

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



## THÈSE

Présentée à l'Université Mouloud MAMMARI de Tizi – Ouzou  
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques

Par

BEKDOUCHE Farid

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat d'Etat en Sciences Agronomiques  
Option : Ecologie Forestière

# EVOLUTION APRES FEU DE L'ECOSYSTEME SUBERAIE DE KABYLIE (NORD ALGERIEN)

Soutenue le 18 Décembre 2010, devant la commission d'Examen

Jury

Melle HANNACHI Lynda, Maître de Conférences (A), UMMTO	Présidente
Monsieur DERRIDJ Arezki, Professeur, UMMTO	Rapporteur
Monsieur ABDELKRIM Hacene, Professeur, ENSA Alger	Examineur
Melle BENHOUHOU Salima, Professeur, ENSA Alger	Examinatrice
Monsieur SIDI Hachemi, Maître de Conférences (A), UAM Béjaia	Examineur

## REMERCIEMENTS

Avant de présenter ce mémoire, je commencerai par remercier Monsieur DERRIDJ Arezki, Professeur à l'Université de Tizi Ouzou, qui a dirigé mes recherches sur l'évolution des écosystèmes forestiers après feu. Sans cesse, il m'a conseillé, stimulé, prenant sur son temps de travail pour m'aider et m'encourager. Ce travail lui doit beaucoup.

Je suis très honoré que Melle HANNACHI Lynda, Maître de Conférences (A) à l'Université de Tizi Ouzou, aie bien voulu porter son attention bienveillante à ce travail en acceptant de présider le jury. Qu'elle soit assurée de mes sincères remerciements.

J'exprime mes vifs remerciements à Monsieur ABDELKRIM Hacene, Professeur à l'ENSA d'Alger; Melle BENHOUBOU Salima, Professeur à l'ENSA d'Alger; Monsieur SIDI Hachemi, Maître de Conférences (A) à l'Université de Bejaia qui ont accepté de juger ce travail. Je tiens à leur exprimer ici toute ma reconnaissance.

Que Monsieur SAHNOUNE Mohammed, Maître de Conférences (A) à l'Université de Bejaia, trouve ici l'expression de mes remerciements pour sa disponibilité, sa bienveillance et ses conseils.

J'exprime également mes sincères et cordiaux remerciements à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à la réalisation de ce travail, plus particulièrement Monsieur AIT SIDHOUM Djaffer, Maître assistant à l'Université de Bejaia, Melle KROUCHI Fazia, Maître assistante à l'Université de Tizi Ouzou et Melle TOUATI Naima, Maître assistante à l'Université de Bejaia.

Enfin, je suis reconnaissant envers ma famille pour leurs sacrifices et compréhension.

## SOMMAIRE

Introduction .....	1
Chapitre I. Généralités sur les incendies et caractérisation de la subéraie.....	7
1.1. Introduction.....	7
1.2. Importance des incendies de forêt.....	7
1.2.1. A l'échelle mondiale.....	7
1.2.2. En Méditerranée.....	9
1.2.3. En Algérie.....	11
1.3. Facteurs influençant l'impact du feu sur la végétation.....	14
1.3.1. Fréquence du feu.....	14
1.3.2. Intensité du feu.....	14
1.3.3. Taille de l'incendie.....	15
1.3.4. Caractéristiques du combustible .....	15
1.3.5. Les conditions météorologiques.....	16
1.3.6. Les facteurs topographiques.....	16
1.4. La subéraie : distribution et caractérisation.....	17
1.4.1. Distribution .....	17
1.4.2. Ecologie.....	19
1.4.3. Les groupements.....	22
1.4.4. La subéraie face aux incendies.....	23
Chapitre II. Evolution de la composition floristique et de la structure de la subéraie de Kabylie, après feu.....	26
2.1. Introduction .....	26
2.2. Matériels et Méthodes.....	27
2.2.1. Description des stations d'étude.....	27
2.2.2. Méthodes d'étude de la succession végétale .....	30
2.2.3. Echantillonnage.....	31
2.3. Résultats et discussions.....	35

2.3.1. Evolution de la composition floristique .....	35
2.3.1.1. Evolution de la richesse floristique.....	35
2.3.1.2. Evolution de la diversité floristique.....	40
2.3.1.3. Renouvellement des taxons.....	41
2.3.1.4. Rémanence des taxons.....	42
2.3.1.5. Emergence de la communauté terminale.....	43
2.3.1.6. Variation spatiale de la composition floristique.....	44
2.3.2. Accroissement quantitatif de la végétation.....	47
2.3.2.1. Evolution de la structure horizontale.....	47
2.3.2.2. Structure verticale et dynamique des strates.....	50
2.3.2.2.1. Strate 1: 0 - 0.5 m.....	51
2.3.2.2.2. Strate 2: 0.5 - 1 m.....	52
2.3.2.2.3. Strate 3: 1 - 2 m.....	53
2.3.2.2.4. Strate 4: 2 - 4 m.....	54
2.3.2.2.5. Strate 5: > à 4 m.....	55
2.3.2.2.6. Strate herbacée.....	56
2.4. Conclusion .....	60

Chapitre III. Contribution des légumineuses à la régénération après feu d'une subéraie et d'une pinède à <i>Pinus halepensis</i> .....	63
3.1. Introduction.....	63
3.2. Matériels et Méthodes.....	64
3.3. Résultats.....	66
3.3.1. Emergence des semis des légumineuses.....	66
3.3.2. Evolution de la biomasse aérienne des légumineuses.....	67
3.3.3. Richesse spécifique en légumineuses.....	69
3.4. Discussion.....	72
3.4.1. Germination des graines des légumineuses après feu.....	72
3.4.2. Evolution de la biomasse des légumineuses et richesse spécifique.....	75
3.4.3. Rôle des légumineuses dans la dynamique des communautés incendiées.....	77
3.5. Conclusion.....	78

Chapitre IV. Dynamique de recolonisation de la subéraie et de la pinède à <i>Pinus halepensis</i> par les cistes.....	81
4.1. Introduction.....	81
4.2. Matériels et Méthodes.....	82
4.3. Résultats.....	83
4.4. Discussion.....	86
4.5. Conclusion.....	91
Chapitre V. Evolution des principaux éléments biogènes de la couche superficielle du sol, après feu.....	94
5.1. Introduction.....	94
5.2. Matériels et méthodes.....	95
5.3. Résultats et discussions.....	97
5.3.1. Matière organique.....	97
5.3.2. Carbone total.....	98
5.3.3. Azote total.....	99
5.3.4. Rapport C/N.....	102
5.3.5. Phosphore assimilable.....	103
5.3.6. Potassium assimilable.....	105
5.3.7. Capacité d'échange cationique (C.E.C.) et principales bases échangeables.....	106
5.3.7.1. Calcium.....	107
5.3.7.2 Magnésium.....	108
5.3.7.3. Potassium.....	108
5.3.7.4. Sodium.....	109
5.4. Conclusion.....	110
Conclusion générale.....	113
Bibliographie.....	118
Annexes.....	138

## LISTE DES FIGURES

Figure 1: Répartition des incendies en Algérie pour la période 1979 – 2009.....	12
Figure 2: Répartition des superficies brûlées en Algérie pour la période 1979 – 2009.....	12
Figure 3: Carte de situation des stations d'étude.....	28
Figure 4: Evolution de la richesse floristique après feu pour la station de Mizrana.....	37
Figure 5: Evolution de la richesse floristique après feu pour la station de Taourirt Ighil.....	38
Figure 6: Evolution de la richesse floristique après feu pour la station de Bouhatem.....	38
Figure 7: Evolution du recouvrement de la strate 1, au cours du temps, après feu.....	52
Figure 8: Evolution du recouvrement de la strate 2, au cours du temps, après feu.....	53
Figure 9: Evolution du recouvrement de la strate 3, au cours du temps, après feu.....	54
Figure 10: Evolution du recouvrement de la strate 4, au cours du temps, après feu.....	55
Figure 11: Evolution du recouvrement de la strate 5, au cours du temps, après feu.....	56
Figure 12: Evolution du recouvrement de la strate herbacée, au cours du temps, après feu....	57
Figure 13: Germination après feu des graines de légumineuses dans la subéraie de Sidi Boudraham et la pinède à <i>Pinus halepensis</i> d'Adrar Oufarnou.....	67
Figure 14: Evolution de la biomasse aérienne des légumineuses de la subéraie de Sidi Boudraham et de la pinède à <i>Pinus halepensis</i> d'Adrar Oufarnou, au cours du temps après le passage du feu.....	68
Figure 15: Contribution des légumineuses à la biomasse total de la subéraie de Sidi Boudraham et de la pinède à <i>Pinus halepensis</i> d'Adrar Oufarnou, au cours des premiers mois après le passage du feu.....	69
Figure 16: Nombre de plantules de cistes par m <sup>2</sup> dénombrées au cours des sept premiers mois après le passage du feu pour la subéraie.....	84
Figure 17: Nombre de plantules de cistes par m <sup>2</sup> dénombrées au cours des sept premiers mois après le passage du feu pour la pinède à <i>Pinus halepensis</i> .....	85
Figure 18: Evolution de la teneur en matière organique, au cours du temps, après feu.....	97

Figure 19: Evolution de la teneur en carbone total, au cours du temps, après feu.....	99
Figure 20: Evolution de la teneur en azote total, au cours du temps, après feu.....	101
Figure 21: Evolution du rapport C/N, au cours du temps, après feu.....	102
Figure 22: Evolution de la teneur en phosphore assimilable, au cours du temps, après feu...	104
Figure 23: Evolution de la teneur en potassium assimilable, au cours du temps, après feu...	105
Figure 24: Evolution de la capacité d'échange cationique, au cours du temps, après feu.....	106
Figure 25: Evolution de la teneur en calcium échangeable, au cours du temps, après feu....	107
Figure 26: Evolution de la teneur en magnésium échangeable, au cours du temps, après feu.....	108
Figure 27: Evolution de la teneur en potassium échangeable, au cours du temps, après feu.	109
Figure 28: Evolution de la teneur en sodium échangeable, au cours du temps, après feu.....	109

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: Moyennes annuelles des nombres de feux et des surfaces brûlées dans quelques pays du bassin méditerranéen entre 1995 et 2004.....	10
Tableau II: Répartition mondiale de la subéraie.....	17
Tableau III: Anova sur la richesse floristique, après feu.....	35
Tableau IV: Test de Tukey sur la richesse floristique, après feu.....	36
Tableau V: Valeurs de la diversité floristique de Shannon, diversité maximale et régularité des communautés à <i>Quercus suber</i> étudiées, au cours du temps, après incendie.....	40
Tableau VI: Valeurs des indices de renouvellement et de rémanence entres les stades après feu.....	42
Tableau VII: Valeurs en pourcent (%) de l'indice d'émergence de la communauté terminale, après feu.....	43
Tableau VIII: Similitude de Sorensen par stade après feu et témoin "non brûlé ".....	45
Tableau IX: Résultats de l'Anova appliquée au recouvrement de la strate dominante du sous-bois par stade après feu.....	48
Tableau X: Résultats du test de Student pour Mizrana et du test LSD pour Taourirt Ighil et Bouhatem sur l'accroissement du sous-bois après feu.....	49
Tableau XI: Espèces inventoriées au niveau de la subéraie de Sidi Boudraham et de la pinède à <i>Pinus halepensis</i> d'Adrar Oufarnou, sept mois après le passage du feu.....	70
Tableau XII: Comparaison des moyennes ( $\pm 2$ SE) du nombre de plantules enregistrées au cours des premiers sept mois après le passage du feu au niveau de la subéraie et de la pinède à pin d'Alep.....	85



# Introduction

## Introduction

La superficie parcourue par les incendies varie selon divers facteurs et plus particulièrement les conditions météorologiques survenant au cours de l'année. En Algérie, rien que pour la période allant de 1979 à 2009, 1.162 484 millions d'hectares ont brûlé, soit une moyenne de 37 500 hectares chaque année (statistiques de la Direction Générale des Forêts). La forêt de chêne liège avec 4 000 hectares dévastés pour la seule année 1994 est après la pinède à *Pinus halepensis*, la communauté végétale la plus touchée. Cela montre bien le caractère important du problème des feux de forêt en Algérie, mais aussi son importance en tant que force écologique jouant un grand rôle dans la distribution, l'organisation et la dynamique des écosystèmes.

Les paysages de la région méditerranéenne sont façonnés par l'action de feux récurrents (Naveh, 1975; Trabaud & Lepart, 1980; Arianoutsou, 1998; Pausas *et al.*, 2008). Cette perturbation est considérée comme une force écologique naturelle contre laquelle les végétaux ont acquis des mécanismes d'adaptation pour survivre et se régénérer (Pausas *et al.*, 2004; Pausas & Verdu, 2005). Néanmoins, certains travaux considèrent le feu récurrent comme un désastre qui aboutit à une régression des communautés (Kazanis & Arianoutsou, 2004; Rodrigo *et al.*, 2004; De Luis *et al.*, 2006) ou à une forte érosion des sols (De Luis *et al.*, 2005).

La plupart des études relatives à l'influence du feu sur les communautés végétales dans le bassin méditerranéen sont réalisées dans la rive Nord (ex. Trabaud, 1980 & 1983; Trabaud & Lepart, 1980; Arianoutsou & Margaris, 1981; Thanos *et al.* 1989; Izhaki & Ne'eman, 2000; Lloret & Vilà, 2003; Pausas *et al.*, 2003; Baeza *et al.*, 2007; De Luis *et al.* 2008a et b).

En Algérie les rares travaux menés sur le sujet l'ont été par l'approche exclusivement comparative et les auteurs se sont contentés de décrire des stades de la végétation considérés comme appartenir à des séries régressives (Quezel, 1956; Debazac, 1959; Le Houerou, 1980). Plus récemment, quelques travaux relatifs surtout à la floristique ont vu le jour sur la subéraie (Wojterski, 1990; Ouelmouhoub & Benhouhou, 2007; Bekdouche *et al.*, 2008) et sur la pinède (Moravec, 1990; Madoui *et al.*, 2006).

Le passage de l'incendie élimine toute la végétation qui se trouve à la surface et au-dessus de la surface du sol. Pour savoir quel est le devenir de ces communautés brûlées, il est essentiel de suivre leur évolution au cours du temps soit en mode diachronique sur des

placettes expérimentales, soit par l'approche comparative sur des placettes parcourues par des feux sauvages dont on connaît la date de la dernière perturbation. Il est intéressant d'étudier quelles sont les espèces qui se réinstallent après le feu et quelle structure vont-elles engendrer au cours du temps après le traumatisme. Assistons nous à la réinstallation des espèces originelles de la subéraie favorisant donc, une cicatrisation rapide et un retour à l'état de la composition floristique initiale ou plutôt à une colonisation effective et durable de taxons étrangers orientant la succession vers d'autres communautés. La question qui se pose alors est de savoir quels sont les taxons qui vont finalement occuper le territoire incendié. Les espèces endogènes vont – elles gagner le combat de la compétition qui s'installe, durant les premières années suite au feu, entre elles et les pionnières exogènes qui tentent de s'installer à la faveur de l'opportunité créée par le feu. Aussi, il est important de savoir si les végétaux qui s'installent les premiers faciliteront ou empêcheront l'installation des végétaux qui arrivent plus tard.

Parmi les végétaux qui recolonisent rapidement les milieux incendiés, nous analyserons particulièrement la dynamique des légumineuses et des cistes. Leur reprise rapide est accomplie, par la germination massive des graines durant les toutes premières années de la succession post-incendie, à partir de leur banque de semences du sol dont la levée de la dormance est assurée soit par le choc thermique (Auld & O'Connell, 1991; Keeley & Bond, 1997; Hanley & Fenner, 1998; Herranz *et al.*, 1998), soit par l'insolation forte des milieux dénudés (Bazzaz, 1998) ou encore par la fumée produite par la combustion de la végétation (Crosti *et al.*, 2006; Dayamba *et al.*, 2008). L'effet additif du choc thermique et de la fumée dégagée lors de la combustion de la végétation sur la levée de la dormance de la banque de graines du sol de certaines espèces des sites incendiés a été démontré (Roy & Sonié, 1992; Thanos *et al.*, 1992; Doussi & Thanos, 1994; Pérez-Fernandez & Rodriguez Echeverria, 2003; Thomas *et al.*, 2003; Crosti *et al.*, 2006; Scott *et al.*, 2010).

En plus du rôle de protection des sols contre l'érosion hydrique durant les premiers mois après le feu qu'elles se partagent avec les *Cistaceae*, les légumineuses jouent de multiples autres rôles représentés entre autres par l'entrave à l'invasion par des espèces exogènes et l'enrichissement du sol avant la reprise effective des espèces ligneuses par la voie végétative (Arianoutsou & Margaris, 1981; Trabaud & Oustric, 1989; Buhk *et al.*, 2007). Les légumineuses sont en mesure de remplacer l'azote perdu lors de l'incendie et de faciliter la succession et la stabilité des communautés dans le temps. En outre, l'entrée de l'azote organique synthétisé par les légumineuses peut stimuler la reprise de l'activité microbienne et

le recyclage de l'azote (Johnson *et al.*, 2004; Chambers *et al.*, 2007; Goergen & Chambers, 2009).

En raison de leurs rôles importants durant les premiers mois après l'incendie, de nombreuses études ont été consacrées aux légumineuses et aux cistes en Europe méditerranéenne (par exemple Papavassiliou & Arianoutsou, 1993; Arianoutsou & Thanos, 1996; Herranz *et al.*, 1998; Kokkoris & Arianoutsou, 2000; Baeza *et al.*, 2006; De Luis *et al.*, 2006; Buhk *et al.*, 2007; De Luis *et al.*, 2008a et b). Toutefois, dans la partie sud de la région, aucune donnée publiée n'est disponible à ce jour.

La majorité des espèces pérennes des communautés végétales des paysages méditerranéens reprennent après le passage du feu par la voie végétative, rares sont les espèces qui reprennent exclusivement par la voie sexuée. Parmi ces semenciers obligatoires, nous retrouvons un bon nombre de légumineuses herbacées et les espèces du genre *Cistus* qui forment parfois des peuplements purs en raison de leur stratégie démographique (Thanos & Georghiou, 1988). Les cistes sont considérés parmi les espèces colonisatrices les plus communes des milieux incendiés du bassin méditerranéen (Troumbis & Trabaud, 1986; Moravec, 1990; Thanos, 1999). Malgré leur quasi absence des stades matures des successions forestières, ils persistent généralement au niveau de la banque de graines du sol et réapparaissent rapidement en cas d'incendie (Thanos *et al.* 1992; Tavsanoğlu & Gürkan, 2005).

Les premières pluies automnales s'accompagnent d'une perte importante des éléments minéraux du sol du fait de la lenteur des végétaux ligneux à reprendre par rejets. Cette lenteur peut être masquée par les cistes et les espèces herbacées à germination massive (comme les légumineuses) et a reprise végétative rapide (comme les graminées vivaces).

Le feu, par son action, induit également des changements sur les propriétés physiques et chimiques du sol (De Bano, 2000; Gonzalez-Pérez *et al.*, 2004; Certini, 2005; Shakesby & Doerr, 2006). Parmi les modifications physiques, la dénudation du milieu, suite à la disparition de la végétation, induit des changements dans le pédoclimat 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 a été réalisé en Europe, nous citons: en Grèce, Arianoutsou & Margaritis (1982) dans une phrygane; en Espagne, Ferran & Vallejo (1992) dans une forêt à *Quercus ilex* et Prieto-Fernandez *et al.* (1998) dans une pinède; en Israël, Kutiel & Naveh (1987a et b) et Kutiel & Shaviv (1992) dans une forêt mixte à *Pinus halepensis* et à *Quercus calliprinos*,

puis dans une forêt à *Pinus halepensis*; en Italie, Paleze *et al.* (2004) dans un maquis méditerranéen; en France, Roze & Forgeard (1982) dans les landes atlantiques; Gillon & Rapp (1989) dans une forêt dominée par *Pinus halepensis* et Trabaud (1980, 1983b, 1990b) dans une garrigue à *Quercus coccifera*. En Algérie, à notre connaissance, les seuls travaux traitant de ce sujet sont ceux de Rashid (1987), Bekdouche (1997), Lounis (1998) et Slimani (2002), tous dans des communautés à *Quercus suber*.

L'objectif principal de ce travail est l'étude de la dynamique de la végétation et du sol superficiel de la subéraie de Kabylie après le passage de l'incendie. Pour ce faire, nous avons structuré notre mémoire en cinq chapitres:

- analyse bibliographique de l'importance des incendies et distribution de la subéraie (chapitre I),
- évolution de la composition floristique et structure de la végétation (chapitre II),
- contribution des légumineuses à la régénération après feu (chapitre III),
- contribution des cistes à la régénération après feu (chapitre IV),
- évolution des principaux éléments biogènes du sol superficiel après feu (chapitre V).

# Chapitre I. Généralités sur les incendies et caractérisation de la subéraie

# Chapitre I

## **I. Généralités sur les incendies et caractérisation de la subéraie**

### **1. Introduction**

Le feu représente le premier acquis technologique de l'humanité. Jusqu'à ce qu'il s'en assure la maîtrise, l'homme a vécu en parfaite harmonie avec la nature, tout au moins sur le plan écologique. Nos lointains ancêtres du Paléolithique inférieur n'exerçaient sur le milieu naturel qu'une action limitée. En ce sens, ils faisaient partie intégrante des écosystèmes (Ramade, 1982).

En fait, l'homme utilisait volontairement le feu pour assurer son existence pendant des centaines de milliers d'années (Perles, 1977). Ne sachant pas créer le feu, l'homme préhistorique le conservait d'abord précieusement et puis il a appris à le créer et à le maîtriser vers 40 000 à 50 000 ans avant J-C. Mais, aussitôt que les chasseurs et les pasteurs paléolithiques disposèrent du feu, ils ont dû s'apercevoir que les animaux dont ils se nourrissaient, étaient attirés par les zones récemment brûlées où l'herbe apparaissait plus verte et plus tendre. Ainsi, il semble que le feu ait été utilisé pour accroître le choix de la nourriture, pour faciliter la cueillette des plantes comestibles et pour chasser le gibier (Naveh, 1975; Perles, 1977). Plus tard, au Néolithique (vers 5000 ans avant J-C), l'homme devient agriculteur et pasteur sédentaire. Il pratique alors, une agriculture itinérante sur brûlis, comme elle est encore pratiquée aujourd'hui dans certaines régions d'Afrique: brûlage avant ou après l'abattage des arbres, défrichage et culture. La culture est déplacée au fur et à mesure que le rendement de la culture devient faible et le sol appauvri. La mise à feu dans le but d'ouvrir le milieu et accroître la superficie des zones accessibles aux troupeaux est utilisée encore de nos jours, ce qui contribue à accroître la dégradation des paysages.

Les périodes d'accroissement des populations humaines entraînent des vagues importantes de défrichage et l'augmentation des troupeaux, ce qui provoque l'expansion des cultures au détriment des parcours et du parcours au détriment de la forêt (Seigue, 1972).

### **2. Importance des incendies de forêt**

#### **2.1. A l'échelle mondiale**

Chaque année, des millions d'hectares boisés sont ravagés par les incendies, occasionnant des pertes économiques considérables pour leur extinction et faisant d'immenses pertes en bois et dans certaines situations des vies humaines. Avant la révolution industrielle,

près de 50 % des terres immergées de la planète étaient couvertes de forêts. L'estimation faite en 1955 fait ressortir une diminution de moitié, en 1980 la superficie forestière mondiale atteint 2.5 milliards d'hectares, soit le cinquième de la superficie terrestre (Mol *et al.*, 1997).

L'incendie touche toutes les régions du globe en allant des zones les plus chaudes aux plus froides. Les graves incendies qui se sont déclarés dans différentes parties du monde ont attiré l'attention internationale au cours des années 90, notamment ceux des années 1997 et 1998, dont la fumée a recouvert de vastes régions du bassin Amazonien, de l'Amérique centrale, du Mexique et de l'Asie du Sud Est, perturbant la navigation aérienne et maritime, et engendrant de graves problèmes de santé qui ont fait échos dans le monde entier. Depuis les feux n'ont malheureusement pas reculé, bien au contraire, les chiffres sont de plus en plus alarmants engendrant des pertes colossales de tout ordre. Les derniers feux de l'hiver dernier ayant touché la Russie durant une longue période en sont un exemple de la teneur des dégâts. Les pays en mesure de fournir des statistiques sur les incendies révèlent qu'en moyenne 0.9% de leurs superficies forestières brûle chaque année (FAO, 2009). L'évaluation faite pour l'année 2000, fait état d'une superficie brûlée de 350 millions d'hectares, dont la majorité touche l'Afrique sub-saharienne et l'Asie centrale (FAO, 2007).

L'Afrique est dénommée souvent « le continent du feu », en raison de la fréquence et de l'étendue des incendies. En effet, l'Afrique détient le triste record du monde des feux de forêts, en grande partie, en raison de la pratique traditionnelle et ancestrale consistant à utiliser le feu pour convertir les terres boisées en terres pour l'agriculture et le pâturage (Kourous, 2006). Une enquête effectuée par la commission européenne de télédétection, note que l'Afrique totalise dans le bilan de l'année 2000, 64% de la superficie mondiale ravagée par les incendies, ce qui représente 230 millions d'hectares, soit 7.7% de la superficie totale du continent. Une étude de suivi réalisée en 2004 a révélé des résultats similaires, soit 7.8% de la superficie totale (FAO, 2009). Deux zones particulièrement touchées par les incendies se démarquent: le Nord de l'Angola englobant le Sud de la république démocratique du Congo et le Sud du Soudan plus la République Centrafricaine. Ces zones étaient jadis essentiellement couvertes de forêts tropicales, aujourd'hui leur végétation est constituée de mosaïques de prairies et de vestiges forestiers éparses, intercalés de cultures et habitats d'agriculteurs sédentaires ou itinérants (FAO, 2009).

Durant la période 1999-2003, les pays d'Amérique du sud ont signalé en moyenne 26 000 incendies par an, détruisant 5.5 millions d'hectares. Les variations interannuelles liées aux conditions météorologiques sont cependant très importantes, avec plus de 66 000 incendies en 1997 et 13.6 millions d'hectares brûlés en 1999 (FAO, 2009). En Amérique

centrale, plus de 200 000 hectares ont brûlé entre 2000 et 2003 pour le seul territoire du Guatemala (FAO, 2009). Aux Etats-Unis, même si le nombre de feux est nettement sur le déclin depuis les années 1980, les surfaces brûlées moyennes continuent de croître malgré de nombreux efforts pour réduire la quantité de matière sèche, pour prévenir et combattre les feux, une fois déclenchés, ils brûlent souvent sur des milliers d'hectares. Les feux de végétation demeurent une menace sérieuse pour de nombreuses régions des Etats-Unis. Ces dernières années, plus de 2.8 millions d'hectares ont brûlés entre 2000 et 2004.

Le continent asiatique est l'un des plus touchés par les feux. Les statistiques des incendies affichent un net déséquilibre en faveur de la Russie en étant le pays le plus touché par ce phénomène, puis viennent le Kazakhstan et la Chine. En 2002, l'imagerie satellite a révélé 12 millions d'hectares de surfaces forestières affectées par le feu en Russie, alors que les statistiques officielles font état de 1.2 millions d'hectares de forêts et de 500 000 hectares de surfaces non forestières. En se basant sur les dernières données obtenues par télédétection, il apparaît que la surface annuelle brûlée en Russie varie de 2 à 15 millions d'hectares (FAO, 2007). Les incendies de l'hiver 2009 ayant parcourus les tourbières de la taïga durant plusieurs jours ont occasionné des pertes inestimables sur divers plans. Entre 1990 et 2004, la Chine a enregistré 5 337 feux ayant consommé une moyenne de 135 000 hectares.

L'union européenne soutient depuis les années 1980 les efforts mis en application pour combattre les feux de forêts. Ceci du fait que les feux peuvent sévèrement affecter toutes les fonctions développées par les forêts de la communauté, du point de vue économique, écologique et social (San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2001). En Europe, les pays les plus touchés par les incendies sont ceux du Sud avec un record pour le Portugal qui voit sa couverture végétale dévastée régulièrement. En effet, rien que pour les années 2003 et 2005, 750 000 hectares de forêt sont partis en fumée (Silva & Catry, 2006). Selon les données reprises par Ramade (1997), les pays les plus touchés par les incendies sont ceux du pourtour méditerranéen, avec, à titre d'exemple, 282 500 ha et 126 300 ha brûlés entre 1985 et 1990 en Espagne et en Italie respectivement.

## **2.2. En Méditerranée**

Le feu est la principale menace naturelle qui pèse sur les forêts et les zones boisées du bassin méditerranéen. Il détruit plus d'arbres que toutes les autres catastrophes naturelles réunies (attaques de parasites, insectes, tornades, gel, etc.). Les incendies sont surtout favorisés par le climat de la saison sèche estivale allant de un à trois mois au niveau des

bioclimats humides de la rive nord à plus de sept mois sur la rive sud au niveau du littoral libyen et égyptien.

Au cours de la période (1995-2004), les feux de forêts dans le bassin méditerranéen sont estimés à 50 000 foyers en moyenne par année et les superficies incendiées représentent une moyenne annuelle allant de 700 000 à 1 million d'hectares. Par rapport aux décennies passées, le problème s'est aggravé durant les années 70 et plus encore durant les années 80, tant du point de vue du nombre d'incendies que de la superficie dévastée (Dimitrakopoulos & Mitsopoulos, 2006).

Tableau I: Moyennes annuelles des nombres de feux et des surfaces brûlées dans quelques pays du bassin méditerranéen entre 1995 et 2004 (Dimitrakopoulos & Mitsopoulos, 2006).

Pays	Nombre de feux par an	Surfaces brûlées (ha/an)
Portugal	28 143	143 695
Espagne	20 482	109 345
Italie	8 608	78 100
France	5 172	23 462
Grèce	1 796	38 912
Turquie	1 914	9 213
Israël	1 006	4 336
Chypre	156	1 955
Maroc*	315	3 340
Tunisie**	101	1 900

\* période 1990-1999; \*\* période 1980-1985(Ramade, 1997).

Contrairement aux autres pays du Sud de l'Europe, le nombre d'incendies et les superficies brûlées ont nettement augmenté au Portugal durant les vingt dernières années (Silva & Carty, 2006). En effet, entre 1995 et 2004, le Portugal est parcouru en moyenne par 28 143 feux annuellement détruisant 143 695 hectares de végétation chaque année (Dimitrakopoulos & Mitsopoulos, 2006) (Tab. I). D'après Silva & Carty (2006), le ratio surface brûlée sur la surface totale boisée du pays est sept fois plus important que celui de l'Espagne, cinq fois plus important que celui de l'Italie ou encore vingt quatre fois plus que celui de la France.

L'Espagne pour sa part a enregistré pour la même période, 20 482 incendies pour une surface moyenne incendiée de 109 345 hectares. Vient ensuite l'Italie avec 8 608 feux et une superficie annuelle brûlée de 78 100 hectares et la France avec 5 172 foyers pour une superficie incendiée de 23 462 hectares annuellement (Tab. I).

Le Maroc avec une moyenne annuelle de 3 340 ha incendiés (1990 – 1999) est assez sévèrement touché par les incendies vu la réduction de sa superficie forestière. Enfin la Tunisie avec une moyenne annuelle de 1 900 ha, représente le pays le moins touché par les incendies au niveau du pourtour méditerranéen en raison probablement de l'aménagement de ses massifs forestiers et de sa subéraie en particulier.

### **2.3. En Algérie**

La destruction progressive du couvert forestier est liée à des facteurs anthropiques, quelquefois naturels et ce malgré la réalisation d'importants programmes forestiers. La forêt algérienne a perdu 1 162 484 ha entre 1979 et 2009 avec un nombre total d'incendies déclaré de 41 644 (Fig. 1). Les fluctuations sont très importantes d'une année à une autre, ce qui rend tout calcul statistique sans aucune valeur. En effet, les moyennes données dans la littérature sur des périodes assez longues sont trompeuses et masquent l'importante variance inter annuelle. L'histogramme des superficies brûlées fait ressortir très bien cet état de fait (Fig. 2). Nous avons préféré donner les résultats bruts pour éviter les erreurs d'interprétation, toute synthèse masque toujours une part du détail. Dans le cas des superficies incendiées, la synthèse, sous n'importe quelle forme, masque l'essentiel et rend son exploitation erronée.

