans	0.64 0.67	Etat de 13 ans	0.62 0.67
0.73 0.69 0.61	après feu	0.59 0.32 0.51	après feu	0.62 0.63 0.63
0.57 0.49 0.43 0.57		0.63 0.57 0.79 0.56		0.64 0.66 0.61 0.64
0.54 0.34 0.38 0.39 0.52		0.66 0.64 0.83 0.58 0.83		0.64 0.62 0.64 0.57 0.75
0.67 0.49 0.48 0.51 0.64 0.60		0.65 0.47 0.58 0.68 0.65 0.60		0.40 0.33 0.47 0.50 0.51 0.53
0.67 0.63 0.57 0.63 0.59 0.48 0.50		0.68 0.46 0.53 0.61 0.58 0.64 0.67		0.50 0.52 0.58 0.58 0.66 0.58 0.55
0.61 0.63 0.61 0.69 0.53 0.45 0.63 0.63		0.67 0.58 0.58 0.57 0.58 0.60 0.63 0.59		0.70 0.61 0.70 0.63 0.66 0.65 0.40 0.46
0.55 0.50 0.48 0.38 0.40 0.39 0.40 0.51 0.41		0.47 0.45 0.44 0.52 0.55 0.53 0.57 0.38 0.54		0.37 0.54 0.52 0.51 0.56 0.59 0.68 0.63 0.44
				0.62 0.67
				0.62 0.63 0.63
				0.64 0.66 0.61 0.64
				0.64 0.62 0.64 0.57 0.75
				0.40 0.33 0.47 0.50 0.51 0.53
				0.50 0.52 0.58 0.58 0.66 0.58 0.55
				0.70 0.61 0.70 0.63 0.66 0.65 0.40 0.46
				0.37 0.54 0.52 0.51 0.56 0.59 0.68 0.63 0.44

Nous venons de voir que la variation spatiale est importante quelque soit le stade de la végétation considéré. Il est important à présent de noter le sens d'évolution de cette variation au cours de la succession s'il y a des différences significatives. Dans ce but, nous avons soumis les matrices d'indices de similitude de SORENSEN calculées pour chaque stade de la végétation à une analyse de la variance après avoir

vérifié les conditions d'application du test (test de KOLMOGOROV et SMIRNOV positif pour tous les échantillons, test de HARTLEY positif).

Les résultats rassemblés dans le tableau suivant montrent qu'il y a des différences significatives entre les moyennes des indices de similitude ; autrement dit, la variation spatiale n'a pas la même importance pour tous les stades de la végétation après feu et témoin "non incendié".

Tableau 9 : Tableau de variation de l'analyse appliquée sur les indices de similitude de SORENSEN de chaque stade de la végétation.

Source de variation	D.D.L.	S.C.E.	C.M.	F.obs.
Stade après feu	5	1037.04	207.408	2.47*
Résiduelle	264	22144.67	83.880	
Totale	269	23181.71		

Cette analyse complétée par un test de comparaison multiple de moyennes (tableau 10), nous a permis de classer les stades par ordre croissant d'importance de la variation spatiale et noter par conséquent le sens d'évolution de cette dernière au cours de la succession étudiée. Celle-ci est plus accentuée les premières années du fait de l'instabilité du milieu. La composition floristique s'homogénéise avec l'avancée de la succession. Le même résultat est noté par TRABAUD (1993) pour les communautés végétales des Albères (France).

Tableau 10 : Résultats de la P.P.D.S. sur la similitude des différents stades de la végétation.

Stade après feu	2 ans	6 ans	9 ans	1 an	Témoin	13 ans
Moyenne	<u>53.42</u>	<u>53.84</u>	<u>54.24</u>	<u>55.73</u>	<u>57.55</u>	<u>58.69</u>

N.B : Les moyennes qui ne diffèrent pas significativement entre elles sont soulignées d'un trait.

En conclusion, nous pouvons affirmer que le retour à l'état de la composition floristique initiale de la communauté étudiée est très avancé vu l'importance de la variation spatiale. La maîtrise de cette source de variation par l'adoption d'une approche directe aboutirait à des résultats de cicatrisation floristique

comparables, sinon supérieurs, à ceux enregistrés par TRABAUD (1980) pour les communautés végétales du Bas-Languedoc (France). Cet auteur note 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. D'une autre manière, la variation spatiale est plus importante que la variation temporelle.

## **2. ORDINATION**

### **2.1. INTRODUCTION**

La description floristique ne considérait pas simultanément la variation intra-stades et inter-stades après feu ; autrement dit, elle ne permettait pas une analyse de l'évolution spatio-temporelle de la composition floristique. Elle ne considérait également pas les taxons nommément.

L'ordination à l'aide d'une technique d'analyse multivariable nous permettra de représenter d'une façon optimale dans un espace à dimension réduite, l'ensemble de la variabilité (spatiale et temporelle) de la matrice multidimensionnelle de données.

L'analyse factorielle des correspondances (A.F.C.) est appliquée à la matrice des présences - absences des 99 taxons dans les 123 relevés. Seuls les taxons ayant une fréquence supérieure à 10 % sont maintenus dans l'analyse. Une analyse préliminaire sur la flore totale donne des structures globalement similaires, mais très déformantes du fait du faible poids des espèces rares.

Il s'agit de comparer les conditions spatio-temporelles d'apparition des taxons dans les relevés. L'analyse consiste à rechercher les proximités entre les points-relevés ayant une composition floristique proche et entre les points-taxons affines. Ainsi, dans l'espace à P dimensions des taxons, les relevés ressemblants et les taxons associés se trouvent groupés ; de même, chaque relevé s'entoure de ses taxons et chaque taxon des relevés où il est présent.

Cette méthode s'avère être une bonne technique d'ordination. HILL (1973) in ACHERAR (1978) montre en effet qu'en maximisant la trace de la matrice, on réalise le meilleur ordre. L'algorithme de construction procède par approximations successives (itérations) jusqu'à la réalisation du meilleur ordre des espèces et des relevés.

## **2.2. RESULTATS ET DISCUSSION**

### **2.2.1. ANALYSE DE LA SEQUENCE DES VALEURS PROPRES**

Tableau 11 : Séquence des valeurs propres en ordre descendant.

	Valeur propre	% tracé	% cumulé
1	0.242	9.635	9.635
2	0.149	5.922	15.557
3	0.114	4.542	20.100
4	0.102	4.050	24.149
5	0.096	3.829	27.978
6	0.087	3.456	31.434
7	0.081	3.206	34.641
8	0.073	2.999	37.563
9	0.068	2.718	40.281
10	0.060	2.393	42.674
33	0.026	1.034	79.544
98	0.000	0.001	100.000

L'examen de la séquence des valeurs propres montre :

- une forme régulièrement dégressive, sans rupture brutale dans l'évolution des valeurs propres successives ;
- une valeur de référence du pourcentage tracé (ou taux d'inertie) en deçà de laquelle (celle-ci comprise) toutes les valeurs propres sont intéressantes, allant jusqu'à admettre la 33<sup>ème</sup> valeur. Autrement, les 33 premiers axes factoriels méritent d'être dépouillés.

Valeur de référence =  $100 / P\%$  de l'inertie totale, où  $P = \inf (n,p) = 1.01 \%$

- que les 33 premiers axes absorbent 79.544 % de la variance totale.

Dans le cas où les valeurs propres successives sont proches l'une de l'autre, on considère le sous-espace défini par les axes associés à ces valeurs propres, et non les axes séparément. En effet, il s'agit dans un tel cas pratiquement d'un sous-espace propre, et la position des axes dans ce sous-espace n'est pas significative (VOLLE, 1985).

Nous en déduisons, avec BECKER (1978), que le facteur du milieu responsable de la matérialisation de l'axe de rang K+1 est loin d'être négligeable vis-à-vis de celui construisant l'axe de rang K. D'une autre manière, il n'y a pas de facteur déterminant significatif dans la variation de la composition floristique de notre

station, quelque soit le stade de la végétation des placettes échantillonnées : c'est un indice d'homogénéité floristique.

## **2.2.2. ETUDE DE L'ENSEMBLE DES RELEVÉS**

### **2.2.2.1. SIGNIFICATION DES AXES**

En dépit de la réserve sur la signification de la position des axes dans le sous-espace propre, les axes factoriels 1 et 2 suggèrent un sens à la structure du nuage de points dans le plan correspondant ; admettant avec BENZECRI et coll. (1973) qu' "en analyse multidimensionnelle, la complexité des informations traitées et des réponses obtenues et telle qu'un résultat issu de fluctuations aléatoires a très peu de chances d'être interprétable : par conséquent, on peut légitimement admettre que tout ce qui est interprétable est valide". Affirmation partagée par VOLLE (1985).

Il en faut plutôt voir la puissance de l'analyse à extraire l'infime disparité dans l'homogénéité globale des données traitées.

Tableau 12 : Valeurs explicatives des points-relevés sur l'axe 1.

Relevés	Coordonnée	Cos <sup>2</sup> . 100	CTR
AD	- 1.053	40.48	200.35
AO	- 0.923	26.91	157.49
AAE	- 0.845	27.19	119.87
AP	- 0.765	27.96	117.99
AB	- 0.880	20.33	113.89
AAG	- 0.906	29.38	110.39
AN	- 0.843	26.21	104.49
AAD	- 0.876	27.03	96.68
AQ	- 0.719	23.74	93.46
AM	- 0.823	26.93	82.45
AA	- 0.733	23.36	79.07
AC	- 0.615	19.12	73.17
AAF	- 0.666	20.18	65.20
AK	- 0.737	17.78	63.96
AI	- 0.587	14.66	56.54
FA	+ 0.788	13.07	67.79
FD	+ 0.646	13.72	52.68
FE	+ 0.702	16.83	55.84
FI	+ 0.675	10.98	55.56
EO	+ 0.583	18.55	-
EP	+ 0.627	21.02	-
DK	+ 0.621	18.63	-

L'axe 1 oppose très clairement les relevés de l'état d'une année après feu à ceux du témoin "non incendié", en passant par les stades intermédiaires de la succession dans un ordre croissant d'années après feu. Nous l'interprétons comme "axe cicatrisation floristique".



Le plan factoriel 1-2 des relevés (figure 10) donne une structure classique et caractéristique de données continues pouvant constituer une succession représentée par le gradient en forme parabolique. C'est l'effet GUTTMAN (Cf. BENZECRI et coll., 1973 ; BASTIN et coll., 1980 ; JUMBU, 1989). Ceci indique qu'un seul facteur influe fortement sur la distribution des relevés. Dans ce cas particulier, il semble que le deuxième et troisième axes ne sont que des formes quadratiques (pour le deuxième axe) et cubiques (pour le troisième) du premier axe (BENZECRI et coll., 1973) et n'apportent pas beaucoup plus d'informations. Nos résultats sont en concordance parfaite avec ceux d'ACHERAR (1981) dans l'ordination de relevés d'une séquence d'une succession post-culturale.

#### **2.2.2.2. INTERPRETATION DU PLAN FACTORIEL 1-2**

Ce plan montre une très bonne structuration des points-relevés suivant un gradient d'âge après feu. Le cadran positif de l'axe 1 et négatif de l'axe 2 est représenté exclusivement par les relevés de 1 an après feu. Au pôle négatif de l'axe 1, se concentrent les relevés des âges ultérieurs ; l'axe 2 intervient ici pour dissocier ce groupe et le structurer en une suite ordonnée en allant de l'état de 2 ans après feu au témoin "non incendié".

L'ensemble des points-relevés forme une structure parabolique représentant un gradient d'âge après feu ou de cicatrisation floristique.

Avec la cicatrisation floristique, nous assistons à une fermeture progressive de la voûte forestière, si bien que le gradient d'âge après feu se prête bien à être interprété comme gradient de fermeture du couvert.

L'influence de la structure du couvert forestier sur le tapis végétal du sous-bois a été mise en évidence dans divers cadres d'étude. Ainsi, il est admis que celle-ci intervient sur la distribution (répartition horizontale) des espèces (STRUICK et CURTIS, 1962 ; JAMESON, 1967 ; SMITH et COTTAM, 1967 ; BRATTON, 1979 ; HICKS, 1980 in MERCIER (1988) ; ESCARRE et *al.*, 1983 ; LEGRAND, 1987).

Dans un peuplement homogène où *Abies alba* est l'essence dominante, formant au moins 75 % du couvert, sans perturbation, excluant toute variabilité imputable à la dynamique du peuplement dont les placettes échantillonnées ne diffèrent que par la structure du peuplement ligneux, MERCIER (1988) met en évidence l'importance du gradient d'ouverture des peuplements - avec 9 variables de structure - sur la variation de la composition floristique.

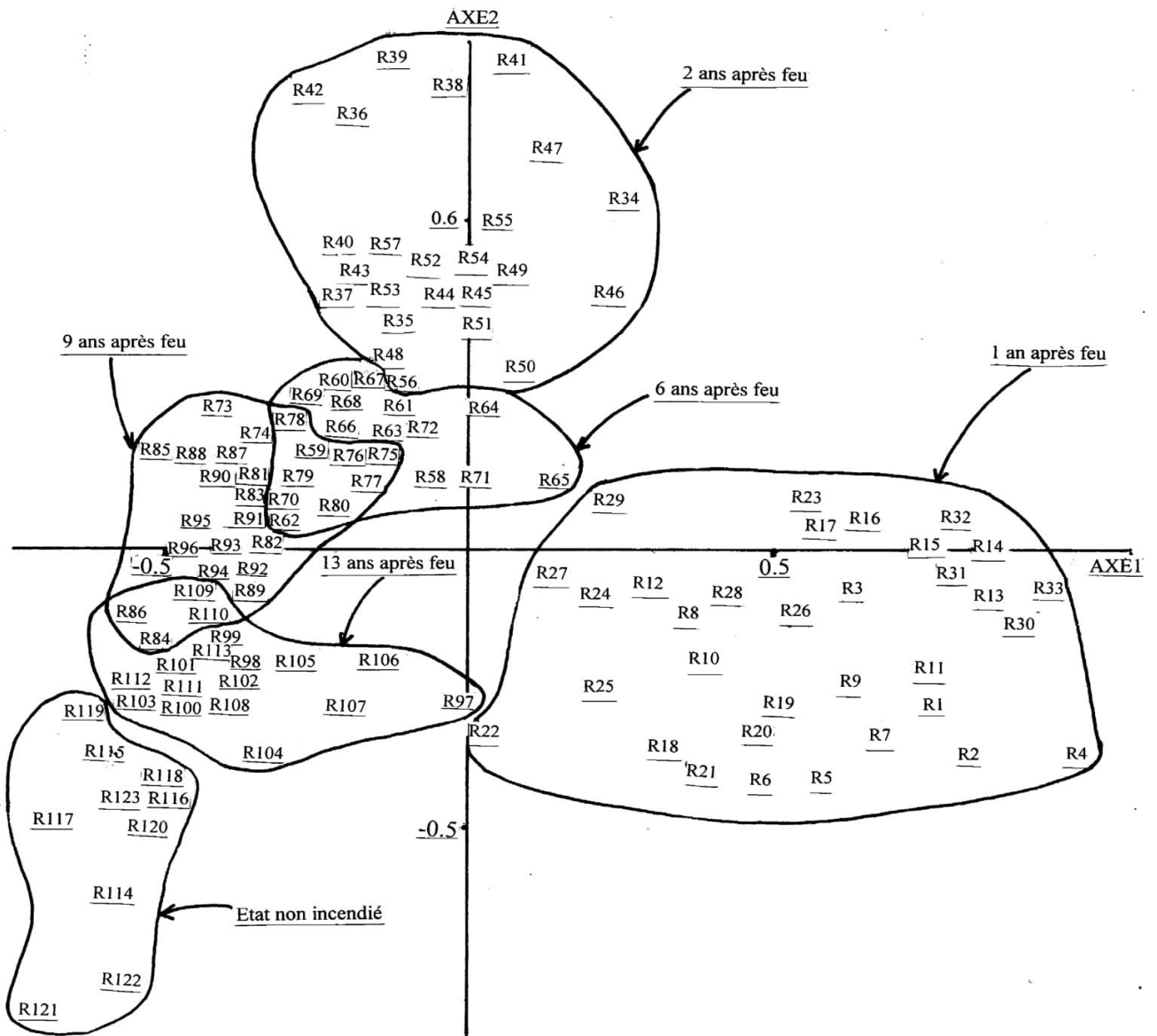


Figure 10 : Plan factoriel 1-2 des relevés

Certains auteurs se sont également intéressés à l'influence du pourcentage d'ouverture du couvert sur le recouvrement des strates basses (MOIR, 1966 ; ANDERSON et *al.*, 1969 in MERCIER, 1988) ou encore sur la variabilité des espèces présentes (MOIR, 1966 in MERCIER, 1988).

Ainsi, les tendances évolutives de la composition floristique sont déterminées à la fois par l'état initial et les phénomènes inhérents à la dynamique de la végétation après feu.

Nous constatons sur la figure des chevauchements entre stades de la végétation, ce phénomène est particulièrement apparent dans les stades intermédiaires de la succession (2 à 13 ans après feu). Ce résultat vient appuyer l'inertie forte de la composition floristique et l'absence de relais floristique au sens de remplacement d'un groupe d'espèces par un autre. Nous remarquons en outre une compacité importante des points-relevés des états de 6, 9 et 13 ans après feu entre eux, ceci peut être interprété par une forte ressemblance floristique. Nous en déduisons, par conséquent, que les changements floristiques entre 6 et 13 ans sont minimes. Ce résultat corrobore l'hypothèse du retour rapide à l'état initial. Un résultat similaire a été noté par ACHERAR (1978, 1981) dans l'ordination des relevés d'une succession post-culturale dans l'Hérault (France). L'individualisation des points-relevés définissant le témoin "non incendié" et l'état de 1 an après feu du reste du nuage, fait penser à l'existence de taxons propres à ces stades.

L'ouverture du couvert et l'enrichissement minéral de la couche superficielle du sol après feu, favorisent l'installation de taxons exogènes exigeants en ces conditions, qui investissent aussitôt l'espace brûlé s'ajoutant au cortège initial. C'est le cas d'un bon nombre de graminées telles *Oryzopsis miliacea*, *Gaudinea fragilis*, et légumineuses représentées par *Lotus ornithopodioides*, *Lotus parviflorus*, *Lotus edulis*, *Scorpiurus vermiculatus* et la majorité des trifoliums (Cf. figure 11).

Avec l'âge, le couvert du sous-bois se refermant plus vite que celui du chêne-liège, constitue un écran opaque à la lumière et l'enrichissement minéral diminue, privant ainsi les taxons pionniers (surtout exogènes) exigeants en ces facteurs qui sont alors éliminés. Il se produit un appauvrissement relatif des placettes des étapes intermédiaires de la succession. Simultanément, les taxons initiaux définissant l'état "non incendié" continuent à s'établir.

La fréquence importante des taxons suivants : *Asplenium-adiantum-nigrum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Clematis flammula*, *Rubia peregrina*, *Galium rotundifolium*, *Ruscus hypophyllum*, *Viola odorata*, *Luzula forsteri* et *Teucrium*

*kabylicum* dans le témoin "non incendié" (Cf. figure 11) relativement à l'ensemble des autres stades de la végétation justifie son individualisation sur le plan 1-2.

Cette structure du nuage de points-relevés montre un retour progressif à l'état de la composition floristique initiale.

Nous remarquons en outre, la superposition sur l'axe cicatrisation floristique (axe 1) des points-relevés de 2 et 6 ans, et ceux de 9 et 13 ans réalisés sur les mêmes placettes à des dates différentes. Ce résultat montre que le feu ne semble point engendrer des changements tels que la composition floristique initiale soit perturbée. Par conséquent, "l'identité floristique" des placettes est conservée après l'incendie. Dans les Albères (France), TRABAUD (1993) écrit que malgré le feu, chaque type de communauté conserve son individualité.

Dans l'optique d'appuyer les résultats de cette analyse, nous avons réalisé une deuxième analyse factorielle des correspondances tenant compte de la fréquence des espèces à *contrario* des sporadiques (fréquence < 10 %) par stade de végétation. Cette analyse donne les mêmes résultats que la précédente avec un gradient d'âge dans le plan factoriel 1-2 représentant 70.85 % de l'inertie totale (Cf. Annexe 3).