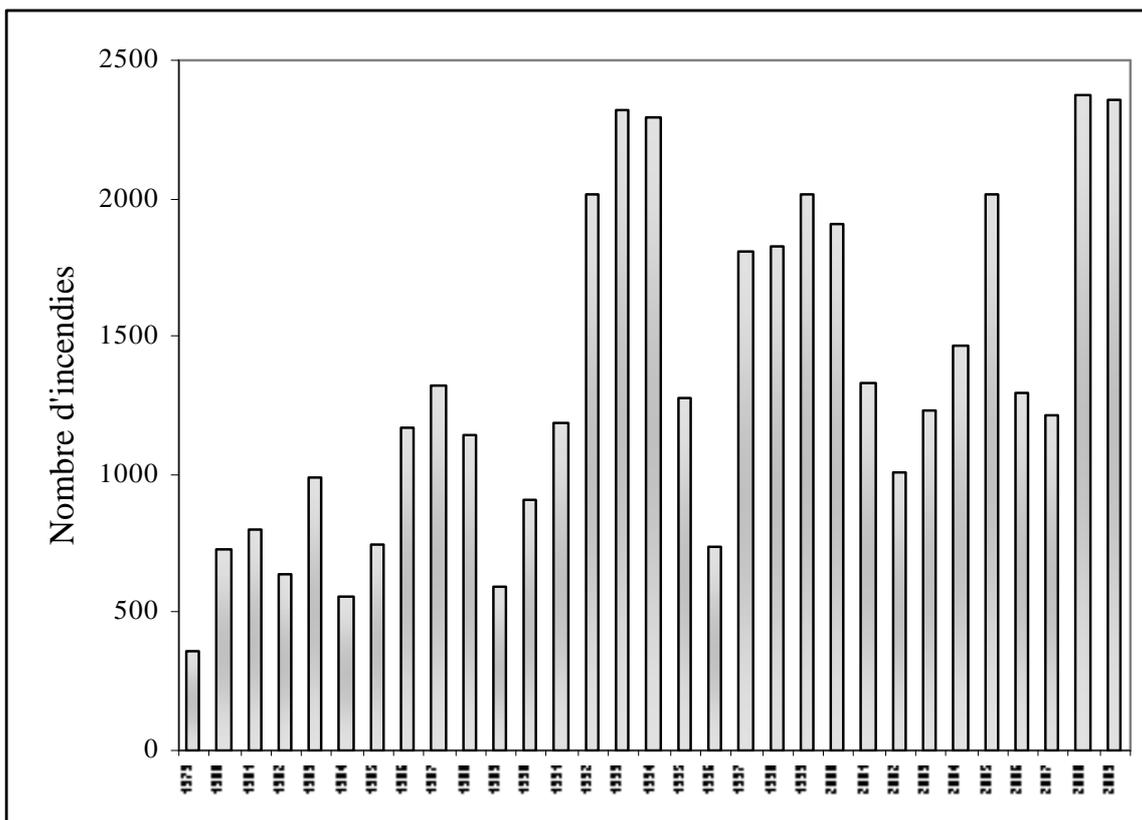


Figure 1: Répartition des incendies en Algérie pour la période 1979 – 2009.

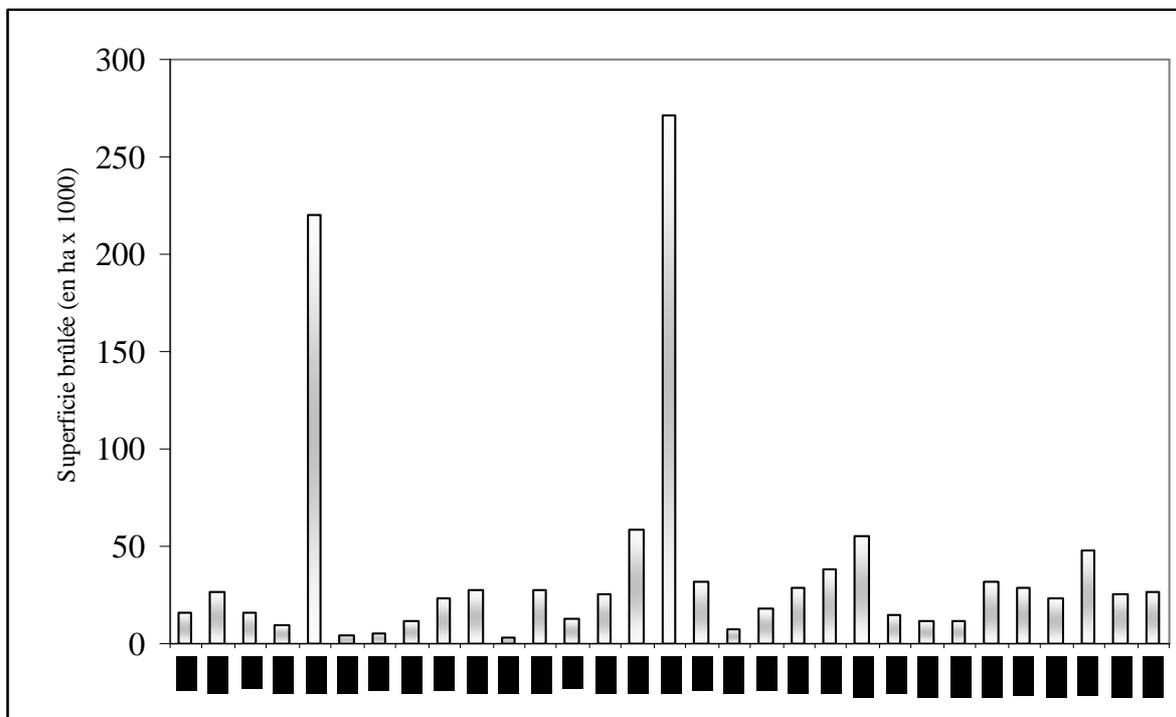


Figure 2: Répartition des superficies brûlées en Algérie pour la période 1979 – 2009.

Les années 1983 et 1994 qualifiées d'années noires de la forêt algérienne, ont enregistré des records en termes de superficies brûlées (220 570 ha. et 271 246 ha. respectivement). Ces deux années, à elles seules, totalisent 491 816 ha., soit un taux de 42.31 % sur le total de la période allant de 1979 à 2009. D'après l'analyse faite par Meddour *et al.* (2008), les conditions climatiques y sont responsables pour une grande part. En effet, l'Algérie a connu une période de sécheresse durant la décennie 80, où le déficit hydrique a atteint un niveau critique. Les événements politiques ayant ébranlé le pays, au début des années 90 surtout, sont aussi responsables de l'embrasement des massifs forestiers. Aujourd'hui encore, beaucoup d'incendies sont volontairement provoqués par les militaires dans le cadre de l'opération du rétablissement de la paix sociale. Ceci ressort parfaitement sur le graphique donnant le nombre d'incendies (Fig. 1). En effet, le nombre d'incendies à pratiquement augmenté depuis 1991 pour ne plus chuter après, à quelques rares exceptions coïncidant avec des périodes de dialogue et de concertation. Enfin, un fait remarquable, les superficies incendiées ont pratiquement gardé la même importance depuis 1979 – exception faite des années 1983 et 1994 – par contre la fréquence des incendies n'a pas cessé d'augmenter. Les efforts réalisés dans la lutte anti-incendies et les petits feux volontaires provoqués dans le cadre de l'autodéfense des groupes armés peuvent expliquer ces tendances.

Selon Ramade (1997), la récurrence des incendies réduit à 33 ans l'espérance de vie d'un boisement méditerranéen. Quézel & Medail (2003) pour leur part affirment que la majorité des formations sclérophylles de Méditerranée est parcourue en moyenne par un incendie tous les 25 ans environ. La pression des feux empêche alors toute reconstitution forestière et oriente la dynamique des communautés incendiées vers des successions régressives. Néanmoins, l'impact des incendies sur les paysages méditerranéens diffère, certaines communautés comme les formations forestières dominées par les résineux accusent le coup sévèrement et peuvent emprunter la voie des séries régressives. D'autres, comme la subéraie, s'adaptent remarquablement au passage récurrent de l'incendie et arrivent à se cicatrifier en un laps de temps assez court. D'après certains auteurs et vu la structure actuelle de la subéraie, les incendies ont au contraire un effet positif sur cette communauté en stimulant particulièrement son rajeunissement. En effet, comment peut-on expliquer la structure actuelle de la subéraie avec des sujets de différentes classes d'âge quant la régénération par semis est sans résultat. En effet, les semis du fait de la sécheresse estivale et de la compétition qui leur est infligée par le sous bois dense, ne survivent pas et meurent après la première saison estivale. L'incendie stimule le drageonnement à partir des racines et donne de jeunes sujets assurant le remplacement des individus âgés et physiologiquement affaiblis.

### **3. Facteurs influençant l'impact du feu sur la végétation**

D'après les recherches de ces dernières décennies, le feu n'apparaît plus comme un phénomène totalement négatif, mais comme une perturbation ayant un impact fugace sur les composantes des écosystèmes. Dans la plupart des études considérant l'action du feu sur la végétation, les caractères de survie utilisés par les végétaux sont envisagés en liaison avec l'apparition d'un seul incendie, bien que la plante individuellement puisse être soumise à plusieurs feux. Les effets du feu, doivent donc être évalués en termes de régime des incendies: type, intensité, fréquence et saison (Trabaud, 1991; Paussas *et al.*, 2008; Keeley, 2009). Aussi, la structure du combustible, les caractéristiques topographiques et les conditions météorologiques jouent un grand rôle dans les effets du feu sur les écosystèmes.

#### **3.1. Fréquence du feu**

Tous les feux des régions à climat méditerranéen, touchent des paysages qui ont déjà brûlé par le passé. Par conséquent, la végétation forme une mosaïque, qui relate l'histoire des feux, certaines parties ayant été brûlées plus que d'autres, sur une période donnée. Les espèces tuées par le feu, et se reproduisant par germination de la graine dépendent de la fréquence des feux pour persister dans les communautés incendiées. En effet pour ces espèces, l'espacement entre les feux successifs doit être suffisant pour permettre aux individus de produire des graines et d'alimenter la banque de semences du sol. Ce pas de temps, varie selon les espèces: la première année pour les herbacées annuelles, entre la deuxième et la troisième année pour les espèces du genre *Cistus* (Trabaud & Oustric, 1982; Roy & Sonié, 1992; Tavşanoğlu & Gurkan, 2005; Duguy & Vallejo, 2008) et entre six à huit ans pour les espèces du genre *Pinus* (Daskalakou & Thanos, 2004; Rigolot, 2004; Eugenio *et al.*, 2006). Si un autre feu survient avant que ces espèces aient atteint leur maturité sexuelle, des changements dramatiques dans la composition et la physionomie de la végétation peuvent se produire (Arianoutsou, 1999). La répétition des incendies à des intervalles de temps très courts, peut entraîner une réduction de la germination des espèces ligneuses, en raison probablement, de la diminution de la banque de semences du sol et offrir ainsi plus d'opportunités à l'établissement des herbacées (Duguy & Vallejo, 2008).

#### **3.2. Intensité du feu**

L'intensité du feu est exprimée par la chaleur libérée lors de la combustion de la végétation. Elle est liée à plusieurs facteurs parmi lesquels: la quantité, l'humidité et la

distribution du combustible (Keeley, 2009). Les feux de forêts peuvent réduire en cendre les communautés brûlées et la régénération dépend alors de l'état de ses organes souterrains de survie après le passage de la flamme (Arianoutsou, 1999). Les organes souterrains de survie (racines, rhizomes, bulbes, tubercules et graines) sont situés à différents niveaux de profondeur du sol. Dans le cas d'un feu de forte intensité, les effets du feu peuvent atteindre les couches profondes, par contre dans le cas de feux de faible intensité, les organes souterrains de survie sont épargnés, l'impact de l'incendie se limite à la couche superficielle et la cicatrisation du milieu quasi immédiate (Trabaud, 1989). Les incendies de faible intensité stimulent principalement la germination des graines à proximité de la surface du sol (De Luis *et al.*, 2008a). L'intensité élevée de l'incendie occasionne une mortalité importante des graines réparties au niveau superficiel (De Luis *et al.*, 2008a). Rivas *et al.*, (2006) notent que les graines s'y trouvant étant soumises à des températures extrêmes et peuvent être endommagées ou carrément détruites, compromettant ainsi leurs germinations et réduisant la banque de graines du sol. L'essentiel de la germination dans un tel cas est assurée par la banque de graines des couches profondes.

### **3.3. Taille de l'incendie**

La superficie brûlée est aussi un facteur écologique important influençant la recolonisation par les espèces. Ainsi, de nombreux végétaux ne peuvent pas se régénérer par rejets et sont tributaires d'apport de diaspores par les différents modes de dissémination et plus particulièrement le vent (pour les graines anémochores) et les animaux (pour les graines zoochores). Dans le cas de grands incendies, l'étendue de la superficie brûlée est importante, reléguant les portes graines à de très longues distances, les apports et l'installation des espèces sont alors très réduits. La reconstitution des communautés peut accuser un retard, de même le poids et les propriétés aérodynamiques des propagules jouent un rôle déterminant (Trabaud, 1989).

### **3.4. Caractéristiques du combustible**

La teneur en eau des végétaux constituant le combustible est le facteur le plus important affectant le comportement du feu. Elle détermine la probabilité d'ignition ou la facilité d'allumage, la vitesse de propagation et la quantité de combustible brûlé. La végétation méditerranéenne riche en résine (forêts de résineux) et d'une faible teneur en eau brûle facilement (Schnitzler-Lenoble, 2002). Un petit combustible absorbe et perd son

humidité plus rapidement qu'un gros. Un combustible sec s'allume plus facilement qu'un combustible gorgé d'eau. La saison des mises à feu est importante à considérer, car la teneur en eau des végétaux n'est pas équivalente d'une saison à une autre. Ceci peut avoir une influence considérable sur le comportement du feu.

### **3.5. Les conditions météorologiques**

Parmi les facteurs météorologiques influençant le comportement des incendies, nous pouvons citer la température, le vent et les précipitations.

La principale source de chaleur est le soleil, le combustible exposé au soleil se réchauffe plus rapidement que celui sous couvert forestier, il peut y avoir jusqu'à 10 °C de différence. La température peut avoir une influence directe par le réchauffement ou le refroidissement des matériaux ou indirecte par la modification du contenu en humidité de l'atmosphère. Pour cette raison, les pics de température sont fortement redoutés du fait de la facilité de combustion de la végétation. Le vent favorise la combustion et la propagation en augmentant l'apport en oxygène, en asséchant le combustible, en favorisant le réchauffement du combustible à l'avant du feu, en influençant la direction de propagation du feu et en transportant les étincelles ou autres matières enflammées sur de grandes distances. L'effet des précipitations sur les incendies de forêt dépend de la lame d'eau précipitée et de sa répartition dans le temps. En effet, une faible tranche pluviométrique répartie dans le temps présente un meilleur effet qu'une grande quantité de pluie précipitée en un laps de temps très court.

### **3.6. Les facteurs topographiques**

La topographie est une variable constante, c'est-à-dire qu'elle ne varie pas dans le temps. On peut donc facilement déterminer son influence. Deux principaux paramètres topographiques influent sur les incendies. La pente en amplifiant l'effet de radiation et de convection, et l'exposition en jouant sur la quantité de chaleur reçue en fonction de l'insolation ainsi que la densité et la structure de la végétation.

## 4. La subéraie: distribution et caractérisation

### 4.1. Distribution

Le chêne-liège est circonscrit à la région de la Méditerranée occidentale (Quézel & Santa, 1962-1963) et déborde au Portugal et au Maroc le long de la façade atlantique, où les influences de la mer et de l'océan permettent de tempérer la grande amplitude des oscillations thermiques et l'aridité de la saison estivale du climat méditerranéen. Cependant, les fortes variations climatiques et anthropiques ont réduit considérablement son aire de répartition. La subéraie mondiale serait d'environ 2.687.000 hectares, répartis exclusivement sur sept pays (Tab. II).

Tableau II: Répartition mondiale de la subéraie (Silva & Catry, 2006).

PAYS	Superficie (hectares)	%
Portugal	730.000	32.2
Espagne	500.000	22.0
Algérie	410.000	18.1
Maroc	340.000	15.0
France	100.000	4.4
Tunisie	99.000	4.3
Italie	90.000	4.0

Le chêne-liège totalise plus d'un million et demi d'hectares en Europe et près d'un million d'hectares en Afrique du Nord (Pausas *et al.*, 2009).

Au Maroc, le chêne-liège s'étend sur une superficie de près de 340.000 ha, principalement dans les régions de la Mamora, du Plateau Central et du Rif, ce qui représente 15% de la superficie mondiale de la subéraie. La Mamora est la plus grande subéraie mondiale d'un seul tenant (Natividade, 1956). L'état de dégradation et le dépérissement des subérais au Maroc sont le résultat de l'action de l'homme à travers les défrichements, les exploitations abusives, le surpâturage et l'écimage combinés au stress hydrique des périodes de sécheresse de plus en plus fréquentes et aux attaques parasitaires, notamment des défoliateurs et d'agents pathogènes (Aafi *et al.*, 2005). Dans le même sens, Pausas *et al.* (2009) notent que la compression continue de l'aire de la subéraie en Espagne, est plus le résultat de l'aménagement, des attaques parasitaires, du surpâturage et probablement du changement climatique que des incendies.

L'aire de répartition du chêne-liège en Tunisie est représentée par la région de Kroumirie - Mogods constituée par une bande étroite qui occupe presque toute la partie septentrionale délimitée au Nord par la Méditerranée et au Sud par une ligne partant de la frontière algérienne jusqu'à Bizerte. Elle couvre une superficie d'environ 99 000 ha. (Silva & Catry, 2006). Autrefois, la subéraie occupait une superficie plus importante. Celle-ci a diminué sous l'action de l'Homme et de son cheptel (Boudy, 1950). Selon l'estimation donnée par Ben Jamaa & Abdelmoula (2004), la subéraie tunisienne n'occupe aujourd'hui que 45 461 ha, alors que Boudy (1950) signalait 127.000 ha, soit une réduction de 64%. En plus de l'action anthropique, les forêts de chêne-liège sont soumises à plusieurs autres contraintes naturelles (sécheresse, incendies, attaques d'insectes et de champignons, etc.), qui ont provoqué, depuis des années, des dépérissements très inquiétants (Ben Jamaa & Abdelmoula, 2004).

En Espagne, le chêne-liège est présent dans les plaines et les plateaux et se trouve dans un état de dégradation alarmant suite à l'action humaine (Coca & Pausas, 2009). Après le Portugal, pays offrant la plus grande superficie mondiale de la subéraie avec 730.000 hectares, c'est l'Espagne qui affiche une superficie très appréciable d'un demi-million d'hectares (Silva & Catry, 2006). En Italie, représentant sa limite Est, il recouvre une superficie totale de 90.000 hectares à l'état très dispersé.

En Algérie, le chêne-liège domine dans la partie humide, de l'Est d'Alger jusqu'à la frontière tunisienne, il s'étend d'une manière assez continue le long de la zone littorale où il offre le maximum de son aire de répartition. Dans la partie Ouest, il reste disséminé et constitue des îlots de moindre importance. L'Algérie offre une superficie appréciable de 410 000 hectares selon les estimations données par Silva & Catry (2006). Les différentes estimations de la superficie de la subéraie algérienne données par Zeraia (1981) se situent entre 400 000 et 480 000 hectares. Khelifi (1987) pour sa part, note suite aux diverses dégradations, une réduction de cette aire pour se situer autour de 200 000 hectares.

La surface actuelle occupée par le chêne-liège en Afrique du Nord est probablement inférieure à 30 % de sa superficie potentielle à cause du surpâturage, incendies et absence d'aménagement (Charco, 1999 in Pausas, 2009).

La différence entre les estimations de la superficie de la subéraie données par divers auteurs pour les différents pays méditerranéens résulte de la dégradation continue de cet écosystème et de la définition même de la subéraie. En effet, des chiffres donnés à dix ans d'intervalle ne peuvent pas se superposer sauf dans le cas des régions où la subéraie est entretenue, donc conservée. Aussi, certaines estimations ne prennent en compte que les

peuplements offrant une ambiance forestière type, d'autres englobent les peuplements dégradés synonymes de matorrals ou de maquis hauts.

Phylogénétiquement, le chêne-liège est considéré comme étroitement lié à trois espèces asiatiques de chêne, qui sont toutes à feuilles caduques. Ce sont le chêne chevelu (*Quercus cerris*) du Sud-Ouest de l'Asie, le chêne en dents de scie (*Quercus acutissima*) de l'Asie orientale, et le chêne-liège chinois (*Quercus variabilis*) (Manos & Stanford, 2001). En outre, de récentes études génétiques suggèrent que l'origine évolutive du chêne-liège se situe un peu à l'Est de son aire de répartition actuelle (Lumaret *et al.*, 2005). En effet, les fossiles des ancêtres de chêne-liège, dans le groupe *Quercus sosnowsky*, ont été trouvés en France, la Pologne, la Roumanie, la Bulgarie, la Turquie et la Géorgie (Bellarosa 2000). Cependant, l'origine du chêne-liège est encore en débat (Magri *et al.*, 2007). Au siècle dernier, le chêne-liège a été introduit artificiellement dans plusieurs pays en dehors de la région méditerranéenne, comme un arbre ornemental d'ombrage et de curiosité botanique ou dans l'espoir de générer la production de liège local. Raisonnablement, une bonne acclimatation a été observée en Bulgarie (Petrov & Genov, 2004), la Nouvelle-Zélande (Mac Arthur, 1994), le Sud de l'Australie, le Chili et la Californie.

#### **4.2. Ecologie**

Le chêne-liège est une essence méditerranéo-atlantique. La répartition géographique de l'espèce est définie par ses exigences écologiques qui sont de quatre ordres: exigence en lumière, chaleur, humidité et refus des sols calcaires.

Le chêne-liège est une essence héliophile, c'est à dire de pleine lumière et exigeant une forte insolation. La cohabitation avec d'autres essences est possible, mais c'est en peuplement pur qu'il se développe le mieux.

Le chêne-liège est thermophile: il pousse donc sous des climats tempérés (températures moyennes annuelles comprises entre 13 et 16 °C) à hivers doux, car il craint les fortes gelées persistantes et a besoin d'une période de sécheresse en été pour prospérer. Blanco *et al.* (1997) in Pausas (2009) estiment que le chêne-liège se développe bien dans les régions recevant une pluviométrie moyenne annuelle supérieure à 600 mm et une température moyenne annuelle de l'ordre de 15 °C. Maire (1926) écrit que le chêne-liège est très exigeant vis-à-vis de la température. Il ne se développe que sous un climat relativement chaud où la moyenne annuelle des températures reste comprise entre 11 et 17 °C. Dans le même sens, Sauvage (1961) note que les subéraies marocaines se répartissent entre des moyennes

annuelles comprises entre 18.4 et 25.6 °C avec une moyenne des températures maximales du mois le plus chaud entre 25 et 35 °C. Selon Saoudi (1983), la subéraie tunisienne est caractérisée par des températures comparables à celles de la subéraie marocaine (M entre 28.6 et 35.3 °C). Le chêne-liège ne supporte pas des températures faibles, en effet, une température minimale du mois le plus froid (m) inférieur à 0, lui est fatale. Les valeurs fournies par Sauvage (1961) pour la subéraie marocaine et Saoudi (1983) pour la subéraie tunisienne se situent entre 0.5 et 10.3 °C. Pour la subéraie de Kabylie, les valeurs calculées pour Mizrana (4.5 °C), Taourirt Ighil (7.0 °C) et Bouhatem (7.4 °C) sont comprises dans la même intervalle que le reste des subérais maghrébines. En France méditerranéenne, Aime (1976) enregistre une moyenne des températures minimales du mois le plus froid de l'ordre de 5.8 °C. La température limite sa distribution en Europe méditerranéenne à une altitude de 700 m environ, mais le chêne-liège peut monter et atteindre 1000 m dans les régions chaudes de l'Afrique du Nord, voire même 2000 m dans l'Atlas marocain.

L'humidité est également un facteur limitant, car bien qu'étant xérophile, le chêne-liège nécessite une humidité atmosphérique d'au moins 60 %, même en saison sèche, et d'une pluviométrie allant de 500 à 1200 millimètres par an. Ces conditions ne se rencontrent que près de la mer en région méditerranéenne, et jusqu'à 200 ou 300 km à l'intérieur des terres sur la façade atlantique. Dans l'étude phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie présentée par Maire (1926), il écrit que le *Quercetum suberis* ne se développe que dans les régions à fortes précipitations, il est d'autant plus luxuriant que les précipitations sont plus fortes. Ce sont justement là les caractéristiques climatiques de la Kabylie et de la région Est de l'Algérie en allant de Jijel (forêt de Guerrouche) à El Kala. Ces exigences varient néanmoins selon les particularités des stations qu'il colonise: exposition (nord/sud), topographie (sommet, fond de vallon), proximité de la mer, etc.

Le dernier facteur déterminant dans la distribution de la subéraie est le sol. Le chêne-liège est une espèce calcifuge stricte se plaisant sur tous les substrats siliceux et acides (schistes, grès, gneiss, granite), et craignant l'hydromorphie. Il s'accommode de sols peu fertiles, superficiels ou lourds (riches en argiles), mais recherche plutôt des textures légères (sables), biens aérées et riches en matière organique (Aime, 1976). Sauvage (1961) écrit à cet effet, que les granites, les gneiss, les micaschistes ou les grès à ciment siliceux, argileux ou même calcaire constituent les roches favorables au chêne-liège, car elles présentent des caractéristiques sableuses. Les calcaires et les marnes l'excluent au profit d'autres espèces mais quelques intercalations argileuses ou même marneuses n'éliminent pas le chêne-liège quand il rencontre de bonnes conditions climatiques.

Le chêne-liège présente une grande plasticité vis-à-vis de l'altitude. Il se développe depuis le niveau de la mer jusqu'à 1650 m. Pausas *et al.* (2009) écrit que le chêne-liège végète bien au-delà de 800 m d'altitude dans toute son aire de distribution. En Algérie, sa limite supérieure est de 1500 m (Khelifi, 1987). Au Maroc, il est signalé par Sauvage (1961) en mélange avec le cèdre à 1900 m dans le Rif. En Tunisie, (Debazac, 1959) distingue pour la Kroumirie une succession de trois étages de végétation: l'étage inférieur (entre 400 – 500 m) correspondant au faciès à lentisque, l'étage de basse montagne (entre 500 et 1000 m) caractérisé par le faciès à cytise et l'étage montagnard supérieur à 1000 m. Les subéraies de Kabylie occupent selon la classification de Quézel (1979) les étages de végétation thermoméditerranéen ( $3 < m < 10$  °C) et mésoméditerranéen ( $0 < m < 3$  °C).

La subéraie, lorsqu'elle est bien conservée, constitue un des écosystèmes naturels les plus complexes et développés du territoire méditerranéen. Dans leur état naturel, ces écosystèmes forestiers méditerranéens présentent une grande diversité dans la strate arbustive, puisque nous rencontrons divers faciès ou variantes selon la dominance des espèces. Ces faciès sont le résultat de la résultante de divers facteurs écologiques tel que: les perturbations, la topographie, la température, la nature du sol etc.

Les forêts sclérophylles à *Quercus suber* ont une grande singularité fonctionnelle, puisqu'elles sont adaptées à un stress climatique multiple, qui se définit par un froid hivernal, une irrégularité pluviométrique et une coïncidence de la période de sécheresse maximum avec de très hautes températures. Du point de vue édaphique, le manque de nutriments agit comme facteur contribuant à renforcer sa forte singularité ou identité. De telle sorte que tous les mécanismes fonctionnels qui surgissent dans cette communauté sont amenés à maintenir un contrôle rigoureux pour l'économie hydrique et des nutriments, parfaitement adaptés au climat et au sol.

Le chêne-liège est zonal. On le trouve bien depuis le bord des eaux jusqu'aux rochers, dans presque tous les milieux. Pendant longtemps, les biogéographes et les phytosociologues l'ont même considéré comme climacique tant il donnait l'illusion de régner sur son étage de végétation. Depuis les années 60, beaucoup de subéraies ont été abandonnées par l'homme et l'on constate qu'à la différence d'une espèce véritablement climacique, le chêne-liège ne résiste pas à la concurrence des espèces véritablement climaciques. En l'absence d'intervention de l'homme, la subéraie est une forêt menacée de disparition. Forêt à la fois zonale et très liée à l'action de l'homme, la subéraie apparaît ainsi sur le plan écologique comme assez unique et très originale.

Le feuillage du chêne-liège est assez léger et la subéraie dans son état optimal est un peuplement forestier relativement clair où les arbres ne couvrent qu'environ 60% du terrain. La lumière du soleil peut ainsi parvenir en suffisance aux strates basses. Cette structure horizontale permet l'éclairage du sol. Ainsi, sous la subéraie peut se développer un sous-bois assez riche: ligneux bas et de nombreuses espèces herbacées, comportant à la fois des espèces sciaphiles (d'ombre) et des espèces héliophiles (de lumière). Cette richesse spécifique se conjugue avec une certaine originalité écologique. Les sols portant le chêne-liège étant dépourvus de calcaire et généralement acides. A côté d'espèces méditerranéennes assez ubiquistes telles que *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia* et *Cistus monspeliensis*, on trouve des espèces plus strictement inféodées aux sols acides telles que *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Lavandula stoechas*, etc.

### 4.3. Les groupements

Nous distinguons au niveau de la subéraie trois principaux groupements:

- Le groupement à cytise, qui couvre des versants situés le plus souvent à plus de 500 m d'altitude. C'est un groupement à caractère meso-méditerranéen et humide.
- Le groupement à bruyère arborescente et lentisque, mais sans chêne-kermès qui couvre les versants situés à moins de 500 m d'altitude dans les régions intérieures. C'est un groupement à caractère thermo méditerranéen, humide, sub-littoral à semi-continental.
- Le groupement à lentisque et chêne-kermès s'étend à basse altitude dans les régions littorales à sub-littorales. C'est un groupement à caractère thermo-méditerranéen, humide et maritime.
- Dans tous ces groupements, il est possible de distinguer des variantes maritimes à myrte, des formes sub-humides à semi-aride appauvries et divers faciès morpho-pédologiques.

Les groupements de la subéraie forment deux étages altitudinaux:

- L'étage meso-méditerranéen correspond à la subéraie à cytise, qui s'étend en général à partir de 500 m d'altitude. Sous l'influence de l'altitude et du relief, cette subéraie est particulièrement humide et connaît en hiver un relatif rafraîchissement des températures.
- L'étage thermo-méditerranéen regroupe les subérais de basse altitude où le lentisque est abondant. La modération relative des pluies est combinée avec

des conditions thermiques plus chaudes. Les groupements et les faciès à chêne-kermès et à myrte individualisent les nuances maritimes de la subéraie.

La subéraie résulte avant tout de l'association entre *Quercus suber* et *Erica arborea*. Ce sont là les deux espèces les plus caractéristiques d'un groupe acidiphile, de large répartition sur les terrains siliceux et de bioclimat humide à sub-humide.

Ce groupe comprend entre autres: *Cistus salvifolius*, *Arbutus unedo*, *Clinopodium vulgare*, *Lavandula stoechas*, *Tuberaria commutata*, *Erica scoparia* et *Daphne gnidium*.

La dégradation favorise aussi les espèces suivantes caractéristiques des sols décapés: *Cistus monspeliensis*, *Bellis sylvestris*, *Ampelodesmos mauritanicum*, *Hypochaeris radicata*, *Briza maxima*, *Aira tenorei*, *Festuca coerulescens*, *Hedysarum coronarium*, *Cynosurus echinatus* et *Stachys ocymastrum*.

A basse altitude, et dans des conditions plus marquées par la sécheresse, ce groupe lié à la dégradation de la végétation et du sol est renforcé par: *Hypericum humifusum*, *Hyparrhenia hirta*, *Erica multiflora* et *Fumana thymifolia*

Les faciès forestiers, souvent avec une densité très appréciable en chêne-liège et ayant un couvert arbustif dense, se distinguent par les espèces humicoles suivantes liées à la constitution d'un sol riche en matière organique et plus au moins épais: *Viburnum tinus*, *Smilax aspera*, *Crataegus monogyna*, *Discorea communis*, *Lathyrus tingitanus*, *Rubus ulmifolius*, *Melica minuta*, *Pteridium aquilinum*, *Trifolium bocconeii*, *Brachypodium sylvaticum*, *Rubia peregrina*, *Asplenium adiantum-nigrum* et *Cyclamen africanum*.