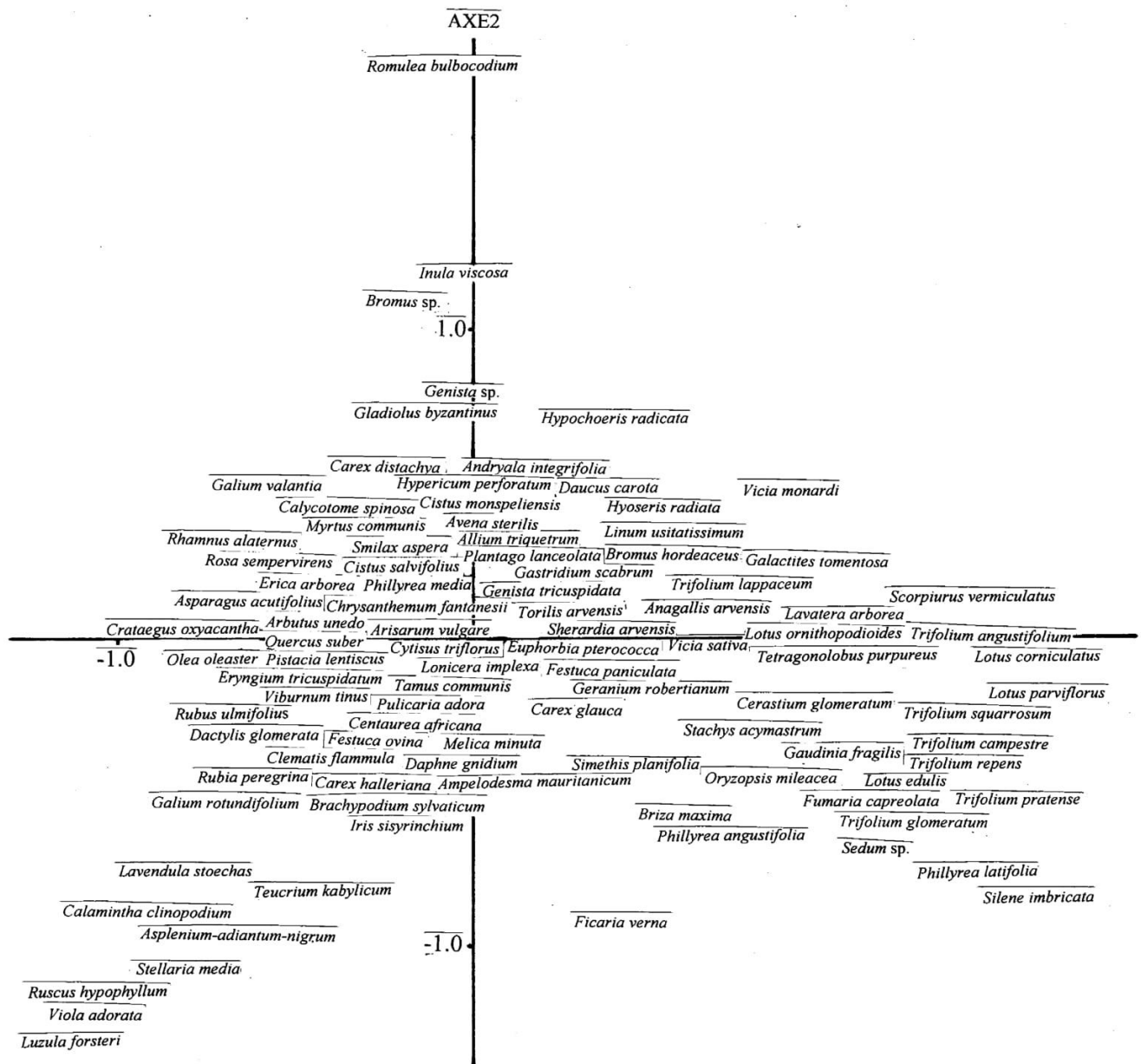


Figure 2 : Plan factoriel 1-2 des taxons

### **3. EVOLUTION DE LA DOMINANCE DES TAXONS APRES FEU ET CICATRISATION DES FACIES**

#### **3.1. INTRODUCTION**

La description et l'ordination floristiques ne tiennent compte que de la présence et absence des taxons. Malgré cette présence, les taxons peuvent être affectés dans leur abondance et/ou dominance après feu. Dans le souci de rendre compte de ce phénomène s'il a lieu, vu la complexité des données à analyser (à chaque taxon sont attribués deux indices de cotation : abondance et dominance dans chaque strate - en nombre de quatre - où il est présent) deux analyses factorielles des correspondances sont réalisées. Chacune sur un indice de cotation.

Pour comparer les degrés de présence (abondance et dominance) des taxons dans les strates à différents stades de la succession, il est indispensable de n'en tenir compte que des taxons susceptibles d'atteindre ces niveaux (homogénéité des données de l'analyse) : donc, les taxons ligneux autres que les lianes. Pareillement, nous ne retenons parmi ceux-ci que les taxons effectivement présents et pouvant constituer des faciès.

Les herbacées et lianes ont fait l'objet d'une A.F.C. séparée. Les lianes, pour leur port, non dressé de manière autonome. Les résultats de cette analyse n'ont pas apporté d'avantage d'informations autres que celles déjà obtenues dans l'ordination selon la présence-absence des taxons. Ceci revient à la faiblesse du degré de présence de ces espèces.

Seule, donc, l'analyse sur la dominance dans les strates des taxons ligneux retenus sera présentée. La même analyse selon l'abondance donne fidèlement les mêmes résultats. Ceci revient à dire que se sont les taxons qui abondent parmi les ligneux, qui arrivent à dominer. Le choix porté sur le paramètre dominance se justifie par l'importance du rôle joué par celui-ci dans la dynamique de la communauté.

Le tableau de données traité consiste en une matrice portant à l'intersection entre les lignes = 147 strates et les colonnes = 11 taxons ligneux dominants le coefficient de dominance correspondant.

#### **3.2. RESULTATS ET DISCUSSION**

##### **3.2.1. HYPOTHESE**

Si tous les taxons dominants à 1 an se développent normalement, ils occuperaient avec autant d'importance les strates dominantes des stades ultérieurs. On s'attend logiquement à une franche proximité, voire même une superposition, de ces strates sur les représentations graphiques de l'analyse factorielle des correspondances.

A *contrario*, une distension de celles-ci est un indice de "différenciation" ou d'évolution après feu. Les taxons définissant les faciès jeunes perdent de leur dominance au profit des taxons initiaux reconstituant, ainsi, les faciès détruits ?

### **3.2.2. SEQUENCE DES VALEURS PROPRES**

Tableau 13 : Séquence des valeurs propres en ordre descendant.

	Valeur propre	% inertie	% cumulé
1	0.229	27.684	27.684
2	0.130	15.680	43.363
3	0.109	13.160	
4	0.094	11.370	
5	0.064	7.751	
6	0.059	7.088	
7	0.052	6.259	
8	0.036	4.292	
9	0.031	3.748	
10	0.025	2.969	100.000
11	0.000	0.000	

Dans le but de déterminer le nombre d'axes à interpréter, nous avons tenu compte de la forme dégressive des valeurs propres et de la valeur de référence au delà de laquelle tous les axes sont intéressants. La coupure dans la dégression des valeurs propres au niveau de  $\lambda_4$  et la valeur de référence = 100 / P % d'inertie où P = inf (n,p) = 10 %, nous permet de ne conserver que les quatre premiers axes.

Toutefois, dans un but de simplification, vu la difficulté de plus en plus croissante apportée par le dépouillement d'un nombre important d'axes et de rang supérieur, nous ne retenons que le plan formé par les deux premiers axes factoriels totalisant 43.363 % de l'inertie totale et donnant une structure écologiquement interprétable. Cette structure montre l'importance de certains facteurs dans la répartition quantitative de la végétation dans le plan vertical. Nous avons des espèces à répartition différentielle dans l'ensemble des strates.

### **3.2.3. INTERPRETATION DES AXES**

Les cistes envahissent le terrain abondamment juste après le passage du feu et constituent parfois des plages à cistes avec des repousses très timides des autres espèces du sous-bois. Leur établissement est-il définitif ou au contraire seront-ils supplantés par d'autres espèces plus adaptées aux phases avancées de la succession ?

L'examen des coordonnées factorielles des deux cistes sur l'axe 1, montre que *Cistus salvifolius* arrive à se maintenir dans les phases avancées de la succession

mieux que son congénère, mais avec des coefficients de cotation réduits parfois à une simple présence. *Cistus monspeliensis* quant à la lui est vite supplanté, néanmoins il arrive à se maintenir dans certains cas pour constituer des strates monospécifiques au niveau des strates 2 et 3 aux stades de 2, 6 et rarement à 9 ans après feu. Sa raréfaction, voire absence, au niveau de la strate 1 à partir de 6 ans après feu est un signe d'une disparition proche. Le relais est assuré par *Cytisus triflorus*, *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea media* et *Erica arborea* qui représentent les espèces dominantes de la communauté antérieure au passage du feu et reconstituer ainsi les faciès détruits.

La distension entre les deux cistes est le résultat de la concurrence interspécifique aiguë que se livrent ces deux taxons sociaux : la dominance de l'un réprime sévèrement le développement de l'autre.

L'axe 1 s'interprète comme "axe cicatrisation de la végétation en terme de faciès". Ainsi, après une cicatrisation qualitative de la végétation (composition floristique), nous assistons à une cicatrisation quantitative (faciès).

L'axe 2 donne une structure signifiant l' "ascension du couvert" du sous-bois. Cette structure est très apparente en considérant l'ensemble des individus (strates) : nous partons des basses strates (1 et 2) au pôle négatif de l'axe 2 aux strates de plus en plus hautes 3 et puis 4 au pôle positif. ceci ressort remarquablement avec l'ensemble des caractères (taxons) : nous avons au pôle négatif de l'axe 2 des espèces qui atteignent rarement la strate 3, leur occupation est limitée aux strates basses, ce sont *Cistus salvifolius*, *Genista tricuspida*, *Myrtus communis* et *Pistacia lentiscus* qui constituent un sous-étage inférieur du sous-bois. L'étage supérieur (strates 3 et 4) constitué par *Viburnum tinus*, *Erica arborea*, *Arbutus unedo* et *Phillyrea media* se localisent au niveau du pôle positif.

La position de *Cytisus triflorus* plus affine à l'étage inférieur est un indice d'une très bonne régénération de cette espèce au niveau des strates basses quelque soit l'âge après feu ; malgré son maintien avec l'âge et sa remontée pour atteindre les niveaux supérieurs, son feuillage léger fait diminuer sa dominance.

*Cistus monspeliensis*, que nous avons dit plus affine aux stades jeunes de la succession, devrait se localiser aux niveaux des strates basses. Sa dérive dans le pôle positif s'explique par sa constitution de strates monospécifiques au niveau des strates 2 et 3 des états 2, 6 et rarement 9 ans après feu, avant que les autres espèces du sous-bois n'atteignent ces niveaux.



### **3.2.4. INTERPRETATION DU PLAN FACTORIEL 1-2**

Ce plan factoriel extrayant la plus grande variance spatio-temporelle intra et inter-stades après feu et sans feu de la dominance des taxons ligneux (43.363 % de l'inertie totale) montre globalement une forte concentration des points - strates autour de l'origine (Cf. figure 12). Ce résultat traduit une ressemblance des strates des différents âges et niveaux de concentration du couvert. La reprise de recouvrement des taxons dominants préexistants aussitôt après le feu rapproche les jeunes stades des plus vieux. La persistance des cistes, mais moins marquée en terme de dominance, renforce le chaînage.

Cependant, les points-strates des jeunes stades (1 et 2 ans) s'opposent diamétralement à ceux du témoin "non incendié" à la fois sur l'axe 1 et l'axe 2. Les points-strates des stades intermédiaires de la succession se localisant globalement autour de l'origine assurent le lien.

L'examen simultané des plans factoriels des caractères (figure 13) et des individus (figure 12) indique une structuration des points-strates des stades avancés de la succession autour de *Cytisus triflorus*, *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus* et *Erica arborea*; et ceux des stades jeunes autour de *Cistus salvifolius* et *Cistus monspeliensis*.

Ainsi, la végétation du sous-bois est dominée par les faciès à Cistes durant les premières années succédant au feu. Au cours du temps, ces espèces, concurrencées, perdent de leur dominance au profit des *Cytisus triflorus*, *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus* et *Erica arborea* reconstituant par conséquent les faciès détruits.

*Phillyrea media*, espèce la plus répandue spatialement quelque soit le stade après feu en raison de sa régénération très vigoureuse et de son maintien, au cours du temps, à tous les niveaux verticaux de concentration du couvert, se localise à l'origine des axes.

L'examen attentif du nuage de points montre une bonne organisation selon la stratification. Ceci est le reflet de l'occupation du plan vertical de la végétation par les taxons. *Genista tricuspidata*, *Myrtus communis*, *Pistacia lentiscus*, *Cistus salvifolius* et *Cistus monspeliensis* ne dépassent jamais la strate 3 et rarement la strate 2, ce qui regroupera autour d'eux les strates 1 et 2 du fait d'une occupation non différentielle des autres taxons du sous-bois. La strate 4 occupée essentiellement par *Arbutus unedo*, *Cytisus triflorus* et *Viburnum tinus* se cantonnent en haut du côté

gauche du plan 1-2. La strate 3 plus affine aux taxons de l'étage supérieur du sous-bois occupe une position charnière entre les strates basses et la strate 4.

Ce plan factoriel traduit l'ascension du couvert du sous-bois, au cours du temps, après le passage de l'incendie. Ce résultat fait que les faciès à cistes, pyrophytes actifs dont la germination est stimulée par le feu (TRABAUD et OUSTRIC, 1989), dominants durant les premières années après incendie sont supplantés par les taxons initiaux plus aptes à coloniser les stades avancés de la succession. Nous assistons, donc, à un retour quantitatif à l'état de la végétation initiale avec une multiplicité de strates. Le même résultat est noté par PUPPI et TARTAGLINI (1991).

Si quantitativement, la régression des cistes, au cours du temps après l'invasion suite au feu, est constatée ; qualitativement, il faudra sans doute attendre leur sénescence pour les voir disparaître si un nouvel incendie ne viendrait pas régénérer et entretenir leur peuplement. Dans une étude comparative des stratégies de régénération après incendie chez ces deux cistes, TRABAUD et OUSTRIC (1989) constatèrent l'absence de germination dans les zones non brûlées.

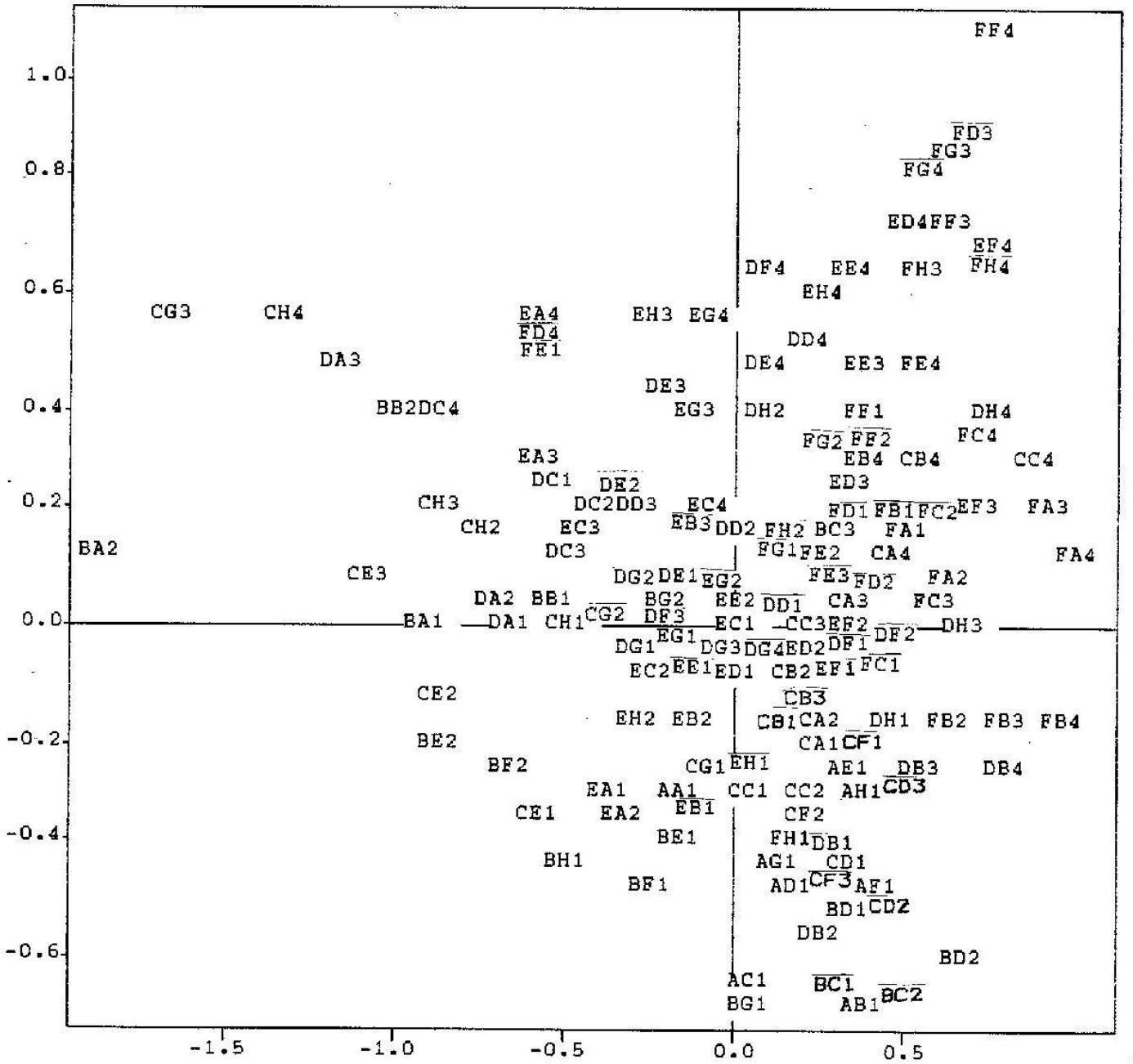
Les mêmes comportements en ce qui concerne le développement rapide après feu, l'évolution de la stratification et les changements dans la dominance des espèces sont trouvés par DEBUSSCHE (1978) cité par ESCARRE (1979) pour *Genista purgans* et ESCARRE (1979) pour *Genista scorpius*.

Les espèces *Genista purgans*, *Genista scorpius* ainsi que les cistes dans notre cas sont des taxons sociaux qui assurent par leur établissement rapide et de par la densité des peuplements qu'elles constituent, une protection efficace du sol contre l'action érosive de la pluie lors des premières années suivant le feu ; quant les taxons initiaux n'arrivent pas encore à recouvrir l'espace dénudé. MARKS et BORMANN (1972) in ESCARRE (1979) ont montré l'importance du rôle joué par une espèce, *Prunus serotina*, dans la stabilisation du sol et contre la perte des éléments nutritifs des écosystèmes.

Ultérieurement, les cistes peuvent jouer encore un rôle important dans la reconstitution de la matière organique des couches superficielles du sol.

Une deuxième analyse factorielle des correspondances réalisée sur la somme des indices de dominance de chaque taxon et par strate de la végétation vient corroborer ce résultat.

AXE2



AXE1

Figure 12 : Plan factoriel 1-2 des individus (strates)

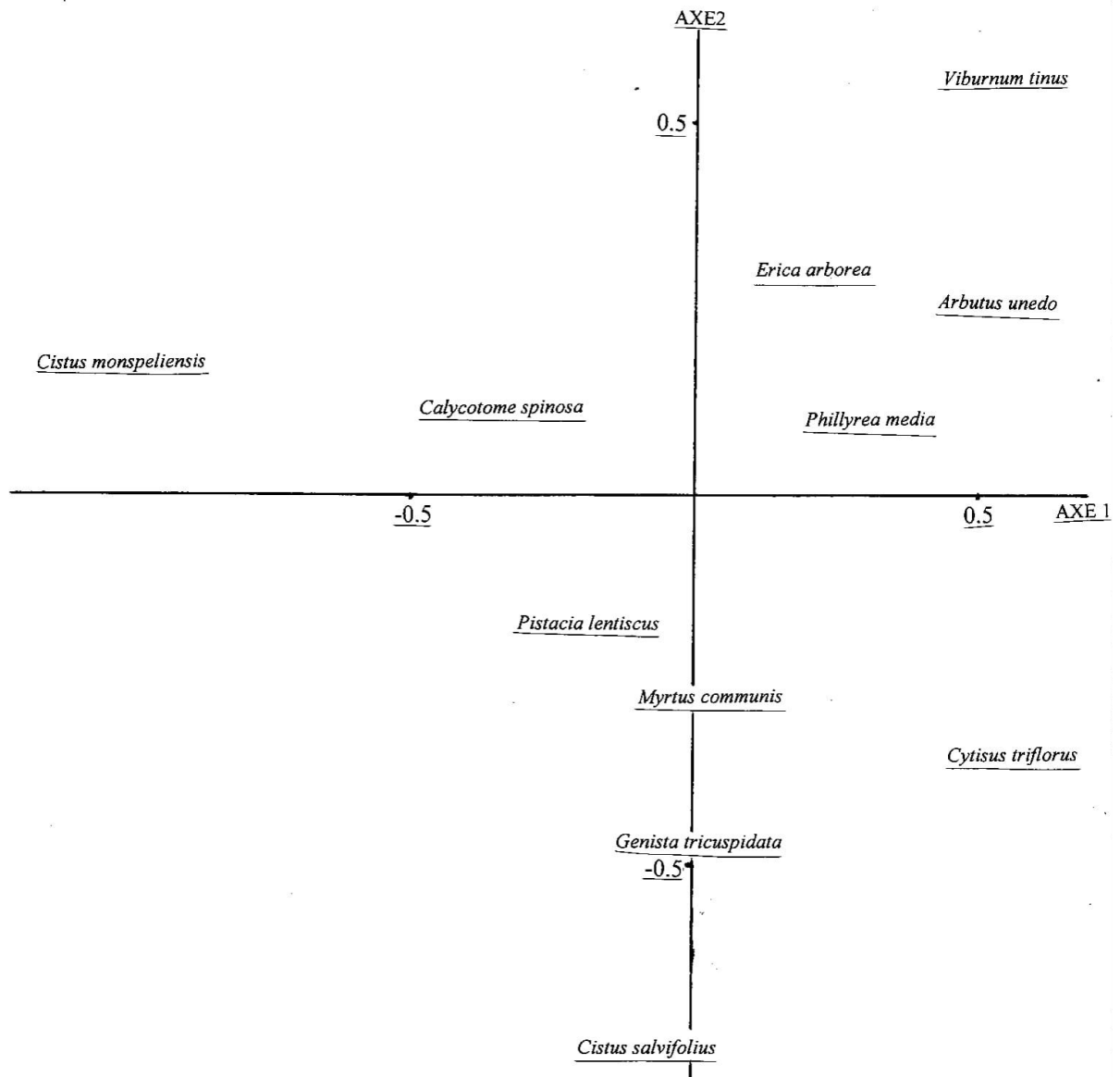


Figure 13 : Plan factoriel 1-2 des espèces dominantes

Le graphique que nous présentons (figure 14) concerne le plan factoriel 1-2 de l'analyse faite sur les 11 taxons ligneux dominants dans 16 strates effectivement occupées par la végétation. Certaines strates (strate 1 de l'état de 2 ans et 3 de l'état de 6 ans) considérées dans l'analyse avaient été éliminées pour leur faible poids en raison de la déformation qu'elles apportent aux représentations graphiques. Ce plan confirme les résultats de l'analyse précédente et donne une très bonne structuration tout en respectant la direction de la succession. De plus, nous affirmons à l'issue de cette analyse que *Viburnum tinus* est l'espèce la plus caractéristique du témoin "non incendié" et, *Cytisus triflorus* et *Phillyrea media* les espèces les plus partagées entre les strates basses et hautes.

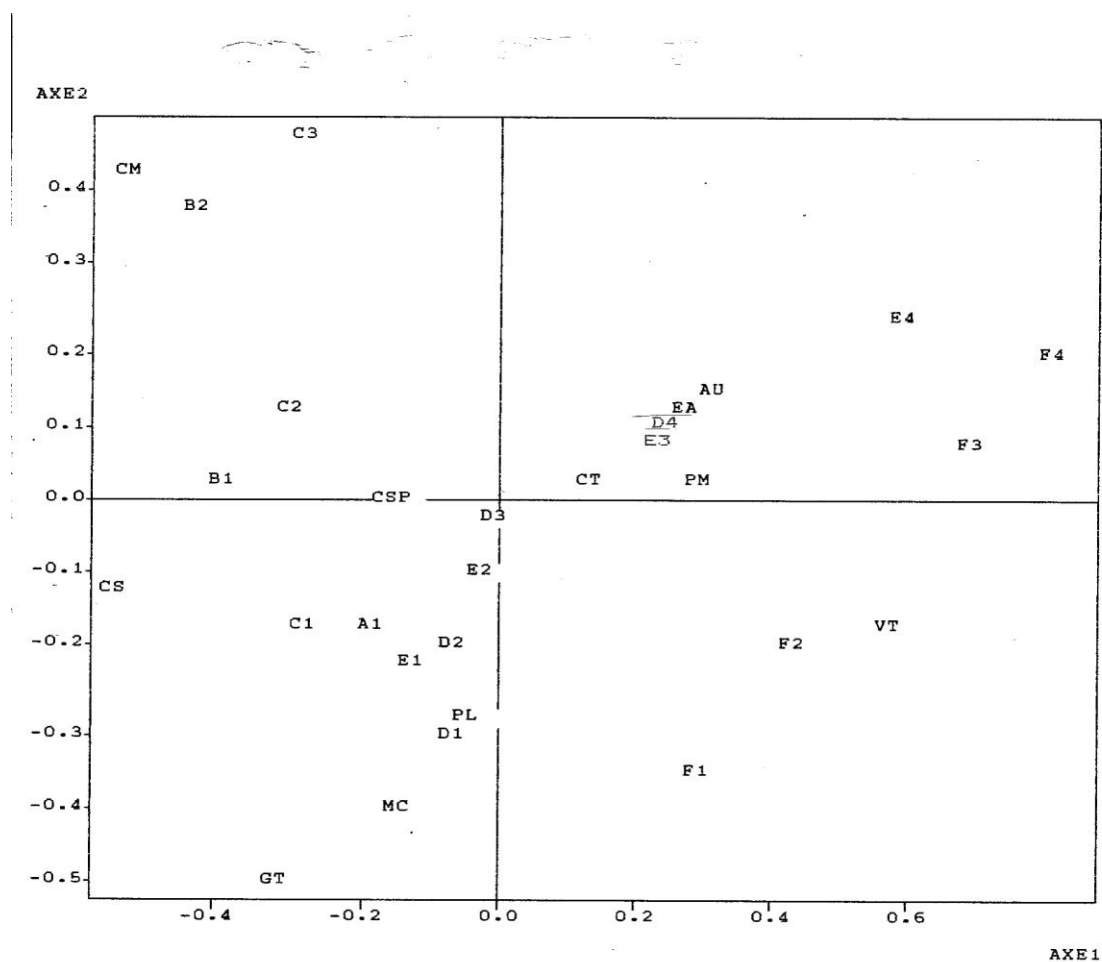


Figure 14 : Plan factoriel F1 - F2 de la représentation simultanée des strates et des taxons.

#### **4. CONCLUSION**

Durant les premières années après feu, la richesse et la diversité floristiques augmentent 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 la richesse et de la diversité floristique.

L'essentiel des taxons ligneux se rétablit très tôt après le passage du feu et continuent à s'établir avec le temps (essentiellement des lianes). Ces ligneux sont usuellement rencontrés dans cette communauté, leurs chicots brûlés reconnus sur place attestent de leur préexistence.

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 rétablissent 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 cicatrisation serait encore plus rapide si ce n'est l'importance de la variation spatiale. La maîtrise de cette dernière par l'adoption d'une approche directe aboutirait à des états de cicatrisation plus avancés.

L'application de l'analyse factorielle des correspondances confirme cette homogénéité floristique des placettes des différents stades de végétation, par conséquent, le retour rapide à l'état de la composition floristique initiale. De plus, cette analyse ordonne les relevés selon un gradient d'âge après feu sur le plan 1-2, ce qui atteste d'un retour graduel et ordonné à l'état d'avant le feu.

A la question de savoir si le feu est un facteur de banalisation ou d'enrichissement de la flore, TRABAUD (1980) signale, dans toutes les communautés étudiées, une "suite très cohérente" ou même presque une "identité de stades" dans la dynamique de la flore après l'incendie. HANES (1971) in ZEDLER (1981) note que le chaparral californien est adapté au feu. Les changements floristiques sont minimes,

ce sont les espèces préexistantes au feu qui se réinstallent. L'auteur parle même d'autosuccession du chaparral. MATLACK et *al.* (1993) notent un résultat similaire pour les communautés à *Gaylussacia baccata* du littoral atlantique des Etats-Unis. Cette cicatrisation floristique s'accompagne de la cicatrisation de la végétation au sens de faciès.

En effet, l'A.F.C. effectuée sur la dominance, qui est en fait une analyse indirecte sur la dynamique de chaque faciès, révèle une reconstitution très avancée au terme des 13 ans après feu des faciès de végétation rencontrés dans la station avec un rétablissement de la stratification originelle.

Ainsi, les niveaux de concentration du couvert et le degré de présence (abondance et dominance) des taxons dominants initiaux ne semblent point affectés, à terme, par le passage du feu.

## CHAPITRE IV

### ACCROISSEMENT QUANTITATIF DE LA VEGETATION

#### 1. INTRODUCTION

Au cours du chapitre précédent, nous avons vu que le feu exerce une influence sur la composition floristique des communautés. Mais, très vite, nous enregistrons un retour très appréciable à l'état initial.

Qu'en est-il de l'agencement des végétaux et de leur phytomasse. L'agencement correspond à la répartition spatiale, aussi bien sur le plan horizontal (structure horizontale) que sur le plan vertical (structure verticale), des différentes plantes qui constituent les communautés.

Notre travail, mené par l'approche synchronique, ne nous permet pas de comparer entre eux les stades après feu sans tenir compte de l'effet de la répétition de la perturbation. En effet, nous ne pouvons comparer que des communautés ayant subies une perturbation de même nature, de même fréquence et de même intensité (Cf. ESCARRE et LEPART, 1983).

Néanmoins, en nous appuyant sur nos résultats antérieurs sur le même site (BEKDOUCHE et MEZAIR, 1992) et ceux des différents auteurs ayant travaillé sur des communautés analogues (TRABAUD, 1980) sur divers communautés de Bas-Languedoc, SEBEI (1983) sur les subéraies des Pyrénées Orientales), nous pouvons dépasser cette contrainte et ne pas considérer la répétition. Le pas de temps minimal entre deux feux successifs ayant touchés la même parcelle dans notre cas est de 5 ans. Or, la formation étudiée résiste à la répétition du feu à ce pas de temps (BEKDOUCHE, et MEZAIR, 1992). La garrigue à *Quercus coccifera*, qui reprend plus lentement que la formation à *Quercus suber* étudiée par nous et celle analysée par SEBEI (1983), est selon TRABAUD (1980) adaptée à résister au traumatisme causé par le feu survenant tous les 5 à 6 ans environ et qu'alors elle se "reproduirait" sensiblement identique à elle même dans ce pas de temps.

Concernant l'intensité de la perturbation nous sommes dans l'impossibilité de vérifier l'homogénéité de ce paramètre car nous travaillons sur des formations végétales touchés par des feux sauvages.



## **2. EVOLUTION DE LA STRUCTURE HORIZONTALE DE LA VEGETATION**

Immédiatement après le passage du feu, la végétation réapparaît et amorce une reprise rapide : Le chêne -liège est l'essentiel des espèces ligneuses du sous-bois émettent des rejets abondamment et très rapidement (nous avons pu constater ceci à l'occasion d'une visite le 10-10-1994 sur le site incendié 02 mois auparavant). Avec l'avancée de la succession, nous assistons à une densification du couvert végétal.

Par commodité de travail, nous avons préféré suivre le recouvrement de l'essence forestière occupant les strates 5 et 6 séparément de celui du sous-bois représenté par les strates 1, 2, 3 et 4. Les rejets de *Quercus suber* au niveau de l'étage du sous-bois sont comptabilisés dans celui-ci.

Pour des raisons évidentes et inhérentes à l'approche indirecte nous ne pouvons suivre l'évolution de la structure horizontale de *Quercus suber*.

Cette espèce très résistante au passage du feu en raison de son écorce protectrice de liège, rejette à tous les niveaux (collet, tronc, branches inférieurs, cime...). La capacité d'émettre des rejets dépend de l'état physiologique des individus, âge, intensité de la perturbation et des actions anthropiques survenues avant le feu (plus particulièrement pour le chêne-liège, le démasclage). Dans le canton Bouhassan justement, suite à un démasclage avant le passage du feu, nous avons constaté un nombre de sujets morts de *Quercus suber* important, causant par conséquent une régression irrémédiable du couvert.

De ce fait, un élément de végétation (au sens de GOUNOT, 1969) très claire (0 à 25% de recouvrement) avant le feu, peut reprendre un recouvrement plus important qu'un élément assez- claire (50 à 75% de recouvrement), précisément pour les raisons sus-citées. Cet état de fait, fausse tout essai de comparaison entre les différents stades de végétation après incendie. Il est absolument indispensable de bien connaître l'identité des placettes (historique et classes d'âges) et de ne s'en tenir qu'aux placettes ayant subies une perturbation d'une même intensité. Dans le cas contraire, l'approche synchronique est pratiquement inadaptée.

Outre ces remarques, nous pouvons affirmer sur la base de nos constatations, que le chêne-liège réagit bien à l'action du feu et reprend son recouvrement individuel quelques années après le traumatisme. Ceci peut être généralisé au recouvrement global des formations vu que le nombre de sujets morts sur pieds est faible. A 9 ans après feu, seules les traces noires sur les troncs et branches témoignent du passage du feu, autrement les sujets atteints reprennent leur recouvrement d'avant le feu (BEKDOUCHE et MEZAIR, 1992).

L'accroissement du recouvrement du sous-bois a été analysé en considérant le recouvrement de la strate dominante de chaque relevé. La strate dominante abrite l'essentiel de la biomasse végétale, de ce fait, elle offre une bonne image de la répartition spatiale de la végétation sur le plan horizontal.

Les pourcentages de recouvrements des strates rangées par stades après feu (Cf. Annexe 4) sont soumis à une analyse de la variance. Après vérification des conditions de normalité par le test de KOLMOGOROV et SMIRNOV et d'égalité des variances par le test de BARTLETT, nous avons réalisé le test d'analyse de la variance. Les résultats accompagnés d'un test de comparaison des moyennes (test de STUDENT) sont donnés dans les tableaux suivants :

Tableau 14 : Tableau de variation de l'analyse de la variance appliquée au recouvrement de la strate dominante du sous-bois par stade après feu.

Source de variation	D.D.L.	S.C.E.	C.M.	F.obs.
Stade après feu	5	4151.99	830.40	6.93**
Résiduelle	106	12697.12	119.78	
Totale	111	16849.11		

Tableau 15 : Résultat du test de STUDENT sur l'accroissement du sous-bois après feu.

Stade après feu	1 an	13 ans	Témoin	6 ans	9 ans	2 ans
Moyenne	62.07	<u>70</u>	71.86	72.50	74.23	<u>79.32</u>

N.B : Les moyennes qui ne diffèrent pas significativement entre elles sont soulignées d'un trait.

Les résultats montrent que même si l'essentiel du couvert du sous-bois se reconstitue à la première année, celui-ci se cicatrise totalement à la deuxième année et ne diffère pas statistiquement des recouvrements des stades ultérieurs.

Après le passage de la flamme, la végétation reprend très rapidement pour dépasser son état d'avant le feu à 2 ans, puis diminuer pour se stabiliser. Ce résultat concorde avec ceux notés par divers auteurs. TRABAUD (1983a) enregistre un recouvrement de 95 % de la surface du sol, 3 ans après le feu. FORGEARD (1990)

quand à lui signale pour les landes britanniques un recouvrement de 65 à 70%, 2 ans après feu, ce recouvrement est total à 3 ans après feu.

La production de nombreux rejets et leur forte croissance conduisent à une reconstitution rapide du matériel végétal. Ce processus a été décrit par de nombreux auteurs (TRABAUD, 1980, 1983a, 1993 ; TRABAUD et LEPART, 1982 ; MESLEARD, 1987 etc...).

### **3. STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION ET DYNAMIQUE DES STRATES**

#### **3.1. INTRODUCTION**

Par son passage, le feu bouleverse la répartition verticale de la végétation. Au cours de la reconstitution du couvert, la nouvelle stratification tendrait vers un état métastable voisin de l'initial. En effet, tout porte à croire dès la première année suivant le feu, que la végétation évoluera en direction d'un type de formation végétale semblable à celui qui préexistait au feu : les vestiges calcinés, mais parfaitement identifiables, de la végétation antérieure (originelle) en apportent la preuve.

La stratification verticale est décrite par les relevés de végétation réalisée sur chaque stade après feu et le témoin "non incendié" où est affecté à chaque strate un recouvrement en pourcentage de la surface du sol couverte par sa projection.

Dans le souci d'une meilleure appréhension de l'occupation des strates, nous avons divisé l'espace vertical en deux principaux étages : étage de l'essence forestière (> 4 m) et sous-étage du sous-bois (< 4 m). Ceci caractérise l'état référentiel de la structure verticale de la formation "non incendiée" vers laquelle tendrait à revenir éventuellement celle de la formation brûlée.

L'analyse de la structure verticale à des dates successives après feu permettra dans une seconde phase de reconstituer le processus dynamique des strates.

#### **3.2. STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION**

##### **3.2.1. STRUCTURE VERTICALE DE LA FORMATION "NON BRULEE" (Cf. figure 15)**

###### **3.2.1.1. STRATE 6**

Cette strate qui devrait abriter le maximum de feuillage de *Quercus suber*, ne représente que 30.50 % de recouvrement moyen. Le maximum observé dans les meilleures conditions est de 75 %. Le fait que cette formation est d'une densité faible en pieds de chêne-liège ne favorise pas l'élongation des individus de l'espèce et aboutit, par conséquent, à l'état structural représenté par la figure 18, où le maximum de feuillage se déploie au niveau inférieur.

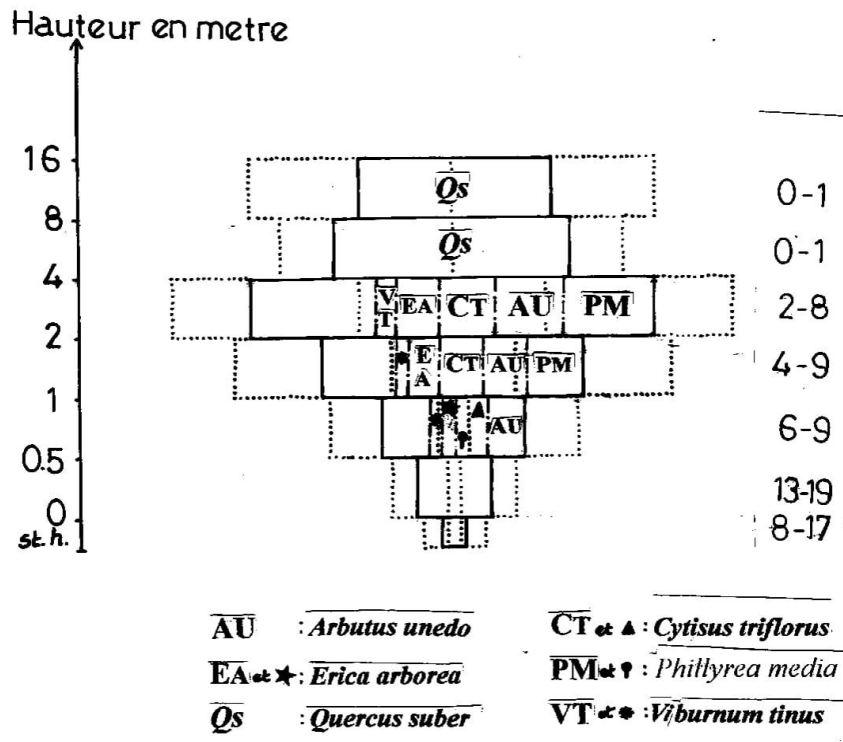


Figure 15 : Pyramide moyenne de végétation de l'état témoin "non incendié".

### **3.2.1.2. STRATE 5**

C'est la strate à partir de laquelle le chêne-liège commence le déploiement de sa couronne et qu'il occupe avec un maximum de recouvrement moyen de 37.50 %.

Ces recouvrements faibles des strates 5 et 6 confirment l'aspect structural à couvert clair de la formation étudiée et des peuplements à *Quercus suber* en général.

### **3.2.1.3. STRATE 4**

La strate 4 représente le niveau supérieur limite et d'occupation maximale des espèces du sous-bois (64.50 % de recouvrement moyen), représentés surtout par *Phillyrea media*, *Arbutus unedo*, *Cytisus triflorus*, *Erica arborea* et accessoirement *Viburnum tinus*.

### **3.2.1.4. STRATE 3**

La strate 3 représente un recouvrement relativement important avec 42.50 % en moyenne avec la dominance des espèces de la strate 4.

Le recouvrement de cette strate est inférieur à celui de la strate précédente, cette décroissance va régir les niveaux inférieurs.

### **3.2.1.5. STRATE 2**

Elle perd encore en recouvrement par rapport à la strate 3. Son recouvrement moyen est de 22.80 % avec notamment les mêmes espèces dominantes que les strates précédentes.

### **3.2.1.6. STRATE 1**

Encore plus faible, avec un recouvrement moyen de 11.40 %, mais sans dominance notable d'une quelconque espèce.

### **3.2.1.7. STRATE HERBACEE**

Le recouvrement des herbacés est très faible (4 % de recouvrement moyen). Cette faible importance des herbacés est le résultat d'un sous-bois important ne leur laissant que peu de chances de s'établir.

En résumé, le chêne-liège occupe l'étage dominant (> 4m) où il déploie un maximum de recouvrement au niveau de la strate 5. Le sous-bois développe le plus fort taux de recouvrement dans la strate 4 et régresse dans les strates plus basses. Le couvert des herbacés est faible, étouffées par la densité du sous-bois.

### **3.2.2. STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION UNE ANNEE APRES FEU (Cf. figure 16)**

Le feuillage de l'essence forestière se développe à partir de 2 m, occupant essentiellement les strates 5 (10.73 % de recouvrement moyen) et 4 (7.50 %) et très faiblement la strate 6 avec 2.08 %.