Les stations les plus fraîches enregistrent la présence de certaines espèces typiques des zénaies, et qui caractérisent des formes de transition avec la zénaie: *Quercus canariensis*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus ficaria*, *Luzula forsteri*.

A basse altitude se développe largement les espèces suivantes, qui caractérisent les subérais à lentisque et à chêne-kermès: *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Quercus coccifera*, *Chamaerops humilis*, *Myrtus communis*, *Teucrium fruticans*, etc.

A une altitude supérieure à 500 m, s'affirme le groupe caractéristique suivant qui distingue la subéraie à cytise: *Cytisus villosus*, *Galium rotundifolium* ssp. *rotundifolium*, *Rhaponticoides africana*, *Chrysanthemum fontanesii*, etc.

#### **4.4. La subéraie face aux incendies**

La subéraie subissait des incendies plus ou moins violents depuis une longue date, néanmoins elle persiste grâce à sa forte résistance. En effet, quelques semaines après le feu, des rejets et des drageons apparaissent en abondance.

L'intensité du feu peut être appréciée par des indices indirects: degré de calcination de la végétation, importance des chicots résiduels, aspect de la surface du sol brûlée ± profondément. L'observation des chênes-lièges et de la façon dont ils "repartent" après le feu peut fournir des indications assez précises, utilisables pour pronostiquer leurs chances de survie.

Si le chêne-liège est capable de résister à des incendies parfois violents, c'est à l'épaisseur et à la structure de son écorce (présence d'une multitude de compartiments étanches remplis d'air) qu'il doit cette aptitude. En effet, en terme thermique, le tissu subéreux figure parmi les substances douées de la plus haute capacité isolante. L'écorce liégeuse du chêne-liège est donc sa meilleure assurance vie.

Le fait de le démascler et de lui ôter cette protection si précieuse aura pour conséquence directe de rendre plus vulnérable le peuplement en cas d'incendie même de faible puissance. Fricout (1913) et Bouarbi (1936) écrivaient à propos de la forêt de Mizrana que si un incendie survenait pendant les trois premières années qui suivent l'écorçage, la plus grande partie des arbres écorcés pourrait être considérée comme perdue.

Malgré la perte de tout son houppier et un aspect carbonisé, le chêne-liège possède un important pouvoir de récupération, ce qui fait qu'avant de décider de couper un arbre il faut s'assurer de sa viabilité future. Il est préférable d'attendre le printemps et même le deuxième automne pour évaluer l'état sanitaire de chaque sujet. Ainsi, si le liège protège très efficacement les chênes contre les incendies, ces derniers sont par contre très sensibles aux incendies quand ils ont été récemment récoltés. Dans l'éventuelle coupe rase ou mortalité après incendie de forte intensité, la régénération n'est possible que par rejets de souche, la régénération naturelle par voie sexuée n'aboutit pas (Boudy, 1950). En effet, malgré la germination des glands parfois en abondance, les semis ne résistent pas à la sécheresse estivale.

## Chapitre II. Evolution de la composition floristique et de la structure de la subéraie de Kabylie, après feu

## Chapitre II

### **II. Evolution de la composition floristique et de la structure de la subéraie de Kabylie, après feu**

#### **1. Introduction**

La végétation et la flore de la région méditerranéenne sont façonnées par l'action de feux récurrents (Naveh, 1975; Trabaud & Lepart, 1980; Arianoutsou, 1998; Pausas *et al.*, 2008). La plupart des études relatives à l'influence du feu sur les communautés végétales dans le bassin méditerranéen sont réalisées dans la rive Nord (ex. Trabaud, 1980 & 1983; Trabaud & Lepart, 1980; Arianoutsou & Margaris, 1981; Thanos *et al.* 1989; Izhaki *et al.*, 2000; Lloret & Vilà, 2003; Pausas *et al.*, 2003; Baeza *et al.*, 2006; De Luis *et al.* 2008a et b).

En Algérie, les rares travaux menés sur le sujet l'ont été par l'approche exclusivement comparative et les auteurs se sont contentés de décrire des stades de la végétation considérés comme appartenir à des séries régressives (Quézel, 1956; Debazac, 1959; Le Houerou, 1980). Plus récemment, quelques travaux relatifs surtout à la floristique ont vu le jour sur la subéraie (Wojterski, 1990; Ouelmouhoub & Benhouhou, 2007; Bekdouche *et al.*, 2008) et sur la pinède (Moravec, 1990; Madoui *et al.*, 2006).

Le passage de l'incendie élimine toute la végétation qui se trouve à la surface et au-dessus de la surface du sol. Pour savoir quel et le devenir de ces communautés brûlées, il est essentiel de suivre leur évolution, au cours du temps, soit en mode diachronique sur des placettes expérimentales, soit par l'approche comparative sur des placettes parcourues par des feux sauvages dont on connaît la date de la dernière perturbation. Il est intéressant d'étudier quelles sont les espèces qui se réinstallent après le feu et quelle structure vont-elles engendrer au cours du temps après le traumatisme. Assistons nous à la réinstallation des espèces originelles de la subéraie favorisant donc, une cicatrisation rapide et un retour à l'état de la composition floristique initiale ou plutôt à une colonisation effective et durable de taxons étrangers orientant la succession vers d'autres communautés.

La question qui se pose alors est de savoir quels sont les taxons qui vont finalement occuper le territoire incendié. Les espèces endogènes vont – elles gagner le combat de la compétition qui s'installe, durant les premières années suite au feu, entre elles et les pionnières exogènes qui tentent de s'installer à la faveur de l'opportunité créée par le feu. Aussi, il est important de savoir si les végétaux qui s'installent les premiers faciliteront ou

empêcheront l'installation des végétaux qui arrivent plus tard, et si le renouvellement des taxons entraînera une évolution de la communauté étudiée vers d'autres communautés.

Au fur et à mesure que les espèces se réinstallent, soit par la reprise végétative, soit par la germination massive de la banque de graines du sol ou encore par l'apport des différents agents de dissémination, un agencement des végétaux sur le plan horizontal et vertical va se produire induisant des changements de la structure. Ces bouleversements, avec le temps, vont-ils s'estomper pour permettre à la subéraie de reprendre sa structure d'avant la perturbation, ou plutôt mener la succession vers une autre communauté plus ouverte ou plus fermée.

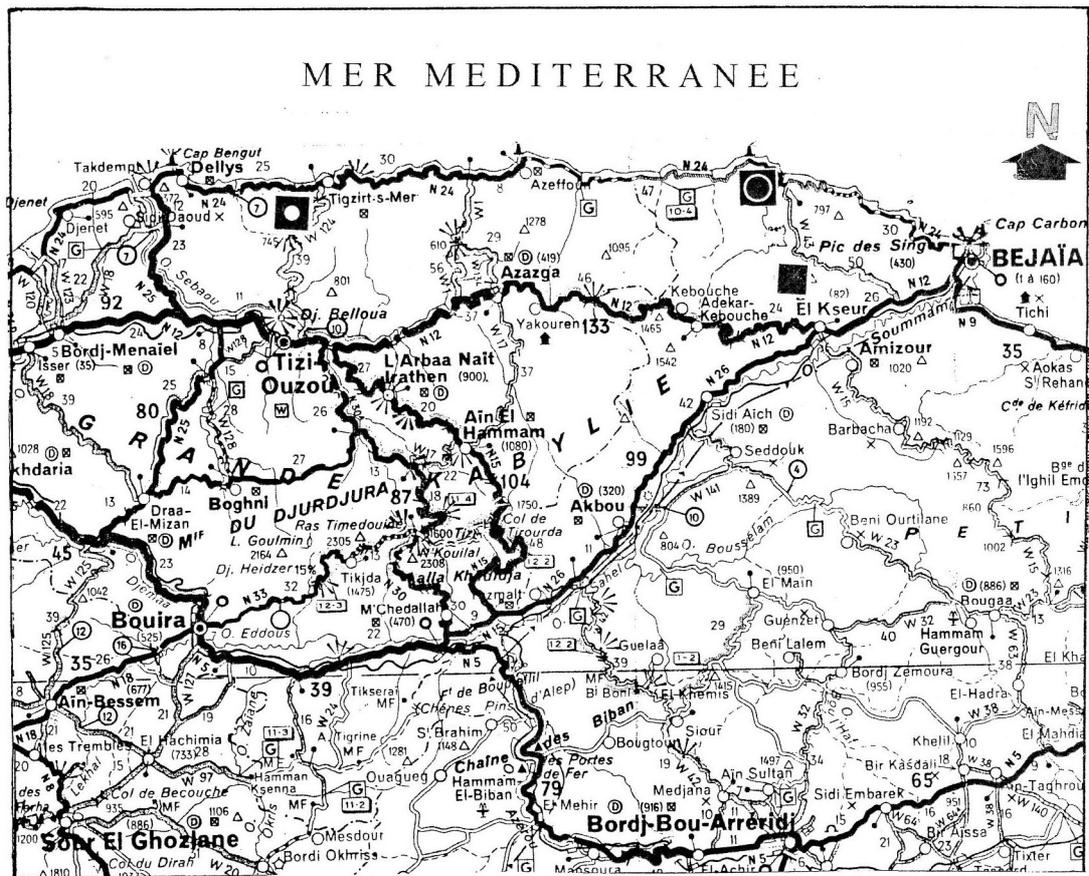
L'étude de l'évolution de la composition floristique et de l'accroissement quantitatif de la végétation au niveau de trois stations réparties dans le territoire de la subéraie de Kabylie, nous permettra de mieux comprendre son dynamisme et de savoir si le pas de temps considéré de 15 à 20 ans après le passage du dernier feu est suffisant pour lui permettre de revenir à son état initial, auquel cas elle serait considérée comme une communauté fortement adaptée au passage de l'incendie.

## **2. Matériels et Méthodes**

### **2.1. Description des stations d'étude**

Les stations d'étude se répartissent au niveau de la subéraie de Kabylie sur le territoire des wilayas de Tizi Ouzou pour Mizrana et de Béjaia pour Taourirt Ighil et Bouhatem.

La station de Mizrana est située à quelques 2.3 km de la ville de Tigzirt, 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. Elle est comprise entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude: 4° 05' 36'' à 4° 07' 40'' Est, latitude: 36° 50' 50'' à 36° 52' 18'' Nord). La deuxième station est située au niveau de la forêt littorale de Bouhatem à 30 km à l'Ouest de la ville de Bejaia. Elle est située entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude: 4° 57' 00'' à 4° 7' 25'' Est, latitude: 36° 53' 30'' à 36° 42' 30'' Nord). Elle s'étale sur une superficie d'environ 7 000 hectares répartis en 44 cantons couvrant essentiellement les territoires de la commune de Toudja avec des débordements sur les communes limitrophes de Bejaia à l'Est, Beni Ksila à l'Ouest et El Kseur au Sud. Au Nord, elle est limitée par la mer Méditerranée. La station de Taourirt Ighil couvre une bonne partie de la commune de Toudja, Taourirt Ighil et El Kseur et chevauche en partie sur les communes limitrophes d'Adekar, Tifra et Ilmaten. Elle est



- : 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).

comprise entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude: 4° 57' 00'' à 4° 37' 23'' Est, latitude: 36° 53' 30'' à 36° 42' 30'' Nord).

La configuration générale du terrain pour les différentes stations est assez accidentée offrant toutes les expositions et diverses classes de pentes. Le réseau hydrographique n'est pas dense et l'écoulement est intermittent.

Le substrat géologique est essentiellement constitué de grès numidiens et des éboulis de grès sur marnes. D'après une étude réalisée par le BNEF (1993), les sols de la subéraie de Kabylie en générale se répartissent en six types répartis en trois grandes classes:

+ Classe des sols peu évolués:

- groupe des sols peu évolués d'érosion,
- groupe des sols d'apport colluvial.

+ Classe des sols brunifiés:

- groupe des sols bruns,
- groupe des sols lessivés.

+ Classe des sols à sesquioxydes de fer:

- groupe des sols lessivés modaux,
- groupe des sols rouges lessivés légèrement hydromorphes.

Les précipitations au niveau de toute la zone sont sujettes à de fortes fluctuations d'une année à l'autre. La moyenne annuelle calculée pour la période 1914 - 1938 pour Mizrana est de 896 mm pour son altitude moyenne de 350 m. Elle est de 917 mm pour Taourirt Ighil (altitude moyenne de 550 m) et de 803 mm pour Bouhatem (altitude moyenne de 65 m) pour la période allant de 1970 à 2007 (données corrigées à partir de celles de la station météorologique de l'aéroport de Béjaia). La répartition intra-annuelle présente également d'importantes fluctuations. La période pluvieuse est de six mois allant de novembre à mars, où la pluviométrie de chacun des mois est supérieure à la pluviométrie moyenne mensuelle. Novembre, décembre et janvier sont très humides et totalisent à eux seuls près de 50% de la pluviométrie annuelle globale. La période de sécheresse est assez importante et s'étale sur quatre mois (juin à septembre), où les mois de juin, juillet et août sont nettement déficitaires avec une somme qui tourne autour de 3.50 % de la pluviométrie annuelle globale.

Les 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 10 °C. La température moyenne annuelle est voisine de 18 °C pour Mizrana et Bouhatem et 16 °C pour Taourirt Ighil.

Selon la classification d'Emberger (1971), les trois stations d'étude se caractérisent par un bioclimat de type sub-humide à variantes tempérée pour Mizrana et Taourirt Ighil et chaude pour Bouhatem.

Ces résultats affirment le caractère méditerranéen net de la zone d'étude (Daget, 1977, 1980a, 1984; Akman & Daget, 1981).

La végétation des différentes stations est plus au moins dégradée par la récurrence du passage des incendies conjuguée à diverses actions humaines subies depuis une longue période (défrichement, démasclage du liège, dessouchement et reboisement dans certaines situations). La végétation du sous bois est dominée par *Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia* et *Erica arborea* pour Mizrana et Taourirt Ighil; *Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia*, *Erica arborea*, *Erica scoparia* et *Myrtus communis* pour Bouhatem.

## **2.2. Méthodes d'étude de la succession végétale**

Le terme de succession est utilisé pour décrire le processus de changements spatio-temporels de la végétation (Mc Intosh, 1981; Lepart & Escarré, 1983; Finegan, 1984). Deux modalités de successions sont décrites dans la littérature: la succession primaire et la succession secondaire.

La succession végétale primaire correspond au processus lent de la dynamique d'occupation dans un espace où le substrat est à nu (système dunaire, zones de retrait des glaciers, champs de lave de volcans, etc. (Lepart & Escarré, 1983). La succession végétale secondaire est le processus de recolonisation du milieu après destruction totale ou partielle d'une communauté végétale préexistante. La succession secondaire est surtout étudiée dans les endroits où l'action humaine est importante: les cultures abandonnées, les communautés incendiées, défrichées ou soumises à une perturbation quelconque.

Deux méthodes d'approche 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.

L'approche directe ou diachronique observe l'évolution d'un écosystème au fil des années. Cette démarche la plus rigoureuse du point de vue méthodologique présente néanmoins 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 (Escarré, 1979; Escarré *et al.*, 1983; Lepart & Escarré, 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 & Escarré, 1983).

L'approche indirecte ou synchronique ou encore comparative 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).

Etant des stations très circonscrites spatialement, ayant subi la même perturbation et pratiquement sans pression humaine aucune (sauf peut être un léger pâturage pour le Mizrana), nous pouvons affirmer que les différentes stations de la subéraie analysée remplissent les conditions de cette approche.

Malgré ces restrictions et faute de pouvoir suivre une succession sur tout son parcours, l'approche synchronique reste la seule et unique méthode 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), Escarré (1979), Debussche *et al.* (1982), Escarré *et al.* (1983), Guo (2001), Said *et al.* (2003), Capitanio & Carcaillet (2008) etc.

### **2.3. Echantillonnage**

L'échantillonnage a été conduit, après une stratification préalable suivant la date de la perturbation et structure de la végétation, selon le mode subjectif. Ce mode consiste à choisir au niveau de chaque station 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.

Ainsi, nous avons échantillonné séparément et à des saisons différentes les trois stations considérées dans ce présent travail comme suit:

- Pour la station de Mizrana, 102 relevés floristiques ont été exécutés au printemps 2003 dans cinq sites ayant brûlé à différentes dates (1988, 1994, 1998, 2001, 2002) et une sixième non brûlée depuis au moins 42 ans.

- Pour Taourirt Ighil, 40 relevés ont été réalisés durant le printemps 1999 dans trois sites ayant brûlé à différentes dates (1983, 1994, 1997) et un témoin non incendié depuis au moins 29 ans.

- Pour la station de Bouhatem, 120 relevés ont été exécutés durant le printemps 2001 sur quatre sites incendiés à différentes dates (1983, 1994, 1999, 2000) et un site non incendié depuis au moins 1970 (soit 31 ans).

Nous tenons à signaler que les témoins sélectionnés pour représenter l'état de la végétation d'avant le feu ne présentent pas de traces de passage d'incendies dans un passé récent. Le dépouillement des statistiques des incendies fournies par les conservations des forêts depuis 1952 pour Mizrana et 1970 pour les deux autres stations ne mentionnent aucun incendie au niveau des localités étudiées.

Conçu de manière à répondre aux objectifs de l'étude, le relevé de végétation, en plus de la liste floristique, consiste à obtenir une vision précise de l'occupation horizontale et verticale de la végétation et de son évolution temporelle.

Nous avons, ainsi, adapté pour la subéraie de Kabylie, 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: > à 4 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 pour constituer la strate herbacée.

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

La placette d'échantillonnage est représentée par une surface de 10 x 10 m. Dans des travaux relatifs au même sujet Trabaud (1980) avait utilisée la même superficie pour l'échantillonnage de diverses communautés végétales dans le Bas-Languedoc, Capitano & Carcaillet (2008) dans une pinède à *Pinus halepensis* du Sud de la France.

Quoique pouvant 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 ne nous permet pas de relever un nombre de placettes suffisant pour pouvoir analyser les différents stades de la végétation. En effet, nous risquons de dépasser largement la période favorable au travail de terrain, à moins d'étaler l'observation sur plusieurs années ce qui introduit une source de variation supplémentaire au niveau de notre protocole.

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 parmi lesquelles une subéraie 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. Legendre & 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 des informations pertinentes, alors qu'une évaluation précise aurait nécessité des efforts beaucoup plus considérables sans que le phénomène écologique à étudier ne l'exige.

Le relevé de végétation pluristrates utilisé dans l'analyse des communautés forestières après feu par Debazac (1959), Sebei (1983) et Bekdouche (1997) a été choisis dans ce présent travail pour sa simplicité, sa rapidité d'exécution et sa précision satisfaisante.

Les espèces sont déterminées en utilisant la flore de Quézel et Santa (1962 – 1963) et la nomenclature suit la Base de Données de la Flore d'Afrique du Nord (Dobignard, 2010).

Les données floristiques et structurales ont été traitées au moyen de l'analyse de la variance à un facteur (Anova) suivie du test de Tukey dans le cas où l'Anova révèle des différences significatives. Toutes les analyses ont été exécutées sous SPSS 13.0

Pour suivre l'évolution de la composition floristique entre les différents stades après feu, les paramètres suivants sont calculés:

### 1. *Richesse floristique*

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

### 2. *Diversité floristique*

La diversité floristique de chaque stade de la végétation est calculée selon la formule de Shannon en prenant comme fréquence des espèces le nombre de fois que celle-ci se retrouve au niveau de l'état considéré. L'indice de Shannon est calculé selon la formule suivante: ( $H_{Sh} = -\sum e_i \text{Log}_2 e_i$ ,  $e_i$  étant la fréquence du taxon d'ordre  $i$ ). L'indice de diversité est complété par la diversité maximale et l'indice de régularité pour une meilleure interprétation.

### 3. *Renouvellement des taxons*

Le renouvellement correspond à la somme du nombre de taxons qui apparaissent et qui disparaissent entre deux observations successives. Dans notre cas, l'observation est représentée par le stade de la végétation après feu. Plus le nombre de taxons qui apparaissent et qui disparaissent est important, plus le renouvellement est important et moins la communauté est floristiquement proche de la métastabilité (Trabaud & Lepart, 1980; Houssard *et al.*, 1980).

### 4. *Rémanence des taxons*

Cet indice est calculé en comparant deux à deux les stades après feu, en considérant à chaque fois le premier stade de la comparaison comme stade initial. L'indice de rémanence représente le pourcentage des espèces du premier stade qui persistent dans le stade ultérieur.

### 5. *Emergence de la communauté terminale*

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

### 6. *Variation spatiale de la composition floristique*

La variation spatiale correspond à la variation intrastades après feu. Elle est estimée à l'aide du coefficient de similarité de Sørensen (1948) calculé sur un ensemble de 10 relevés pris aléatoirement par stade après feu.

Indice de Sørensen =  $2c / (a + b + 2c)$ , où  $a$  et  $b$  représentent respectivement le nombre total d'espèces du relevé A et B et  $c$  le nombre d'espèces communes aux deux relevés. L'indice de Sørensen (coefficient binaire excluant la double absence) a été préféré aux autres

indices de similarité présentés dans la littérature (voir Legendre & Legendre, 1979b pour une revue assez complète) en raison de la nature de nos données. En effet, nous avons utilisé les données de présence absence (variable binaire) d'espèces présentes dans au moins l'une des deux listes comparées à chaque fois.

### 3. Résultats et discussions

#### 3.1. Evolution de la composition floristique

##### 3.1.1. Evolution de la richesse floristique

Le test révèle que les richesses floristiques des divers stades diffèrent entre elles d'une façon très hautement significative (Tab. III). Le test complémentaire de Tukey montre que l'état d'une année après feu se singularise et admet une richesse floristique plus importante que l'ensemble des stades ultérieurs. La richesse la plus faible est notée durant les stades intermédiaires de la succession puis reprend dans les stades les plus vieux à l'approche de la stabilité (Tab. IV). Notons que la subéraie de Bouhatem s'écarte un peu de ce modèle et présente durant la deuxième année après le passage du feu une richesse floristique statistiquement équivalente à la première année. Aussi, les stades vieux de la succession ne voient pas une installation notable d'espèces endogènes faisant rehausser sa richesse. En effet, aucune différence significative n'est notée entre l'état de sept ans, dix-huit ans et le témoin non brûlé depuis au moins 26 ans. Ces résultats pourraient s'expliquer par l'ouverture de cette communauté faisant qu'elle se présente structuralement beaucoup plus en formation ligneuse basse plutôt qu'en communauté forestière.

Tableau III: Anova sur la richesse floristique, après feu.

Source de variation	d.d.l.	S.C.E.	C.M.	F.ob.
<b>Mizrana</b>				
Stade après feu	5	3673.90	734.78	35.07***
Résiduelle	96	2011.56	20.95	
Totale	101	5685.46		
<b>Taourirt Ighil</b>				
Stade après feu	3	2133.72	711.24	19.95***
Résiduelle	36	1283.25	35.64	
Totale	39	3416.97		
<b>Bouhatem</b>				
Stade après feu	4	11182.86	2795.72	203.03***
Résiduelle	95	1308.45	13.77	
Totale	99	12491.31		

\*\*\* P<0.001.

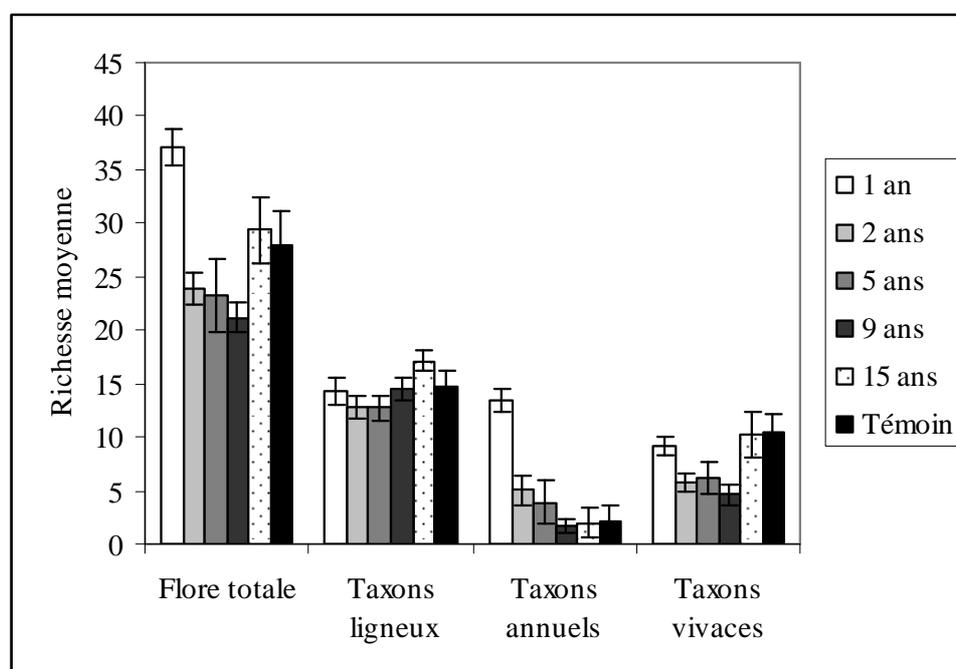
Tableau IV: Test de Tukey sur la richesse floristique, après feu.

Stade de la végétation	Richesse floristique
<b>Mizrana</b>	
1 an	37.08 (0.86) a
2 ans	23.85 (0.73) c
5 ans	23.20 (1.72) c
9 ans	21.20 (0.72) c
15 ans	29.33 (1.50) b
Témoin	27.90 (1.64) b
<b>Taourirt Ighil</b>	
2 ans	34.42 (1.42) a
5 ans	20.53 (1.33) c
16 ans	25.37 (1.18) b
Témoin	26.83 (1.12) b
<b>Bouhatem</b>	
1 an	42.75 (0.95) a
2 ans	42.30 (0.98) a
7 ans	19.25 (0.83) b
18 ans	21.95 (1.12) b
Témoin	21.90 (1.09) b

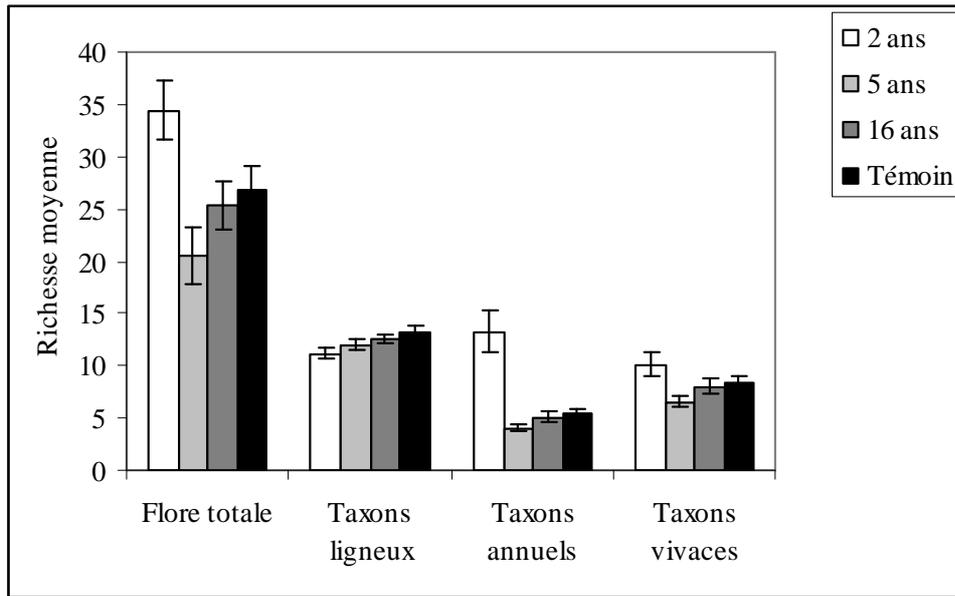
Les données sont des moyennes  $\pm$  SE; a, b, c:  $P < 0.05$ .

Ce modèle d'évolution de la richesse floristique s'explique par les faits suivants: l'état d'un 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 (Quézel, 1979; Daget, 1980b; Trabaud, 1980; Trabaud & Lepart, 1980; Papavassiliou *et al.*, 1994; Tolhurst, 1994; Ne'eman & Izhaki, 1999; Capitanio et carcaillet, 2008). La pauvreté floristique des stades intermédiaires de la succession s'explique par la forte reprise du sous-bois après incendie, empêchant ainsi l'installation des espèces herbacées annuelles surtout. Aussi, l'installation massive des herbacées endogènes, comme les légumineuses, et des ligneuses qui reprennent après le passage du feu par la voie exclusivement sexuée, comme les cistes, empêchent l'invasion du terrain par des annuelles opportunistes qui tentent de s'installer à la faveur des conditions nouvelles. Le rôle des légumineuses et des cistes dans la conservation des écosystèmes et lutte contre les espèces envahissantes est largement discuté dans les chapitres suivants. Avec le temps, les strates basses diminuent de leur exubérance et laissent s'installer quelques espèces herbacées, ce qui fait rehausser la richesse floristique des états mûrs proches de la stabilité et du témoin "non incendié". Nous pouvons affirmer donc, que la richesse floristique des

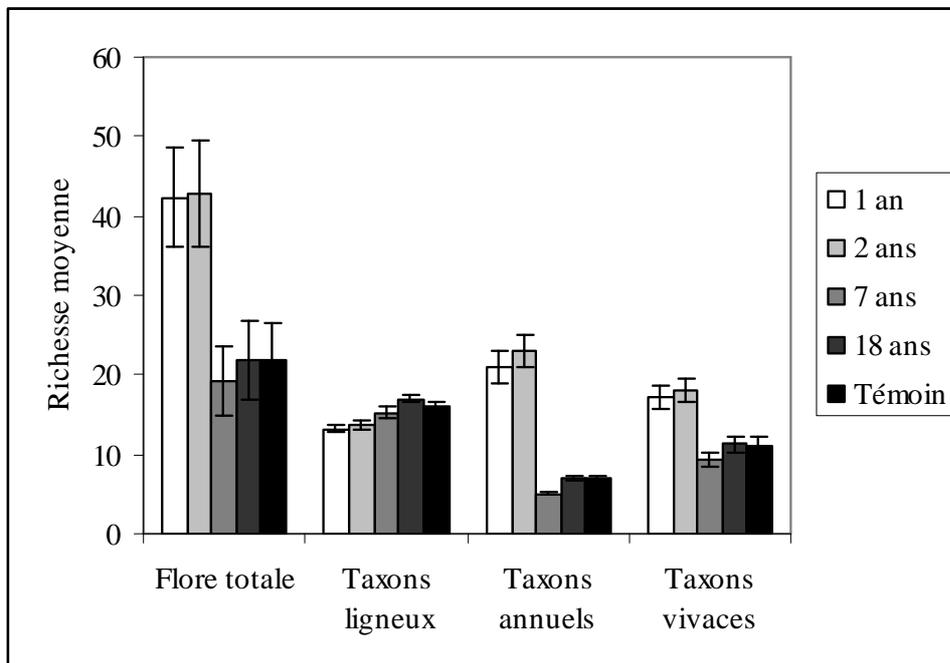
premières étapes de la recolonisation du milieu est à imputer au grand nombre d'annuelles fugaces qui disparaissent avec la cicatrisation des communautés. Ce modèle concorde avec celui donné par Trabaud (1980) et Trabaud & Lepart (1980) avec un décalage dans le temps. En effet, la reprise plus rapide de la végétation après feu de la subéraie étudiée fait que la richesse floristique maximale est très vite enregistrée et diminue, aussi, rapidement pour se stabiliser au bout d'un pas de temps qui serait inférieur à ceux notés pour les différentes communautés du Bas Languedoc et des Albères par Trabaud (1980) et Trabaud & Lepart (1980). Pausas (1997) enregistre dans une communauté à chêne-liège en Espagne une dominance d'espèces reprenant par rejet à vingt mois après feu. En effet, à ce stade la végétation se referme et les annuelles sont éliminées au fur et à mesure que les ligneuses et les herbacées pérennes réoccupent le terrain grâce à leur reprise par la voie végétative. Nos résultats sont en accord avec le modèle généralement décrit dans les premiers stades des successions après feu pour les écosystèmes méditerranéens (Purdie & Slatyer, 1976; Trabaud, 1987; Guo, 2001; Capitano & Carcaillet, 2008). Cette évolution floristique, n'est pas tributaire de l'ensemble de la flore. Les figures 4, 5 et 6 représentant, respectivement, la richesse floristique en taxons ligneux, vivaces et annuels pour Mizrana, Taourirt Ighil et Bouhatem présentent des allures qui renseignent sur l'importance de chaque catégorie à chaque stade et leur rôle dans l'évolution de la richesse floristique.