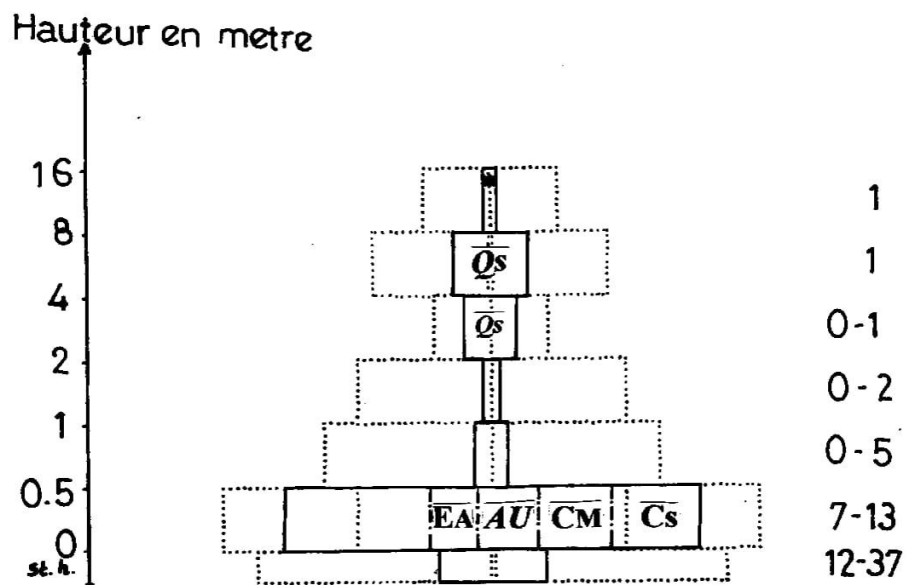
La rapidité d'occupation des strates hautes est due à la résistance au feu de *Quercus suber* rejetant vigoureusement, les branches périphériques, non couvertes d'une épaisseur de liège suffisante à leur offrir une résistance, meurent et les rejets partent abondamment plus bas, donc dans les strates 5 et 4. Ce fait est signalé aussi par SEBEI (1983) pour la même espèce dans les Pyrénées Orientales.

Le sous-étage où se développe le sous-bois, mais aussi les rejets de *Quercus suber*, observe un maximum de recouvrement dominé par *Cistus salvifolius*, *Cistus monspeliensis*, *Arbutus unedo* et *Erica arborea* au niveau de la strate 1 (61.52 % de recouvrement moyen). La strate 2 constituée exclusivement par : *Arbutus unedo*, *Cytisus triflorus*, rejets de *Quercus suber* et plus faiblement *Calycotome spinosa* et *Phillyrea media* ne représente que 5.14 % de recouvrement moyen. La strate 3 quasiment inexistante (2.62 %) est occupée exclusivement par *Cytisus triflorus* et les rejets de *Quercus suber*.

La strate herbacée contrairement à la formation "non brûlée" gagne en importance et est d'un recouvrement moyen de 16.03 %. L'importance de cette strate est le résultat de l'ouverture du milieu et de l'enrichissement de la couche superficielle du sol suite au passage du feu. Sans constituer des faciès propres, des espèces comme *Geranium robertianum*, *Fumaria capreolata*, *Vicia sativa*, *Anagallis arvensis*, *Lotus edulis* et *Medicago sp.* sont les plus abondantes.

### **3.2.3. STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION 2 ANS APRES FEU (Cf. figure 17)**

Nous tenons, avant de passer à la description des stades suivants, à souligner le caractère plus intense des incendies de 1981 et 1988 comparativement à ceux localisés de 1993 et 1994. De ce fait, la végétation et plus particulièrement le chêne-liège mettra plus de temps à refaire son couvert sur les sites anciennement incendiés que sur les plus récents.



$\overline{AU}$  : *Arbutus unedo*

$\overline{CM}$  : *Cistus monspeliensis*

$\overline{Cs}$  : *Cistus salvifolius*

$\overline{EA}$  : *Erica arborea*

$\overline{Qs}$  : *Quercus suber*

Figure 16 : Pyramide moyenne de végétation de l'état de 1 an après feu.

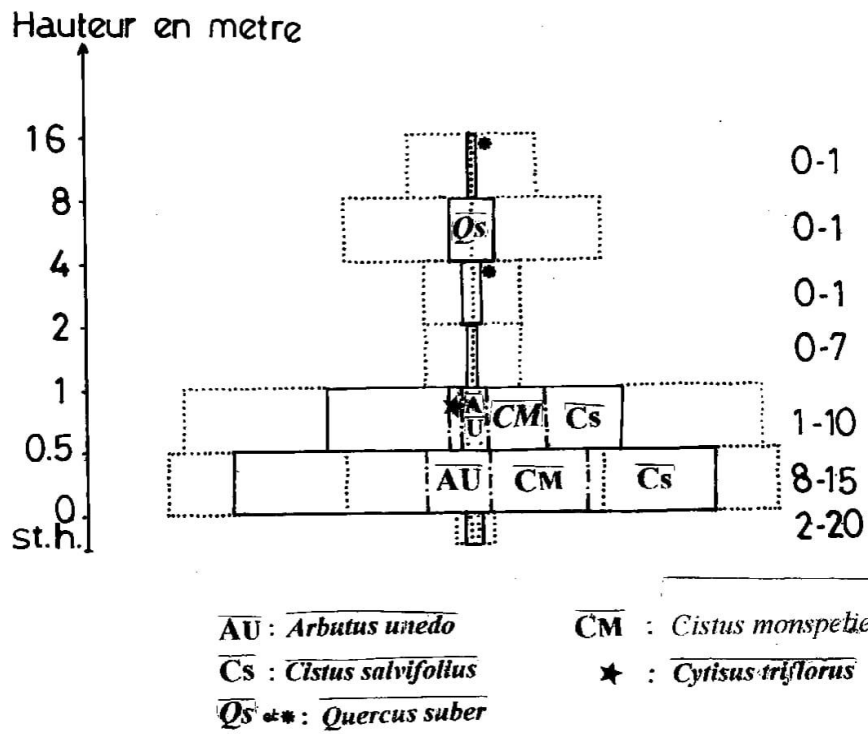


Figure 17 : Pyramide moyenne de végétation de l'état de 2 ans après feu.



Le chêne-liège se réorganise dans les strates hautes déployant un maximum de recouvrement au niveau de la strate 5 avec 6.46 % en moyenne. Les strates 6 et 4, faiblement occupées, ne représentent que 0.46 % et 2.89 % de recouvrement moyen respectivement.

Les strates basses occupées par les espèces du sous-bois et les rejets de *Quercus suber* se réorganisent en offrant un maximum de recouvrement moyen de 75 % au niveau de la strate 1 où domine *Cistus salvifolius*, *Cistus monspeliensis* et *Arbutus unedo*. La strate 2 atteint contrairement au stade de 1 an après feu un recouvrement moyen appréciable de 45.64 %, *Cistus monspeliensis*, *Cistus salvifolius* et à un degré moindre *Arbutus unedo* et *Cytisus triflorus* sont les espèces dominantes. La strate 3 est semblablement à l'état de 1 an après feu très faiblement occupée (1.61 % de recouvrement moyen).

Le recouvrement de la strate herbacée chute brusquement en raison de la densité importante du sous-bois et ne représente plus que 2.37 % de la surface du sol. Ce résultat est en concordance avec ceux de SEBEI (1983) qui note qu'une à deux années sont nécessaires pour que l'appauvrissement du tapis herbacé devienne effectif, à la suite notamment de l'extension du couvert des strates supérieures.

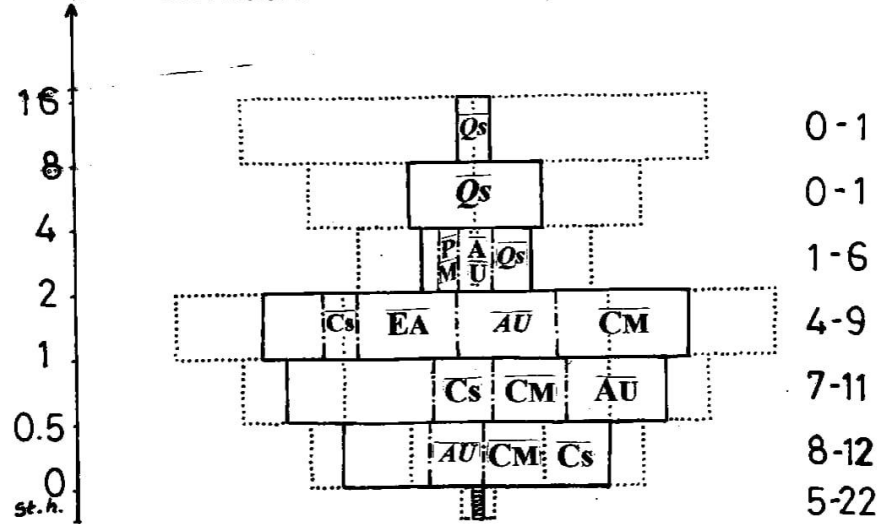
### **3.2.4. STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION 6 ANS APRES FEU (Cf. figure 18)**

La formation incendiée en 1988 échantillonnée en 1990 avait représenté l'état de 2 ans après feu et échantillonnée en 1994 elle représente l'état de 6 ans après feu que nous décrivons ci-après.

Affaibli sans doute par le feu, *Quercus suber* n'atteint toujours pas effectivement la strate 6 (4.62 % de recouvrement moyen) et les jeunes pousses qui se reforment à l'extrémité des branches se situent seulement à hauteur de la strate 5 qui se redéploie avec un recouvrement moyen de 20.05 %. Il faudra encore plus de temps, au delà de 6 ans de repos, pour voir le chêne-liège reconstituer sa structure d'avant le feu.

Les espèces du sous-bois reprennent et atteignent la strate 4, strate limite de leur occupation, avec un recouvrement moyen de 16.56 % ; autre que les rejets de *Quercus suber*, *Arbutus unedo* et à un degré moindre *Phillyrea media* sont les espèces les plus constitutives. La strate 3, dominée par *Cistus monspeliensis*, *Erica arborea* et *Arbutus unedo*, représente la strate d'occupation maximale du sous-bois

Hauteur en metre



AU : *Arbutus unedo*

CM : *Cistus monspeliensis*

Cs : *Cistus salvifolius*

EA : *Erica arborea*

PM : *Phillyrea media*

Qs : *Quercus suber*

Figure 18 : Pyramide moyenne de végétation de l'état de 6 ans après feu.

(63.82 % de recouvrement moyen), elle domine très faiblement la strate 2 (56.76 % de recouvrement moyen) dominée par *Arbutus unedo*, *Cistus monspeliensis*, *Cistus salvifolius* et accessoirement *Erica arborea* et *Phillyrea media*. Enfin, la strate 1 qui dominait à 1 an et à 2 ans après feu ne recouvre pour ce stade que 40.59 % de la surface du sol et dominée par *Cistus salvifolius*, *Cistus monspeliensis* et *Arbutus unedo*.

Nous remarquons pour ce stade, que les cistes et surtout *Cistus monspeliensis* perdent de leur importance et commencent à être surcités par *Arbutus unedo*, *Erica arborea* et *Phillyrea media* qui constituent vraisemblablement les faciès de la formation antérieure au feu vers lesquels évoluera le stade actuel de la végétation.

La strate herbacée perd encore de recouvrement et atteint sa limite la plus basse avec 1.29 % de recouvrement moyen. La multiplicité des strates agit négativement sur l'établissement des herbacées en raison d'un ombrage important.

### **3.2.5. STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION 9 ANS APRES FEU (Cf. figure 19)**

Après l'incendie de 1981, la végétation s'est réorganisée verticalement et horizontalement pour donner l'aspect physiognomique sur lequel sont relevés les recouvrements de chaque strate 9 ans plus tard en 1990. La description suivante vise à caractériser l'état quantitatif de la végétation et de là, son évolution par rapport aux états plus jeunes.

Le maximum de recouvrement de *Quercus suber* se concentre au niveau de la strate 5 (25.73 %), la strate 6 reprend aussi un recouvrement assez appréciable de 18.30 %. Cette densification de plus en plus importante du feuillage du chêne-liège résultant de rejets de souches de plus en plus nombreux et développés tendra à ramener ce stade vers un état semblable à son homologue "non incendié".

Le sous-bois se réorganise en offrant un recouvrement moyen de 45.87 % dans la strate 4 approchant ainsi l'occupation de son homologue témoin "non incendié". *Calycotome spinosa*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea* et *Cytisus triflorus* en sont les espèces dominantes. Comparativement à l'état de 6 ans après feu, la strate 3 représente ici la strate franchement dominante avec 67.33 % de recouvrement moyen, la strate 2 ne représente que 40.17 %. *Calycotome spinosa*, *Erica arborea*, *Cistus monspeliensis*, *Arbutus unedo* et accessoirement *Cytisus triflorus* et *Viburnum tinus* dominant dans la strate 3, tandis que la strate 2 est dominée par *Cistus*

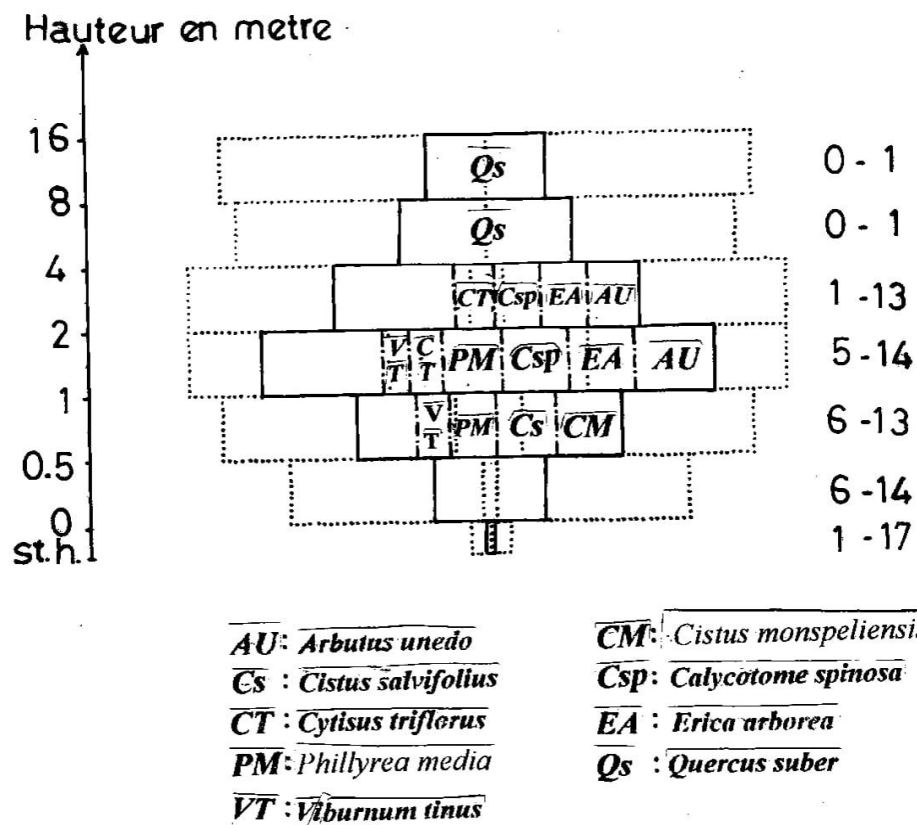


Figure 19 : Pyramide moyenne de végétation de l'état de 9 ans après feu.

*monspeliensis*, *Cistus salvifolius*, *Phillyrea media* et *Viburnum tinus*. La strate 1 encore plus faible n'offre que 16.63 % de recouvrement moyen, sans dominance appréciable d'un quelconque taxon.

Nous faisons la même remarque que précédemment sur le gain d'importance des espèces originelles du sous-bois et la régression des cistes.

Semblablement à l'état de 6 ans après feu, la strate herbacée ne recouvre que 1.33% de la surface du sol.

### **3.2.6 STRUCTURE VERTICALE DE LA VEGETATION 13 ANS APRES FEU (Cf. figure 20)**

La formation précédente incendiée en 1981, échantillonnée en 1994, constitue l'état de 13 ans après le feu dont nous décrivons la stratification.

La cicatrisation du couvert du chêne-liège est très avancée, sinon totale. Nous enregistrons des recouvrements encore plus forts que l'état de 9 ans après feu et équivalents à ceux de la formation "non incendiée". Au vu de ce résultat, nous pouvons conclure qu'au bout de 13 ans de repos après le feu, le chêne-liège arrive à reprendre globalement sa physiologie d'avant le feu.

L'étage du sous-bois se réorganise en offrant une structure identique à celle de l'état "non incendié". La strate 4 où domine *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea media* et les rejets de *Quercus suber* étant pareillement à l'état "non incendié", la strate d'occupation maximale du sous-bois (65.29 % de recouvrement moyen). En allant vers les niveaux de plus en plus inférieurs, nous assistons à une décroissance de la densité du sous-bois comme c'était le cas pour le témoin. Les espèces dominantes de la strate 4 et *Cytisus triflorus* dominent dans les strates 3 et 2. La strate 1 ne représentant plus que 23.82 % de recouvrement moyen, n'offre pas de dominance majeure, néanmoins *Erica arborea*, *Cistus salvifolius* et *Cistus monspeliensis* sont plus abondantes.

La strate herbacée, toujours faible avec un recouvrement moyen de 1.47 %, laisse émerger quelques espèces qui se localisent surtout dans les ouvertures laissées par la végétation ligneuse

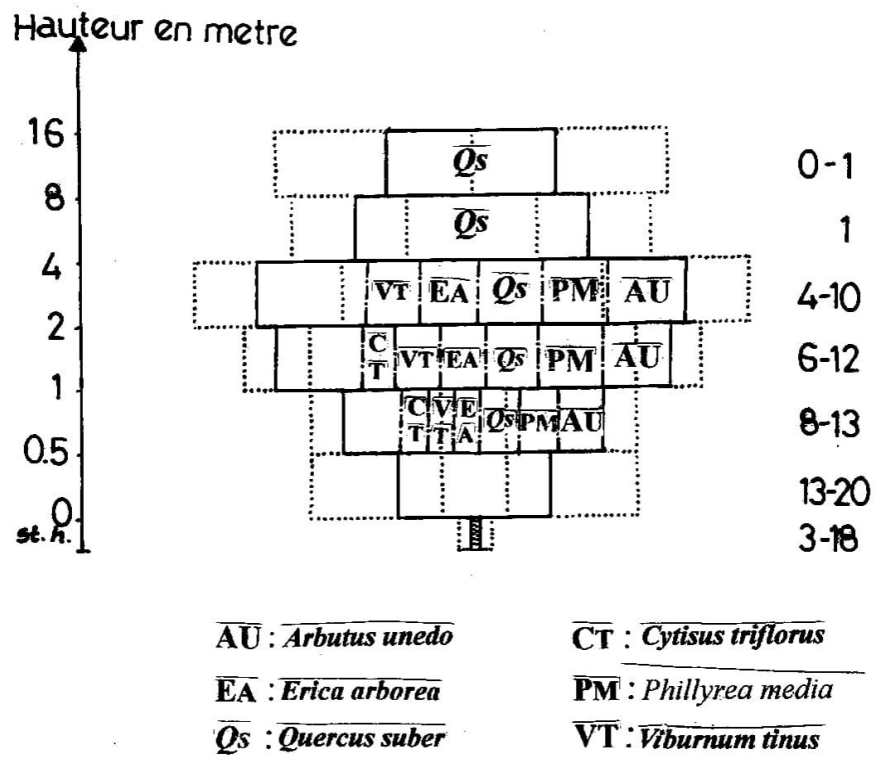


Figure 20 : Pyramide moyenne de végétation de l'état de 13 ans après feu.

### **3.3. DYNAMIQUE DES STRATES**

#### **3.3.1. INTRODUCTION**

Juste après un incendie, la végétation qui rejette réoccupe très rapidement et très abondamment la première strate.

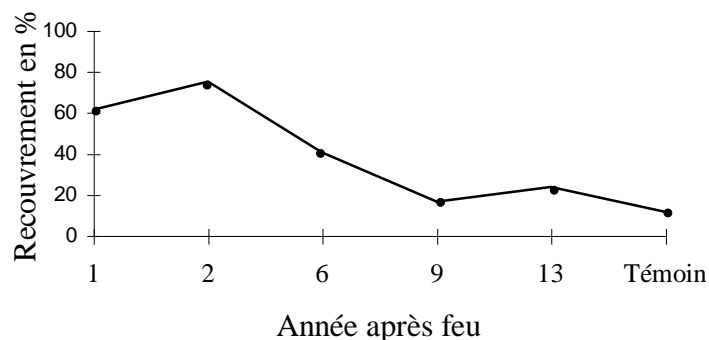
Au fur et à mesure que les années passent, s'il n'y a pas un nouvel incendie, la végétation tendra à investir les strates hautes. Il y a ainsi une remontée de la strate dominante ou, selon la terminologie de GODRON (1975) in TRABAUD (1980), "remontée du couvert".

Lorsque les communautés dominées par les végétaux ligneux, qui rejettent de souches, vieillissent, les rameaux inférieurs se lignifient, perdent leurs feuilles, tandis qu'ils émettent des tiges plus jeunes couvertes de nouvelles (TRABAUD, 1983a). Il se manifeste ainsi, une tendance à la poussée vers le haut de la végétation, hypothèse émise par GODRON (op. cit). Le maximum de feuillage est toujours situé à la périphérie des végétaux, à l'extrémité des rameaux, en vue d'une utilisation maximale de la lumière (TRABAUD, 1983a) et par conséquent les strates basses ne seront constituées que par des troncs d'un faible recouvrement au sol.

Les strates hautes apparaissent très tôt (1 année après feu). Cet état structural est le résultat de la résistance au feu de *Quercus suber*, protégé par l'écorce de liège - isolant thermique incombustible. Le tronc et les branches sont susceptibles de végéter et de donner de nouvelles pousses qui envahissent très tôt l'étage dominant par leur élancement. Ce phénomène accélère l'occupation des niveaux supérieurs; c'est pourquoi le suivi de la dynamique des strates se fera en tenant compte de la stratification invoquée dans la description de la structure verticale de la formation "non brûlée".

L'épanouissement du feuillage de *Quercus suber* dans les strates moyennes et basses, avant d'amorcer sa remontée, se superposant au couvert du sous-bois en soulèvement, accélère l'ascension.

#### **3.3.2. STRATE 1            0 - 0.5 m**



**Figure 21** : Evolution du recouvrement de la strate 1, au cours du temps, après feu.

La strate 1 apparaît très tôt après le feu. A 1 an, elle recouvre 61.52 % de la surface du sol. Elle est la strate dominante à 2 ans et tend à diminuer avec le temps pour correspondre à son homologue "non brûlée" à 9 ans déjà.

### 3.3.3. STRATE 2 0.5 - 1 m

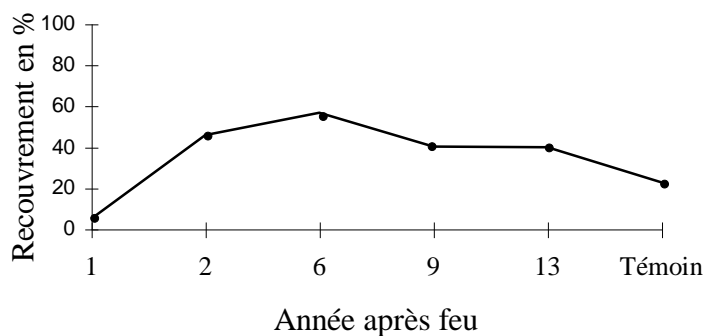


Figure 22 : Evolution du recouvrement de la strate 2, au cours du temps, après feu.

Cette strate atteinte à 1 an après feu par des brins de quelques espèces, gagne rapidement en importance et constitue la strate dominante à 6 ans. Au delà de cette date, elle décroît progressivement pour atteindre sa valeur minimale dans la formation "non incendiée". Il faudra attendre probablement au delà de 13 ans de repos pour voir son couvert régresser et atteindre son état d'avant le feu.

### 3.3.4. STRATE 3 1 - 2 m

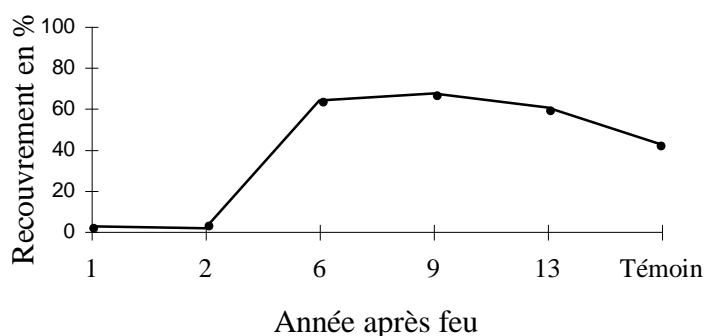


Figure 23 : Evolution du recouvrement de la strate 3, au cours du temps, après feu.



Cette strate est très faiblement occupée durant les deux premières années suivant le feu. Elle atteint un recouvrement important de 63.82 % à 6 ans après le feu, et correspond à 9 ans à la strate dominante pour régresser ensuite légèrement et régulièrement avec l'avancée de la succession.

### 3.3.5. STRATE 4      2 - 4 m

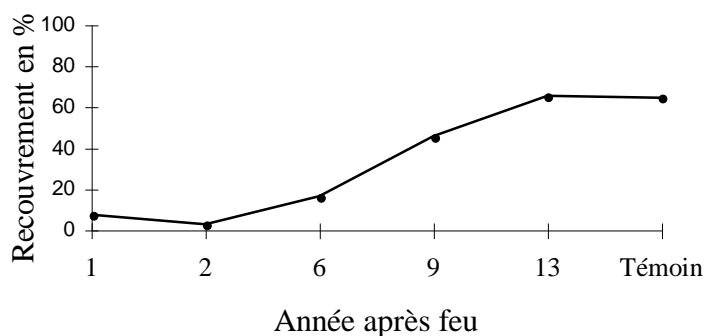


Figure 24 : Evolution du recouvrement de la strate 4, au cours du temps, après feu.

Semblablement à la strate 3, cette strate est très faiblement occupée durant les deux premières années suivant l'incendie. Cette occupation est le résultat d'un redéploiement exclusif de *Quercus suber* à son niveau. Au delà des deux premières années, son recouvrement évolue progressivement pour atteindre sa valeur d'occupation maximale à 13 ans après feu et se stabilise.

### 3.3.6. STRATE 5      4 - 8 m

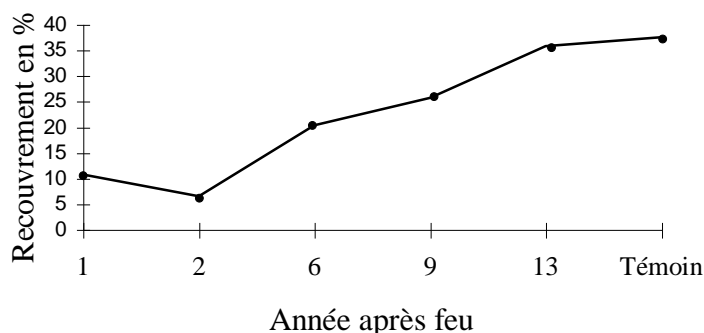


Figure 25 : Evolution du recouvrement de la strate 5, au cours du temps, après feu.

Cette strate et la suivante constituent l'étage de *Quercus suber* exclusivement. Elle apparaît juste après le feu, mais avec un recouvrement très clair pour s'améliorer progressivement dans le temps et correspondre à son homologue "non incendié", 13 ans après feu. Elle représente la strate dominante de l'étage supérieure durant toute la durée de la succession étudiée. La stabilisation du recouvrement de cette strate après 13 ans sans feu, illustre un retour total à l'état de son recouvrement initial.

La chute du recouvrement de cette strate à 2 ans relativement à l'état de 1 an après feu, pourrait être le fait de l'intensité plus forte de l'incendie de 1988.

### 3.3.7. STRATE 6 8 - 16 m

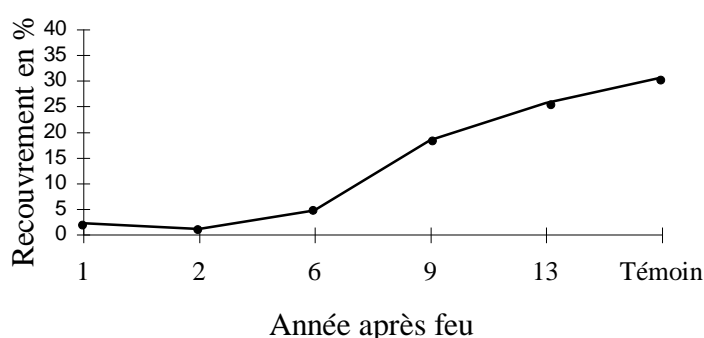


Figure 26 : Evolution du recouvrement de la strate 6, au cours du temps, après feu.

Le recouvrement de cette strate évolue de la même manière que pour la strate 5. Elle approche à 13 ans après feu son homologue "non incendié".

### 3.3.8. STRATE HERBACEE

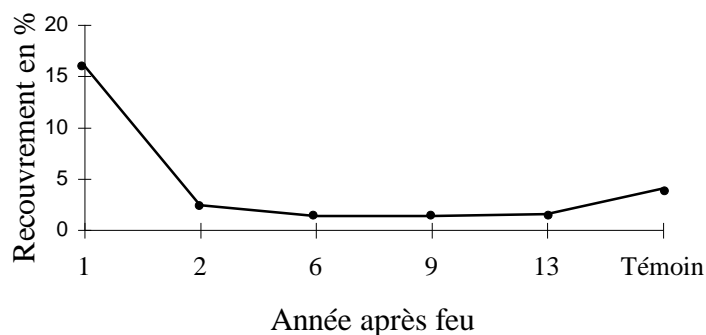


Figure 27 : Evolution du recouvrement de la strate herbacée, au cours du temps, après feu.

La strate herbacée est caractérisée par un recouvrement faible tout au long de l'observation, sauf pour l'état 1 an après feu pour qui nous notons un recouvrement moyen appréciable de 16.03 %.

Ce résultat concorde avec ceux retrouvés par DEBAZAC (1959), LE HOUEROU (1980) et TRABAUD (1980 et 1993) qui affirment que la strate herbacée gagne en recouvrement juste après le feu à la faveur de l'ouverture de la végétation.

Dès que le recouvrement des ligneux se referme, celui des herbacées diminue. C'est précisément les résultats de nos observations de 2 à 9 ans après incendie. Dans le témoin "non brûlé" et à un degré moindre à 13 ans après feu, le chêne-liège gagne en recouvrement, le sous-bois étouffé recouvre relativement moins d'espace ; profitant de cette ouverture au niveau des strates basses, la strate herbacée reprend ample de recouvrement.

#### **4. DISCUSSION ET CONCLUSION**

Du point de vue structural, la végétation paraît supporter spectaculairement le passage du feu. Ce phénomène est dû au fait que la quasi-totalité des taxons de la communauté (*Quercus suber* et espèces du sous-bois) sont des pyrophytes, développant une stratégie de résistance au feu (régénération par rejets).

Suivant les situations (identité des placettes), *Quercus suber* reprend différemment après le passage du feu. 9 ans après le feu, le peuplement reprend sa structure horizontale sur 84.86 % de sa superficie initiale (BEKDOUCHE et MEZAIR, 1992). Néanmoins, dans certaines placettes, suite à des actions anthropiques très localisées (démasclage, dessouchement et défrichement), le peuplement perd de sa densité et subit une régression irrémédiable.

Globalement, nous pouvons affirmer que le chêne-liège réagit très positivement au passage du feu et nécessite suivant les situations un pas de temps variable pour reprendre sa couronne initiale.

Le sous-bois reprend sa densité et son recouvrement d'avant le feu très rapidement. Une année après le feu, nous notons un recouvrement très appréciable de 62.07 %. La cicatrisation est totale à la deuxième année, son recouvrement ne diffère pas significativement de ceux des stades plus vieux. Cette vitesse de cicatrisation semble être plus spectaculaire que celles notées par TRABAUD (1980 et 1993).

Ce résultat reflète une forte densité du sous-bois, ce qui constitue une formation végétale impénétrable que nous pouvons qualifier de maquis surcimé d'une strate claire à *Quercus suber*. Pareillement, DEBAZAC (1959) qualifie les formations de basses altitudes à chêne-liège de Kroumirie (Tunisie) de brousse surmontée d'une strate arborescente.

Après le passage du feu, la végétation investit abondamment l'espace horizontal au niveau des strates basses (0 à 1 m) avant de gagner l'espace vertical. MESLEARD (1987) note, pour les peuplements à *Erica arborea* et à *Arbutus unedo* de Corse (France), un maximum de biomasse au niveau des strates basses dans les formations jeunes et au niveau des strates hautes dans les formations vieilles.

Ainsi, dès la première année, la strate 1 atteint en moyenne 61.52 % de recouvrement et 80 % dans les cas favorables. A 2 ans, ce recouvrement passe à 75% et 95 % dans les cas favorables. TRABAUD (1983a) signale que la végétation recouvre très vite les parcelles brûlées occupant tout l'espace dénudé avant de croître : 3 ans après le feu, la végétation recouvre 95 % de la surface du sol. Un résultat similaire est noté par FORGEARD (1990) pour les Landes britanniques.

Avec l'âge, les strates basses perdent de leur recouvrement au profit des strates supérieures pour offrir un maximum de recouvrement de 65.29 % (85 % dans le meilleur cas) au niveau de la strate 4, 13 ans après l'incendie. Cette remontée du couvert va encore se poursuivre à faire diminuer le recouvrement des strates inférieures, et faire augmenter celui des strates hautes pour correspondre à leurs homologues du témoin "non incendié".

TRABAUD (1980) pour la garrigue à *Quercus coccifera*, DEBUSSCHE (1978) cité par TRABAUD (1980) pour la lande à *Cytisus purgans* et TRABAUD (1993) pour les communautés ligneuses des Albères (France) font la même constatation en absence de perturbations.

Ainsi, donc, après le feu, il y a retour de la végétation du sous-bois vers un état structural semblable à celui qui préexistait à l'incendie.

L'occupation rapide, dès la première année après feu, des strates hautes (4, 5 et 6) est le fait de la régénération par rejet de *Quercus suber* qui survit au feu et envoie de nouvelles pousses se déployant dans cet étage.

*Quercus suber* occupe très tôt les strates hautes essentiellement entre 4 et 8 m, son recouvrement évolue progressivement avec le temps pour approcher, à 13 ans après feu, la structure de la formation "non incendiée". Ce retard dans la cicatrisation, malgré que l'espèce rejette vigoureusement, introduit la difficulté du chêne-liège à reconstituer sa structure initiale.

SEBEI (1983) constate un recouvrement de 20 % au niveau de la strate de 6 à 20 m, 8 mois seulement après l'incendie, lui permettant de mettre l'accent sur la grande faculté de réaction du chêne-liège vis-à-vis du feu ; signalant cependant avec certitude que le passage de l'incendie est un facteur hautement traumatisant.

## CHAPITRE V

### EVOLUTION DES PRINCIPAUX ELEMENTS BIOGENES DE LA COUCHE SUPERFICIELLE DU SOL, AU COURS DU TEMPS, APRES FEU

#### 1. INTRODUCTION

Le feu, par son action, induit des changements sur les propriétés physiques et chimiques du sol. Parmi les modifications physiques ; la dénudation du milieu, suite à la disparition de la végétation, induit des changements dans le microclimat et les capacités physiques du sol. Parmi les propriétés chimiques, la matière organique et les éléments nutritifs utilisés par les plantes subissent les modifications les plus importantes.

L'essentiel des travaux relatifs à l'effet du feu sur les sols des phytocénoses du bassin méditerranéen ont été réalisés en Europe, nous citons : en Grèce, ARIANOUTSOU et MARGARIS (1982) dans une phrygane ; FERRAN et VALLEJO (1992) dans une forêt à *Quercus ilex* en Espagne ; KUTIEL et NAVEH (1987a et b) cité par TRABAUD (1990b) dans une forêt mixte à *Pinus halepensis* et *Quercus calliprinos*, puis dans une forêt à *Pinus halepensis*, en Israël ; VIDRICH et al. (1977) cités par TRABAUD (1990b) dans une forêt mixte de pin en Italie ; en France, ROZE et FORGEARD (1982) dans les landes atlantiques ; ATHIAS-BINCHE et SAULNIER (1982) cités par TRABAUD (1991) dans une subéraie ; GILLON et RAPP (1989) dans une forêt dominée par *Pinus halepensis* et TRABAUD (1980, 1983a, 1990b) dans une garrigue à *Quercus coccifera*.

En Algérie, à notre connaissance, les seuls travaux entrepris sont ceux de RACHID (1987) dans une communauté à *Quercus suber* et LOUNIS (en préparation) dans la partie haute de la subéraie de Mizrana.

L'amplitude des impacts du feu dépend de son intensité, des caractéristiques du milieu et des communautés végétales considérées. A cet effet, les résultats notés dans les publications précédentes et par divers auteurs (VIRO, 1974 ; DE BANO et al., 1979 ; DUNN et al., 1979 ; RAISON, 1979 ; WOODMANSEE et WALLACH, 1981 ; BOERNER, 1982 ; COVINGTON et SACKETT, 1986 ; MARION et al., 1991 ; BLANK et al., 1994...) sont contradictoires.

## **2. TECHNIQUES D'ANALYSE**

Les échantillons de sol prélevés sur les six stations à 2, 3, 6, 9 et 12 mois après le feu (30 au total) sont séchés à l'air puis tamisés avant d'être soumis aux analyses chimiques.

Le dosage du carbone total est réalisé par une oxydation au moyen d'une solution de bichromate de potassium et d'acide sulfurique (méthode ANNE). Le taux de matière organique est obtenu en multipliant la valeur du carbone total par 1.72. L'azote total a été obtenu par la méthode KJELDAHL, avec un dosage colorimétrique à phénol-hypochlorite en milieu alcalin sur l'ammonium (réaction de BERTHELOT).

La capacité d'échange cationique (C.E.C.) est obtenue par la réaction qui consiste à échanger les ions du complexe argilo-humique par de l'ammonium et ensuite déplacée par du chlorure de sodium. L'ammonium est ensuite dosé colorimétriquement selon la méthode de BERTHELOT. Le dosage des cations échangeables a été réalisé par photométrie à flamme pour Na et K et absorption atomique pour Ca et Mg.

Le phosphore assimilable exprimé par  $P_2O_5$  est défini comme étant le phosphore soluble dans l'acide sulfurique à 0.002 N. Le milieu est tamponné à  $PH_3$  par addition de sulfate d'ammonium (méthode TRUOG). Le dosage est fait colorimétriquement par réduction de complexe phosphomolybdique avec le chlorure stanneux. L'extraction du potassium assimilable exprimé par  $K_2O$  est faite au moyen du carbonate d'ammonium, le dosage a été ensuite fait par photométrie de flamme (méthode PROTASSOVA).

## **3. RESULTATS**

### **3.1. MATIERE ORGANIQUE**

Immédiatement après le passage du feu, nous enregistrons un taux important de matière organique. Ce taux est globalement constant de 2 à 9 mois, au delà il chute légèrement (Cf. figure 28).

Nos résultats sont comparables à ceux notés en Espagne par SANROQUE *et al.* (1985) et VEGA *et al.* (1987) cités par TRABAUD (1991) dans des formations végétales dominées par *Pinus halepensis* : après une augmentation initiale suite au passage du feu, ils constatent une diminution progressive de la matière organique. Le même résultat est noté par TRABAUD (1983a et 1990b) pour la garrigue à *Quercus coccifera* en France. Cet auteur explique l'accroissement du taux de matière organique après le feu par l'apport des cendres et des chicots carbonisés incorporés au sol superficiel.

### **3.2. CARBONE TOTAL**

Semblablement à la matière organique, le taux de carbone retrouvé est important les premiers mois et tend à se stabiliser avec le temps (Cf. figure 29).

L'importance du carbone au cours des premiers mois suivant le feu serait dû à l'apport de cendres et de charbons de bois non brûlés incorporés dans la couche superficielle du sol (Cf. METZ, LOTTI et KLAWITLER, 1961 ; NYE et GREENLAND, 1964 ; CHRISTENSEN, 1973 in RAISON, 1979).

En Italie, dans une forêt mixte de pins et feuillus, VIDRICH *et al.* (1977) cités par TRABAUD (1990b) constatent un accroissement du carbone organique immédiatement après le passage du feu, puis un retour à l'état initial au bout d'une année.

En Algérie, RACHID (1987) constate, dans une subéraie du sub-humide, un accroissement du carbone total dans les parcelles incendiées, puis une diminution progressive pour atteindre les valeurs des parcelles non incendiées au bout de 2 ans après le feu.

### **3.3. AZOTE TOTAL**

Les résultats illustrés par les histogrammes de la figure 30 font ressortir que durant les six premiers mois après le passage du feu, l'azote affiche ses valeurs les plus élevées. Par la suite, nous assistons à une baisse légère sur toutes les parcelles prélevées.

Ce résultat serait la résultante d'une perte par volatilisation essentiellement et d'un enrichissement apporté par les cendres, l'hydrolyse des protéines et la fixation symbiotique. En effet, DE BANO *et al.* (1979), BOERNER (1982), GILLON et RAPP (1989) et GILLON (1990) font remarquer qu'au cours du feu, pratiquement tout l'azote contenu dans le combustible végétal est perdu par volatilisation. Cependant, un net accroissement en azote minéral sous forme ammoniacale est noté. Ainsi, RAPP (communication personnelle) cité par GILLON (1990) a mesuré, quelques heures après un brûlage dirigé sous *Pinus halepensis*, 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. Ainsi, cette production immédiate et importante d'azote ammoniacal au niveau du sol ne semble donc pas être liée à l'apport de cendres, mais serait due à l'échauffement des couches superficielles du sol et l'hydrolyse des protéines (RAISON, 1979).

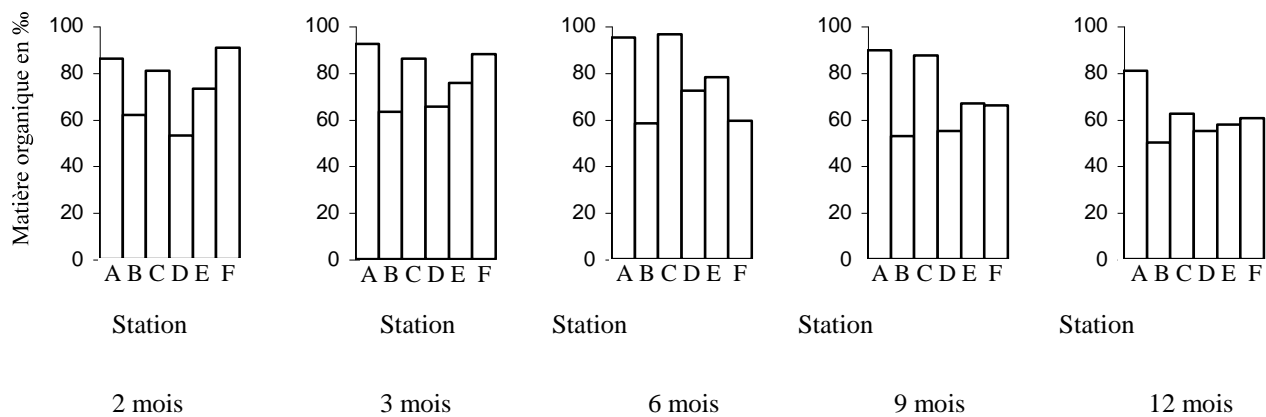


Figure 28 : Evolution de la teneur en matière organique, au cours du temps, après feu.