**Figure 4:** Evolution de la richesse floristique après feu pour la station de Mizrana (moyenne  $\pm$  2SE).



**Figure 5:** Evolution de la richesse floristique après feu pour la station de Taourirt Ighil (moyenne  $\pm$  2SE).



**Figure 6:** Evolution de la richesse floristique après feu pour la station de Bouhatem (moyenne  $\pm$  2SE).

Les figures donnant la richesse en taxons ligneux sont approximativement plates pour les trois stations, la faible augmentation remarquée dans les stades les plus avancés de la succession après feu est induite par le gain d'importance des espèces lianiformes telles que: *Rubia peregrina*, *Clematis flammula*, *Smilax aspera* et *Rubus ulmifolius* 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 sont importants la première année ( $9.16 \pm 0.92$  pour Mizrana;  $10.11 \pm 1.12$  pour Taourirt Ighil et  $17.12 \pm 1.38$  pour Bouhatem), diminuent pour atteindre un minimum de ( $4.65 \pm 0.98$  pour Mizrana à neuf ans et  $6.56 \pm 0.58$  pour Taourirt Ighil à cinq ans) et évoluent pour reprendre leur importance de la première année dans le témoin "non brûlé". La régression des vivaces durant la période intermédiaire de la succession pour l'ensemble des stations peut s'expliquer 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 des espèces herbacées endogènes.

Les taxons annuels, donnés par les figures 4, 5 et 6, abondent la première année ( $21 \pm 2.12$  pour Bouhatem et  $13.40 \pm 1.00$  pour Mizrana), diminuent progressivement pour atteindre un minimum de ( $1.70 \pm 0.30$  à neuf ans pour la station de Mizrana et  $4.02 \pm 0.32$  à cinq ans après le feu au niveau de la station de Taourirt Ighil) et reprennent faiblement dans les stades ultérieurs et dans le témoin "non incendié". La richesse floristique totale de la première année (Figs. 4, 5 et 6) est à imputer au grand nombre d'espèces annuelles présentes. Cette richesse en annuelles est le résultat des conditions du milieu créées par le feu. En effet, après feu, la couche superficielle du sol est enrichie en éléments minéraux (voir chapitre V), ce qui favorise les légumineuses (ex: *Lotus edulis*, *Lotus ornithopodioides*, *Scorpiurus vermiculatus*, *Scorpiurus muricatus*, *Tetragonolobus purpureus*, *Trifolium angustifolium*, *Trifolium campestre*, *Trifolium glomeratum*, *Trifolium lappaceum*, *Vicia sativa* ssp. *sativa*, etc.). De plus, la disparition de la litière et surtout l'ouverture du milieu créent un milieu propice à l'installation d'espèces de lumière exogènes à la communauté comme les graminées (ex: *Briza maxima*, *Bromus hordaceus*, *Bromus madritensis* ssp. *madritensis*, *Gaudinia fragilis* ssp. *fragilis*, *Gastridium ventricosum*, etc.). 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" (ex: *Asplenium-adiantum-nigrum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Clematis flammula*, *Rubia peregrina*, *Galium rotundifolium* ssp. *rotundifolium*, *Ruscus hypophyllum*) continuent à s'établir.

### 3.1.2. Evolution de la diversité 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 (richesse spécifique) et de leur abondance relative (équité ou équitabilité) est introduite. La diversité exprimée par un indice est élevée s'il y a beaucoup d'espèces avec des effectifs (nombre d'individus) sensiblement équivalents. Elle sera par contre plus basse s'il y a peu d'espèces avec une distribution des individus fortement déséquilibrée entre les différentes espèces.

La mesure de la diversité, donc, nous donne une meilleure image de la structure de la communauté que la richesse floristique. Legendre & Legendre (1979a) note 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.

Divers indices de diversité sont proposés dans la littérature. Le plus utilisé dans le cas de populations de grande taille est celui de Shannon (1948). Pour une meilleure interprétation de l'indice de diversité, le calcul de la diversité maximale ( $H_{max} = \log N$ ) et de l'indice de régularité ( $R = H_{Sh}/H_{max}$ ) sont réalisés sur les différents stades de la végétation pour chaque station. Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau suivant:

**Tableau V:** Valeurs de la diversité floristique de Shannon, diversité maximale et régularité des communautés à *Quercus suber* étudiées, au cours du temps, après incendie.

Stade après feu	1 an	2 ans	5 ans	7 ans	9 ans	15 ans	16 ans	18 ans	Témoïn
<b>Mizrana</b>									
Diversité de Shannon	2.21	1.64	1.64	-	1.43	1.63	-	-	1.67
Diversité maximale	3.43	3.30	3.29	-	3.16	3.12	-	-	3.03
Régularité	0.64	0.49	0.50	-	0.45	0.52	-	-	0.55
<b>Taourirt Ighil</b>									
Diversité de Shannon	-	2.05	1.40	-	-	-	1.47	-	1.50
Diversité maximale	-	3.12	3.03	-	-	-	2.98	-	3.01
Régularité	-	0.66	0.46	-	-	-	0.49	-	0.50
<b>Bouhatem</b>									
Diversité de Shannon	2.47	2.43	-	1.36	-	-	-	1.41	1.42
Diversité maximale	3.59	3.49	-	2.96	-	-	-	2.98	3.04
Régularité	0.69	0.70	-	0.46	-	-	-	0.47	0.47

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 au niveau des stades intermédiaires de la succession (1.43 à neuf ans après feu pour la station de Mizrana, 1.36 à sept ans pour la station de Bouhatem et 1.40 à cinq ans, après le feu, pour la subéraie de Taourirt Ighil), puis reprend légèrement dans les stades plus vieux. Les raisons de cette évolution se confondent avec celles citées précédemment pour la richesse floristique. Nous remarquons également que l'indice de régularité suit la même tendance que la diversité, ceci s'explique par le fait que les différents relevés relatifs à chaque stade renferment en général un nombre d'espèce équivalent. Autrement dit, la variabilité spatiale en termes de richesse floristique pour un même stade de la végétation est faible, les écarts entre relevés sont relativement réduits. Les indices de régularité les plus élevés sont notés durant les premières années au moment où la richesse et la diversité sont maximales.

Cette coévolution de la richesse et de la diversité floristiques est retrouvée aussi par Escarré (1979) dans une succession post-culturale, Tarrega & Luis-Calabuig (1987) dans les formations forestières du Nord-Ouest de l'Espagne, par Telfler (2000) au niveau du chaparral Californien et Capitano et Carcaillet (2008) au niveau d'une pinède à pin d'Alep au Sud de la France. Shafi & Yarranton (1973) 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 dix-huit ans et ensuite une stabilisation.

La stabilisation de la diversité floristique, à partir de quinze à dix-huit ans après feu et les témoins non incendiés, indique une tendance à la stabilité des communautés incendiées et donc un retour très avancé à l'état initial.

### **3.1.3. Renouvellement des taxons**

Le renouvellement des taxons est le plus important pendant les premières années après feu (67 taxons pour Mizrana entre la première et la deuxième année et 77 taxons entre la deuxième et la septième année pour Bouhatem). La richesse floristique élevée de la deuxième année après feu à Bouhatem fait que le renouvellement des taxons s'opère avec un léger décalage par rapport aux autres stations. Le renouvellement tend à diminuer avec le temps pour atteindre sa valeur minimale entre seize à dix-huit ans après feu et l'état témoin "non incendié" (23 taxons pour Taourirt Ighil et 25 taxons pour Bouhatem) (Tab.VI).

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

<b>Mizrana</b>					
<i>Stades après feu</i>	<i>1 - 2 ans</i>	<i>2 – 5 ans</i>	<i>5 - 9 ans</i>	<i>9 - 15 ans</i>	<i>15 ans - témoin</i>
Indice de renouvellement	67	49	50	39	27
Indice de rémanence	0.62	0.65	0.63	0.81	0.79
<b>Taurirt Ighil</b>					
<i>Stades après feu</i>	<i>1 - 5 ans</i>	<i>5 – 16 ans</i>	<i>16 ans -témoin</i>		
Indice de renouvellement	63	43	23		
Indice de rémanence	0.60	0.62	0.69		
<b>Bouhatem</b>					
<i>Stades après feu</i>	<i>1 - 2 ans</i>	<i>2 – 7 ans</i>	<i>7 - 18 ans</i>	<i>18 ans - témoin</i>	
Indice de renouvellement	59	77	45	25	
Indice de rémanence	0.69	0.72	0.70	0.86	

Une évolution similaire est notée par Acherar (1981) et Escarre (1979) pour des successions post culturales. Au niveau du chaparral Californien, à quatre ans après feu, la moitié des espèces présentes étaient absentes la première année (Keeley *et al.*, 2005b). Ce modèle d'évolution du renouvellement floristique montre que la subéraie de Kabylie se cicatrise avec le temps et tend vers une métastabilité floristique. Le renouvellement important noté durant les premières années après feu est dû à la faible inertie (instabilité) de la composition floristique des premières années causée par leur richesse en thérophytes qui apparaissent et disparaissent en grand nombre. La tendance de plus en plus importante à la stabilité est le résultat de la disparition des taxons exogènes à la communauté et du rétablissement des taxons endogènes. Ici les taxons vivaces et surtout ligneux jouent un rôle déterminant.

### **3.1.4. Rémanence des taxons**

Une autre approche de la métastabilité des communautés peut être réalisée à partir des indices donnés par Guillerm (1978) cité par Trabaud (1980). En effet, « l'indice de rémanence » et le « taux de disparition des espèces » permettent d'évaluer les fluctuations floristiques (nombre de taxons) entre les stades de la végétation après feu. L'indice de rémanence est plus particulièrement intéressant à considérer car il permet de déterminer les différenciations floristiques dans la suite des observations quant elles existent. L'indice de rémanence est élevé lorsque les changements entre les observations successives sont minimes (Trabaud, 1980).

Les résultats montrent que l'indice de rémanence est supérieur à 0.60 durant toute la période d'observation (Tab.VI). 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. Les changements floristiques les plus importants ont lieu donc, durant les premiers stades de la succession. Ces bouleversements sont systématiquement plus importants que ceux enregistrés par Trabaud et Lepart (1980). Ce résultat provient de la différenciation supplémentaire apportée par la variation spatiale.

### 3.1.5. Emergence de la communauté terminale

L'émergence de la communauté terminale est déterminée par le nombre de taxons de celle-ci retrouvés au cours des différentes observations synchroniques effectuées. Il s'agit donc, de suivre le comportement des espèces des communautés étudiées au cours du temps après la perturbation.

Les taxons correspondants à l'état terminal apparaissent très rapidement, 55 % sont retrouvés une année après feu à Mizrana, ce taux passe à 64% pour la forêt de Bouhatem. Ce taux augmente au cours de la succession pour atteindre 90% à deux ans pour la station de Taourirt Ighil, 75 % à quinze ans après feu pour Mizrana, 83% à dix-huit ans pour Bouhatem et 94% à seize ans pour Taourirt Ighil (Tab. VII).

Tableau VII: Valeurs en pourcent (%) de l'indice d'émergence de la communauté terminale, après feu.

Année après feu	1 an	2 ans	5 ans	7 ans	9 ans	15 ans	16 ans	18 ans
Mizrana	55.0	62.2	62.7	-	74.3	75.0	-	-
Taourirt Ighil	-	90	83	-	-	-	94	-
Bouhatem	64	78	-	75	-	-	-	83

Pour les landes britanniques, un an après le feu, l'essentiel du couvert dérive de la végétation antérieure à la perturbation (Forgeard, 1990). Cette reprise rapide des taxons de la communauté initiale s'explique par l'adaptation de la flore à l'incendie (Pausas *et al.*, 2004; Pausas & Verdu, 2005). En effet, au niveau de la subéraie de Mizrana, 56.69 % de la flore totale inventoriée (64 % si on ne compte que les taxons présents dans au moins 5% des relevés) rejettent au niveau aérien ou admettent un organe souterrain de survie (souche, bulbe,

rhizome, tubercule). Ce taux passe à 73% pour la subéraie de Taourirt Ighil et 62% pour la subéraie littorale de Bouhatem. Le feu est considéré comme une force sélective qui a sélectionné les espèces végétales dominantes des écosystèmes méditerranéens (Naveh, 1975; Arianoutsou & Margaris, 1981; Christodoulakis *et al.*, 1986; Arianoutsou, 1992; Pausas *et al.*, 2008).

Comparativement aux résultats notés par Trabaud et Lepart (1980) (80% à deux ans et 100 % à cinq ans), les indices d'émergence enregistrés sont relativement plus faibles surtout pour la station de Mizrana (Tab. VII). Ce résultat est la conséquence de deux méthodologies différentes: l'approche diachronique permet de comparer les listes floristiques d'une même placette relevées à des dates successives; aucune différenciation autre que le facteur temps n'intervient. Notre analyse menée par l'approche synchronique, fait que la variation spatiale apporte une différenciation importante. Les indices bas de Mizrana par rapport aux autres stations peuvent s'expliquer par l'historique d'occupation de la région. En effet, par rapport à Taourirt Ighil et surtout Bouhatem situées dans des localités isolées de l'occupation humaine depuis l'ancien temps, Mizrana est habitée et les territoires limitrophes ouverts aux activités agricoles. De ce fait, le cortège floristique de la subéraie renferme même au niveau des stations non incendiées, (représentées par la communauté terminale) des espèces exogènes au milieu forestier et habituellement inféodées aux autres unités d'occupation du sol et plus particulièrement les cultures. Les espèces annuelles amenées surtout par anémochorie sont imprévisibles et affectionnent les milieux ouverts. Duguay et Vallejo (2008) écrit à ce sujet que pour comprendre l'évolution de la végétation après une perturbation, l'ensemble des facteurs relatifs à l'historique du territoire doivent être considérés: la végétation d'avant la perturbation déterminée par le régime des perturbations anciennes et de l'occupation humaine, les caractéristiques de la perturbation, les facteurs spatiaux et les conditions abiotiques après la perturbation.

### **3.1.6. 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 seraient 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 de Sorensen (1948) tel que préconisé par

Legendre et Legendre (1979b). La moyenne et l'erreur standard des similarités par stade de la végétation et par station sont données dans le tableau suivant:

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

Stade	1 an	2 ans	5ans	7 ans	9 ans	15 ans	16 ans	18 ans	Témoin
<b>Mizrana</b>									
Moyenne	0.52	0.53	0.54	-	0.54	0.59	-	-	0.58
Erreur standard	0.01	0.01	0.01	-	0.02	0.02	-	-	0.01
<b>Taurirt Ighil</b>									
Moyenne	-	0.47	0.58	-	-	-	0.62	-	0.59
Erreur standard	-	0.01	0.01	-	-	-	0.02	-	0.01
<b>Bouhatem</b>									
Moyenne	0.43	0.50	-	0.54	-	-	-	0.61	0.64
Erreur standard	0.01	0.01	-	0.01	-	-	-	0.02	0.02

Les résultats montrent que la variation spatiale est très importante. En effet, l'indice de Sørensen (1948) varie de 0.25 à 0.83 avec une moyenne allant de  $(0.43 \pm 0.01)$  pour l'état d'une année après feu à Bouhatem à  $(0.64 \pm 0.02)$  dans le témoin non brûlé toujours pour la subéraie de Bouhatem (Tab.VIII). 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. La variation spatiale la plus forte ou la similarité la plus faible est affichée durant 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).

La maîtrise de cette source de variation par l'adoption d'une approche directe pourrait révéler des résultats de cicatrization floristique comparables, sinon supérieurs, à ceux enregistrés par Trabaud et Lepart (1980) pour les communautés végétales du Bas-Languedoc (France). Ces auteurs notent à ce sujet que les différences de composition floristique entre placettes restent, dans la majorité des cas, nettement plus fortes que les différences intra placettes relevées à des dates échelonnées dans le temps après la perturbation. Autrement dit, la variation spatiale est plus importante que la variation temporelle. Nous pouvons même avancer que le dynamisme de la végétation est plus intense au niveau de la rive Sud de la Méditerranée qu'au niveau de sa rive Nord. En effet, le climat plus chaud, favorise une

croissance et une reprise plus rapide de la végétation, ce qui fait que les valeurs les plus fortes de richesse floristique et de diversité sont enregistrées durant la première année suivant l'incendie plutôt que durant la deuxième année pour Trabaud et Lepart (1980).

La dynamique de la subéraie de Kabylie montre qu'il n'y a aucun changement profond dans sa composition floristique, nous sommes en présence d'une communauté stable et adaptée au passage du feu.

Durant la première année après feu, la richesse floristique augmente avec la fréquence des taxons herbacés vivaces et surtout annuels. Nombre de ces taxons, particulièrement les annuels, disparaissent au cours du temps induisant une diminution de ce paramètre. L'essentiel des taxons ligneux se rétablit très tôt après le passage du feu et continue à s'établir avec le temps (essentiellement des lianes). Malgré cet appauvrissement floristique relatif avec l'âge, le taux de rémanence des taxons entre les différents stades de la succession est assez fort. Ceci revient à dire que l'essentiel des taxons de la communauté terminale se rétablit très rapidement après incendie. Cependant, les changements floristiques sont importants, surtout parmi les herbacés. Les taxons exogènes qui ont tenté de s'installer les premières années suite aux conditions créées par le feu et les endogènes caractéristiques de milieux ouverts disparaissent avec l'avancée de la succession, pendant qu'émergent les taxons de la subéraie 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. L'adoption d'une approche diachronique pourrait révéler des états de cicatrisation plus avancés.

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) 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.

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 Connel & 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 aux communautés étudiées. Aussi, cette reprise rapide des taxons préexistants est le résultat des adaptations au feu et autres contraintes environnementales et actions anthropiques depuis des millénaires.

### **3.2. Accroissement quantitatif de la végétation**

Sur le plan floristique, la subéraie semble être une communauté très adaptée au passage du feu. En effet, très rapidement, elle retrouve sa composition floristique initiale en raison de l'adaptation de la majorité des ses taxons constitutifs qui reprennent par la voie végétative ou par la germination massive de leur banque de graines. Les bouleversements floristiques se limitent aux toutes premières années après le passage du feu, en raison de l'installation d'annuelles exogènes qui sont très vite éliminées après la reprise effective des espèces endogènes caractéristiques de la subéraie.

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 espèces constitutives des communautés.

#### **3.2.1. Evolution de la structure horizontale**

Immédiatement après le passage du feu, la végétation réapparaît et amorce une reprise rapide: le chêne-liège et l'essentiel des espèces ligneuses du sous-bois émettent des rejets abondamment et très rapidement, les premières repousses apparaissent parfois durant le premier mois après le passage du feu. Avec l'avancée de la succession, nous assistons à une densification du couvert végétal. Plusieurs auteurs ont noté que peu de temps après le passage de la flamme, les premiers rejets commencent à apparaître (Trabaud, 1980; Forgeard & Tallur, 1986; Kazanis et Arianoutsou, 1996; Arianoutsou, 1998 etc.).

Le chêne liège, espèce très résistante au passage du feu en raison de son écorce protectrice, rejette à tous les niveaux (collet, tronc, branches inférieurs, cime, racines). 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 (Mizrana) justement, suite à un démasclage avant le passage du feu, nous avons constaté une mortalité importante, 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 subi une perturbation d'une même intensité. Dans le cas contraire, l'approche synchronique est pratiquement inadaptée.

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 rangés par stades après feu sont soumis à une Anova. Les résultats accompagnés d'un test de comparaison des moyennes (test de Student) pour la station de Mizrana et du test LSD pour Taourirt Ighil et Bouhatem sont donnés dans les tableaux suivants:

Tableau IX: Résultats de l'Anova 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.ob.
<b>Mizrana</b>				
Stade après feu	5	4153.13	830.63	7.85***
Résiduelle	96	10153.51	105.76	
Totale	101	14306.64		
<b>Taourirt Ighil</b>				
Stade après feu	3	1872.5	624.16	5.82***
Résiduelle	36	3855	107.08	
Totale	39	5727.5		
<b>Bouhatem</b>				
Stade après feu	4	28851	7212.75	158.89***
Résiduelle	95	4933.75	51.93	
Totale	99	33784.75		

\*\*\* P<0.001.

**Tableau X:** Résultats du test de Student pour Mizrana et du test LSD pour Taourirt Ighil et Bouhatem sur l'accroissement du sous-bois après feu.

Stade de la végétation	Recouvrement de la strate dominante
<b>Mizrana</b>	
1 an	52.16 (2.76) a
2 ans	69.53 (2.89) b
5 ans	63.82 (2.16) b
9 ans	72.50 (2.65) b
15 ans	65.29 (2.80) b
Témoin	68.00 (2.55) b
<b>Taourirt Ighil</b>	
2 ans	50.10 (2.80) a
5 ans	65.50 (2.71) b
16 ans	68.50 (3.18) b
Témoin	67.20 (2.65) b
<b>Bouhatem</b>	
1 an	34.25 (0.95) a
2 ans	56.70 (2.71) b
7 ans	79.50 (2.83) c
18 ans	75.00 (3.20) c
Témoin	75.50 (3.04) c

Les données sont des moyennes  $\pm$  SE; a, b, c:  $P < 0.05$ .

Les résultats montrent que même si l'essentiel du couvert du sous-bois se reconstitue à la première année, celui-ci se cicatrise totalement au-delà de la deuxième année. Les résultats des tests t et LSD (Tab. X) n'affichent aucune différence significative entre les recouvrements de la végétation après la deuxième année pour l'ensemble des stations analysées. Mieux encore, le recouvrement de la deuxième année pour Mizrana semble assez important pour ne pas différer statistiquement des stades ultérieurs.

Après le passage de la flamme, la végétation reprend très rapidement pour atteindre son état d'avant le feu à deux ans déjà pour Mizrana et à partir de cinq ans pour les deux autres stations. L'absence d'états de la végétation entre deux ans et cinq ans pour Taourirt Ighil et deux ans et sept ans pour Bouhatem masque la date réelle de cicatrisation totale de la végétation sur le plan horizontal pour ces deux stations. Ce résultat concorde avec ceux notés par divers auteurs. Trabaud (1983a) enregistre un recouvrement de 95 % de la surface du sol, trois ans après le feu. Forgeard (1990) quand à lui signale pour les landes britanniques un recouvrement de 65 à 70%, deux ans après feu, ce recouvrement est total à trois ans après feu. En Espagne, Götzenberg *et al.* (2003) note un recouvrement total de la surface du sol dans un maquis à *Periploca angustifolia* et *Maytenus senegalensis* quatre ans après l'incendie.

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 & Lepart, 1982; Mesleard, 1987 etc...).

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. La subéraie étudiée reprend totalement sa structure horizontale au bout de cinq à sept ans (les recouvrements de la strate dominante se situent entre  $71\% \pm 3.33$  et  $79.5\% \pm 2.83$ ). 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  $52.16\% \pm 2.76$  pour Mizrana et  $34.25\% \pm 0.95$  pour Bouhatem. La végétation reprend très rapidement pour atteindre son état d'avant le feu à deux ans déjà pour Mizrana et à partir de cinq ans pour les deux autres stations. 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.

### **3.2.2. Structure verticale et dynamique des strates**

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.

L'analyse de la structure verticale à des dates successives après feu est abordée au moyen d'un suivi dynamique des strates. 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 (1984) "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 (1984). 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 (une 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 élongation ce qui accélère l'occupation des niveaux supérieurs. 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.

### **3.2.2.1. Strate 1: 0 - 0.5 m**

La strate 1 apparaît très tôt après le feu. A un an, elle recouvre 52.16 % de la surface du sol pour Mizrana et 34.20 % pour la subéraie de Bouhatem. Elle est la strate dominante à deux ans pour l'ensemble des stations et tend à diminuer avec le temps pour correspondre à son homologue "non brûlée" à partir de la septième année après feu. Le recouvrement de cette strate est constitué dans une proportion assez importante par les cistes qui reprennent très rapidement par la voie sexuée. Ce résultat atteste d'une stabilisation de la structure verticale au bout de sept ans pour Bouhatem et au-delà de cette date pour les stations de Taourirt Ighil et de Mizrana.

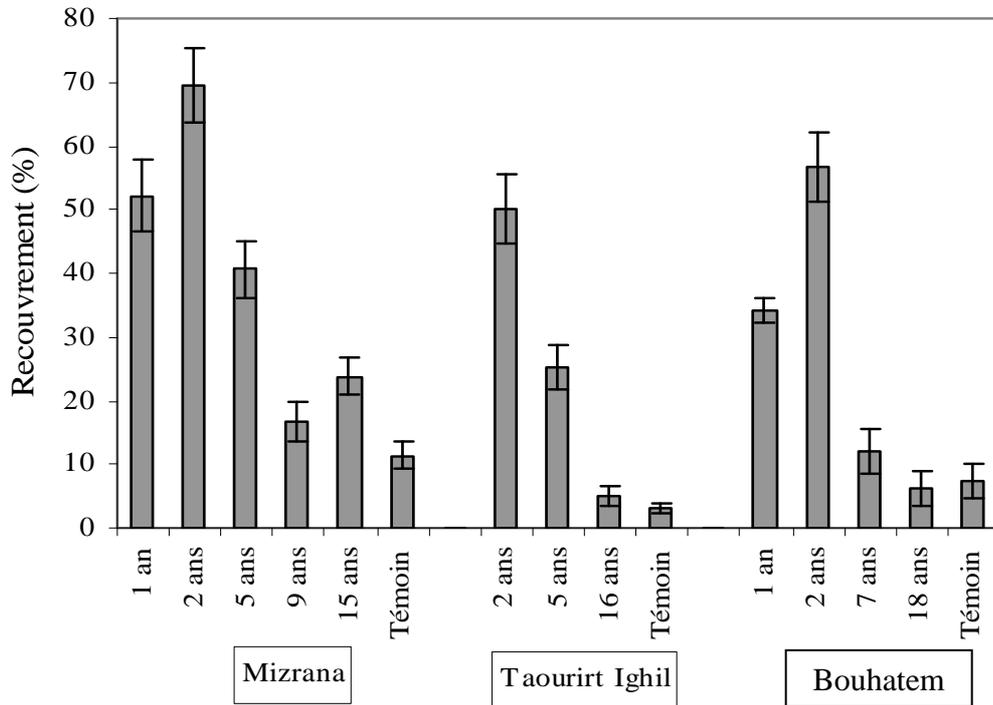


Figure 7: Evolution du recouvrement de la strate 1, au cours du temps, après feu.

### 3.2.2.2. Strate 2: 0.5 - 1 m

Cette strate atteinte à un an après feu par des brins de quelques espèces ligneuses, gagne rapidement en importance et constitue la strate dominante à cinq ans pour Mizrana et Taourirt Ighil et à deux ans pour Bouhatem. Malgré sa dominance à deux ans au niveau de la station de Bouhatem, son recouvrement est relativement bas par rapport à celui des autres stations, elle atteint certainement son taux maximum entre deux ans et sept ans, soit à la même période que les deux autres stations. Au delà de cinq ans, elle décroît progressivement pour atteindre sa valeur minimale dans la formation "non incendiée". Il faudra attendre probablement au delà de quinze ans de repos pour voir son couvert régresser et atteindre son état d'avant le feu.

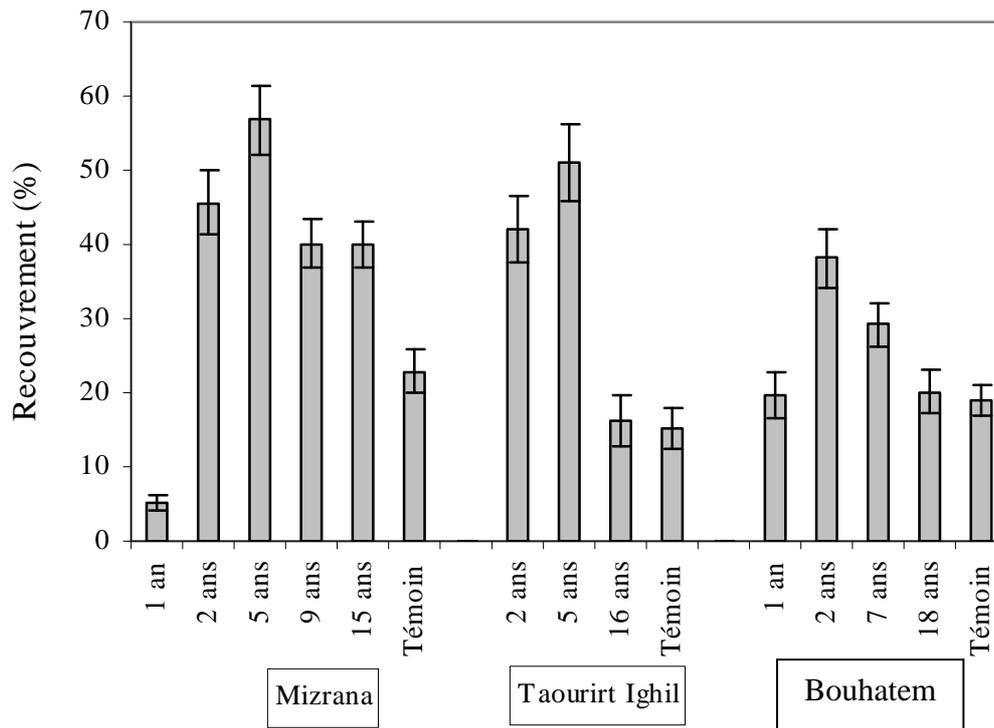


Figure 8: Evolution du recouvrement de la strate 2, au cours du temps, après feu.

### 3.2.2.3. Strate 3: 1 - 2 m

Cette strate est très faiblement occupée durant les deux premières années suivant le feu. L'occupation notée à deux ans pour Taourirt Ighil et Bouhatem (16.2% et 18.1%) est le résultat exclusif de la reprise de *Quercus suber* à tous les niveaux. Elle atteint un recouvrement important de 63.82 % à cinq ans après le feu pour Mizrana et correspond à neuf ans à la strate dominante pour régresser ensuite légèrement et régulièrement avec l'avancée de la succession. Elle enregistre ses taux les plus importants à cinq ans et à sept ans respectivement pour Taourirt Ighil et Bouhatem (65.5% et 79.5%). Nous pouvons affirmer qu'au bout de cinq à sept ans la subéraie de Kabylie se referme totalement et devient difficilement pénétrable. Physionomiquement, elle ressemble beaucoup plus à un maquis qu'à une formation ligneuse haute. La progression pour effectuer des relevés durant cette période était très difficile; au-delà, la végétation s'ouvre petit à petit et retrouve son ambiance forestière.

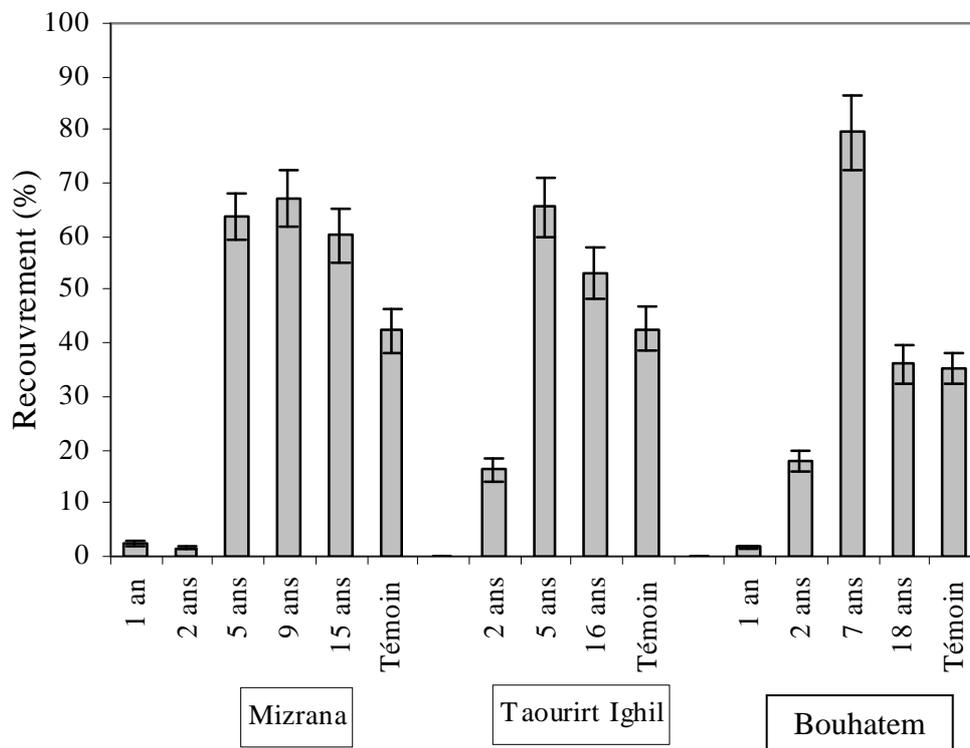


Figure 9: Evolution du recouvrement de la strate 3, au cours du temps, après feu.