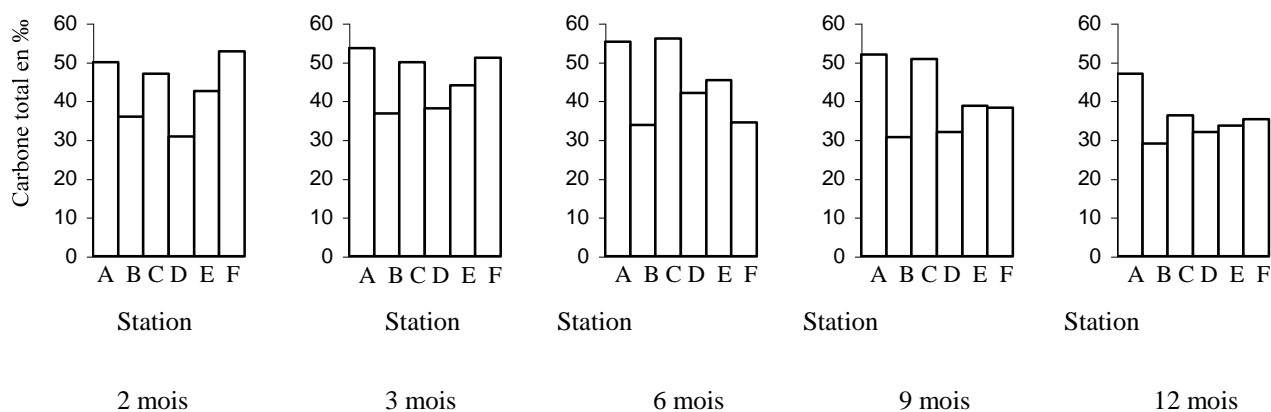


Figure 29 : Evolution de la teneur en carbone total, au cours du temps, après feu.

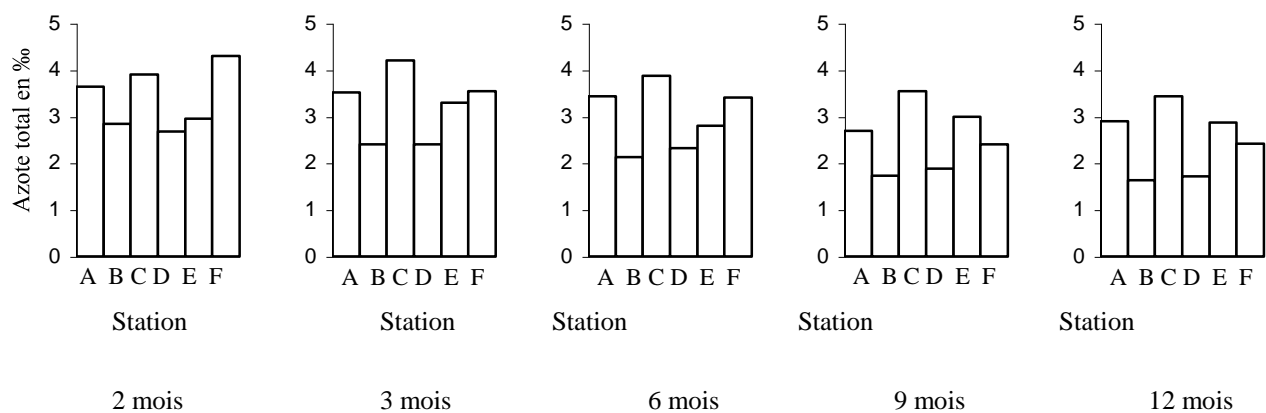


Figure 30 : Evolution de la teneur en azote total, au cours du temps, après feu.



COVINGTON et SACKETT (1986) enregistrent des concentrations, généralement, plus élevées en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$  dans les placettes soumises à des feux répétés comparativement aux placettes non brûlées. Néanmoins, au bout de 4 à 5 ans sans feu, les placettes incendiées et non incendiées s'égalisent.

Dans une subéraie algérienne située dans les mêmes conditions climatiques que la subéraie sur laquelle porte notre présent travail, RACHID (1987) enregistre des teneurs en azote importantes dans les sols incendiés, puis s'amenuisent progressivement pour devenir comparables à celles des sols non incendiés deux ans plus tard. Ce résultat peut être rapproché au notre.

### **3.4. RAPPORT C/N**

Le rapport C/N donné par la figure 31 est un indice particulièrement précieux permettant de caractériser les potentialités biologiques d'un sol (VIRO, 1974 ; DUCHAUFFOUR, 1977). La teneur du sol en matière organique nous informe sur sa teneur en carbone, le rapport C/N renseigne donc sur la richesse en azote du sol. Plus le sol est riche en azote, plus le rapport C/N est bas et plus la minéralisation est importante.

Etant fonction du carbone et de l'azote, ce rapport varie avec l'évolution de ces deux éléments.

Les valeurs du rapport sont les plus basses pendant les premiers mois suivant l'incendie (2 à 3 mois) et les plus importantes à la fin du cycle de prélèvement (9 à 12 mois). C'est, donc, pendant les premiers mois suivants le feu que les sols sont biologiquement plus actifs, ce qui permet une reprise très rapide de la végétation immédiatement après la perturbation : nous avons noté des repousses végétatives de la presque totalité des taxons ligneux et semi-ligneux de la communauté et des germinations d'un nombre important d'espèces herbacées à 2 mois après le feu sur toutes les parcelles étudiées.

### **3.5. CAPACITE D'ECHANGE CATIONIQUE (C.E.C.)**

Les valeurs de la C.E.C., représentées sur la figure 32, sont variables au cours des observations successives après le feu et entre les placettes pour une même période d'observation. Néanmoins, nous pouvons noter que généralement, elles sont plus importantes juste après le passage du feu et diminuent légèrement au cours du temps.

TRABAUD (1990b) note des valeurs généralement plus élevées de la C.E.C. dans les sols brûlés que dans ceux n'ayant pas subi l'action du feu.

Dans les conditions normales, les éléments minéraux sont libérés continuellement et lentement et sont considérés, en général, comme disponibles pour la végétation. Le feu bouleverse cet équilibre et entraîne une libération massive des éléments nutritifs. Une partie est rendue directement accessible à la végétation en expansion, l'autre partie est rapidement entraînée dans le profil et hors de celui-ci par ruissellement, lessivage interne et action érosive du vent (Cf. RAISON, 1979, 1980).

### **3.5.1. CALCIUM**

La majeure partie de la capacité d'échange cationique est occupée par le calcium. Nous sommes en présence d'un sol saturé en calcium.

L'évolution des valeurs de ce cation, représentée par les histogrammes de la figure 33, au cours du temps après le feu, ne semble pas avoir une direction appropriée. Néanmoins, il affiche ses valeurs les plus grandes durant le début des observations et diminue parallèlement à la diminution de la capacité d'échange cationique.

VIRO (1974) et GILLON (1990) notent que parmi tous les cations échangeables, c'est le stock initial du calcium qui est le moins touché puisque ses pertes sont dues uniquement au transport de particules. D'autre part, KOZLOWSKI et AHLGREN (1974) cités par WOODMANSEE et WALLACH (1981) enregistrent une augmentation trois fois plus importante dans les sols brûlés d'une forêt de conifères.

### **3.5.2 MAGNESIUM**

Les premiers mois après le passage du feu, les valeurs du magnésium sont les plus grandes, puis elles s'amenuisent avec le temps (Cf. figure 34).

Les résultats trouvés par divers auteurs concernant ce cation sont divergeant. Ainsi, AHLGREN et AHLGREN (1960) et KOZLOWSKI et AHLGREN (1974) cités par WOODMANSEE et WALLACH (1981) et ST-JOHN et RUNDEL (1976), KUTIEL et NAVEH (1987b) cités par TRABAUD (1990b) observent un accroissement des teneurs en magnésium suite au feu ; tandis que RUNDEL et PARSONS (1980), KUTIEL et NAVEH (1987a) cités toujours par TRABAUD (1990b) trouvent une diminution.

Les quantités de magnésium libérées juste après le passage du feu diminuent rapidement suite aux pertes par ruissellement, lessivage et érosion par le vent.

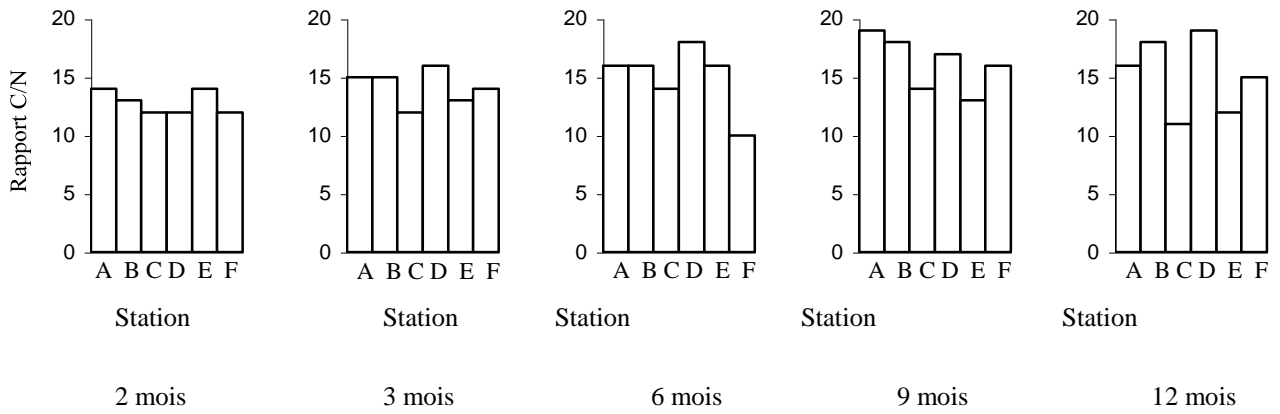


Figure 31 : Evolution du rapport C/N, au cours du temps, après feu.

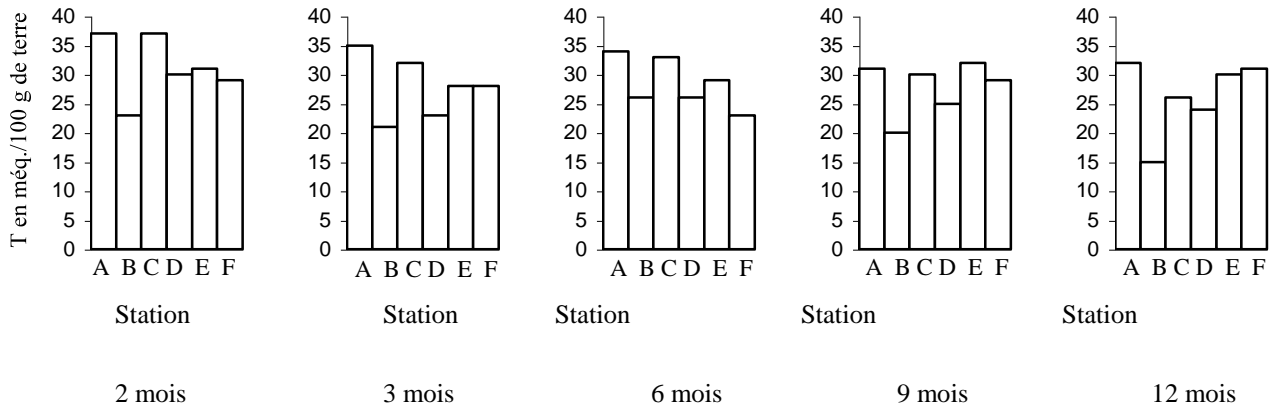


Figure 32 : Evolution de la capacité d'échange cationique, au cours du temps, après feu.

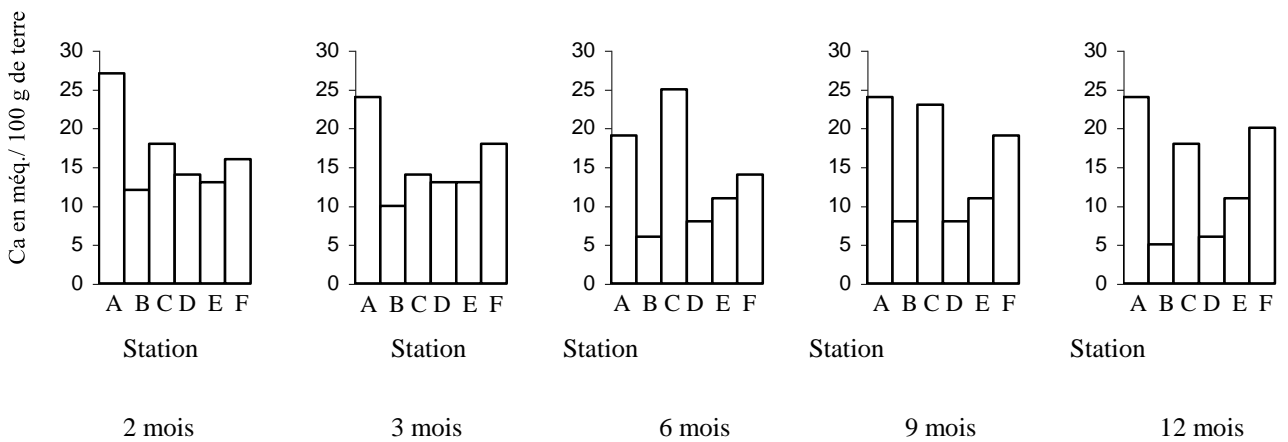


Figure 33 : Evolution de la teneur en calcium échangeable, au cours du temps, après feu.

### **3.5.3. POTASSIUM**

Globalement, les valeurs les plus importantes du potassium sont notées immédiatement après le feu (Cf. figure 35). Comme pour le calcium, il ne semble pas y avoir une loi générale dans la dynamique de ce cation. Les résultats avancés par différents auteurs sont contradictoires (Cf. RAISON, 1979 ; WOODMANSEE et WALLACH, 1981 et TRABAUD, 1990b).

Généralement, après des teneurs élevées suite à l'apport des cendres, il y a retour à l'état d'avant le feu et ceci par pertes dues au ruissellement et au lessivage.

### **3.5.4. SODIUM**

Parmi tous les cations échangeables étudiés, le sodium est celui qui affiche les valeurs les plus faibles (Cf. figure 36).

Nous ne constatons pas une évolution notable durant la période des observations : c'est l'élément le plus stable. Les évolutions de ce cation peuvent passer inaperçues en raison de sa rareté dans le milieu.

TRABAUD (1980, 1983a et 1990b) note immédiatement après le feu une baisse en sodium par rapport à l'état d'avant le feu.

## **3.6. PHOSPHORE ET POTASSIUM**

Le feu ne semble pas engendrer des changements dans les quantités de phosphore ( $P_2O_5$ ) et de potassium ( $K_2O$ ) présentes dans la partie superficielle du sol et représentées respectivement sur les figures 37 et 38. Les fluctuations notées sont très aléatoires d'une observation à une autre et d'une station à une autre. Ceci peut être imputé à une hétérogénéité édaphique stationnelle et aux conditions climatiques de l'année (surtout précipitations).

Un résultat globalement similaire est enregistré par TRABAUD (1990b). D'autres auteurs signalent des changements pour le phosphore entre les parcelles brûlées et non brûlées. VIRO (1974) écrit que généralement après le feu, le phosphore assimilable augmente. De même, O'CONNEL (1977) cité par RAISON (1980) et DE BANO et KLOPATEK (1988) enregistrent une concentration en phosphore plus élevée dans les sols brûlés comparativement à ceux non brûlés.

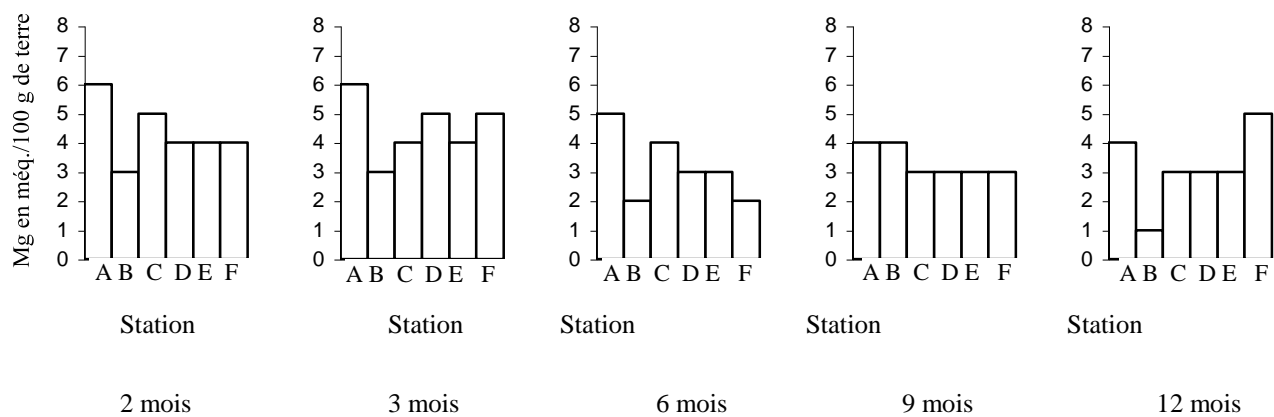


Figure 34 : Evolution de la teneur en magnésium échangeable, au cours du temps, après feu.

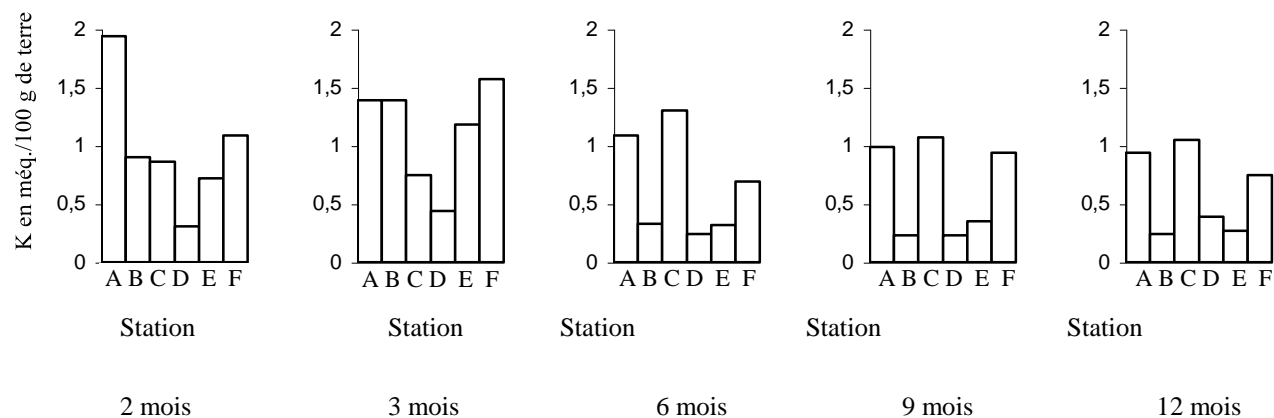


Figure 35 : Evolution de la teneur en potassium échangeable, au cours du temps, après feu.

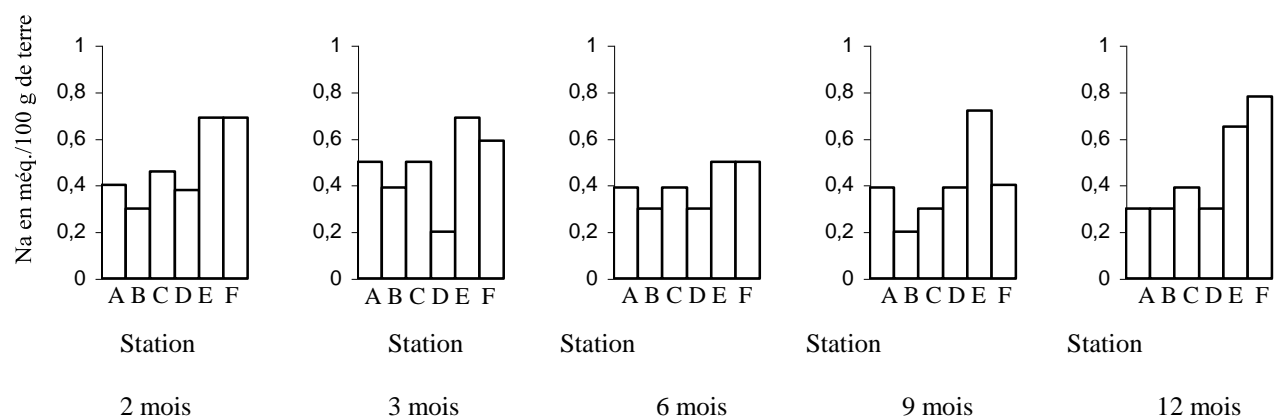


Figure 36 : Evolution de la teneur en sodium échangeable, au cours du temps, après feu.