#### 3.2.2.4. Strate 4: 2 - 4 m

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 et la phytomasse ne cesse de gagner davantage d'espace pour atteindre sa valeur d'occupation maximale à partir de quinze ans après feu pour se stabiliser ensuite.

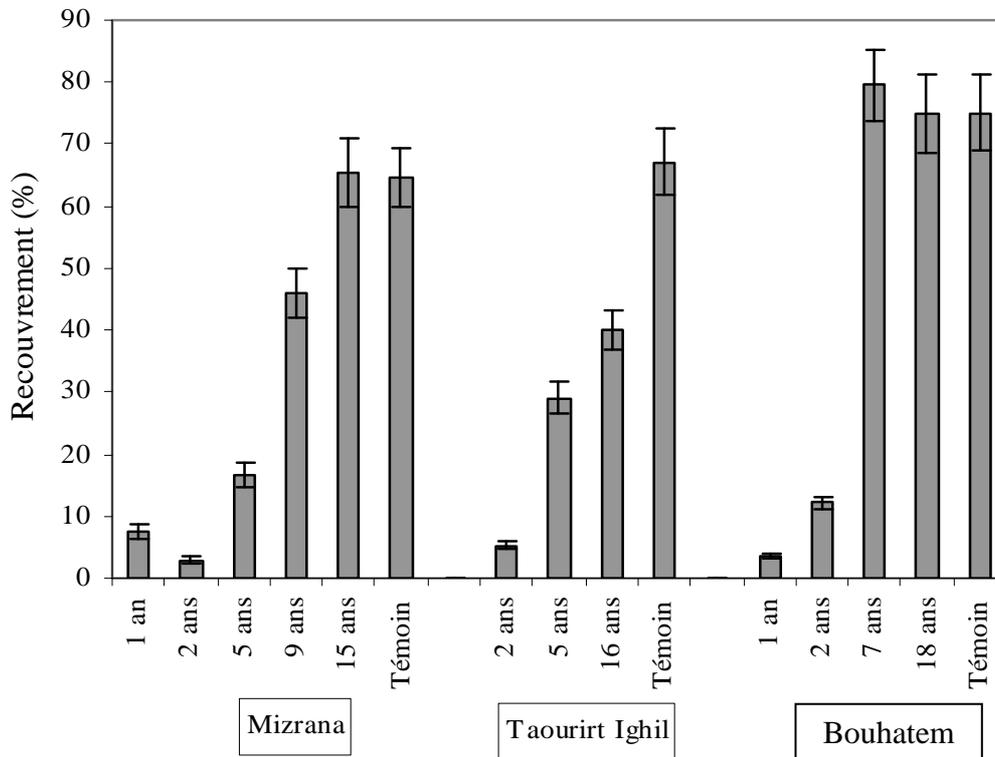


Figure 10: Evolution du recouvrement de la strate 4, au cours du temps, après feu.

### 3.2.2.5. Strate 5: > à 4 m

Cette strate constitue 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 incendiée", à partir de quinze ans après feu pour les différentes stations échantillonnées. La stabilisation du recouvrement de cette strate après quinze ans sans feu, illustre un retour total à l'état de son recouvrement initial. Le couvert du chêne-liège de la subéraie de Kabylie se cicatrise totalement au bout de quinze ans après la perturbation. Nous pouvons donc affirmer qu'elle supporte la répétition du feu pour ce pas de temps. La subéraie en raison de son écorce de liège protectrice constitue une communauté adaptée au passage du feu contrairement à d'autres communautés, comme les pinèdes par exemples, qui mettent plus de temps pour retrouver leur état d'avant le feu du fait de la reprise de l'essence forestière par la seule voie de semis.

La variabilité d'occupation de cette strate au niveau de tous les stades de la succession peut être probablement due à une différence d'intensité et de sévérité des différents incendies

étudiées. En effet, la date et l'horaire d'écllosion de l'incendie peuvent influencer sur l'intensité de la perturbation. Il serait intéressant de travailler sur des feux expérimentaux pour pouvoir mesurer l'intensité et la sévérité du feu, afin de pouvoir interpréter les résultats finement.

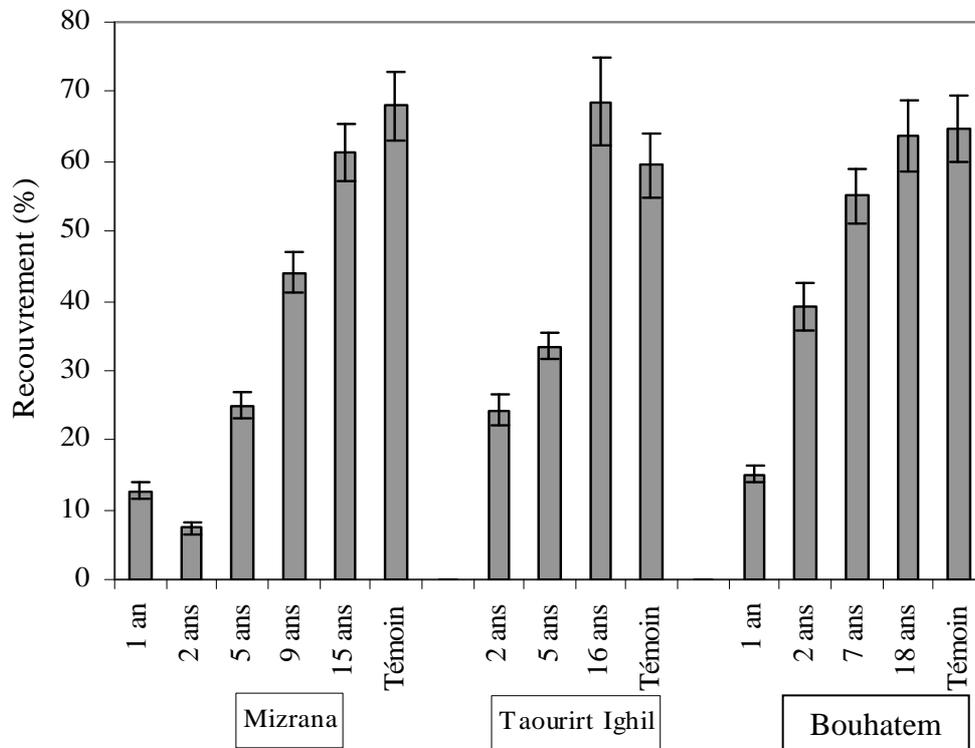


Figure 11: Evolution du recouvrement de la strate 5, au cours du temps, après feu.

### 3.2.2.6. Strate herbacée

La strate herbacée est caractérisée par un recouvrement faible tout au long de l'observation, sauf pour l'état d'une année après feu pour qui nous notons un recouvrement moyen appréciable de 16.03 % pour Mizrana, 11% pour Taourirt Ighil et 27.25% pour Bouhatem. 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 entre deux et dix-huit ans après incendie. Dans le témoin "non brûlé" le chêne-liège gagne en recouvrement, étouffe le sous-bois au niveau des strates basses ce qui occasionne une certaine ouverture. Profitant de cette ouverture au niveau des strates basses, les espèces herbacées surtout les sciaphiles se réinstallent et améliorent le recouvrement de cette strate.

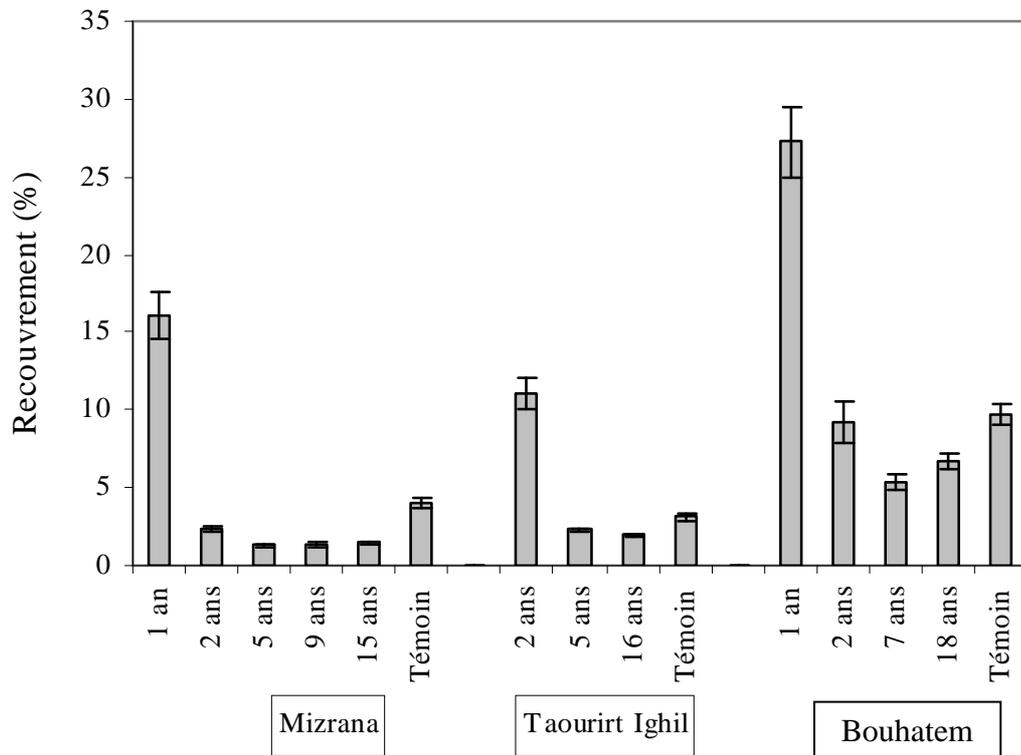


Figure 12: Evolution du recouvrement de la strate herbacée, au cours du temps, après feu.

Sommairement, 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 52.16 % de recouvrement pour Mizrana et 34.25 % de recouvrement pour la subéraie littorale de Bouhatem. A deux ans, ce recouvrement atteint entre 50 et 75 % pour les différentes stations. Trabaud (1983a) signale que la végétation recouvre très vite les parcelles brûlées occupant tout l'espace dénudé avant de croître: trois 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 % à quinze ans pour Mizrana et 75 % à dix-huit ans pour Bouhatem. 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 diverses 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 et 5) 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, son recouvrement évolue progressivement avec le temps pour approcher, à partir de quinze ans après feu, la structure de la formation "non incendiée". Ce retard dans la cicatrisation, malgré sa capacité à rejeter 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, huit 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.

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. *Cistus salviifolius* 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 mono-spécifiques au niveau des strates 2 et 3 aux stades de deux, cinq et rarement à partir de sept ans après feu. Sa raréfaction, voire absence, au niveau de la strate 1 à partir de cinq ans après feu est un signe d'une disparition proche. Le relais est assuré par *Cytisus villosus*, *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus* ssp. *tinus*, *Phillyrea latifolia*, *Erica arborea*, *Erica scoparia*, *Pistacia lentiscus* et *Myrtus communis* qui représentent les espèces dominantes de la communauté antérieure au passage du feu.

Ainsi, la végétation du sous-bois est dominée par les faciès à cistes durant les premières années succédant au feu. Au cours du temps, concurrencées, les *Cistaceae* perdent de leur dominance au profit des espèces dominantes de l'état d'avant le feu, reconstituant par conséquent les faciès détruits.

Ce résultat fait que les faciès à cistes, pyrophytes actifs dont la germination est stimulée par le feu (Trabaud & Oustric, 1989; Roy & Sonié, 1992; Thanos *et al.*, 1992; Doussi & Thanos, 1994; Keeley & Bond, 1997; Hanley & Fenner, 1998; Herranz *et al.*, 1998; Pérez-Fernandez & Rodriguez Echeverria, 2003), dominant 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 & 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 & 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 Escarré (1979) pour *Genista purgans* et Escarré (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 premiers mois suivant le feu; quant les taxons initiaux n'arrivent pas encore à recouvrir l'espace dénudé. D'autant plus que la fréquence des feux affecte la capacité des espèces à régénérer par rejets (Canadell & Lopez-Sonia, 1998; Paula & Ojeda, 2006). Marks & Bormann (1972) in Escarré (1979) ont montré l'importance du rôle joué par une espèce, *Prunus serotina*, dans la stabilisation du sol 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.

*Phillyrea latifolia*, est l'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. Signalons également que *Genista tricuspidata*, *Myrtus communis*, *Pistacia lentiscus*, *Cistus salviifolius* et *Cistus monspeliensis* ne dépassent jamais la strate 3 et rarement la strate 2; par contre la strate 4 est occupée

essentiellement par *Arbutus unedo*, *Cytisus villosus* et *Viburnum tinus* ssp. *tinus* en plus de *Phillyrea latifolia*.

#### 4. Conclusion

Le passage du feu élimine momentanément toute la végétation épigée, un nouvel équilibre va se mettre en place au cours de la cicatrisation de l'écosystème. Les communautés perturbées se reconstituent identiques à celles qui préexistaient aux feux. La reconstitution des zones brûlées s'effectue à la fois floristiquement et structurellement.

Au cours des années après le feu, la richesse floristique suit un modèle très général. Elle atteint ses valeurs maximales durant la première et la deuxième année après le feu, en raison de la reprise des principales espèces endogènes par la voie végétative et l'installation massive des annuelles et bisannuelles par le concours de leur banque de graines. Les apports par les différents modes de dissémination (surtout l'anémochorie et la zoochorie) participent à cet enrichissement momentané en permettant à diverses espèces thérophytiques de s'établir. La richesse floristique diminue ensuite, pour finalement tendre à se stabiliser à partir de la cinquième année. Par la suite, elle ne paraît pas être très différente de celle qui est observée dans les communautés plus mûres. Ce sont les espèces qui composaient les communautés avant le feu qui réapparaissent parmi les premières et se maintiennent par la suite. Le maximum de richesse floristique au cours de la première et deuxième année est dû à la présence d'espèces exogènes aux communautés, surtout des annuelles. Ces plantes se surimposent à celles de la subéraie, tentant de s'installer pour occuper l'espace vide créé par le passage du feu, puis disparaissent, éliminées par la compétition exercée par les espèces endogènes surtout les ligneuses du sous-bois réoccupant ainsi leur espace. Il n'y a pas succession dans le sens où les espèces ou les communautés se remplacent successivement les unes aux autres, mais retour vers les communautés initiales métastables. Ce phénomène est appelé «autosuccession». Le retour vers un stade identique à celui qui existait avant le feu est rapide; dans certains cas, 90% des espèces présentes dans la communauté terminale sont déjà présentes deux ans après l'incendie (Taourirt Ighil).

Le feu ne serait donc pas un facteur de banalisation à court terme des communautés incendiées. La composition floristique de la subéraie analysée garde son identité et ses caractères originaux, sans doute liés à l'état de la végétation qui préexistait au feu.

Assez rapidement après l'incendie, la végétation réapparaît et recouvre la surface du sol. Quelquefois, durant le premier mois après le feu, commencent à apparaître les premiers

rejets; puis, progressivement, la végétation devient de plus en plus dense et de plus en plus complexe, entraînant une multiplicité des strates. L'accroissement horizontal de la végétation tend à refermer très rapidement les milieux incendiés, le recouvrement du sol est total à cinq ans après le feu au niveau de toutes les stations analysées. Néanmoins, dans certaines situations où les pentes sont fortes, les sols légers et les conditions météorologiques défavorables (fortes pluies), durant les premiers mois suivant le feu, l'érosion hydrique empêche l'établissement massif de la végétation et accuse par conséquent un retard dans sa cicatrisation. Au niveau de toutes les stations analysées, l'accroissement vertical se traduit par un transfert du matériel végétal des strates basses vers les strates de plus en plus hautes au fur et à mesure qu'elles avancent en âge. Ainsi, progressivement, l'importance de la phytomasse, localisée au cours des premières années de la succession au niveau des strates basses (0-50 cm), diminue, tandis que celle des strates hautes (1-2 m) et puis (2 à 4 m) augmente.

L'évolution de la végétation de la subéraie de Kabylie après feu suit un modèle avancé par Egler (1954) et dit de la «composition floristique initiale»; c'est-à-dire que ce sont les espèces présentes avant le feu qui réapparaissent immédiatement après. Le modèle d'«inhibition» proposé par Connel & Slatyer (1977) s'applique aussi à nos résultats après la première phase de réoccupation de l'espace brûlé.

Les végétaux qui participent à la recolonisation des espaces incendiés peuvent être groupés en trois grandes catégories: 1) les végétaux vivaces qui peuvent se régénérer à la fois par des rejets et des semences; 2) les végétaux vivaces qui ne peuvent se régénérer que par semences; 3) les végétaux annuels ou bisannuels qui ne se régénèrent que par semences. Rares sont les espèces pérennes qui ne reprennent pas par la voie végétative; ainsi, la plupart des végétaux pérennes ont la possibilité d'émettre des rejets. Grâce à cette possibilité, ils colonisent rapidement le terrain, et par leur concurrence empêchent des espèces pionnières étrangères aux communautés en place d'occuper durablement l'espace brûlé. C'est donc l'adaptation des végétaux pérennes à résister au passage du feu qui détermine préférentiellement la reconstitution des phytocénoses.

Le feu ne modifie pas profondément la composition et la structure de la subéraie de Kabylie, c'est plutôt une force écologique à impact fugace. Les espèces végétales qui composent cet écosystème possèdent des caractères de résistance au feu. La végétation et la flore actuelles de la région méditerranéenne en général sont le résultat d'actions anciennes au cours desquelles les végétaux ont utilisé des mécanismes de survie pour surmonter l'effet répété de cette perturbation qu'ils subissaient depuis des millénaires.

Chapitre III. Contribution des légumineuses à  
la régénération après feu d'une subéraie et  
d'une pinède à *Pinus halepensis*

## Chapitre III

### **III. Contribution des légumineuses à la régénération après feu d'une subéraie et d'une pinède à *Pinus halepensis***

#### **1. Introduction**

Dans le bassin méditerranéen et les régions de type méditerranéen, la végétation est principalement façonnée par l'action des feux récurrents (Naveh, 1975; Trabaud & Lepart, 1980; Arianoutsou, 1998; Pausas *et al.*, 2008). Il a été clairement démontré que la banque de semences et le nombre d'espèces sont considérablement réduits dans le cas d'une longue période sans feu (Keeley *et al.*, 2005). C'est pourquoi la germination des graines après feu doit être interprétée comme une stratégie d'adaptation aux habitats sujets aux incendies de taxons ayant des graines à téguments durs, tels que les légumineuses et les *Cistaceae* (Arianoutsou, 1998).

La reprise rapide des légumineuses et des cistes est accomplie par la germination massive des graines durant les toutes premières années de la succession post-incendie issues de leur banque de semences du sol dont la dormance est brisée par l'impact du feu (Auld & O'Connell, 1991; Roy & Sonié, 1992; Thanos *et al.*, 1992; Herranz *et al.*, 1998; Ferrandis *et al.*, 1999; Herranz *et al.*, 1999; Baeza & Vallejo, 2006). Cette germination rapide et abondante est principalement assurée par la banque de graines du sol (Arianoutsou, 1998), les contributions par la dissémination sont moins importantes (Luzuriaga *et al.*, 2005).

En plus du rôle de protection des sols contre l'érosion hydrique durant les premiers mois après le feu qu'elles se partagent avec les *Cistaceae*, les légumineuses jouent de multiples rôles représentés entre autres par l'entrave à l'invasion par des espèces exogènes et l'enrichissement du sol avant la reprise effective des espèces ligneuses par la voie végétative (Arianoutsou & Margaris, 1981; Trabaud & Oustric, 1989; Buhk *et al.*, 2007). Les légumineuses sont en mesure de remplacer l'azote perdu lors de l'incendie et de faciliter la succession et la stabilité des communautés dans le temps. En outre, l'entrée de l'azote organique synthétisé par les légumineuses peut stimuler la reprise de l'activité microbienne et le recyclage de l'azote qui peuvent servir à promouvoir la résilience des écosystèmes (Johnson *et al.*, 2004; Chambers *et al.*, 2007; Goergen & Chambers, 2009).

En raison de tous ces rôles importants durant les premiers mois après l'incendie, de nombreuses études ont été consacrées aux légumineuses en Europe méditerranéenne (ex: Papavassiliou & Arianoutsou, 1993; Arianoutsou & Thanos, 1996; Herranz *et al.*, 1998; Kokkoris & Arianoutsou, 2000; Baeza *et al.*, 2006; De Luis *et al.*, 2006; De Luis *et al.*, 2008a et b). Toutefois, dans la partie sud de la région, aucune donnée publiée n'est disponible à ce jour, exception faite des travaux relatifs à l'effet de l'incendie sur la flore et la végétation en général (Moravec, 1990; Wojterski, 1990; Madoui *et al.*, 2006; Ouelmouhoub & Benhouhou, 2007; Bekdouche *et al.*, 2008).

En Algérie, les statistiques de la Direction Générale des Forêts montrent que, de 1963 à 2009, environ  $1,6 \cdot 10^6$  ha de végétation ont brûlé, ce qui représente une moyenne annuelle de  $34 \cdot 10^3$  ha. Les forêts à *Quercus suber* et à *Pinus halepensis* ont été les écosystèmes les plus touchés en particulier en 1994 lorsque environ  $9 \cdot 10^4$  ha de la pinède à *Pinus halepensis* et  $4 \cdot 10^4$  ha de la subéraie ont été dévastés par les incendies. Afin de mieux gérer des situations provoquées par les incendies de forêts, tous les aspects de ce phénomène doivent être bien compris.

Dans ce présent chapitre, nous tentons d'évaluer la dynamique des légumineuses pendant les premiers mois suivants l'incendie et leur apport à la régénération de ces deux communautés forestières suite à un incendie de forêt de faible intensité. Les aspects analysés sont (1) la démographie des semis de légumineuses, (2) l'évolution de leur biomasse aérienne (3) et de leur richesse spécifique. La présentation comprend une comparaison entre les deux communautés et une confrontation des résultats à ceux rapportés pour d'autres écosystèmes de type méditerranéen.

## 2. Matériels et Méthodes

En octobre 2004, un incendie a dévasté la forêt à *Quercus suber* de Sidi Boudraham ( $36^{\circ} 44' N$  et  $5^{\circ} 00' E$ ) et celle à *Pinus halepensis* d'Adrar Oufarnou ( $36^{\circ} 46' N$ ,  $5^{\circ} 00' E$ ) situées sur les hauteurs de la ville de Béjaïa, distante de quelques 200 km à l'Est d'Alger. Le dernier incendie survenu dans le site d'étude remonte à 2001. Compte tenu de cette courte période de trois ans depuis le dernier feu, les communautés en place n'ont pas accumulé assez de combustible, ce qui nous amène à déduire que le feu d'octobre 2004 n'était pas très intense, ni trop sévère. La régénération par rejets du chêne liège à tous les niveaux et surtout la résistance des pins les plus âgés corrobore cette interprétation. De plus, une végétation

jeune, lâche est présentant une teneur en eau élevée ne favorise pas la sévérité du feu (Trabaud, 1980).

Les espèces dominantes sont représentées par *Phillyrea latifolia*, *Arbutus unedo* et *Erica arborea* pour la subéraie et *Phillyrea latifolia* et *Erica multiflora* pour la pinède. L'altitude moyenne des deux sites d'étude est d'environ 380 m. Selon les données relevées au niveau de la station météorologique la plus proche (Bejaia), pour la période 1970 - 2007, la moyenne des températures maximales et minimales du mois le plus chaud (août) et le mois le plus froid (janvier) sont de 29.58 °C et 7.52 °C, respectivement. La pluviométrie annuelle moyenne est de 780 mm. D'après la classification d'Emberger (1971), la zone se caractérise par un bioclimat de type sub-humide à variante chaude. Les données climatiques de la période de suivi des placettes sur le terrain (octobre 2004 – juin 2005) sont données dans la figure 12 afin de pouvoir appuyer notre interprétation.

Pour suivre la régénération des légumineuses (toutes les espèces de cette famille sont considérées), des observations régulières sont faites au cours des sept premiers mois après le passage de l'incendie (du début novembre 2004 à la fin mai 2005). Pour chacune des deux communautés, les germinations des légumineuses ont été dénombrées chaque mois sur 10 quadrats de 1 m<sup>2</sup>, répartis régulièrement sur deux transects de 45 m, chacun et distants entre eux de 25 m. Chaque mois les semis de légumineuses sont arrachés avec beaucoup de soin pour éviter de trop perturber les placettes (méthode destructrice) et dénombrés.

La biomasse aérienne a été évaluée pour chaque communauté sur des parcelles de 4 m<sup>2</sup> subdivisées en 4 carrés de 1 m<sup>2</sup> chacun. Chaque deux mois, nous prélevons la biomasse complète d'un m<sup>2</sup>, que nous répartissons en deux catégories (légumineuses et reste des espèces). Huit parcelles (répétitions) sont considérées pour chaque communauté. Les échantillons de biomasse aérienne sont séchés à l'étuve à 105 °C durant 24 heures et puis pesés avec une balance de précision (0.001 g près). Enfin, afin de déterminer la contribution des légumineuses à la richesse floristique totale de la subéraie de Sidi Boudraham et de la pinède à *Pinus halepensis* d'Adrar Oufarnou, dix relevés floristiques répartis d'une manière aléatoire dans l'aire incendiée de chaque communauté sont exécutés sur des placettes de 100 m<sup>2</sup>. Dans des travaux relatifs aux successions après incendies au Sud de la France, Trabaud (1980) et Capitanio & Carcaillet (2008) utilisent la même dimension du relevé. Afin d'avoir une idée plus précise de la contribution des légumineuses à la flore totale, les listes floristiques intègrent toute la flore (voir les résultats du Tab. XI).

Les espèces sont déterminées en utilisant la flore de Quézel et Santa (1962 – 1963), la nomenclature est revue selon la Base de Données de la Flore d’Afrique du Nord (Dobignard, 2010).

Les données relatives à la comparaison entre les mois au sein de chaque communauté sont traitées par l’analyse de la variance à mesures répétées suivie du test LSD pour la comparaison multiple. Le test t de Student a servi pour la comparaison entre les deux communautés ( $P = 0,05$ ). Avant l’analyse statistique, les données ont été testées pour les hypothèses paramétriques avec le test de Kolmogorov-Smirnov pour la normalité et le test de Levene pour l’homogénéité des variances. Les résultats ont montré qu’il n’y a pas eu de violation de ces conditions à l’exception des données de biomasse où les séries ont subi une transformation logarithmique ( $Y = \log(X + 1)$ ) pour égaliser les variances. Le traitement statistique a été réalisé en utilisant SPSS 13.0 pour les inférences et Microsoft Excel 2007 pour les graphiques. Les résultats présentés sont des moyenne  $\pm$  SD ou des moyennes  $\pm$  2 SE.

### **3. Résultats**

#### **3.1. Emergence des semis des légumineuses**

En novembre 2004, soit un mois après le passage du feu, un début de germination des graines de légumineuses est noté ( $1.50 \pm 0.40$  pour la pinède et  $3.50 \pm 0.45$  pour la subéraie). La subéraie comme la pinède présentent un modèle démographique similaire. Les plantules des différentes espèces de légumineuses apparaissent très tôt après le passage du feu (début novembre) et continuent à s’établir jusqu’à la fin mai. Un premier pic est observé en décembre 2004 ( $29.20 \pm 1.16$  pour la subéraie et  $30.00 \pm 0.94$  pour la pinède) et un deuxième maximum relativement de plus faible importance en mars 2005 ( $21.20 \pm 1.10$  et  $19.20 \pm 1.14$  pour la subéraie et la pinède respectivement) avec une baisse significative en janvier et début février. En avril, la germination diminue progressivement pour atteindre son taux minimum en mai et s’arrêter complètement au début juin (Fig.13)

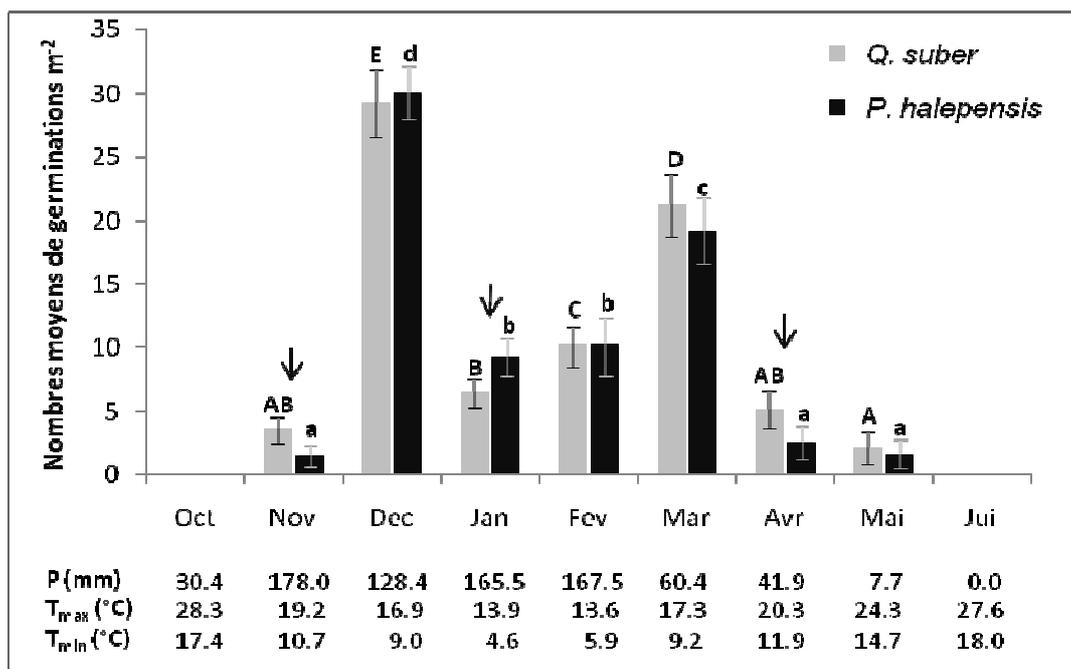


Figure 13: Germination après feu des graines de légumineuses dans la subéraie de Sidi Boudraham et la pinède à *Pinus halepensis* d'Adrar Oufarnou. [Pour chaque communauté, les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes (test LSD,  $P < 0,05$ ). Entre les deux communautés, seules les valeurs pointées avec des flèches sont significativement différentes (test t,  $P < 0,05$ ). Les trois lignes de données face à l'axe des abscisses représentent respectivement, les valeurs moyennes des précipitations (mm), et les températures maximale et minimale moyenne (°C) enregistrées d'octobre 2004 à juin 2005 (données de la Station météorologique de Bejaia)].

### 3.2. Evolution de la biomasse aérienne des légumineuses

La biomasse des légumineuses collectées durant la période des observations est très faible au cours des quatre premiers mois après le passage du feu (Fig. 14). En avril 2005, soit six mois après la perturbation, la valeur de la biomasse atteint ( $11.170 \pm 1.150 \text{ g/m}^2$  pour la subéraie et  $8.580 \pm 0.998 \text{ g/m}^2$  pour la pinède). La biomasse maximale est enregistrée en juin 2005, huit mois après l'incendie, avec ( $37.838 \pm 1.835 \text{ g/m}^2$  pour la subéraie et  $26.697 \pm 1.634 \text{ g/m}^2$ ) pour la pinède (Fig. 14). Les deux communautés étudiées présentent une dynamique de biomasse similaire ( $P < 0.05$ ).

Les différences notables entre les deux communautés se situent au niveau de la dominance. Alors qu'au niveau de la subéraie, *Scorpiurus muricatus* se dresse incontestablement comme l'espèce la plus représentée en raison de son appareil végétatif exubérant; ce rôle est assuré dans la pinède à *Pinus halepensis* par *Hedysarum coronarium* présentant un appareil végétatif équivalent. Deux autres espèces sont associées à *Hedysarum*

*coronarium*, c'est *Tripodion tetraphyllum* et *Ebenus pinnata* en raison de leur fort degré de présence.

Concernant la biomasse totale des placettes échantillonnées, les légumineuses sont très bien représentées par rapport au reste des végétaux des deux communautés au cours des premiers mois succédant au feu. Leur contribution minimale est notée en janvier 2005 pour les deux communautés ( $13.745 \pm 2.66$  % pour la subéraie et  $11.164 \pm 1.34$  % pour la pinède), le maximum est affiché en novembre 2004 ( $66.853 \pm 8.99$  % pour la subéraie et  $63.222 \pm 2.96$  % pour la pinède) (Fig. 15).