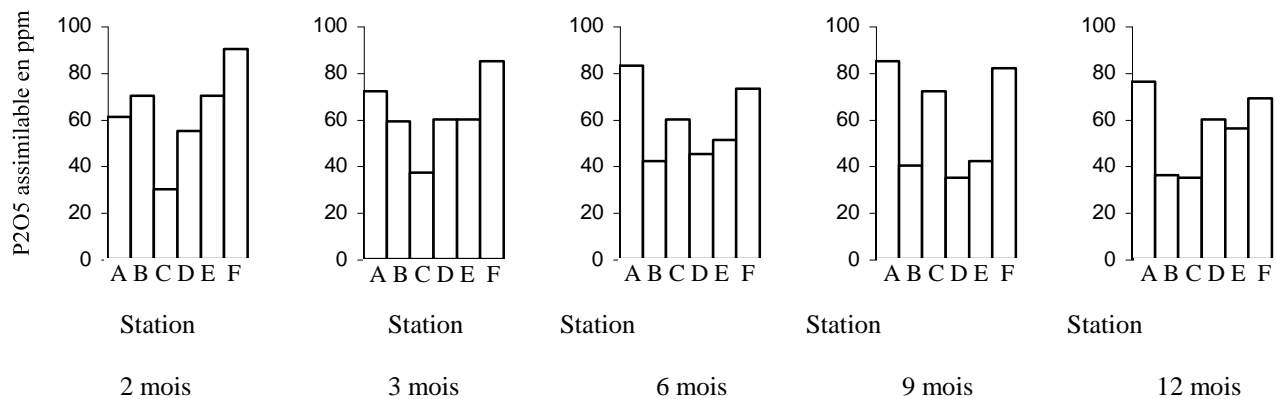


Figure 37 : Evolution de la teneur en phosphore assimilable, au cours du temps, après feu.

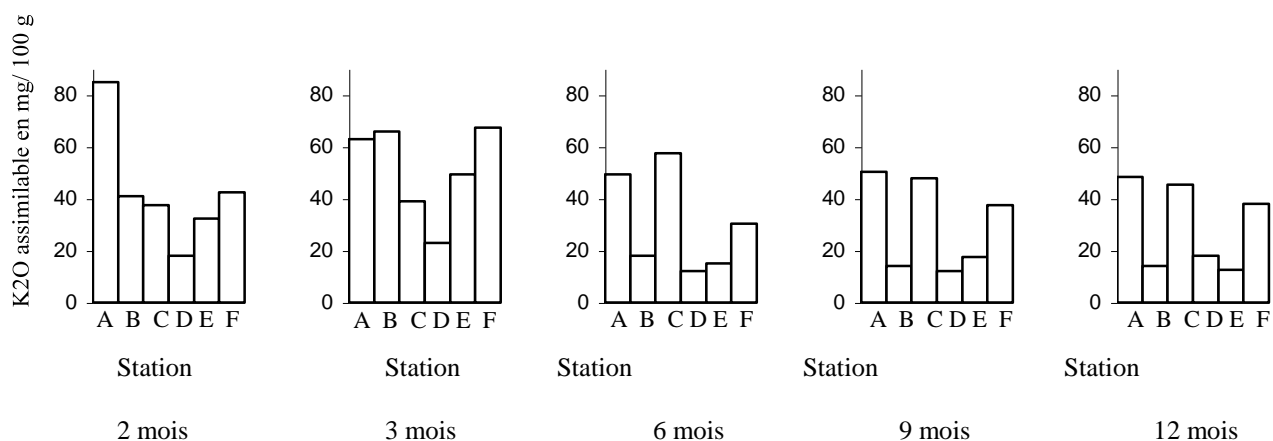


Figure 38 : Evolution de la teneur en potassium assimilable, au cours du temps, après feu.

#### **4. DISCUSSION ET CONCLUSION**

Le suivi pendant une année de l'évolution des principaux éléments biogènes dans les cinq premiers centimètres de la couche superficielle du sol de la communauté étudiée suite au feu, ne nous permet pas d'apporter des réponses définitives quant à l'impact du feu.

L'hétérogénéité édaphique de détail (différences inter-placettes), les changements induits par les conditions climatiques de l'année et le pas de temps insuffisant d'une année, en sont les raisons principales.

Néanmoins, outre ces restrictions, certaines tendances globales se dessinent.

Immédiatement après le passage du feu, nous enregistrons les taux les plus élevés pour l'ensemble des éléments étudiés, excepté pour le sodium, le phosphore ( $P_2O_5$ ) et le potassium ( $K_2O$ ) qui n'affichent pas des évolutions perceptibles. Avec la cicatrisation du milieu, nous assistons à une diminution des taux de ces éléments. Cette baisse pourrait être interprétée comme un retour à l'état d'avant le feu, ce qui nous permettrait d'affirmer avec divers auteurs (TRABAUD, 1980, 1983a, 1990b ; GILLON et RAPP, 1989 ; GILLON, 1990 ; MARION et *al.*, 1991...) que la couche superficielle du sol de la communauté étudiée est enrichie les premiers mois suivants le feu.

Après une expérimentation sur 20 ans, TRABAUD (1990b) note un enrichissement du sol superficiel de la garrigue à *Quercus coccifera* immédiatement après le feu et un retour à des niveaux identiques à ceux d'avant le feu, en l'espace de 2 ans. MARION et *al.* (1991) enregistrent, dans les cinq premiers centimètres du sol, une augmentation immédiate de tous les éléments.

L'enrichissement du sol, les premiers mois suivants le feu, est le résultat de l'apport de cendres contenant des éléments minéraux provenant de la combustion de la végétation et de la litière. Les cendres sont riches en matières organiques ; les cendres noires en contiennent plus de 90 % et les cendres grises 12 à 55 % (RAISON et *al.*, 1985 in GILLON, 1990). Elle concentre surtout les cations peu volatiles, tel le calcium, le phosphore et le potassium. Néanmoins, une bonne partie des éléments minéraux apportés par les cendres sont perdus par ruissellement, lessivage interne et action érosive du vent (Cf. RAISON, 1980). Ceci, en plus des quantités volatilisées au cours du feu (l'azote par exemple se volatilise presque totalement).

La reprise rapide de la végétation après le feu (rôle joué par les cistes essentiellement dans la communauté étudiée) et la stimulation de l'activité des micro-organismes (Cf. WOODMANSEE et WALLACH, 1981) qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu, sont les mécanismes majeurs de conservation des éléments minéraux du sol. FERRAN et VALLEJO (1992) notent aussi pour leur part l'importance des espèces du sous-bois d'une forêt à *Quercus ilex* en Espagne dans la rétention rapide des nutriments après le feu.

Contraint par le temps et surtout l'hétérogénéité édaphique de détail, nous ne pouvons ni réaliser ce travail sur un pas de temps suffisant ni disposer d'un état témoin comparatif. L'hétérogénéité inter-placettes du sol est avancée, entre autres, par RAISON (1979) et TRABAUD (1980) comme contrainte majeure à l'étude de la dynamique des éléments biogènes après feu. En effet, pour pouvoir conclure sur l'impact du feu sur la communauté étudiée, il faudra asseoir un dispositif d'échantillonnage intégrant des témoins, permettant de maîtriser les diverses sources de variation spatiales et temporelles du sol (Cf. MARION et *al.*, 1991) et faisant l'objet d'un suivi par un mode diachronique sur un pas de temps suffisant à la cicatrisation totale du milieu (Cf. RAISON, 1980 pour une discussion sur la méthodologie de travail dans l'évolution des sols après feu).

En conclusion préliminaire, le feu ne semble pas être une perturbation apportant des changements importants dans le stock des différents éléments biogènes du sol superficiel de la subéraie de Mizrana, mais plutôt une force écologique à impact fugace et les sols de la communauté étudiée gardent leur inertie.



## CONCLUSION GENERALE

Au terme de ce travail, nous pouvons conclure, au vu des résultats présentés, que la dynamique de la subéraie étudiée montre qu'il n'y a aucun changement profond dans la composition floristique, structure de la végétation et stock des éléments biogènes de la couche superficielle du sol. Nous sommes en présence d'une communauté stable et adaptée au passage du feu.

La richesse et la diversité floristiques sont maximales durant les premières années succédant au feu du fait de la fréquence des taxons herbacés. Nombre de ces taxons, particulièrement les annuels, disparaissent avec l'avancée de la succession ; induisant une diminution de ces paramètres.

L'essentiel des taxons apparaissant après le feu proviennent d'organes souterrains de survie (bulbes, souches, rhizomes, tubercules, graines) présents dans le sol avant le passage du feu. 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. Cette cicatrisation serait plus avancée si ce n'est l'importance de la variation spatiale.

L'application de l'analyse factorielle des correspondances confirme cette homogénéité floristique des placettes des différents stades de la végétation. De plus, cette analyse ordonne les relevés selon un gradient d'âge après feu, ce qui atteste d'un retour graduel et ordonné à l'état initial.

Cette cicatrisation floristique s'accompagne d'une cicatrisation des faciès de la végétation. Ainsi, les niveaux de concentration du couvert et degré de présence des taxons ne semblent point affectés, à terme, par le passage du feu.

Parmi les modèles de successions cités dans la littérature, le modèle de la "composition floristique initiale" avancé par EGLER (1954) et celui d' "inhibition" proposé par CONNELL et SLATYER (1977) 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 des taxons préexistants est le résultat des adaptations au passage du feu et autres contraintes environnementales et actions anthropiques depuis des millénaires.

Après incendie, l'accroissement quantitatif de la végétation tend vers une structure comparable à celle de l'état témoin "non incendié". Très rapidement, la végétation reprend et recouvre la surface du sol. Puis, avec le temps, nous assistons à une multiplicité des strates avec une modification de la proportion du matériel végétal des strates basses vers les strates de plus en plus hautes. Au bout de 13 années après le feu, la structure horizontale et verticale de la formation est semblable à celle de l'état témoin "non brûlé".

Le suivi pendant une année de l'évolution des principaux éléments biogènes de la couche superficielle du sol de la communauté étudiée, après le passage du feu, ne nous permet pas d'y apporter des conclusions définitives. L'hétérogénéité édaphique de détail, les changements induits par les conditions climatiques de l'année et le pas de temps insuffisant d'une année en sont les principales raisons.

Cependant, outre ces restrictions, certaines tendances globales se dessinent. Immédiatement après le feu, les valeurs les plus élevées pour l'ensemble des éléments sont enregistrées excepté pour le sodium, le phosphore ( $P_2O_5$ ) et le potassium ( $K_2O$ ) qui affichent des taux stables pendant toute la durée des prélèvements. Avec la cicatrisation du milieu, nous assistons à une diminution des taux de ces éléments. Cette baisse est interprétée comme un retour à l'état initial. Ce résultat est synonyme d'un enrichissement minéral du sol superficiel les premiers mois suivants le feu.

Le feu ne semble pas être, donc, une perturbation apportant des changements profonds dans le stock des différents éléments biogènes du sol superficiel de la subéraie de Mizrana, mais plutôt une force écologique à impact fugace.

Pour une meilleure approche de la dynamique des milieux après feu, il semble indispensable de disposer d'un pas de temps suffisant et d'une collaboration technique qualifiée afin de pouvoir procéder par une approche expérimentale à l'analyse fine d'un nombre de placettes suffisant pour espérer retracer finement la succession sous ses divers aspects.

## BIBLIOGRAPHIE

- ABBAS H., BARBERO M. et LOISEL R., 1984. - Réflexion sur le dynamisme actuel de la régénération du pin d'alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans les pinèdes incendiées en Provence calcaire (de 1973 à 1979). *Ecologia Mediterranea* 10 (3/4) : 85 - 104.
- ABED R., 1993. - Etude de la dynamique et des biomasses aériennes après incendie, en forêt de chêne-liège (*Quercus suber* L.). Cas de la forêt de Mizrana (Tizi-Ouzou). Thèse Ing. d'Etat. Institut d'Agronomie, Univ. Tizi-Ouzou. 74 p.
- ACHERAR M., 1978. - 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. 33 p.
- ACHERAR M., 1981. - La colonisation des friches par le pin d'alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans les basses garrigues du Montpelliérais. Thèse Doct. 3ème cycle. U.S.T.L., Montpellier. 210 p.
- ACHERAR M., LEPART J. et DEBUSSCHE M., 1984. - La colonisation des friches par le pin d'alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Languedoc méditerranéen. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* 5 (19), n°2 : 179 - 189.
- ADAMS P.W. and BOYLE J.R., 1980. - Effects of fire on soil nutrients in clearcut and whole-tree sites in Central Michigan. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44 : 847 - 850.
- ADAMS P.W. and BOYLE J.R., 1982. - Soil fertility changes following clearcut and whole-tree harvesting and burning in Central Michigan. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46 : 638 - 640.
- AKMAN Y. et DAGET P., 1981. - Problèmes posés par la détermination des climats méditerranéens. *Communications Fac. Sci. Univ. d'Ankara, ser. Bot.* 24 : 15 - 27.
- ARIANOUTSOU M. and MARGARIS N.S., 1982. - Decomposers and the fire cycle in a phrygianic (east mediterranean) ecosystem. *Microb. Ecol.* 8 : 91 - 98.
- BAGNOULS F. et GAUSSEN H., 1953. - Saison sèche et indice xerothermique. Documents pour les cartes des productions végétales, 3 : cartographie des limites écologiques. 6, art. 8, *Fac. Sci., Toulouse.* 47 p.
- BARBERO M., LOISEL R. et QUEZEL P., 1992. - Biogeography, ecology and history of mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. In : *Quercus ilex* ecosystems : function, dynamique and management. ROMANE F. and TERRADAS J. (eds.). Reprinted from *Vegetatio* 99-100 : 19 - 34.
- BARBERO M., QUEZEL P. et LOISEL R., 1990. - Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. *Rev. Forêt Médit.* 12 (3) : 194 - 213.
- BASTIN C., BENZECRI J.P., BOURGARIT C. et CAZES P., 1980. - Pratique de l'analyse des données. Tome 2 : abrégé théorique et étude de cas modèle. Dunod, Paris. 466 p.
- BAZZAZ F.A., 1968. - Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, Southern Illinois. *Ecology* 49 : 924 - 936.

- BECKER M., 1979. - Une étude phytoécologique sur les plateaux calcaires du Nord-Est (Massif de Haye-54) : utilisation de l'analyse des correspondances dans la typologie des stations. Relations avec la productivité et la qualité du hêtre et du chêne. *Ann. Sci. Forest.* 36 (2) : 93 - 124.
- BEKDOUCHE F. et MEZAIER R., 1992. - Contribution à l'étude de la dynamique des formations à *Quercus suber* après incendie : cas de la forêt de Mizrana (Tigzirt, Tizi-Ouzou). Thèse Ing. d'Etat. Institut d'Agronomie, Univ. Tizi-Ouzou. 122 p.
- BENZECRI J.P. et coll., 1973. - L'analyse des données. Tome 2. L'analyse des correspondances. Dunod, Paris. 619 p.
- BERTRAND J.P., 1977. - Etude synchronique d'une succession dans une séquence à *Pinus halepensis* Mill. sur marnes à Guzargues (Hérault). D.E.A. U.S.T.L., Montpellier. 42 p.
- BLANK R.R., ALLEN F. and YOUNG J.A., 1994. - Extractable anions in soil following wildfire in a sagebrush-grass community. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58 : 564 - 570.
- BOERNER R.E.J., 1982. - Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *Bio science* 32, n° 3 : 187 - 192.
- BOUDY P., 1950. - Economie forestière nord-africaine. Vol. II, chap. I : monographie et traitement du chêne-liège. Larose, Paris. 29 - 251.
- BUSH J.K. and VAN AUKEN O.W., 1986. - Changes in nitrogen, carbone, and other surface soil properties during secondary succession. *Soil Sci. Soc. AM. J.* 50 : 1597 - 1601.
- CARPENTER F.L. and RECHER H.F., 1979. - Pollination, reproduction, and fire. *Am. Nat.* 113, n° 6 : 871 - 879.
- CHRISTODOULAKIS N.S., ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI M. and PSARAS G.K., 1986. - Post-fire leaf structure of two seasonally dimorphic resprouters. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* 7 (21), n° 1 : 97 - 102.
- COVINGTON W.W. and SACKETT S.S., 1986. - Effect of periodic burning on soil nitrogen concentration in Ponderosa pine. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50 : 452 - 457.
- DAGET J., 1979. - Les modèles mathématiques en écologie. Collection d'écologie, Masson. 170 p.
- DAGET P., 1977. - Le bioclimat méditerranéen : analyse des formes climatiques par le système d'EMBERGER. *Vegetatio* 34 (2) : 87 - 103.
- DAGET P., 1980a. - Sur les types biologiques botaniques en tant que stratégie adaptative (cas des thérophytes). In : Recherche d'écologie théorique, les stratégies adaptatives. Ouvrage collectif publié sous la direction de BARBAULT R., BLANDIN P. et MEYER J.A. Maloine S. A. (ed.), Paris : 89 - 114.
- DAGET P., 1980b. - Un élément actuel de la caractérisation du monde méditerranéen : le climat. *Comm. 1° colloque EMBERGER, Montpellier, Nat. Monsp., H. S.* : 101 - 126.
- DAGET P., 1984. - Introduction à la théorie générale de la méditerranéité. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 131, Actual. bot. (2/3/4) : 31 - 36.

- DAGNELIE P., 1975 - Théorie et méthodes statistiques. Vol. 2 : les méthodes de l'inférence statistique. Les presses agronomiques de Gembloux. 463 p.
- DE BANO L.F. and CONRAD C.E., 1978. - The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59 : 489 - 497.
- DE BANO L.F., EBERLEIN G.E. and DUNN P.H., 1979. - Effects of burning on chaparral soils :I. Soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43 : 504 - 509.
- DE BANO L.F. and KLOPATEK J.M., 1988. - Phosphorus dynamics of pinyon-juniper soils following simulated burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52 : 271 - 277.
- DEBAZAC E.F., 1959. - La végétation forestière de la Kroumirie. *Ann. Ec. Nat. Eaux et For.* 14 (2), Nancy. 131 p.
- DEBUSSCHE M., ESCARRE J. and LEPART J., 1982. - Ornithochory and plant succession in mediterranean abandoned orchards. *Vegetatio* 48 : 255 - 266.
- DE LILLIS M. and FONTANELLA A., 1992. - Comparative phenology and growth in different species of the mediterranean maquis of central Italy. In : *Quercus ilex* ecosystems : function, dynamique and management. ROMANE F. and TERRADAS J. (eds.). Reprinted from *Vegetatio* 99-100 : 83 - 95.
- DENSLOW J.S., 1980. - Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia* (Berl.) 46 : 18 - 21.
- DERVIN C., 1990. - Comment interpréter les résultats d'une analyse factorielle des correspondances ? I.N.R.A. INA. P.G. 69 p.
- DJEBAILI S., 1984. - Recherches phytosociologiques et écologiques sur la végétation des hautes plaines steppiques et de l'Atlas saharien Algérien. Thèse Doct. d'Etat. U.S.T.L., Montpellier. 177 p.
- DUCHAUFOUR P., 1979. - Pédologie. Tome 2 : constituants et propriétés du sol. Masson, Paris. 459 p.
- DUNN P.H., DE BANO L.F. and EBERLEIN G.E., 1979. - Effects of burning on chaparral soils : II. Soil microbes and nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43 : 509 - 514.
- EMBERGER L., 1971. - Tavaux de botanique et d'écologie. Masson, Paris. 513 p.
- ESCARRE J., 1979. - Etude de successions post-culturales dans les hautes garrigues du Montpelliérais. Thèse Doct. 3ème cycle. U.S.T.L., Montpellier. 171 p
- ESCARRE J., HOUSSARD C., DEBUSSCHE M. et LEPART J., 1983. - Evolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne : étude de succession dans les garrigues du Montpelliérais (France). *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* 4 (18), n° 3 : 221 - 239.
- FERRAN A. and VALLEJO V.R., 1992. - Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. In : *Quercus ilex* ecosystems : function, dynamics and management. ROMANE F. and TERRADAS J. (eds.). Reprinted from *Vegetatio* 99-100 : 239 - 246.
- FINEGAN B., 1984. - Forest succession. *Nature* 312 : 109 - 114.

- FLINN M.A. and WEIN R.W., 1987. - Regrowth of forest understory species following seasonal burning. *Can. J. Bot.* 66 : 150 - 155.
- FONS R., GRABULOSA I. SAINT GIRONS M.C., GALAN-PUCHADES M.T. et FELIU C., 1988. - Incendie et cicatrisation des écosystèmes méditerranéens. Dynamique de repeuplement en micromammifères. *Vie Milieu* 38 (3/4) : 259 - 280.
- FORGEARD F., 1990. - Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica* 11 (2) : 191 - 213.
- FORGEARD F. et TALLUR B., 1986. - La recolonisation végétale dans une lande incendiée : étude de l'évolution de la structure de la végétation. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* 7 (21), n° 1 : 15 - 30.
- GAUTHIER B., GODRON M., HIERNAUX P. et LEPART J., 1977. - Un type complémentaire de profil écologique : le profil écologique 'indiqué'. *Can. J. Bot.* 55 : 2859 - 2865.
- GILLON D., 1990. - Les effets des feux sur la richesse en éléments minéraux et sur l'activité biologique des sols. *Rev. For. Fr.* XLII, n° sp. : 295 - 302.
- GILLON D. et RAPP M., 1989. - Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a mediterranean forest. *Plant and Soil* 120 : 69 - 77.
- GODRON M., DAGET P., EMBERGER L., LONG G., LE FLOC'H E., POISSONET J., SAUVAGE C. et WACQUANT J.P., 1968. - Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu. C.N.R.S., Paris. 296 p.
- GODRON M., GUILLERM J., POISSONET P., POISSONET M., THIAULT M. and TRABAUD L., 1981. - Dynamics and management of vegetation. Reprinted from *Mediterranean type-shrublands*. DI CASTRI F. et al. (eds.). Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. 317 - 344.
- GUINOCHET M., 1973. - Phytosociologie. Collection d'écologie. Masson, Paris. 227 p.
- HANLEY T.A., 1978. - A comparaison of the line-interception and quadrat estimation methods of determining shrub canopy coverage. *J. Range Manage.* 31 (1) : 60 - 62.
- HARPER J.L., 1977. - Population biology of plants. Academic Press, New-York. 892 p.
- HARTNETT D.C. and RICHARDSON D.R., 1989. - Population biology of *Bonamia grandiflora* (convulvaceae) : effects of fire on plant and seed bank dynamics. *Am. J. Bot.* 76 (3) : 361 - 369.
- HOUSSARD C., ESCARRE J. and ROMANE F., 1980. - Development of species diversity in some mediterranean plant communities. *Vegetatio* 43 : 59 - 72.
- JORGENSEN J.R. and WELLS C.G., 1971. - Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35 : 806 - 810.
- JUMBU M., 1989. - Exploitation informatique et statistique des données. Dunod, Paris. 505 p.
- KUHNHOLTZ-LORDAT G., 1938. - La terre incendiée, essai d'agronomie comparée. Maison carrée, Nîmes. 361 p.

- LAPIE G., 1909. - Etude phytogéographique de la Kabylie du Djurdjura. Thèse, es Science, Univ. Paris. Ed. Delagrave, Paris. 156 p.
- LEBRETON J.D., CHEssel D. PRODON R. et YOCCOZ N., 1988. - L'analyse des relations espèce-milieu par l'analyse canonique des correspondances. *Acta Oecologica, Oecol. Gener.* 9, n° 1 : 53 - 67.
- LE FLOC'H E., LE HOUEROU H.N. and MATHEZ J., 1990. - History and patterns of plant invasion in Northern Africa. In : *Biological invasion in Europe and the Mediterranean basin.* DI CASTRI F. et al. (eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht : 105 - 133.
- LEGENDRE L. et LEGENDRE P., 1979a. - Ecologie numérique. Tome 1 : le traitement multiple des données écologiques. Collection d'écologie. Masson, Paris. 197 p.
- LEGENDRE L. et LEGENDRE P., 1979b. - Ecologie numérique. Tome 2 : la structure des données écologiques. Collection d'écologie. Masson, Paris. 247 p.
- LEGRAND C., 1987. - Etude de la régénération spontanée de la strate ligneuse dans une forêt incendiée et sur un pare-feu arboré soumis à des feux contrôlés. D.E.A. Ecologie. Fac. Sci. Tech., Saint-Jérôme, Aix-Marseille III. 21 p.
- LE HOUEROU H.N., 1973. - Fire and vegetation in the mediterranean basin. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13 : 237 - 277.
- LE HOUEROU H.N., 1980. - L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne (1ère partie). Rev. For. médit. II, n° 1 : 31 - 44.
- LEPART J. et ESCARRE J., 1983. - La succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. Bull. Ecol. 14, 3 : 133 - 178.
- LOCHET P.Y., 1977. - La pratique de l'analyse factorielle des correspondances. Document I.T.C.F. 32 p.
- LONG G., 1974. - Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. Tome 1 : principes généraux et méthodes. Collection d'écologie. Masson, Paris. 252 p.
- MAIRE R., 1952-1967. - Flore de l'Algérie du Nord. Lechevalier, Paris. 13 volumes.
- MARION G.M. and BLACK C.H., 1988. - Potentially available nitrogen and phosphorus along a chaparral fire cycle chronosequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 52 : 1155 - 1162.
- MARION G.M., MORENO J.M. and OECHEL W.C., 1991. - Fire severity, ash deposition, and clipping effects on soil nutrients in chaparral. Sol Sci. Soc. Am. J. 55 : 235 - 240.
- MATLACK G.R., GIBSON D.J. and GOOD R.E., 1993. - regeneration of the shrub *Gaylussacia baccata* and associated species after low-intensity fire in an atlantic coastal plant forest. Am. J. Bot. 80 (2) : 119 - 126.
- MC INTOSH R.P., 1981. - Succession and ecological theory. In : *Forest succession : concepts and applications.* WEST D.C. et al. (eds.). Springer-Verlag, New-York : 10 - 23.
- MENAUT J.C., 1993. - Effets des feux de savane sur le stockage et l'émission du carbone et des éléments-trace. Sécheresse n° 4, vol.4 : 251 - 263.

- MERCIER P., 1988. - Approche méthodologique de l'étude des relations entre la structure spatiale du peuplement ligneux et la végétation du sous-bois. *Ann. Sci. For.* 45 (3) : 275 - 290.
- MESLEARD F., 1987. - Dynamique, après perturbations, de peuplements de deux éricacées (*Arbutus unedo* L. et *Erica arborea* L.), en Corce. Thèse Doct. 3ème cycle. U.S.T.L., Montpellier. 146 p.
- MORGAN P. and NEUENSCHWANDER L.F., 1987. - Seed-bank contributions to regeneration of shrub species after clear-cutting and burning. *Can. J. Bot.* 66 : 169 - 172.
- MROZ G.D., JURGENSEN M.F., HARVEY A.E. and LARSEN M.J., 1980. - Effects of fire on nitrogen in forest floor horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44 : 395 - 400.
- PAPIO C. and TRABAUD L., 1991. - Comparative study of the aerial structure of five shrubs of mediterranean shrublands. *Forest Science* 37, n° 1 : 146 - 159.
- PHILIPPEAU G., 1986. - Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales ? S.E.S.I. - I.T.C.F. 63 p
- PHILLIPS M.J. and GOH K.M., 1985. - Extractable soil nitrogen following clear-cutting and burning in a beech forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49 : 1563 - 1568.
- PONS A., COUTEAUX M., DE BEALIEU J.L. and REILLE M., 1990. - Plant invasions in Southern Europe and the Mediterranean basin. DI CASTRI F. et al. (eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht : 105 - 133.
- POUGET M., 1980. - Les relations sol-végétation dans les steppes sud algéroises. Travaux et documents de L'O.R.S.T.O.M. 555 p.
- PRODON R. et LEBRETON J.D., 1994. - Analyses multivariées des relations espèces-milieu : structure et interprétation écologique. *Vie Milieu* 44 (1) : 69 - 91.
- QUEZEL P., 1956. - Contribution à l'étude des forêts de chêne à feuilles caduques d'Algérie. *Mém. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, Nouv. sér.* : 1 - 57.
- QUEZEL P., 1976a. - Le dynamisme de la végétation en région méditerranéenne. Actes du 2ème stage européen sur l'écologie appliquée dans la région méditerranéenne. *Collana verde* 39 : 375 - 391.
- QUEZEL P., 1976b. - Les forêts du pourtour méditerranéen - forêts et maquis méditerranéens : écologie, conservation et aménagement. U.N.E.S.C.O., note technique du M.A.B. 2 : 9 - 33.
- QUEZEL P., 1979. - "Matorrals" méditerranéens et "chaparrals" californiens. Quelques aspects comparatifs de leur dynamique, de leurs structures et de leur signification écologique. *Ann. Sci. For.* 36 (1) : 1 - 12.
- QUEZEL P. et SANTA S., 1962-1963. - Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. C.N.R.S., Paris. 2 tomes : 1 - 570 et 571 - 1170.
- RAISON R.J., 1979. - Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations. *Plant and Soil* 51 : 73 - 108.
- 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. *Aust. J. Ecol.* 5 : 15 - 21.



- RASHID G.H., 1987. - Effects of fire on soil carbone and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant and Soil* 103 : 89 - 93.
- REILLE M. and FONS A., 1992. - The ecological significance of sclerophyllous oak forests in the western part of the mediterranean basin : a note of pollen analytical data. In : *Quercus ilex* ecosystems : function, dynamics and management. ROMANE F. and TERRADAS J. (eds.). Reprinted from *Vegetatio* 99-100 : 13 - 17.
- RICHARD D., 1980. - Variation de la structure, de l'architecture et de la biomasse de forêts au centre Nepal. Thèse Doct. 3<sup>ème</sup> Cycle, Grenoble. 153 p.
- ROZE F. et FORGEARD F., 1982. - Evolution de la minéralisation de l'azote dans les sols de landes incendiées et non incendiées de la région de Paimpont (Bretagne, France). *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* 3 (17), n° 3 : 249 - 268.
- SEBEI H., 1983. - Contribution à l'étude des subéraies des Pyrénées-Orientales : dynamique des strates et approche édaphique. Thèse Doct. 3<sup>ème</sup> Cycle. Univ. Paul Sabatier, Toulouse. 224 p.
- SELTZER P., 1946. - Le climat de l'Algérie. I.M.P.G. Univ. d'Alger, Carbonel, Alger. 219 p.
- SYKORA K.V., 1990. - History of the impact of man on the distribution of plant species. In : Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. DI CASTRI F. et al. (eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht : 37 - 50.
- THANOS C.A. and MARCOU S., 1991. - Post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece) : 6 years after. *Acta Oecologica* 12 (5) : 633 - 642.
- TOMASSONE R., 1988. - Conférences sur l'analyse des données. Départ. Math.-Infor. I.N.A., Paris. 101 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'Etat. U.S.T.L., Montpellier. 288 p.
- TRABAUD L., 1982. - Effects of past and present fire on the vegetation of the French Mediterranean region. In : Dynamics and management of Mediterranean-type ecosystems : 22 - 26.
- TRABAUD L., 1983a. - Evolution 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., 1983b. - The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. In : Mediterranean-type ecosystems : the role of nutrients. KRUGER F.G. et al. (eds.). Springer-verlag, Berlin : 233 - 243.
- TRABAUD L., 1990a. - Fire as an agent of plant invasion ? A case study in the French Mediterranean vegetation. In : Biological invasion in Europe and the Mediterranean basin. DI CASTRI F. et al. (eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht : 417 - 437.
- TRABAUD L., 1990b. - 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 systèmes écologiques du bassin méditerranéen ? *Sécheresse* n° 3, vol.2 : 163 - 174.
- TRABAUD L., 1992a. - Réponse des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. *Pirineos* 140 : 89 - 107.
- TRABAUD L., 1992b. - Influence du régime des feux sur les modifications à court terme et la stabilité à long terme de la flore d'une garrigue de *Quercus coccifera*. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 47, n° 3 : 209 - 230.
- TRABAUD L., 1993. - Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées-Orientales Françaises). *Vie Milieu* 43 (1) : 43 - 51.
- TRABAUD L. et CAMPANT C., 1991. - Difficulté de recolonisation naturelle du pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* (Dunal) Franco après incendie. *Biological conservation* 58 : 329 - 343.
- TRABAUD L. et GILLON D., 1991. - Les écosystèmes renaissent de leurs cendres. *La Recherche* 234 : 916 - 918.
- TRABAUD L. and LEPART J., 1980. - Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43 : 49 - 57.
- TRABAUD L. and LEPART J., 1981. - Changes in the floristique composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio* 46 : 105 - 116.
- TRABAUD L. et OUSTRIC J., 1989. - Comparaison des stratégies de régénération après incendie chez deux espèces de ciste. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 44 : 3 - 13.
- TRAMER E.J., 1975. - The regulation of plant species diversity on an early successional old-field. *Ecology* 56 : 905 - 914.
- VIRO D.J., 1974. - Effects of forest fire on soil. In : *Fire and ecosystems*. KOZLOWSKI T.T. and AHLGREN C.E. (eds.). 7 - 45.
- VOLLE M., 1981. - Analyse des données. Collection Economie et Statistiques avancées. 505 p.
- WOODMANCEE R.G. and WALLACH L.S., 1981. - Effects of fire regime s on biogeochemical cycles. In : *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, Ecosystems, Strategies and Management Impacts*. CLARK F.E. and ROSS-WALL T. (eds.). *Ecol. Bull. (Stockholm)* 33 : 649 - 669.
- ZEDLER H., 1981. - Vegetation change in chaparral and desert communities in San Diego County, California. In : *Forest Succession : concepts and applications*. WEST D.C. et al. (eds.). Springer-verlag, New-York : 406 - 430.
- DOCUMENT 1. - Exploitation de la forêt. Archives de la circonscription de Tizirt.
- DOCUMENT 2. - Domaine forestier, occupation temporelle du sol, forêt domaniale de Mizrana - aux Tolbas et élèves de la zaouïa de Sidi M'hamed ESSADI. Fascicules de gestion (administration des eaux et des forêts) (FRICOUT, 1913).
- DOCUMENT 3. - Fascicules de gestion de la forêt domaniale de Mizrana (BOU-ARBI, 1936).
- DOCUMENT 4. - Statistiques des incendies de forêts, sous-direction des forêts de Tizi-Ouzou.



## LEGENDE

<ul style="list-style-type: none"> <li>: Limites de la zone d'étude</li> <li>: Limites des incendies</li> <li>: Limites des éléments de végétation</li> <li>: Route de wilaya</li> <li>: Route communale</li> <li>: Piste forestière</li> <li>: Sentier</li> <li>: Talweg principal</li> <li>: Talweg secondaire</li> <li>: Tranchée-pare-feu</li> <li>: Placettes échantillonnées en 1990</li> <li>: Placettes échantillonnées en 1994</li> <li>: Placettes échantillonnées en 1995</li> <li>: Incendie de 1981</li> <li>: Incendie de 1986</li> <li>: Incendie de 1988</li> <li>: Incendies de 1993</li> <li>: Incendie de 1994</li> <li>: Sites "non incendiés"</li> </ul>	<p style="text-align: center;"><u>Eléments de végétation</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>01 : LHd / LBac</li> <li>05 : LBd</li> <li>06 : LBac</li> <li>09 : LHac / LBd</li> <li>10 : LHc / LBd</li> <li>11 : LHtc / LBd</li> <li>12 : LHac / LBac</li> <li>13 : LHc / LBac</li> <li>14 : LHtc / LBac</li> <li>15 : LHc / LBc</li> <li>16 : LHtc / LBc</li> <li>17 : LHc / LBc / H</li> <li>18 : LBac / H</li> <li>19 : LBc / H</li> <li>21 : LBtc / H</li> <li>24 : LHtc / LBtc / H</li> <li>H : Herbacées</li> <li>C : Cultures</li> <li>Fg : Figuier</li> <li>S.Q.S. : Semis de <i>Quercus suber</i></li> <li>R : Rocaille</li> <li>T : Talus</li> <li>V : Villages et habitations</li> </ul>
---	--

N.B. : Les placettes AA, AB, AC, AD, AH et AJ ont fait également l'objet de prélèvements de sol à des dates successives après le passage du feu du 09.08.1994

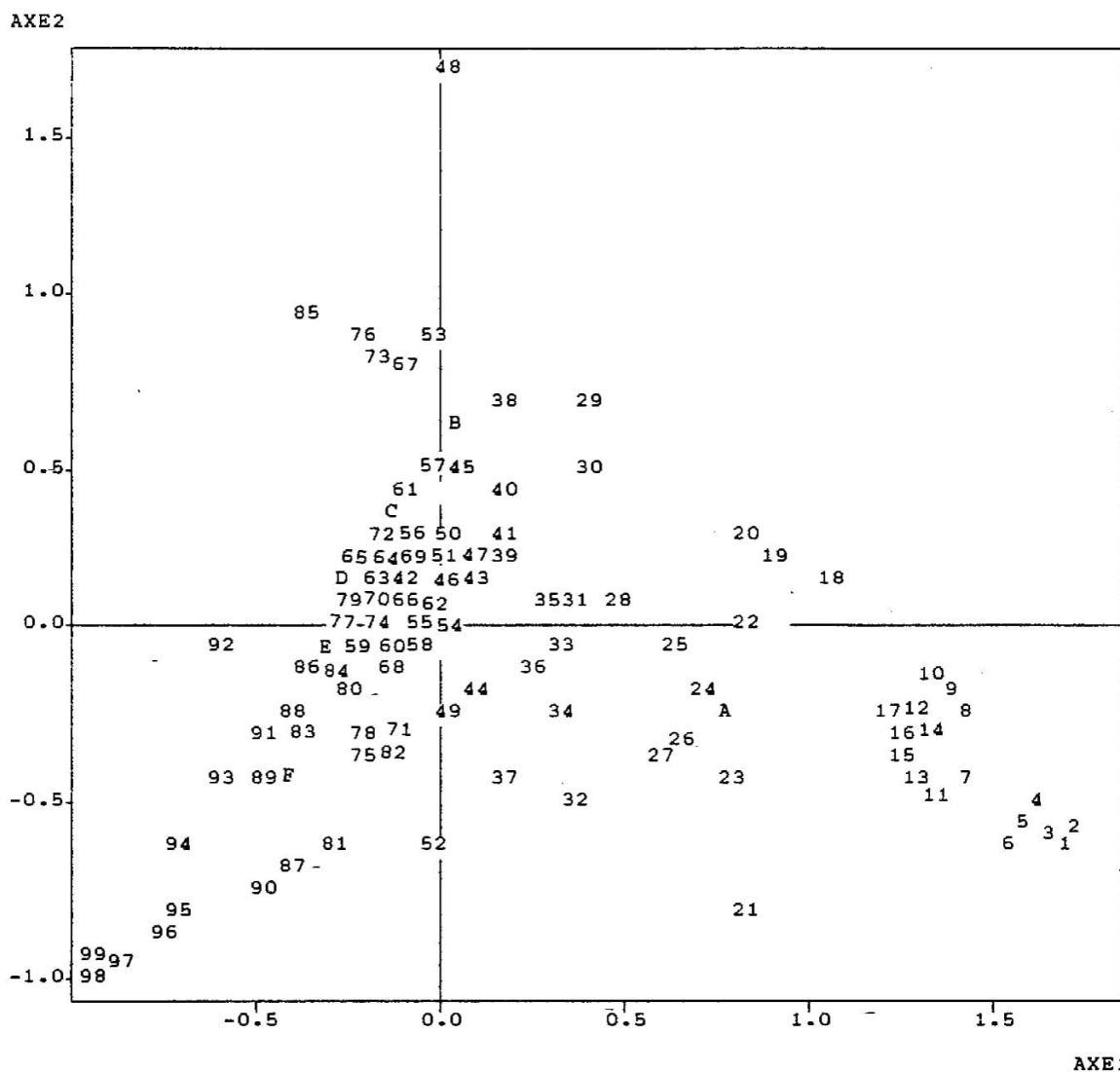
Ligneux hauts	Classes de recouvrement (%)	Ligneux bas
LHtc	0 à 25	LBtc
LHc	25 à 50	LBc
LHac	50 à 75	LBac
LHd	> 75	LBd

ANNEXE 2 : Tableau de données soumises à l'analyse de la variance à 1 critère de classification, après transformation logarithmique ( $x = \text{Ln } x$ ), sur la richesse floristique par relevé et par stade de la végétation.

S t a d e a p r è s f e u

Relevé	1 an	2 ans	6 ans	9 ans	13 ans	Témoin
1	3.56	3.18	2.94	2.77	3.00	3.26
2	3.56	3.18	2.94	2.77	3.14	3.43
3	3.56	3.18	2.94	2.77	3.14	3.43
4	3.56	2.94	2.89	2.77	3.47	3.56
5	3.53	2.94	2.89	2.77	3.09	3.47
6	3.53	3.09	3.18	2.77	3.09	3.30
7	3.40	3.09	3.14	2.71	3.56	3.14
8	3.40	3.09	3.00	2.71	3.56	3.14
9	3.40	3.00	3.00	3.04	3.30	3.18
10	3.58	3.00	3.04	3.22	3.30	3.53
11	3.58	3.00	2.77	3.22	3.04	
12	3.58	3.00		3.14	3.33	
13	3.58	3.00		3.14	3.22	
14	3.71	3.14		3.14	3.40	
15	3.71	3.14		3.14	3.53	
16	3.64	3.14		3.18		
17	3.64	3.04		3.18		
18	3.64	3.04		2.83		
19	3.78	3.04		2.89		
20	3.78	3.30		2.94		
21	3.33	2.89		2.94		
22	3.47	3.26		2.94		
23	3.50	3.26		3.09		
24	3.30	3.33		3.09		
25	3.30	3.33		3.00		
26	3.83	3.22		3.00		
27	3.74	3.22		3.00		
28	3.74	3.47		3.33		
29	3.61			3.22		
30	3.66			2.56		

**ANNEXE 3 : Plan factoriel F1-F2 de la représentation simultanée des individus et des variables de l'analyse factorielle des correspondances faite sur la fréquence des taxons par stade après feu.**



ANNEXE 4 : Tableau de données soumises à l'analyse de la variance à 1 critère de classification sur le recouvrement de la strate dominante par stade de la végétation.

S t a d e a p r è s f e u

Strate dominante	1 an	2 ans	6 ans	9 ans	13 ans	Témoin
1	80	80	60	90	65	80
2	40	65	70	70	65	60
3	50	95	80	70	85	70
4	75	90	70	70	80	85
5	70	70	90	80	80	90
6	60	80	60	65	70	70
7	50	80	70	40	70	60
8	70	80	55	80	65	60
9	60	80	90	80	70	
10	80	60	70	60	70	
11	75	80	65	50	70	
12	70	70	90	75	60	
13	70	80		80	80	
14	60	60		90	50	
15	60	90		80	70	
16	65	95		70		
17	65	90		80		
18	60	70		70		
19	60	70		70		
20	50	80		80		
21	50	90		80		
22	45	90		90		
23	55			80		
24	60			80		
25	50			80		
26	65			70		
27	70					
28	80					
29	55					