A partir de ces résultats, il ressort clairement que ce sont bien les légumineuses herbacées dans leur majorité (seul trois sur trente inventoriées sont des ligneuses) (Tab. XI) qui reprennent les premières, jouant ainsi un rôle important avant la reprise effective des ligneuses de la strate arbustive. La biomasse importante du reste des espèces est à imputer au poids des brins des ligneuses. En effet, le poids d'un rejet d'*Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia*, *Erica arborea* ou *Pistacia lentiscus* peut égaler ou même dépasser celui d'un grand nombre d'individus d'une espèce herbacée. La biomasse des ligneuses est aussi fortement rehaussée par les cistes qui reprennent rapidement et massivement par la voie sexuée et jouent un grand rôle au coté des légumineuses dans la préservation des sols contre l'érosion hydrique.

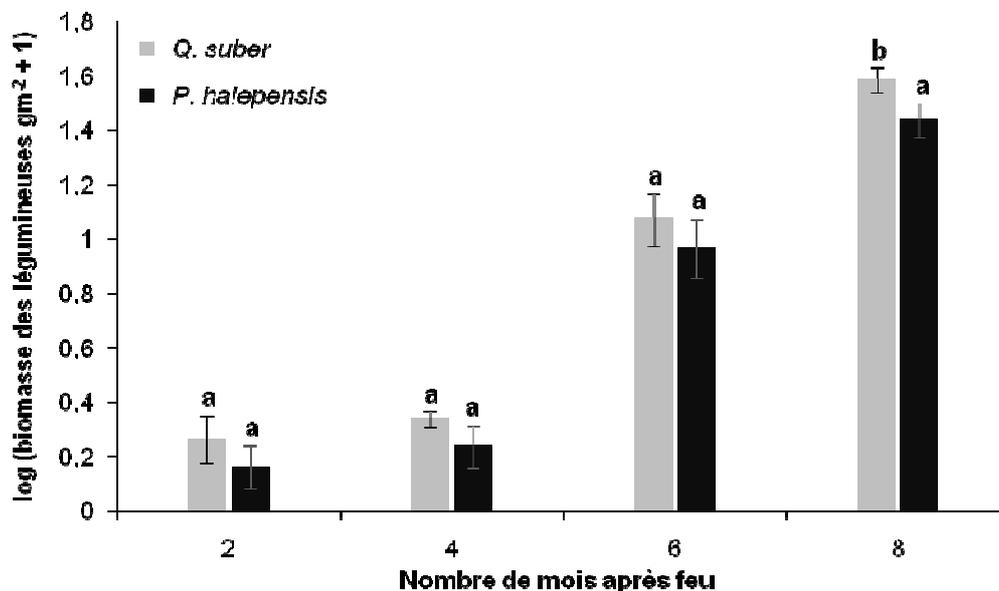


Figure 14: Evolution de la biomasse aérienne des légumineuses de la subéraie de Sidi Boudraham et de la pinède à *Pinus halepensis* d'Adrar Oufarnou, au cours du temps après le passage du feu. Les deux communautés sont significativement différentes au huitième mois seulement (test t,  $P < 0,05$ ).

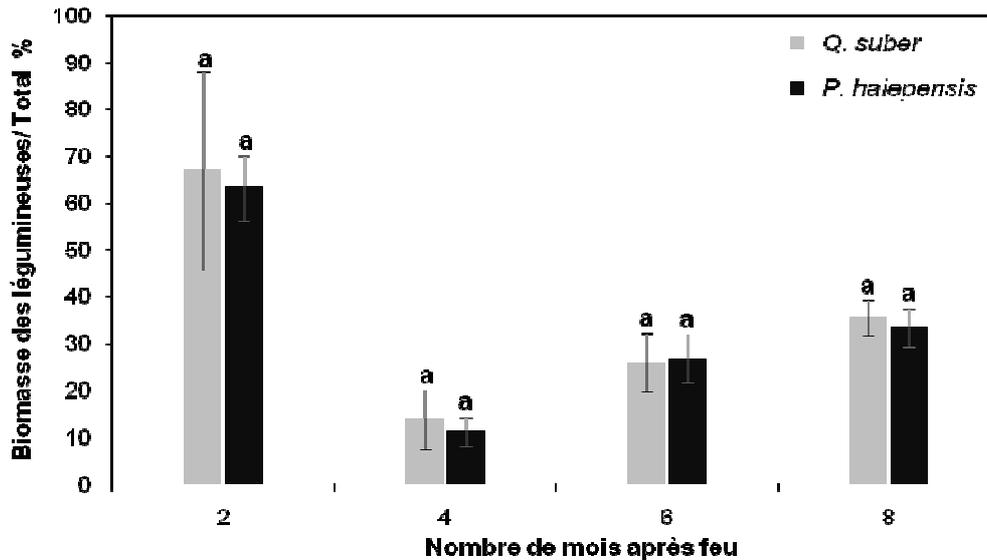


Figure 15: Contribution des légumineuses à la biomasse totale de la subéraie de Sidi Boudraham et de la pinède à *Pinus halepensis* d'Adrar Oufarnou, au cours des premiers mois après le passage du feu. Les deux communautés sont totalement similaires (test t,  $P < 0,05$ ).

### 3.3. Richesse spécifique en légumineuses

La famille des légumineuses est relativement bien représentée au niveau des deux communautés à sept mois après le feu (Fig. 15). En effet,  $(19,80 \pm 1,11 \%)$  de la flore de la subéraie contre  $(24,33 \pm 2,05 \%)$  pour la pinède est représenté par des légumineuses. Les deux communautés sont équitablement représentées avec 16 espèces sur un total de 81 au niveau de la subéraie et 23 espèces sur un total de 95 au niveau de la pinède à *Pinus halepensis* (t test,  $P < 0,05$ ) (Tab. XI).

**Tableau XI:** Espèces inventoriées au niveau de la subéraie de Sidi Boudraham et de la pinède à *Pinus halepensis* d'Adrar Oufarnou, sept mois après le passage du feu.

Espèces	Famille	QF	PF	St. Rég.	F. Biol.
<i>Tripodion tetraphyllum</i> (L.) Fourr.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Th (H)
<i>Astragalus hamosus</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Astragalus monspessulanus</i> L.	Fabaceae	-	+	S	H
<i>Biserrula pelecinus</i> L.	Fabaceae	+	-	S	Th
<i>Calicotome spinosa</i> (L.) Link	Fabaceae	+	+	R S	NPh
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	Fabaceae	-	+	R	Ph
<i>Coronilla juncea</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Ch
<i>Ebenus pinnata</i> Aiton	Fabaceae	-	+	S	Ch
<i>Genista tricuspidata</i> Desf.	Fabaceae	+	+	R S	NPh
<i>Hedysarum coronarium</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Fabaceae	+	-	S	H
<i>Lotus creticus</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Ch
<i>Lotus edulis</i> L.	Fabaceae	+	+	S	Th
<i>Lotus ornithopodioides</i> L.	Fabaceae	+	+	S	Th
<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.	Fabaceae	+	-	S	Th
<i>Onobrychis caput-galli</i> (L.) Lam.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Ononis natrix</i> L.	Fabaceae	+	+	S	Th
<i>Ononis reclinata</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Ononis sicula</i> Guss.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.	Fabaceae	+	+	S	Th
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	Fabaceae	+	-	S	Th
<i>Trifolium bocconeii</i> Savi.	Fabaceae	+	-	S	Th
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	Fabaceae	+	+	S	Th
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	Fabaceae	+	+	S	Th
<i>Trifolium retusum</i> L.	Fabaceae	+	+	S	Th
<i>Trifolium stellatum</i> L.	Fabaceae	-	+	S	Th
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	Fabaceae	+	-	S	Th (H)
<i>Vicia lutea</i> L.	Fabaceae	+	-	S	Th
<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.	Compositae	-	+	S	Th
<i>Andryala integrifolia</i> L.	Compositae	+	+	S	H
<i>Bellis annua</i> L.	Compositae	+	+	S	Th
<i>Rhaponticoides africana</i> (Lam.) M.V.Agab. & Gr.	Compositae	+	-	SR	H
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	Compositae	+	+	S	Th
<i>Filago pygmaea</i> L.	Compositae	+	+	S	Th
<i>Galactites elegans</i> (All.) Soldano	Compositae	+	+	S	Th
<i>Hypochaeris radicata</i> subsp. <i>radicata</i>	Compositae	+	+	SR	H
<i>Hypochaeris alliatae</i> (Biv.) Gal	Compositae	-	+	S	Th
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	Compositae	-	+	SR	Ch
<i>Pulicaria odora</i> (L.) Rchb.	Compositae	+	+	SR	H
<i>Scolymus hispanicus</i> L.	Compositae	-	+	SR	H
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Compositae	+	+	S	Th
<i>Aira cupaniana</i> Guss.	Poaceae	+	-	S	Th
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i> (Poir.) Durand & Sch.	Poaceae	+	+	SR	H
<i>Avena sterilis</i> L.	Poaceae	+	-	S	Th
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	Poaceae	+	+	SR	H
<i>Briza maxima</i> L.	Poaceae	+	-	S	Th
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Poaceae	+	+	S	Th
<i>Cynosurus elegans</i> Desf.	Poaceae	+	+	S	Th
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Poaceae	+	+	SR	H
<i>Festuca paniculata</i> (L.) Schinz & Thell.	Poaceae	+	+	SR	H
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.) Stapf	Poaceae	-	+	SR	H

<i>Melica minuta</i> L.	Poaceae	+	-	SR	H
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb.	Poaceae	-	+	S	Th
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	Lamiaceae	-	+	SR	H
<i>Lavandula stoechas</i> L.	Lamiaceae	+	+	S	Ch
<i>Stachys ocymastrum</i> (L.) Briq.	Lamiaceae	+	+	S	Th
<i>Teucrium flavum</i> L.	Lamiaceae	-	+	SR	Ch
<i>Teucrium fruticans</i> L.	Lamiaceae	-	+	SR	Ch
<i>Thymus algeriensis</i> Boiss. & Reut.	Lamiaceae	+	-	SR	Ch
<i>Arbutus unedo</i> L.	Ericaceae	+	-	R	NPh
<i>Erica arborea</i> L.	Ericaceae	+	+	SR	NPh
<i>Erica multiflora</i> L.	Ericaceae	-	+	SR	NPh
<i>Erica scoparia</i> L.	Ericaceae	+	+	SR	Ch
<i>Galium lucidum</i> All.	Rubiaceae	+	+	S	H
<i>Galium scabrum</i> L.	Rubiaceae	+	+	S	Th
<i>Rubia peregrina</i> L.	Rubiaceae	+	+	SR	NPh
<i>Sherardia arvensis</i> L.	Rubiaceae	+	-	S	Th
<i>Bupleurum plantagineum</i> Desf.	Umbelliferae	-	+	SR	NPh
<i>Daucus carota</i> L.	Umbelliferae	+	+	SR	Th (H)
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L.	Umbelliferae	+	+	SR	H (G)
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	Umbelliferae	-	+	S	Th
<i>Cistus salviifolius</i> L.	Cistaceae	+	+	SR	NPh
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	Cistaceae	+	+	S	NPh
<i>Fumana thymifolia</i> (L.) Webb	Cistaceae	-	+	S	Ch
<i>Gladiolus italicus</i> Mill.	Iridaceae	+	+	SR	G
<i>Moraea sisyrinchium</i> (L.) Ker Gawl.	Iridaceae	+	-	SR	G
<i>Iris juncea</i> Poir.	Iridaceae	+	+	SR	G
<i>Allium roseum</i> L.	Alliaceae	-	+	SR	G
<i>Allium nigrum</i> L.	Alliaceae	+	+	SR	G
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Caryophyllaceae	+	-	S	Th
<i>Silene secundiflora</i> Oth	Caryophyllaceae	+	+	S	Th
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	Convolvulaceae	-	+	R	H
<i>Convolvulus tricolor</i> L.	Convolvulaceae	-	+	S	Th
<i>Borago officinalis</i> L.	Boraginaceae	-	+	S	Th
<i>Echium asperrimum</i> Lam.	Boraginaceae	-	+	S	H
<i>Biscutella didyma</i> L.	Cruciferae	+	-	S	Th
<i>Sinapis arvensis</i> L.	Cruciferae	+	+	S	Th
<i>Carex distachya</i> Desf.	Cyperaceae	+	-	R	H
<i>Carex halleriana</i> Asso	Cyperaceae	+	+	R	H
<i>Quercus suber</i> L.	Fagaceae	+	-	R	MPh
<i>Quercus coccifera</i> L.	Fagaceae	+	+	R	NPh
<i>Linum corymbiferum</i> ssp. <i>corymbiferum</i>	Linaceae	+	+	S	Ch
<i>Linum bienne</i> Mill.	Linaceae	+	+	S	Ch
<i>Olea europaea</i> subsp. <i>europaea</i>	Oleaceae		+	R	MPh
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	Oleaceae	+	+	R	NPh
<i>Fumaria capreolata</i> L.	Papaveraceae	+	+	S	Th
<i>Papaver somniferum</i> ssp. <i>setigerum</i> (DC.) Arcang.	Papaveraceae	-	+	S	Th
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Primulaceae	+	+	S	Th
<i>Cyclamen africanum</i> Boiss. & Reut.	Primulaceae	+	+	R	G
<i>Clematis flammula</i> L.	Ranunculaceae	+	+	SR	Phl
<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.	Ranunculaceae	+	-	SR	H
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Rosaceae	-	+	R	NPh
<i>Rosa sempervirens</i> L.	Rosaceae	+	+	R	Ph
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	Anacardiaceae	+	+	R	NPh
<i>Arisarum vulgare</i> Targ. Tozz	Araceae	+	+	R	G
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	Asparagaceae	+	+	SR	Phl
<i>Simethis mattiazii</i> (Vand.) G. L.	Asphodelaceae	+	-	R	G
<i>Campanula dichotoma</i> L.	Campanulaceae	+	-	S	Th

<i>Lonicera implexa</i> Aiton	Caprifoliaceae	+	-	R	Phl
<i>Euphorbia pterococca</i> Brot.	Euphorbiaceae	+	+	S	Th
<i>Geranium robertianum</i> ssp. <i>purpureum</i> (Vil.) Nym.	Geraniaceae	+	-	SR	Th (H)
<i>Lavatera arborea</i> L.	Malvaceae	-	+	R	NPh
<i>Myrtus communis</i> L.	Myrtaceae	+	+	R	NPh
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pinaceae	-	+	S	MPh
<i>Rhamnus alaternus</i> ssp. <i>alaternus</i>	Rhamnaceae	-	+	R	NPh
<i>Smilax aspera</i> L.	Smilacaceae	+	+	R	PHI
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>	Solanaceae	-	+	S	Th
<i>Daphne gnidium</i> L.	Thymelaeaceae	+	+	SR	NPh

QF : Forêt à *Quercus suber*; PF: Forêt à *Pinus halepensis*; +: Présence; -: Absence; St. Rég.: Stratégie de régénération après feu; R: Rejet de souche; S: Régénération par graine; SR: Rejet de souche + régénération par graine; F. Biol.: Forme biologique; MPh: Macrophanérophyte; NPh: Nanophanerophyte; PHI: Phanérophyte liane; Ch: Chamaephytes; H: Hemicryptophyte; G: géophyte; Th: Thérophyte.

## 4. Discussion

### 4.1. Germination des graines des légumineuses après feu

Beaucoup d'espèces dominantes des écosystèmes méditerranéens après incendie reprennent par la voie végétative (Lloret, 1998). D'autres espèces n'ont pas la capacité de survivre au traumatisme créé par le passage de l'incendie, leur régénération repose entièrement sur la germination des graines (Ferrandis *et al.*, 1999). La germination des graines est le principal mécanisme adopté par les légumineuses dans leur régénération post-incendie (Papavassiliou & Arianoutsou, 1993). De même, 90% des légumineuses inventoriées au cours de notre présente étude reprennent exclusivement par la voie sexuée (Tab. XI), les rejets de souches ne sont observés que chez *Calicotome spinosa*, *Ceratonia siliqua* et *Genista tricuspidata*. En dépit de leur caractère vivace, les espèces herbacées comme *Anthyllis vulneraria*, *Astragalus monspessulanus*, *Coronilla juncea*, *Lotus creticus*, *Lotus corniculatus* et *Ononis natrix* ne se régénèrent que par graines au cours des premiers mois succédant à l'incendie. Plus tard, des rejets de souches sont notés chez certaines de ces espèces (à partir de la deuxième année). Pourquoi l'un ou l'autre stratégie de régénération après incendie est favorisée n'est pas encore clair (Fernandez-Santos *et al.*, 2004).

La germination des légumineuses des zones brûlées est induite par le choc thermique (Auld & O'Connell, 1991; Keeley & Bond, 1997; Hanley & Fenner, 1998; Herranz *et al.*, 1998) ou insolation forte des milieux dénudés (Bazzaz, 1998). Dans la région de Sydney, Auld & Denham (2006) ont estimé qu'environ 15% de la flore sujette aux incendies voient la dormance de leurs graines levée par le choc thermique. Généralement, les températures variant entre 60 et 150 °C stimulent la germination positivement (De Luis *et al.*, 2005b). Pour certaines légumineuses tropicales, les températures comprises entre 80-100 °C font augmenter

d'une manière significative la germination des graines (Williams *et al.*, 2004). Pour certaines espèces, cette germination est stimulée par la fumée produite par la combustion de la végétation (Crosti *et al.*, 2006; Dayamba *et al.*, 2008). L'effet additif du choc thermique et de la fumée dégagée lors de la combustion de la végétation sur la levée de la dormance de la banque de graines du sol de certaines espèces des sites incendiés a été démontré (Roy & Sonié, 1992; Thanos *et al.*, 1992; Doussi & Thanos, 1994; Pérez-Fernandez & Rodriguez Echeverria, 2003; Thomas *et al.*, 2003; Crosti *et al.*, 2006; Scott *et al.*, 2010). Dans la région de Sydney, près de la moitié de la flore sujette aux incendies présente une levée de la dormance des graines par l'interaction de la chaleur et de la fumée (Auld & Denham, 2006). La fumée dégagée par le combustible stimule la germination des graines jusqu'à un maximum et puis une diminution est observée en raison des concentrations élevées ou de la durée d'exposition qui inhibent alors la germination (Light *et al.*, 2002) ou devient carrément létale (Keeley & Fotheringham, 1998). De la même manière, l'intensité de la chaleur, ou la durée d'exposition, stimulent la germination des semences de plus en plus jusqu'à un optimum, puis une diminution est observée en raison des chocs thermiques excessifs cause de mortalité des semences (Auld & O'Connell, 1991; Baeza & Vallejo, 2006). Des températures élevées affectent la viabilité des graines et par conséquent les taux de germination (Lloret, 1998). En général, les réponses à la chaleur et la fumée sont variables. Keeley & Bond (1997) ont noté que, dans certains cas, le comportement germinatif des graines est phylogénétiquement hérité comme chez les légumineuses où la chaleur améliore généralement la germination. Crosti *et al.* (2006), dans un article comparatif entre diverses études issues de communautés végétales de différentes régions à climat méditerranéen, conclut qu'il existe un modèle biogéographique et phylogénétique dans le comportement des espèces lors de la régénération après incendie.

Dans notre cas, la germination des légumineuses de la banque de graines du sol des deux communautés étudiées (la subéraie et la pinède) a commencé très tôt après la perturbation. Les premières germinations sont observées après les premières pluies en novembre 2004 (Fig. 13). La démographie des semis a montré une tendance bimodale avec un pic majeur en décembre et un autre plus réduit en mars (Fig. 13). Ce modèle à deux pics plutôt qu'un seul comme cela a été déjà observé au cours de la première saison après le feu (Arianoutsou, 1998 ; De Luis *et al.*, 2008a et b) est probablement dû aux conditions météorologiques exceptionnelles des mois de janvier et février 2005. En effet, notre zone d'étude était plus froide que d'habitude avec une couche de neige épaisse de plusieurs jours même au niveau de la mer. Les températures relevées au niveau de la station météorologique de Bejaia sont les plus basses pour toute la période allant de 1978 à 2007 (voir annexe II). Les faibles

températures ont ralenti la germination pour la pousser au mois de mars, d'où le deuxième pic enregistré pour donner un modèle démographique exceptionnel à deux maximums (courbe bimodale).

Dans une formation ligneuse basse dominée par *Ulex parviflorus* en Espagne méditerranéenne, De Luis *et al.* (2008a) rapportent pour un feu contrôlé allumé en octobre 2004, un modèle unimodal dans la germination des légumineuses et des *Cistaceae* pour chaque année. En effet, ils constatent un premier pic à l'automne de la première année pour les *Cistaceae* et un deuxième pic de moindre importance à l'automne de la deuxième année. Pour les légumineuses, ils notent toujours deux maximums de germination, mais contrairement aux *Cistaceae*, le pic le plus important est noté à la deuxième année. Ces observations diffèrent des nôtres, non seulement par l'absence du pic de printemps expliqué ci-dessus, mais aussi par la domination des *Cistaceae* par rapport aux légumineuses au cours de la première année après le feu. Il est important de signaler que l'essentiel des germinations des légumineuses de l'étude de De Luis *et al.* (2008a) sont celles d'*Ulex parviflorus* qui recouvre parfois jusqu'à 80 % du site expérimental.

Les légumineuses dominent dans nos communautés au cours de la première année après le feu parce que la plupart d'entre elles sont des herbacées annuelles (voir Tab. XI), ainsi elles pourraient rapidement reconstruire leur banque de semences. Par contre, les cistes sont des plantes ligneuses arrivant à maturité au bout de deux à trois ans (Roy & Sonie, 1992; Tavşanoğlu & Gurkan, 2005; Duguy & Vallejo, 2008), alors, ils ne pouvaient pas suffisamment reconstituer leur banque de semences depuis l'incendie précédent de 2001 (trois ans). La survie des espèces comme les cistes qui ne se reproduisent que par la voie de semences peut être sérieusement menacée par les incendies survenus avant qu'ils aient pu produire et accumuler des semences (Trabaud, 1980). Duguy & Vallejo (2008) concluent que la répétition des incendies à des intervalles de temps très courts peut entraîner une réduction de la germination des espèces ligneuses en raison probablement de la diminution de la banque de semences du sol et offrir ainsi plus d'opportunités à l'établissement des herbacées.

En outre, les incendies de faible intensité stimulent principalement la germination des graines à proximité de la surface du sol (De Luis *et al.*, 2008a). De même, la profondeur d'enfouissement dans le sol dépend essentiellement de la taille des semences (Bond *et al.*, 1999). Les graines des *Cistaceae* étant plus légères que celles des légumineuses ligneuses de la formation ligneuse basse à *Ulex parviflorus* étudiée par De Luis *et al.* (2008a) vont se répartir au niveau superficiel, tandis que celles des légumineuses ligneuses s'enfonceraient profondément dans le sol. Les petites graines légères sont produites par les annuelles et les

bisannuelles (Chabrierie *et al.*, 2002), tel est le cas de la majorité des légumineuses que nous avons inventorié. Nos résultats semblent être en parfait accord avec ce modèle, les graines des légumineuses annuelles plus légères occupent l'horizon superficiel par contre celles des cistes plus lourdes se répartissent dans l'horizon juste inférieur. Cette répartition verticale des semences favorise en premier les graines de légumineuses, d'où leur reprise massive durant la première année par rapport aux cistes suite à l'incendie de faible intensité survenu en octobre 2004. Un incendie de forte intensité aurait aboutit à un tout autre modèle du fait de la mortalité élevée qu'il aurait occasionné aux semences réparties à la surface du sol. En règle générale, afin d'évaluer avec précision l'effet d'un facteur quelconque sur la végétation après une perturbation, l'ensemble des facteurs en interaction doivent être considérés, y compris la végétation d'avant la perturbation (déterminée par le régime de perturbations passées), caractéristiques de la perturbation, les facteurs spatiaux et les conditions abiotiques d'après la perturbation (Duguay & Vallejo, 2008).

#### **4.2. Evolution de la biomasse des légumineuses et richesse spécifique**

Les légumineuses ont contribué avec une proportion significative à la biomasse totale des deux communautés (jusqu'à 67% en novembre 2004), malgré leur contribution relativement faible à la richesse floristique totale (20-24% en mai 2005), en comparaison avec d'autres taxons (*Cistaceae*, *Poaceae* et les rejets d'*Erica arborea*, *Erica multiflora*, *Phillyrea latifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis*, *Arbutus unedo*). La richesse floristique relativement assez faible des légumineuses est compensée par leur abondance et dominance remarquables. Sept mois après le passage du feu, la richesse en légumineuses au niveau des deux communautés et assez élevée comparativement aux autres familles botaniques (Tab. XI). Cette richesse résulte de la stimulation de la germination, suite à la levée de la dormance des graines, par la chaleur de la couche superficielle du sol après le passage du feu (Doussi & Thanos, 1994). Des observations similaires sont signalées pour les *Cistaceae* (Arianoutsou & Margaritis, 1981; Trabaud & Oustric, 1989; Roy & Sonié, 1992; Ferrandis *et al.*, 1999).

Les écosystèmes de type méditerranéen à travers le monde montrent que la richesse en légumineuses après le feu est comprise entre 3,8% dans le matorral Chilien (Rundel, 1981) et 13,3% pour les forêts sclérophylles de l'Australie du Sud (Specht, 1972). Dans une pinède à *Pinus halepensis* en Grèce, les légumineuses représentent environ 9% de la flore d'un peuplement adulte et double immédiatement après un incendie (Kazanis & Arianoutsou, 1996). Nos résultats ont révélé que la proportion des légumineuses est de  $19,80 \pm 1,11$  % pour

la subéraie de Sidi Boudraham et de  $24,33 \pm 2,05$  % pour la pinède à *Pinus halepensis* d'Adrar Oufarnou. Ces valeurs relativement plus élevées que celles citées plus haut pour la région méditerranéenne en général peuvent s'expliquer probablement par le fait que nos échantillons ont été réalisés durant les premiers mois succédant au feu dans des communautés ayant subi une forte pression de surpâturage par le passé (Arianoutsou & Thanos, 1996). De plus, notre site situé à une latitude plus basse par rapport à la rive Nord de la Méditerranée pourrait favoriser l'établissement des légumineuses (Garcillán *et al.*, 2003).

Les légumineuses sont abondantes dans les écosystèmes de type méditerranéen en raison de leurs adaptations morphologiques et physiologiques et leurs divers modes de dissémination (endozoochorie, autochorie, anémochorie etc.) (Arianoutsou & Thanos, 1996). Leurs mécanismes d'adaptation sont liés à la fixation de l'azote par la présence de nombreux nodules au niveau des racines qui leur permettent d'améliorer la fertilité des sols présentant une disponibilité en azote limitée et la formation d'association mycorhiziennes qui améliorent l'assimilation du phosphore (Goergen & Chambers, 2009). Une des particularités de la région méditerranéenne est la forte pression humaine, notamment le surpâturage, qui favorise les légumineuses herbacées caractérisées par leur adaptation à accroître leur potentiel de germination après feu (Arianoutsou et Thanos, 1996).

Peu de temps après l'incendie, les légumineuses affichent une densité élevée et une augmentation rapide de la biomasse (Figs. 13 et 14). En raison de leurs stratégies démographiques, elles présentent de grandes affinités avec les premiers stades des successions post-incendie (Arianoutsou & Margaritis, 1981). Les perturbations tel que l'activité agricole ou les incendies ouvrent les milieux, apportent des nutriments et de la lumière ce qui permet l'installation d'espèces pionnières tel que les thérophytes qui malgré leur faible compétitivité ont de forte capacités de colonisation des espaces ouverts (Duguy & Vallejo, 2008). Les légumineuses germent en grand nombre en raison des conditions créées par le feu; elles ouvrent la voie à des espèces des stades matures de la succession par l'amélioration de la fertilité des sols favorisant ainsi la richesse des écosystèmes. En outre, l'occupation rapide des sites brûlés par les légumineuses entrave l'installation de plantes envahissantes. Diverses études notent que la couverture relativement élevée des espèces herbacées vivaces peut accroître la résilience des écosystèmes après incendie et augmenter ainsi la résistance à l'invasion par les espèces envahissantes indésirables (Chambers *et al.*, 2007). Ceci pourrait favoriser l'installation des semis des essences forestières, étant donné que les légumineuses ne sont pas aussi compétitives que les graminées vivaces exogènes et agressives (*Bromus*

*inermis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca ovina*) généralement utilisées dans les programmes de réhabilitation des massifs incendiés (Beyers, 2009).

### **4.3. Rôle des légumineuses dans la dynamique des communautés incendiées**

Les légumineuses jouent de multiples rôles dans la dynamique des communautés végétales. Surtout, elles protègent les sols contre l'érosion hydrique durant les premiers mois après le feu du fait que les espèces ligneuses des communautés reprennent lentement par la voie végétative. Ce sont les premiers mois qui présentent les risques d'érosion les plus forts en raison de la dénudation quasi-totale des paysages. Ce sont les premières pluies de l'automne qui occasionnent les grands dégâts dans le cas où la couverture de la végétation n'est pas encore assurée, c'est pour cette raison que la reprise rapide et massive des légumineuses est salutaire. Le passage de l'incendie accompagné de fortes précipitations occasionnant des changements dans les propriétés du sol sont parmi les principales raisons de l'érosion accélérée (Pardini *et al.*, 2004; De Luis *et al.*, 2005a). La perte du sol superficiel et par conséquent la lenteur dans la régénération de la végétation peut inhiber la formation de la matière organique du sol et l'installation des espèces, favorisant ainsi l'intensification des processus érosifs (Andreu *et al.*, 1996). Les légumineuses se partagent cette fonction de protection des sols contre l'érosion hydrique avec les espèces du genre *Cistus* (Trabaud & Oustric, 1989).

Les espèces herbacées vivaces jouent également un rôle très important dans la protection des sols contre l'érosion hydrique en raison de leur réinstallation rapide, peu après le passage du feu grâce à la germination de leurs graines et aux diverses repousses végétatives (Beyers, 2009). C'est pourquoi ces espèces sont préférées dans les programmes de restauration des paysages après perturbations. Les graminées vivaces sont généralement utilisées en raison de leur croissance plus rapide et de leur taux de survie élevé, elles dominent habituellement les premières étapes de la succession après feu dans les écosystèmes méditerranéens (De Luis *et al.*, 2005a). Toutefois, la mise en place des graminées exogènes empêche la réinstallation des herbacées endogènes et plus particulièrement les annuelles; ce qui peut avoir un impact sur l'identité des communautés à long terme en réduisant notamment les chances de réussite des semis des essences forestières (Beyers, 2004). L'utilisation des herbacées endogènes comme les légumineuses peut empêcher l'installation massive d'espèces envahissantes indésirables.

Les légumineuses sont les seules plantes capables de remplacer rapidement l'azote perdu lors de la combustion de la végétation par la fixation symbiotique avec les bactéries du genre *Rhizobium* ((Arianoutsou & Thanos, 1996; Boring *et al.*, 2004; Johnson *et al.*, 2004; Goergen & Chambers, 2009). Dans une communauté forestière au Sierra Nevada, Johnson *et al.* (2005) estiment que le gain d'azote apporté par la fixation symbiotique peut égaler ou même dépasser les pertes d'azote total occasionnées par le passage du feu.

Après l'incendie, les légumineuses sont capables de remplacer l'azote perdu lors de l'incendie et de faciliter ainsi la succession végétale (établissement des semis et croissance des plantes) et la stabilité dans le temps. En outre, l'entrée de l'azote organique à travers les légumineuses peut stimuler la reprise de l'activité microbienne et le recyclage de l'azote qui peuvent servir à promouvoir la résilience des écosystèmes (Johnson *et al.*, 2004; Chambers *et al.*, 2007; Goergen & Chambers, 2009). Enfin, les légumineuses contribuent à l'enrichissement du sol en matière organique après leur sénescence du fait de leur biomasse importante. Dans cette perspective, les espèces dominantes de nos deux communautés, *Hedysarum coronarium* et *Scorpiurus muricatus*, peuvent jouer un rôle efficace dans la réhabilitation des paysages incendiés en raison de leur densité et de leur appareil végétatif exubérant leur permettant d'assurer la protection des milieux contre l'érosion hydrique d'une manière efficace. De plus, elles peuvent améliorer la fertilité du sol et ouvrir la voie à la cicatrisation rapide des écosystèmes.

## 5. Conclusion

Les résultats présentés dans ce chapitre constituent les premières données sur le rôle des légumineuses dans la régénération des communautés végétales après incendie de forêt dans la partie Sud du bassin méditerranéen. Aucune différence majeure n'a été observée entre les deux communautés, sauf que le taux de germination et les valeurs de biomasse sont légèrement plus élevés dans la forêt à *Quercus suber*, mais la richesse plus importante dans la pinède à *Pinus halepensis*. Dans les deux écosystèmes, la démographie des semis a montré deux pics, un premier majeur en décembre, deux mois après l'incendie de faible intensité, et un second en mars. Ce modèle avec deux pics, plutôt qu'un sur la démographie des semis est probablement dû aux conditions météorologiques au cours de la période de janvier - février 2005 qui été plus froide que d'habitude. Ceci a ralenti la germination pour la repousser au mois de mars. Les légumineuses des deux communautés analysées sont floristiquement bien représentées avec  $19.80 \pm 1.11\%$  des espèces dans la subéraie et  $24.33 \pm 2.05\%$  dans la pinède,

valeurs nettement supérieures à celles rapportées pour d'autres écosystèmes de type méditerranéen (3.8 à 13.3%), probablement en raison de la localisation géographique (basse latitude) de notre aire d'étude et la pression du surpâturage qui favorisent l'installation des légumineuses.

Chapitre IV. Dynamique de recolonisation de  
la subéraie et de la pinède à *Pinus halepensis*  
par les cistes

## Chapitre IV

### **IV. Dynamique de recolonisation de la subéraie et de la pinède à *Pinus halepensis* par les cistes**

#### **1. Introduction**

Dans les écosystèmes de type méditerranéens, les feux sont récurrents et les végétaux en place sont adaptés à cette perturbation qu'ils subissaient depuis des millénaires (Naveh, 1975; Arianoutsou, 1998; Paussas & Verdu, 2005; Pausas *et al.*, 2008). Pour se régénérer les végétaux pérennes utilisent deux stratégies: la voie végétative en émettant des rejets et la voie sexuée à partir de graines portées par la plante mère ou enfouies dans le sol (Keeley *et al.*, 2005).

La majorité des espèces pérennes des communautés végétales des paysages méditerranéens reprennent après le passage du feu par la voie végétative, rares sont les espèces qui reprennent exclusivement par la voie sexuée. Parmi ces semenciers obligatoires, nous retrouvons les espèces du genre *Cistus* qui forment parfois des peuplements purs en raison de leur stratégie démographique (Thanos & Georghiou, 1988) et de l'inhibition des autres espèces par les phénomènes d'allelopathie produisant des substances toxiques (phénols, terpènes, flavonoides, polyacétylènes, stéroïdes etc.) (Herranz *et al.*, 2006). Les cistes sont considérés parmi les espèces colonisatrices les plus communes des milieux incendiés du bassin méditerranéen (Troumbis & Trabaud, 1986; Moravec, 1990; Thanos, 1999). Malgré leur quasi absence des stades matures des successions forestières, ils persistent généralement au niveau de la banque de graines du sol et réapparaissent rapidement en cas d'incendie (Thanos *et al.* 1992; Tavsanoğlu & Gürkan, 2005). Keeley *et al.* (2005b) notent à cet effet, que plusieurs espèces profitant des conditions créées par le feu se limitent aux toutes premières années et ne réapparaissent qu'à la faveur d'un feu ultérieur. Les graines de cistes présentent un tégument dur (Thanos *et al.*, 1992; Arianoutsou, 1998) qui inhibe l'absorption de l'eau à partir de l'environnement (Corral *et al.*, 1990) ce qui permet aux graines de rester en dormance durant une longue période (Trabaud *et al.*, 1997). La levée de la dormance est assurée soit par le choc thermique (Auld & O'Connell, 1991; Keeley & Bond, 1997; Hanley & Fenner, 1998; Herranz *et al.*, 1998), soit par l'insolation forte des milieux dénudés (Bazzaz, 1998) ou encore par la fumée produite par la combustion de la végétation (Crosti *et al.*, 2006;

Dayamba *et al.*, 2008)). L'effet additif du choc thermique et de la fumée dégagée lors de la combustion de la végétation sur la levée de la dormance de la banque de graines du sol de certaines espèces des sites incendiés a été démontré (Roy & Sonié, 1992; Thanos *et al.*, 1992; Doussi & Thanos, 1994; Pérez-Fernandez & Rodriguez Echeverria, 2003; Thomas *et al.*, 2003; Crosti *et al.*, 2006; Scott *et al.*, 2010).

Durant les toutes premières années des successions forestières après feu, les cistes s'installent massivement avec des taux importants de germination des graines de la banque du sol surtout (Arianoutsou & Margaris, 1982; Eshel *et al.*, 2000). En raison de cette reprise rapide et massive, les cistes jouent un grand rôle dans la protection des sols contre l'érosion hydrique durant les premiers mois après le passage du feu (Arianoutsou & Margaris, 1981; Trabaud & Oustric, 1989; Buhk *et al.*, 2007). En effet, les premières pluies automnales s'accompagnent d'une perte importante des éléments minéraux du sol du fait de la lenteur des végétaux ligneux à reprendre par rejets. Cette lenteur peut être masquée par les cistes et les espèces herbacées à germination massive (comme les légumineuses) et à reprise végétative rapide (comme les graminées vivaces).

Les *Cistaceae*, en raison de leur importance durant les premiers stades des successions végétales, sont très largement étudiées au niveau de divers écosystèmes de la région méditerranéenne (Arianoutsou & Margaris, 1981; Trabaud & Oustric, 1989; Roy & Sonié, 1992; Thanos *et al.*, 1992; Valbuena *et al.*, 1992; Ferrandis *et al.*, 1999; Herranz *et al.*, 1999; Tavsanoğlu & Gürkan, 2005). En Afrique du Nord, à notre connaissance aucune donnée relative à ce sujet n'est disponible.

Dans ce présent chapitre, nous présenterons la dynamique de germination des cistes au cours des premiers mois succédant à un feu sauvage au niveau des deux communautés forestières les plus représentatives de la forêt algérienne: la subéraie et la pinède à *Pinus halepensis*.

## **2. Matériels et Méthodes**

En octobre 2006 (du 22 au 27 du mois), des incendies ont parcouru divers massifs forestiers de la wilaya de Béjaïa. Nous avons alors choisi deux sites pour suivre la dynamique de réinstallation des milieux par les cistes. Une pinède située sur la route menant de Béjaïa à Antik N Tafeth (36° 46' N et 4° 59' E) à quelques 10 km à l'Ouest de la ville de Béjaïa et une subéraie localisée au niveau du massif forestier de Bouhatem (36° 47' N et 4° 56' E) à environ 8 km d'Antik N Tafeth sur la route menant vers Saket.

Les derniers incendies survenus au niveau des deux sites remontent à l'été 2001, la végétation en place au moment des incendies de 2006 a donc cinq ans d'âge. Les chicots en place et les lambeaux environnants non brûlés nous renseignent sur la structure de la végétation et les espèces dominantes d'avant le feu. Alors que *Quercus coccifera*, *Phillyrea latifolia*, *Erica multiflora* et *Cistus monspeliensis* dominent la pinède à *Pinus halepensis*, la subéraie est dominée par *Phillyrea latifolia*, *Erica arborea* et *Arbutus unedo*. Les deux communautés présentaient un recouvrement de 70 à 80% de la surface du sol offrant son maximum de recouvrement dans la strate entre 1 à 2 mètres.

L'altitude moyenne des deux sites d'étude est d'environ 400 m. Selon les données relevées au niveau de la station météorologique la plus proche (Bejaia), pour la période 1970-2007, la moyenne des températures maximales et minimales du mois le plus chaud (août) et le mois le plus froid (janvier) sont de 29.58 °C et 7.52 °C, respectivement. La pluviométrie annuelle moyenne est de 780 mm. D'après la classification d'Emberger (1971), la zone se caractérise par un bioclimat de type sub-humide à variante chaude.

Pour suivre la démographie des cistes (*Cistus salviifolius* et *C. monspeliensis*), des observations régulières sont faites au cours des sept premiers mois après le passage de l'incendie (novembre 2006 à mai 2007). Pour chacune des deux communautés, les germinations des cistes ont été dénombrées chaque mois sur dix quadrats de 1 m<sup>2</sup>, réparties régulièrement sur deux transects de 45 m chacun et distants entre eux de 25 m. Chaque mois les semis sont arrachés avec beaucoup de soin pour éviter de trop perturber les placettes (méthode destructrice) et puis dénombrés.

Les données relatives à la comparaison entre les mois au sein de chaque communauté sont traitées par l'analyse de la variance à mesures répétées suivie du test LSD pour la comparaison multiple. Le test t de Student a servi pour la comparaison entre les deux communautés (P = 0,05). Le traitement statistique a été réalisé en utilisant SPSS 13.0 pour les inférences et Microsoft Excel 2007 pour les graphiques. Les résultats présentés sont des moyennes  $\pm$  2 SE.

### **3. Résultats**

Le feu étant un facteur important de la dynamique de la végétation méditerranéenne, nos résultats sont relatifs à la recolonisation des surfaces incendiées par les cistes durant les sept premiers mois après le passage du feu. Il nous a semblé utile de suivre la dynamique des espèces du genre *Cistus* pour mieux saisir la recolonisation des communautés végétales après

feu. En effet, dans certaines situations ce sont les légumineuses qui dominent et dans d'autres ce sont les cistes.

Signalons que notre travail porte sur des feux d'automne qui ont éclaté à la même date pour les deux stations. Ce sont des feux exceptionnels, autrement la période abritant l'essentiel des feux au niveau de notre région est représentée par la saison sèche estivale. Les résultats d'un suivi sur des feux d'été seraient certainement différents du fait du retard qu'accuserait la germination; en effet, les premières pluies qui déclenchent la germination des graines arrivent généralement en automne.

Les résultats obtenus et illustrés par les figures 16 et 17 montrent que l'essentiel des germinations apparaissent en décembre avec une moyenne de  $(207.48 \pm 24.15)$  plantules pour la subéraie et  $(171.26 \pm 18.03)$  plantules pour la pinède à *Pinus halepensis*.

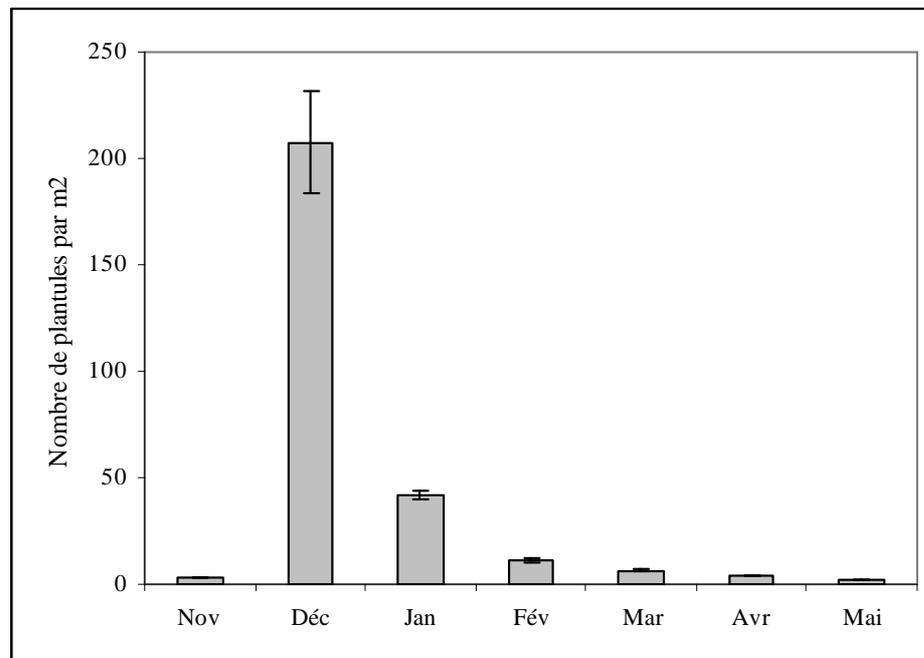


Figure 16: Nombre de plantules de cistes par m<sup>2</sup> dénombrées au cours des sept premiers mois après le passage du feu pour la subéraie.

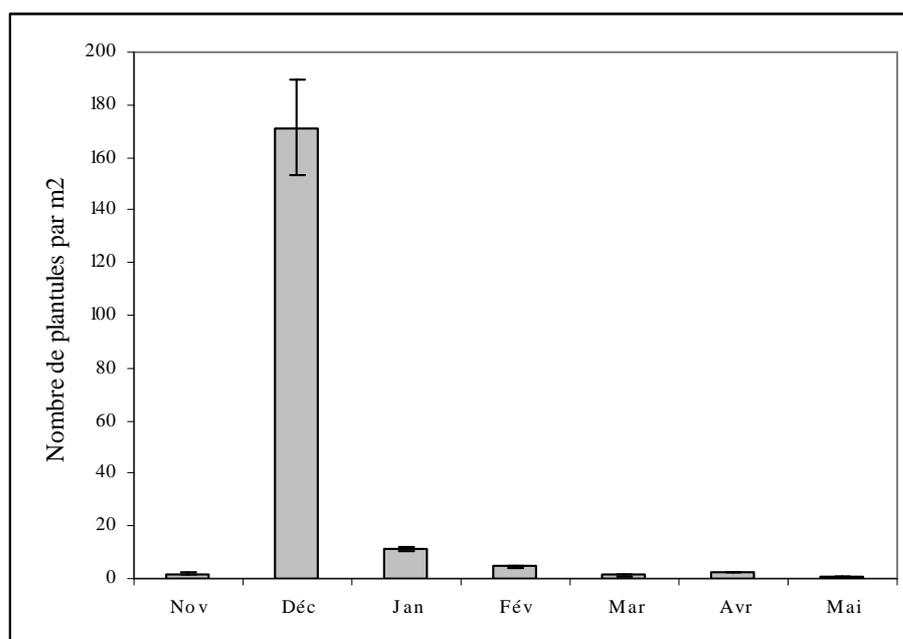


Figure 17: Nombre de plantules de cistes par m<sup>2</sup> dénombrées au cours des sept premiers mois après le passage du feu pour la pinède à *Pinus halepensis*.

Le test statistique présenté au niveau du tableau XII ne montre pas de différences significatives pour le mois de décembre entre les deux communautés ( $P < 0.05$ ). Durant le premier mois suivant le feu, la germination est quasi absente, les conditions climatiques d'octobre et novembre 2006 pourraient expliquer ce retard. En effet, les premières pluies effectives ne sont notées qu'en décembre. La pluviométrie mensuelle du mois de novembre 2006 est estimée à 13.3 mm pour une température maximale de 23.8 °C. A titre de comparaison, la moyenne mensuelle des précipitations du mois de décembre pour la période allant de 1970 à 2007 est de 99.1 mm.

**Tableau XII:** Comparaison des moyennes ( $\pm 2$  SE) du nombre de plantules enregistrées au cours des premiers sept mois après le passage du feu au niveau de la subéraie et de la pinède à pin d'Alep. Pour chaque communauté en ligne, les mois présentant la même lettre ne présentent pas de différences significatives entre eux (LSD test,  $P < 0.05$ ). Entre les communautés, les différences significatives (t-test,  $P < 0.05$ ) sont mentionnées par une étoile.

	Mois après feu						
	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai
Subéraie	3.50 ± 0.18 * f	207.48 ± 24.15 a	42.15 ± 2.05 * b	11.23 ± 0.72 * c	6.56 ± 0.52 * d	4.12 ± 0.36 * e	2.36 ± 0.16 * g
Pinède	2.01 ± 0.28 e	171.26 ± 18.03 a	11.52 ± 0.83 b	4.51 ± 0.42 c	1.23 ± 0.09 f	2.45 ± 0.13 d	1.01 ± 0.05 g

Le retard de germination, fait que celle-ci se prolonge est affiché un taux assez important en janvier 2007 avec ( $42.15 \pm 2.05$  et  $11.51 \pm 0.83$ ) plantules, respectivement, au niveau de la subéraie et de la pinède. Au-delà de janvier, la germination est pratiquement nulle au niveau des deux communautés. Ainsi donc, l'essentiel de la germination se concentre sur décembre et janvier. Nous constatons donc un modèle de germination unimodale. La germination est statistiquement plus importante au niveau de la subéraie qu'au niveau de la pinède pour tous les mois, exception faite du mois de décembre qui n'affiche aucune différence en raison vraisemblablement de la variabilité spatiale importante (test t,  $P < 0.05$ ) (Tab. XII). Les caractéristiques édaphiques pourraient expliquer cette différence. En effet, le dynamisme de la végétation – et donc de la germination – est plus intense sur silice que sur calcaire (Quézel & Medail, 2003).

#### **4. Discussion**

A partir du deuxième mois après la perturbation, la recolonisation du terrain devient de plus en plus effective. Diverses espèces endogènes aux communautés brûlées reprennent, notamment par la voie végétative, fort probablement en raison des meilleures conditions météorologiques du mois de décembre. D'autres, qui n'ont pas cette capacité, reprennent par la voie sexuée soit à partir des graines portées par la plante mère (cas des pins) ou à partir de la banque des semences enfouies dans le sol. En effet, beaucoup d'espèces dominantes des écosystèmes méditerranéens après incendie reprennent par la voie végétative (Lloret, 1998). D'autres espèces n'ont pas la capacité de survivre au traumatisme créé par le passage de l'incendie, leur régénération repose entièrement sur la germination des graines (Ferrandis *et al.*, 1999). Les cistes appartiennent à cette dernière catégorie.

La germination massive des graines de cistes au niveau de nos stations confirme les résultats notés par divers auteurs (Trabaud & Oustric, 1989; Ferrandis *et al.*, 1999; Herranz *et al.*, 1999; Tavsanoğlu & Gürkan, 2005; De Luis *et al.*, 2008 a et b). La germination est stimulée par la chaleur émanant du feu, ce qui cause l'interruption de l'état inactif de la graine (dormance) en fissurant les téguments durs de celui-ci, permettant ainsi l'imbibition de l'embryon, supprimant les restrictions mécaniques à l'expansion de la racine (Auld & O'Connell, 1991; Papavassiliou *et al.*, 1994; Kazanis & Arianoutsou, 1996; Keeley & Bond, 1997; Herranz *et al.*, 1998; Hanley & Fenier, 1998). Dans la région de Sydney en Australie, Auld & Denham (2006) ont estimé qu'environ 15% de la flore sujette aux incendies voient la dormance de leurs graines levée par le choc thermique. Généralement, les températures

variant entre 60 et 150 °C stimulent la germination positivement (De Luis *et al.*, 2005b). Pour certaines espèces, cette germination est stimulée par la fumée produite par la combustion de la végétation (Crosti *et al.*, 2006; Dayamba *et al.*, 2008). L'effet additif du choc thermique et de la fumée dégagée lors de la combustion de la végétation sur la levée de la dormance de la banque de graines du sol de certaines espèces des sites incendiés a été démontré (Roy & Sonié, 1992; Thanos *et al.*, 1992; Doussi & Thanos, 1994; Pérez-Fernandez & Rodriguez Echeverria, 2003; Thomas *et al.*, 2003; Crosti *et al.*, 2006; Scott *et al.*, 2010). Auld & Denham (2006) notent que la dormance embryonnaire de près de la moitié de la flore de la région de Sydney est levée par l'interaction de la chaleur et la fumée. La fumée dégagée par le combustible stimule la germination des graines jusqu'à un maximum pour chuter ensuite en raison des concentrations élevées ou de la durée d'exposition qui inhibent alors la germination (Light *et al.*, 2002) ou tue carrément les graines (Keeley & Fotheringham, 1998). De la même manière l'intensité de la chaleur, ou la durée d'exposition stimulent la germination des semences jusqu'à un optimum, pour observer ensuite une diminution en raison des chocs thermiques excessifs qui causent la mortalité des semences (Auld & O'Connell, 1991; Baeza & Vallejo, 2006). Dans le même registre, Lloret (1998) estime que les températures élevées affectent la viabilité des graines et par conséquent le taux de germination.

La première remarque que nous pouvons tirer à partir de nos résultats est l'importance de la variabilité stationnelle. Ceci se remarque surtout au niveau des effectifs du mois de Décembre, les erreurs standard calculées (Tab. XII) sont élevées. Ceci peut s'expliquer par l'interaction de plusieurs facteurs tel que la topographie du terrain, la prédation, l'accumulation différentielle des cendres, l'état de la végétation préexistante, les apports par la dissémination etc. En règle générale, afin d'évaluer avec précision l'effet d'un facteur quelconque sur la végétation après une perturbation, l'ensemble des facteurs en interaction doivent être considérés, y compris la végétation d'avant la perturbation (déterminée par le régime de perturbations passées), caractéristiques de la perturbation, les facteurs spatiaux et les conditions abiotiques d'après la perturbation (Duguy & Vallejo, 2008).

La topographie peut jouer un rôle remarquable dans le mouvement des graines, du fait de la pente, elles peuvent être charriées par l'eau de pluie vers les dépressions (Hydrochorie). La distance parcourue dépend de la force du ruissellement et du poids des graines transportées.

La prédation concerne surtout d'autres familles botaniques comme les légumineuses (Papavassiliou *et al.*, 1994), elle est surtout induite par les fourmis. Selon Ferrandis *et al.* (1998), la prédation des graines de cistes par les fourmis serait négligeable. La dissémination

par les fourmis (myrmecochorie) est le mode de zoochorie le plus important, il aboutit à l'accumulation des diaspores au niveau des caches, ce qui donne une distribution hétérogène ce qui peut expliquer en partie la forte variabilité de répartition des plantules constatée.

La distribution des plantules serait aussi influencée par l'emplacement des sujets de cistes dans la végétation d'avant l'incendie (plantes mères). La densité des graines disséminées est importante à proximité du peuplement source, la densité des graines en fonction de la distance de la plante mère s'ajuste à une distribution exponentielle négative, c'est-à-dire que le nombre de semis diminue rapidement avec l'éloignement de la plante mère (Thanos, 1999). Ceci peut expliquer l'abondance du recrutement des plantules dans certains endroits par rapport à d'autres. Diverses études menées dans ce sens ont noté une forte densité des graines de cistes sous les pieds mère et une prévalence de la barochorie par rapport aux autres modes de dissémination (Thanos *et al.*, 1993; Izhaki *et al.*, 2000). Trabaud & Oustric (1989) ont estimé la distance des plantules au pied mère brûlé à  $55.8 \pm 3$  cm pour *Cistus monspeliensis* et à  $62.4 \pm 7$  cm pour *Cistus salviifolius*, ce qui représente une distance assez faible expliquant la forte variabilité stationnelle relevée. Ainsi donc, l'état de la végétation d'avant le feu joue un rôle majeur dans la dynamique des plantules lors de la recolonisation du milieu.

L'effet de l'hétérogénéité spatiale dans un site incendié, et en particulier la masse variable du combustible, causé par la distribution de la végétation d'avant le feu, peut affecter considérablement les modèles de recrutement des espèces après la perturbation. La densité du combustible influe grandement sur l'intensité du feu et par conséquent sur la chaleur dégagée au cours de la combustion de la végétation. La température du sol est maximale à la superficie, baisse dans les premiers cm du sol et puis chute brutalement avec la profondeur. Trabaud (1989) observe des températures maximales de l'ordre de 150 °C à 2.5 cm de profondeur. Les graines s'y trouvant étant soumises à des températures extrêmes peuvent être endommagées ou carrément détruites, compromettant ainsi leurs germinations et réduisant la banque de graines du sol (Rivas *et al.*, 2006). Ferrandis *et al.* (1999) ont démontré que le feu réduit d'une manière significative la densité des graines chez trois espèces de la famille des *Cistaceae* (*Cistus ladanifer*, *C. salviifolius* et *Halimium ocymoides*) dans la couche superficielle du sol, mais pas dans les couches les plus profondes, puisque le sol n'est pas un bon conducteur thermique. Ainsi donc, encore une fois, l'état de la végétation d'avant le feu alimente la variabilité au cours de la réoccupation du milieu par la végétation et les cistes en particulier.

La distribution temporelle de la germination au niveau des deux communautés étudiées présente un modèle à trois phases. La première phase se caractérise par un délai de germination d'environ un mois, durant la deuxième phase nous enregistrons une forte poussée de la germination et puis une baisse et stabilisation au cours de la dernière étape.

Pour la première phase, le délai de germination qui correspond au mois de novembre pourrait être dû à la sécheresse inhabituelle qui a marqué cette période. Aussi, elle peut être la conséquence d'une phase de latence propre à la graine, puisque le mois de novembre a connu quelques pluies fines (13.8 mm de pluie mensuelle) sans résultat sur la germination des semences de la banque du sol. D'après les résultats de Rivas *et al.* (2006) sur la germination de six espèces de la famille des légumineuses, cette phase de latence varie de 15 à 30 jours. Ceci est interprété par Herranz *et al.* (1998) comme une forme d'adaptation des graines, grâce à un mécanisme empêchant la germination lors des pluies occasionnelles et la retardant jusqu'à la période des pluies abondantes propice à l'établissement et à la survie des jeunes plantules. Autrement, un espacement important entre une averse et une autre, entraînerait sans aucun doute la mort des plantules. Cette interprétation pourrait expliquer le pourquoi de la germination massive en décembre – janvier. Plusieurs auteurs, Papavassiliou & Arianoutsou (1993), Arianoutsou & Ne'eman (2000) ont noté que l'apparition des semis de légumineuses et de cistes après des feux d'été, suit les premières pluies d'automne. La majorité des plants apparaissent de novembre à décembre au moment où les conditions favorables à la germination sont réunies, c'est-à-dire précipitations et températures douces. La dernière phase qui enregistre une baisse puis un arrêt de la germination peut être le fait de l'élévation de la température, faiblesse et irrégularité des précipitations et réduction dramatique de la banque de graines susceptibles de germer.

Contrairement aux observations effectuées par Trabaud & Oustric (1989) qui font état d'une distribution bimodale de la germination chez *Cistus salviifolius* et *C. monspeliensis* (automne et printemps), nos observations affichent un modèle à un seul maximum de germination. Ceci pourrait s'expliquer par l'allongement de la période propice à la germination au niveau de la rive nord de la Méditerranée ou encore par le fait que nous travaillons sur des feux d'automne contrairement aux placettes de Trabaud & Oustric (1989) brûlées en été. Les travaux de De Luis *et al.* (2008a) viennent appuyer notre interprétation. En effet, dans une formation ligneuse basse dominée par *Ulex parviflorus* au Sud de l'Espagne, ils rapportent pour un feu contrôlé, un modèle unimodal dans la germination des *Cistaceae* pour chaque année d'observation. Ils constatent un premier pic important à l'automne de la première année et un deuxième pic de moindre importance à l'automne de la deuxième année.

Les incendies de l'automne 2006, semblent être intenses et violents du fait d'une bonne accumulation du combustible depuis les derniers feux de 2001 et des conditions météorologiques très favorables. Nous avons noté dans le chapitre précédent sur la structure de la végétation qu'à cinq ans après le traumatisme, les communautés reprennent leur structure horizontale et retrouvent leur stratification verticale au niveau des strates inférieure à 2 mètres. Cette stratification et densité du couvert aidées par les conditions météorologiques favorables de la dernière semaine du mois d'octobre 2006 (voir annexe II) avaient déclenché des feux particulièrement violents. L'intensité élevée de l'incendie occasionne une mortalité importante des graines réparties au niveau superficiel (De Luis *et al.*, 2008a). L'essentiel de la germination est assurée par la banque de graines des couches profondes, ce qui contribue à expliquer vraisemblablement le délai de germination assez long de 45 jours environ entre la fin octobre et la mi-décembre. La chute brutale du taux de germination après le mois de janvier est probablement due à l'épuisement du stock de graines susceptibles de germer, emmagasinées dans les couches inférieures du sol durant la période entre les deux derniers feux successifs. En effet, les cistes arrivent à maturité au bout de 2 à 3 années (Roy & Sonié, 1992; Duguay & Vallejo, 2008), ce qui leur a permis de reconstituer leur banque de semences depuis.

La différence de substrat entre la subéraie et la pinède pourrait avoir également un effet sur le taux de germination. Mais, du fait de l'indifférence des cistes à la nature du sol, il est difficile d'expliquer dans quelle mesure ce facteur entre en jeu et influe sur la germination au niveau des deux communautés. Ce qui est certain par contre, c'est que le dynamisme de la végétation est plus intense sur silice que sur calcaire (Quézel & Medail, 2003).

Une autre hypothèse relative à la germination massive et dominance des cistes dans les milieux incendiés pourrait être celle de l'inhibition de la germination des autres espèces par les substances toxiques secrétées par les cistes. Ce phénomène d'allélopathie est particulièrement étudié chez différentes espèces du genre *Cistus* par Chaves *et al.* (1997), Lobon *et al.* (2002) et Herranz *et al.* (2006).

Nos résultats ont été interprétés et confrontés aux travaux relatifs au sujet en tentant de souligner certains facteurs qui peuvent avoir une influence directe ou indirecte sur la germination des graines des cistes rencontrés au cours de l'étude (ouverture du milieu, couvert végétal d'avant le feu, prédation, dissémination, conditions climatiques et édaphiques etc.). Nous estimons que pour une meilleure compréhension de la question relative à la germination après feu, une expérimentation dans des conditions contrôlées semble être la

seule approche permettant de maîtriser au maximum les sources de variabilité et d'apporter des réponses précises.

Enfin, il est très important de souligner le rôle capital joué par les espèces du genre *Cistus* dans l'évolution des communautés incendiées. Elles protègent les sols contre l'érosion hydrique durant les premiers mois après le feu du fait que les espèces ligneuses des communautés reprennent lentement par la voie végétative. Ce sont les premiers mois qui présentent les risques d'érosion les plus forts en raison de la dénudation des paysages. Le passage de l'incendie accompagné de fortes précipitations occasionnant des changements dans les propriétés du sol sont l'une des principales raisons de l'érosion accélérée (Pardini *et al.*, 2004; De Luis *et al.*, 2005a). La perte du sol superficiel et par conséquent la lenteur dans la régénération de la végétation peut inhiber la formation de la matière organique du sol et l'installation des espèces, favorisant ainsi l'intensification des processus érosifs (Andreu *et al.*, 1996).

## 5. Conclusion

Les résultats présentés dans ce chapitre constituent les premières données sur le rôle des cistes dans la régénération des communautés végétales après incendie de forêt dans la partie sud du bassin méditerranéen. Aucune différence majeure n'a été observée entre les deux communautés, avec un maximum de germination en décembre avec une moyenne de  $(207.48 \pm 24.15)$  plantules pour la subéraie et  $(171.26 \pm 18.03)$  plantules pour la pinède à *Pinus halepensis*. Durant le premier mois suivant le feu, la germination est quasi absente, l'intensité du feu et les conditions climatiques d'octobre et novembre 2006 pourraient expliquer ce retard. En effet, les premières pluies effectives ne sont notées qu'en décembre.

Le long délai de germination, fait que celle-ci se prolonge est affiché un taux assez important en janvier 2007 avec  $(42.15 \pm 2.05)$  et  $(11.51 \pm 0.83)$  plantules, respectivement, au niveau de la subéraie et de la pinède. Au-delà de janvier, la germination chute brutalement en raison probablement de l'épuisement du stock de graines susceptibles de germer. Ainsi donc, l'essentiel de la germination se concentre sur décembre et janvier. Nous constatons donc un modèle de germination unimodal en accord avec les résultats de De Luis *et al.* (2008a) au Sud de l'Espagne. La germination est statistiquement plus importante au niveau de la subéraie qu'au niveau de la pinède pour tous les mois, exception faite du mois de décembre qui n'affiche aucune différence en raison de la variabilité spatiale importante ( $P < 0.05$ ).

Divers facteurs discutés influent sur la recolonisation des communautés incendiées par les cistes. Afin de pouvoir comprendre l'effet de chacun d'eux, il semble indispensable de s'orienter vers des études expérimentales en suivant la germination sur des placettes permanentes soumises à des feux contrôlés.

Chapitre V. Evolution des principaux éléments  
biogènes de la couche superficielle du sol,  
après feu

## Chapitre V

### **V. Evolution des principaux éléments biogènes de la couche superficielle du sol, après feu**

#### **1. Introduction**

Le feu, par son action, induit des changements sur les propriétés physiques et chimiques du sol (De Bano, 2000; Gonzalez-Pérez *et al.*, 2004; Certini, 2005; Shakesby & Doerr, 2006). 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. A cet effet, Paleze *et al.* (2004) note que la dégradation des sols qui prend place après le feu résulte de la détérioration de la structure du sol, perte de la matière organique et des éléments minéraux.

L'essentiel des travaux relatifs à l'effet du feu sur les sols des phytocénoses du bassin méditerranéen a été réalisé en Europe, nous citons: en Grèce, Arianoutsou & Margaris (1982) dans une phrygane; en Espagne, Ferran & Vallejo (1992) dans une forêt à *Quercus ilex* et Prieto-Fernandez *et al.* (1998) dans une pinède; en Israël, Kutiel & Naveh (1987a et b) et Kutiel & Shaviv (1992) dans une forêt mixte à *Pinus halepensis* et à *Quercus calliprinos*, puis dans une forêt à *Pinus halepensis*; en Italie, Paleze *et al.* (2004) dans un maquis méditerranéen; en France, Roze & Forgeard (1982) dans les landes atlantiques, Gillon & Rapp (1989) dans une forêt dominée par *Pinus halepensis* et Trabaud (1980, 1983b, 1990b) dans une garrigue à *Quercus coccifera*.

En Algérie, à notre connaissance, les seuls travaux traitant de ce sujet sont ceux de Rashid (1987), Bekdouche (1997), Lounis (1998) et Slimani (2002), tous dans des communautés à *Quercus suber*.

Nous nous intéressons à l'effet du feu sur les éléments les plus mobiles de l'écosystème et qui sont en permanence recyclés dans la litière pour être remis à la disposition de la végétation.

Par leur perte dans l'atmosphère, par volatilisation sous forme gazeuse ou par convection de fines particules dans la fumée (Gillon & Rapp, 1989; Trabaud & Gillon, 1991), ou leur apport dans les cendres provenant de la combustion de la végétation et de la litière (Gillon, 1990; Marion *et al.*, 1991), ces éléments nutritifs subissent les effets les plus

immédiats du feu, entraînant des modifications importantes quant à leurs disponibilités dans le sol.

L'amplitude des impacts du feu dépend de son intensité, des caractéristiques du milieu et des communautés végétales considérées (Gonzalez-Pérez *et al.*, 2004). 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 & Wallach, 1981; Boerner, 1982; Covington & Sacket, 1986; Marion *et al.*, 1991; Blank *et al.*, 1994; De Bano *et al.*, 1998; Gilon *et al.*, 1999; Johnson & Curtis, 2001; Wan *et al.*, 2001; Duguy *et al.*, 2007) s'accordent à dire que le feu modifie la teneur en éléments nutritifs du sol, néanmoins leurs observations diffèrent et leurs résultats sont contradictoires.

## **2. Matériels et méthodes**

Au cours de notre travail, nous avons prélevé des échantillons de sol provenant de six stations réparties dans le périmètre incendié le 09.08.1994 à Mizrana et de trois stations réparties dans le site incendié le 07.10.1999 dans la partie littorale de la subéraie de Bouhatem.

Un prélèvement de sol a été effectué sur chaque placette à 2, 3, 6, 9 et 12 mois après le feu pour Mizrana et à 1 semaine, 45 jours, 3, 6, 9, 12, 19 et 24 mois pour Bouhatem. 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; Vallette *et al.*, 1994). En effet, avec une couche assez importante d'humus et du fait que le sol soit un faible conducteur thermique (Vallette *et al.*, 1994), plusieurs auteurs (Viro, 1974; De Bano & Conrad, 1978; Raison, 1979; Prieto-fernandez *et al.*, 1993; Fisher & Binkley, 2000; Duguy *et al.* 2007) font observer que le feu modifie rarement la composition chimique du sol en dessous des tous premiers centimètres.

Nous avons choisi 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 (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 (Trabaud, 1990b).

Les données ont été regroupées par station et par site, elles ne sont pas analysées par la statistique inférentielle en raison de la grande variabilité spatiale notée entre une station et une autre pour la même forêt. Des transformations de variables ont été tenté pour normaliser les séries, mais sans résultat. La statistique non paramétrique ne répond pas vraiment à ce genre de données (la perte d'information est trop importante), nous avons alors préféré les décrire par des figures synthétiques.

Les échantillons de sol prélevés sont séchés à l'air puis tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm. de diamètre avant d'être soumis aux analyses chimiques. Les analyses sont réalisées au niveau du laboratoire de pédologie de l'Agence Nationale des Ressources Hydrologiques (Alger).

Le dosage du carbone total est réalisé par une oxydation au moyen d'une solution aqueuse de bichromate de potassium et d'acide sulfurique concentré (méthode Anne modifiée). L'excès de bichromate est ensuite titré avec une solution réductrice de sel de Mohr (0.2 N). Le taux de matière organique est obtenu en multipliant la valeur du carbone total par 2.0 (Baize, 1990). 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 déplacé par du chlorure de sodium. L'ammonium est ensuite dosé par colorimétrie 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. Résultats et discussions

#### 3.1. Matière organique

Immédiatement après le passage du feu, nous enregistrons un taux important de matière organique. Ce taux est globalement constant de deux à neuf mois pour Mizrana, au delà il chute légèrement. Pour la station de Bouhatem, après une légère augmentation de la première semaine à trois mois, il chute légèrement pour se stabiliser au bout de douze mois (Fig. 18).

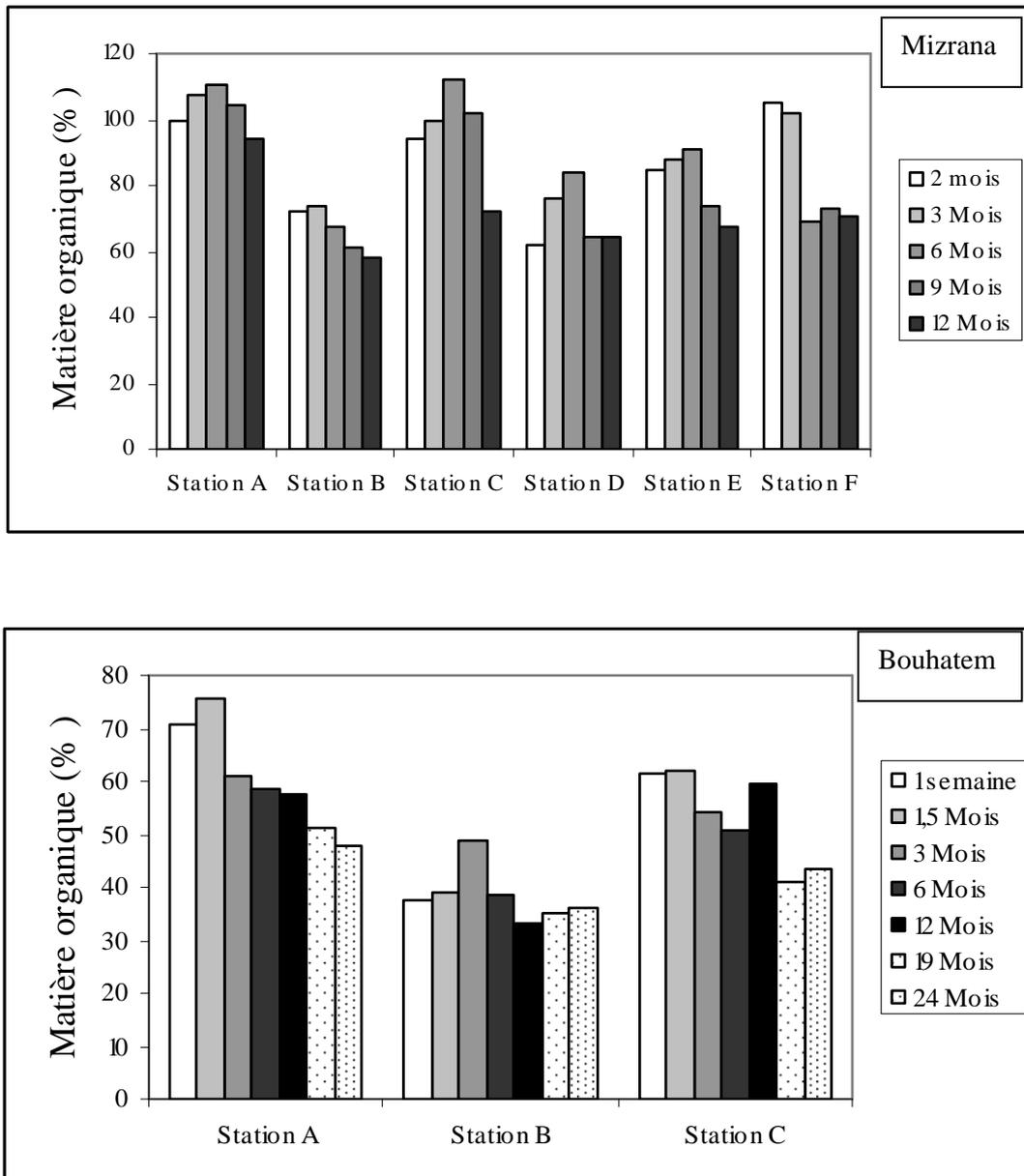


Figure 18: Evolution de la teneur en matière organique, au cours du temps, après feu.

Nos résultats sont comparables à ceux notés en Espagne par Sanroque *et al.* (1985) et Vega *et al.* (1987) 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 (1983b & 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. L'effet du feu sur le taux de matière organique est en général très variable; il dépend de plusieurs facteurs dont le type et l'intensité du feu, la topographie, l'humidité du sol, le type de sol et la couverture végétale. Cet impact peut aller de la destruction totale de la matière organique à une augmentation de 30% par rapport à son taux d'avant le feu (Gonzalez-Pérez *et al.*, 2004). En Algérie, des résultats concordants aux nôtres sont enregistrés par Lounis (1998) et Slimani (2002).

### **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 (Fig. 19).

L'importance du carbone au cours des premiers mois suivant le feu serait dû soit à l'apport de cendres et de charbons de bois non brûlés incorporés dans la couche superficielle du sol, soit à des compensations résultantes de la décomposition des organes végétaux souterrains, proches de la surface, tués lors du passage du feu (Raison, 1979; Baldock & Smernik, 2002; Gonzalez-Pérez *et al.*, 2004). D'autres auteurs (Ahlgren & Ahlgren, 1960; Ueckert *et al.*, 1978) pensent que l'accroissement du bilan thermique de la surface noircie du sol stimulerait les populations des micro – organismes décomposeurs, ce qui entraînerait une augmentation des teneurs en carbone. Pour leur part Duguy *et al.* (2007) notent une diminution du carbone avec la fréquence des feux. Ce dernier résultat semble logique du fait qu'avec la fréquence des incendies, la couverture végétale diminue et par voie de conséquence, la quantité de cendres réduite.

En Italie, dans une forêt mixte de pins et feuillus, sur sol acide, Vidrich *et al.* (1977) cité 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, Rashid (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. Ce résultat est en parfait accord avec Bekdouche (1997) et Lounis (1998).

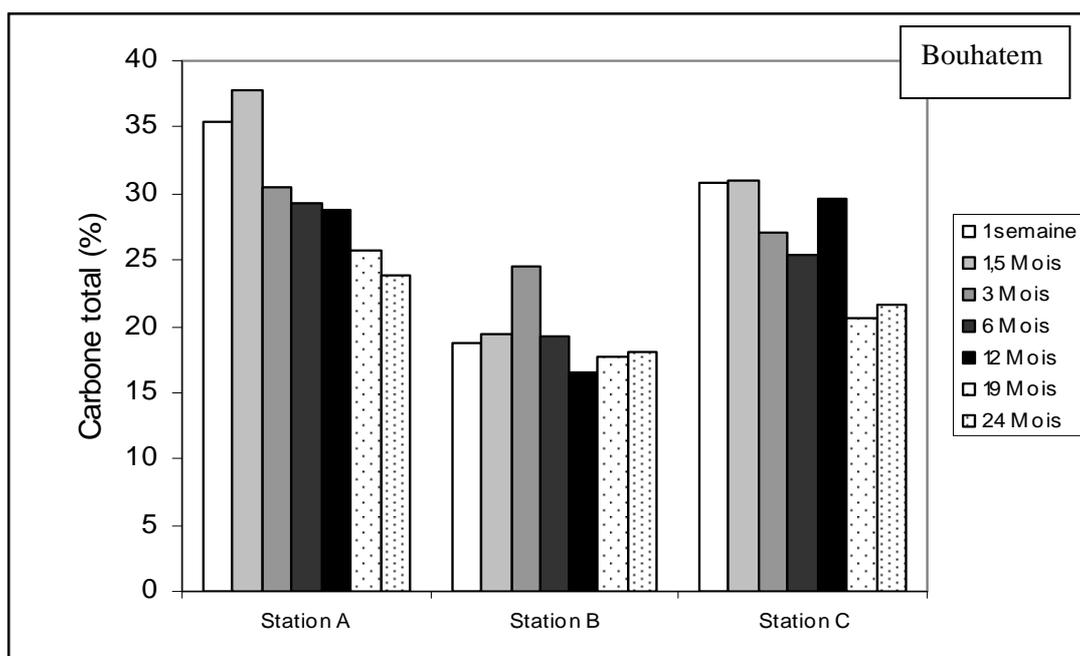
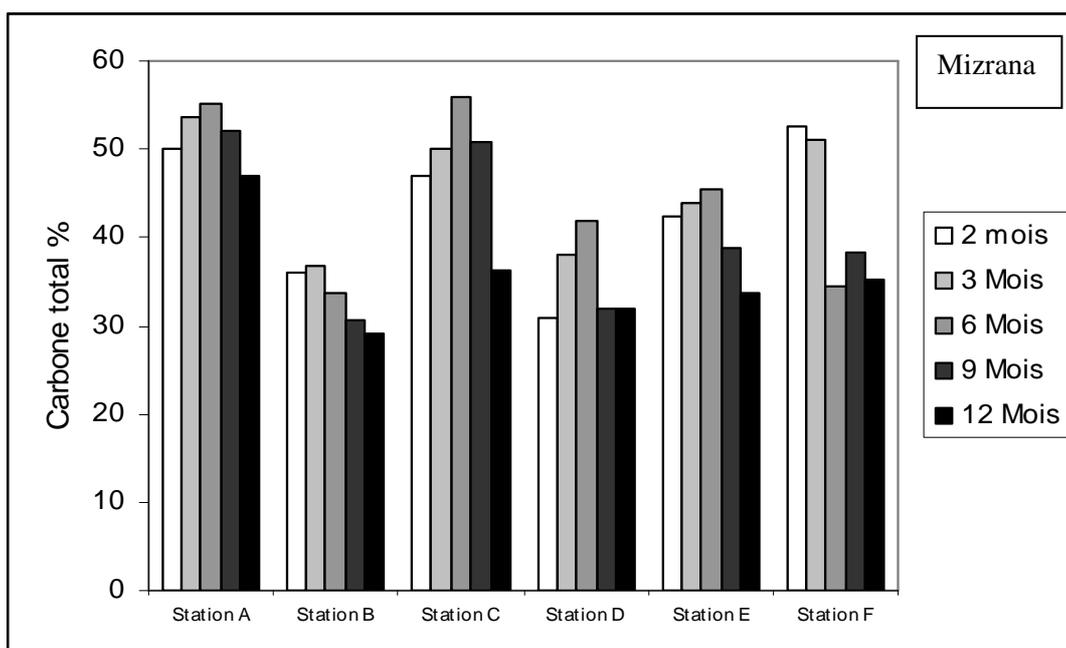


Figure 19: Evolution de la teneur en carbone total, au cours du temps, après feu.

### 3.3. Azote total

Les résultats illustrés par les histogrammes de la figure 20 font ressortir que durant les trois 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. Les résultats sont

très comparables entre Mizrana et Bouhatem, signalons qu'à partir d'une année après la perturbation le taux d'azote devient relativement bas. Notons que les résultats de l'azote peuvent être expliqués par la distribution de la végétation et plus particulièrement les légumineuses, après le passage du feu. En effet, nous avons noté lors des chapitres précédents que la richesse floristique est maximale durant la première année. Au delà, la richesse diminue surtout en raison de la disparition des annuelles suite à la fermeture du couvert par les ligneuses. Les annuelles qui réoccupent les territoires incendiés sont dans une grande proportion représentées par des légumineuses qui enrichissent le sol en azote grâce à l'association symbiotique avec les rhizobiums. Après la première année, les légumineuses perdent beaucoup de leur importance et la synthèse de l'azote diminue par conséquent.

Le résultat de l'azote 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 (De Bano *et al.*, 1998; Duguay *et al.*, 2007). En effet, De Bano *et al.* (1979), Boerner (1982), Gillon & Rapp (1989), Gillon (1990) et Fisher & Binkley (2000) 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).

Covington & Sackett (1986) enregistre 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 quatre à cinq ans sans feu, les placettes incendiées et non incendiées s'égalisent. Dans le même sens, Wan *et al.* (2001) concluent dans une synthèse de 87 études que le feu induit une élévation de l'azote assimilable ( $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ ), néanmoins les feux fréquents à courte périodicité peuvent induire une baisse en azote. Dans une pinède à *Pinus pinaster*, Prieto-Fernandez *et al.* (1993) notent à un mois après feu une élévation de la concentration en azote au niveau de la couche superficielle du sol. Souvent, le taux d'azote après le feu est supérieur au niveau d'avant le feu (Johnson & Curtis, 2001).

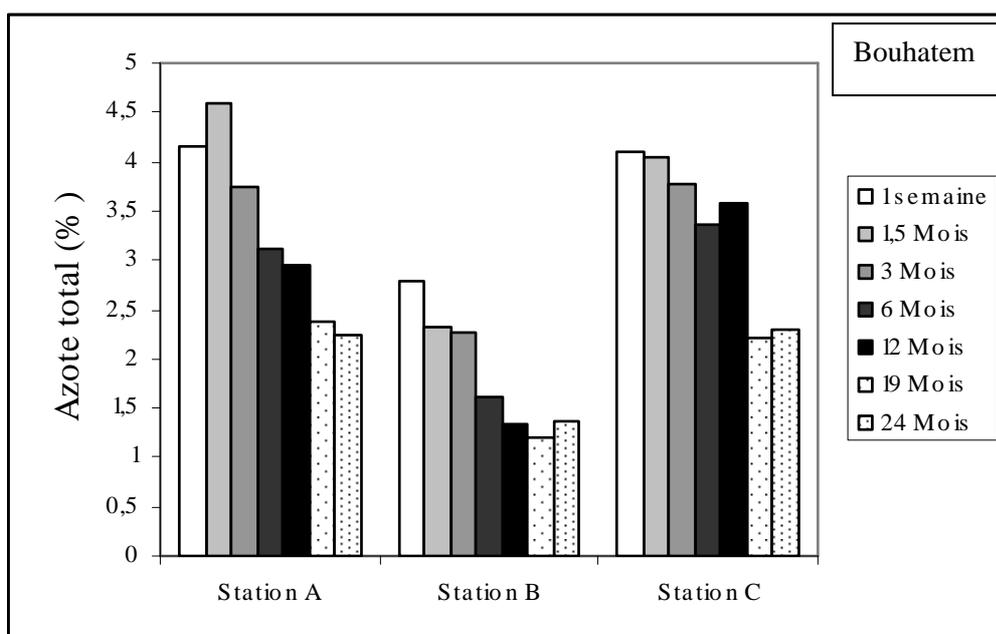
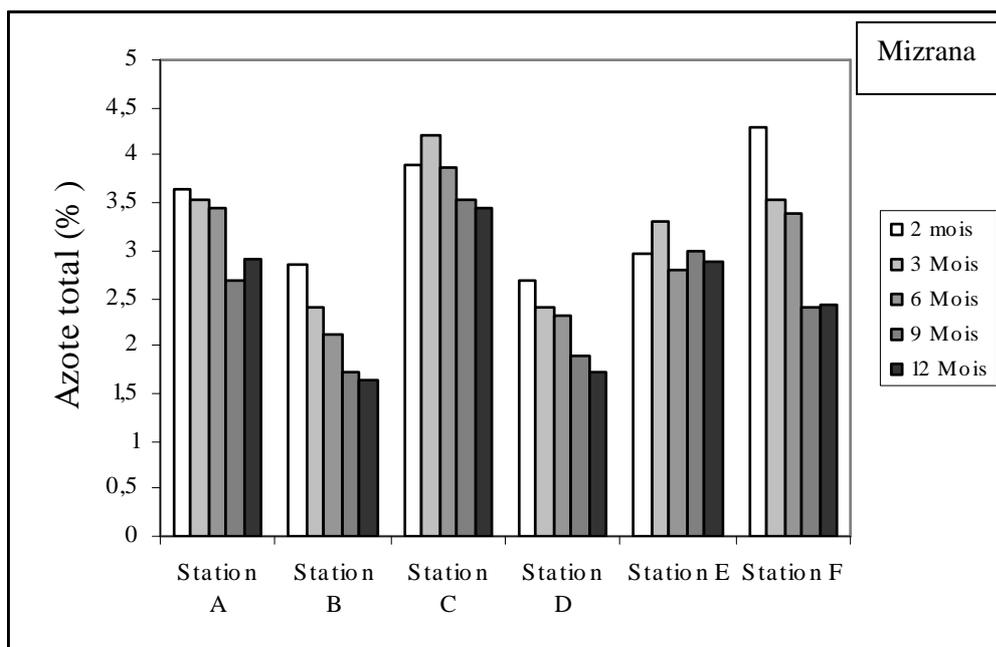


Figure 20: Evolution de la teneur en azote total, au cours du temps, après feu.

Dans une subéraie algérienne située dans les mêmes conditions climatiques que les subéraies de Mizrana et de Bouhatem sur lesquelles porte ce présent travail, Rashid (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 21 est un indice particulièrement précieux permettant de caractériser les potentialités biologiques d'un sol (Viro, 1974; Duchaufour, 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.

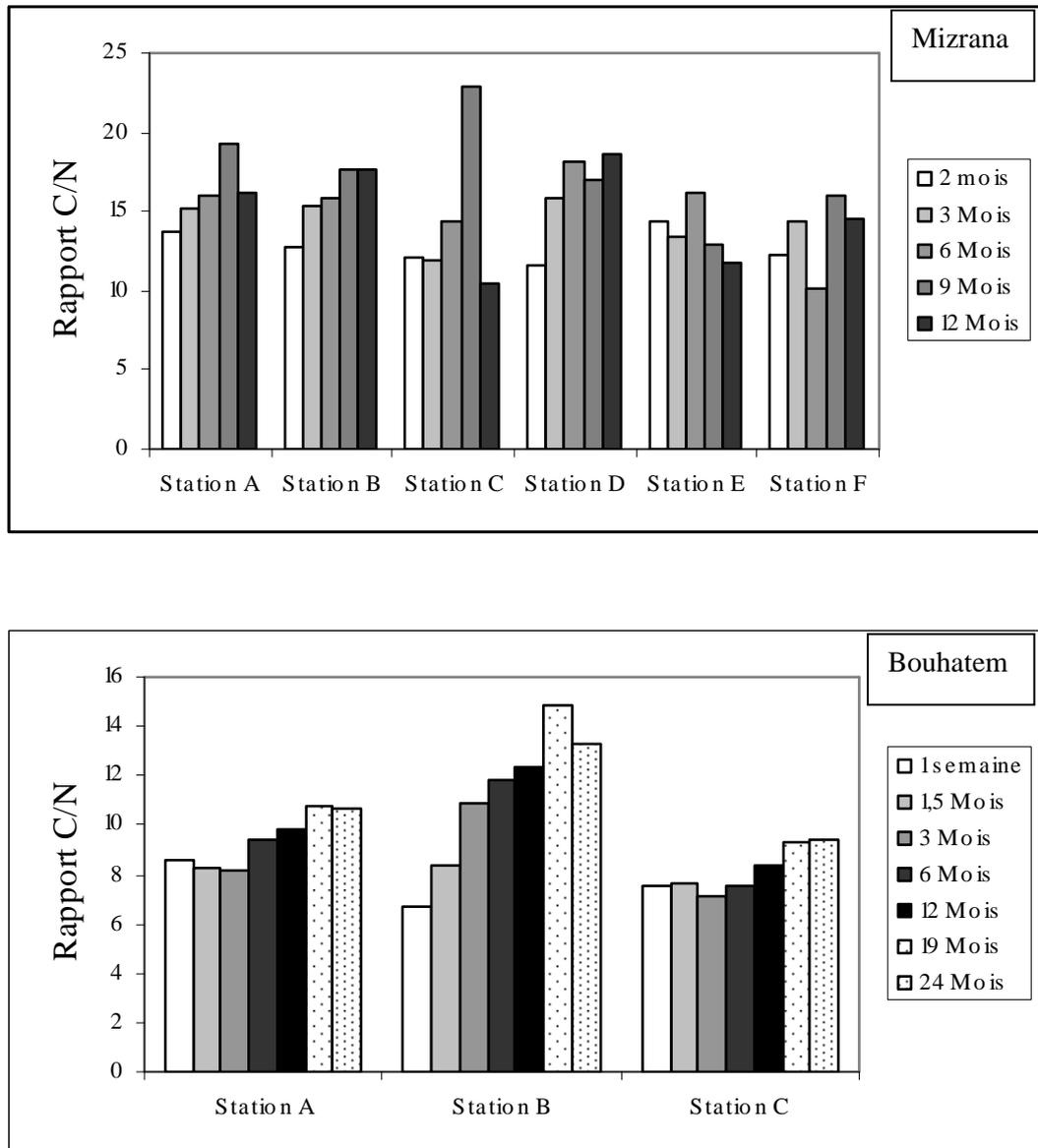


Figure 21: Evolution du rapport C/N, au cours du temps, après feu.

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 (une semaine à trois mois) et les plus importantes à la fin du cycle de prélèvement,

neuf à douze mois pour Mizrana et dix-neuf à vingt-quatre mois pour Bouhatem. C'est, donc, pendant les premiers mois suivant 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 bon nombre d'espèces herbacées à deux mois après le feu sur toutes les parcelles étudiées. Nos résultats concordent avec ceux de Trabaud (1990) et Gillon *et al.* (1999) qui notent une diminution importante du rapport C/N immédiatement après le feu correspondant aux teneurs les plus élevées en azote. Généralement, le rapport C/N est plus faible après le passage du feu comparativement à l'état d'avant la perturbation (Gonzalez-Pérez *et al.*, 2004).

Les valeurs notées pour Mizrana semblent plus élevées que celles de la subéraie de Bouhatem durant toute la période des observations. En effet, les sols de Mizrana sont plus organiques en raison vraisemblablement de l'accumulation importante de combustible avant le passage du feu. Le site prélevé à Mizrana n'a pas été incendié depuis une longue date, par contre celui de Bouhatem avait subi des feux à répétition durant un laps de temps assez court. C'est l'un des facteurs qui rend la comparaison entre les différentes stations de la subéraie de Kabylie difficile. L'historique des placettes est extrêmement difficile, sinon impossible, à retracer avec la qualité des données archivées. Une cartographie des incendies permettant de faire ressortir la répétition du feu est indispensable pour connaître l'historique des perturbations.

### **3.5. Phosphore assimilable**

Le feu ne semble pas engendrer des changements dans la quantité de phosphore assimilable ( $P_2O_5$ ) présent dans la partie superficielle du sol pour la station de Mizrana (Fig. 22). 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 spatiale et aux conditions climatiques de l'année (surtout précipitations). La station de Bouhatem par contre, montre une augmentation remarquable juste après le passage du feu, elle affiche des teneurs largement supérieures lors des prélèvements de la première semaine, puis elle diminue pour se stabiliser à partir de six mois.

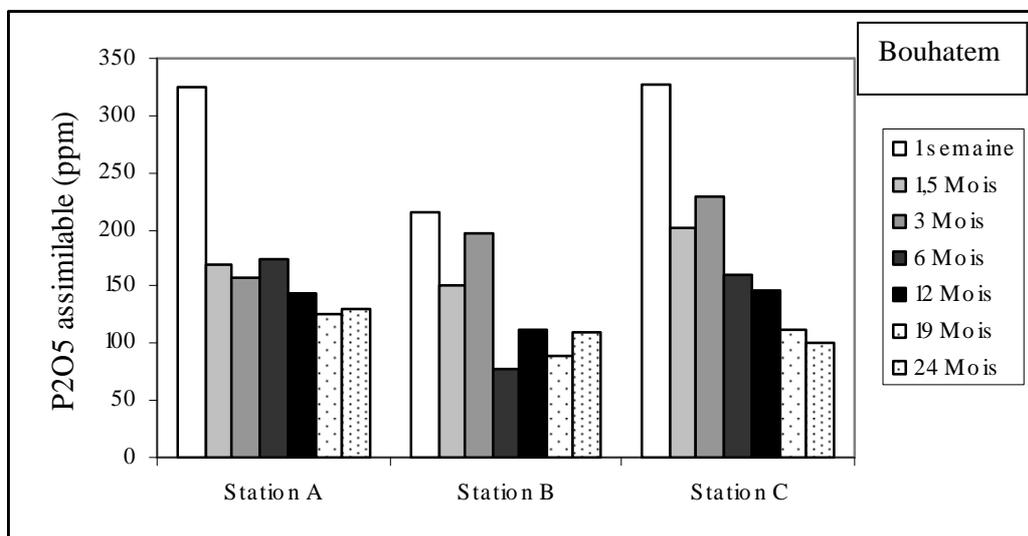
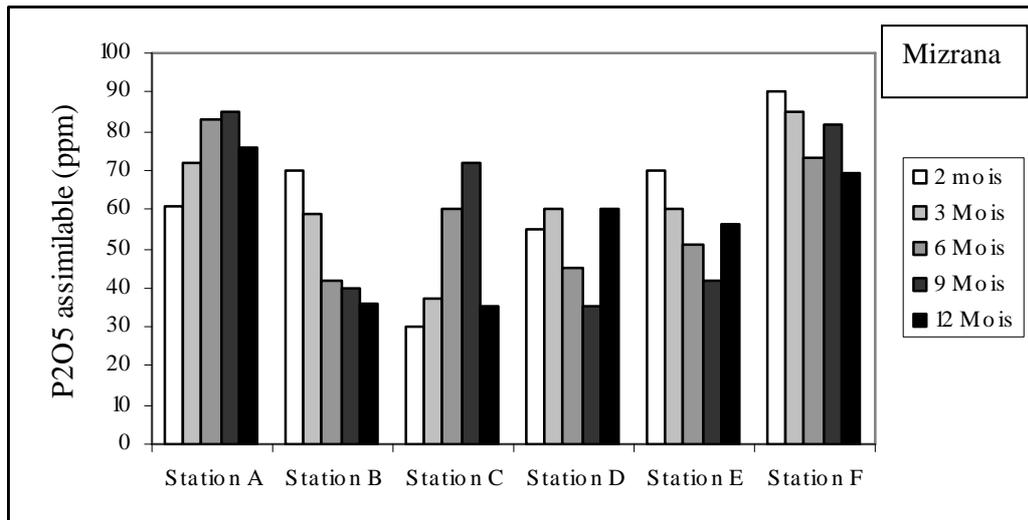


Figure 22: Evolution de la teneur en phosphore assimilable, au cours du temps, après feu.

Divers auteurs signalent des changements pour le phosphore entre les parcelles brûlées et non brûlées. En effet, Viro (1974) écrit que généralement après le feu, le phosphore assimilable augmente. Escarré *et al.* (1983), Serrasolsas & Khanna (1995) et Certini (2005) enregistrent des taux assez élevés juste après le feu et puis une diminution rapide. De même, Boerner (1982), De Bano & Klopatek (1988), Gillon & Rapp (1989), Romana *et al.* (1994), Gillon *et al.* (1999), Ketterings *et al.* (2002) et Duguay *et al.* (2007) enregistrent une concentration en phosphore plus élevée dans les sols brûlés comparativement à ceux non brûlés.

### 3.6. Potassium assimilable

Rapidement après le passage de l'incendie, il y a un accroissement de la teneur en  $K_2O$  assimilable de la couche superficielle du sol, puis une diminution brutale à un mois et quinze jours, suivie d'une stabilisation, ceci pour la station de Bouhatem (Fig. 22). A Mizrana, les prélèvements ont débuté à deux mois après le feu, l'étape de l'accroissement du potassium, comme celle du phosphore d'ailleurs, semble dépassée, c'est pourquoi les quantités enregistrées sont semblables durant toute la période des observations à celles de la période de stabilisation de Bouhatem (Fig. 23). Cette chute brutale est due au fait que le potassium est l'élément le plus labile dans les cycles biogéochimiques.

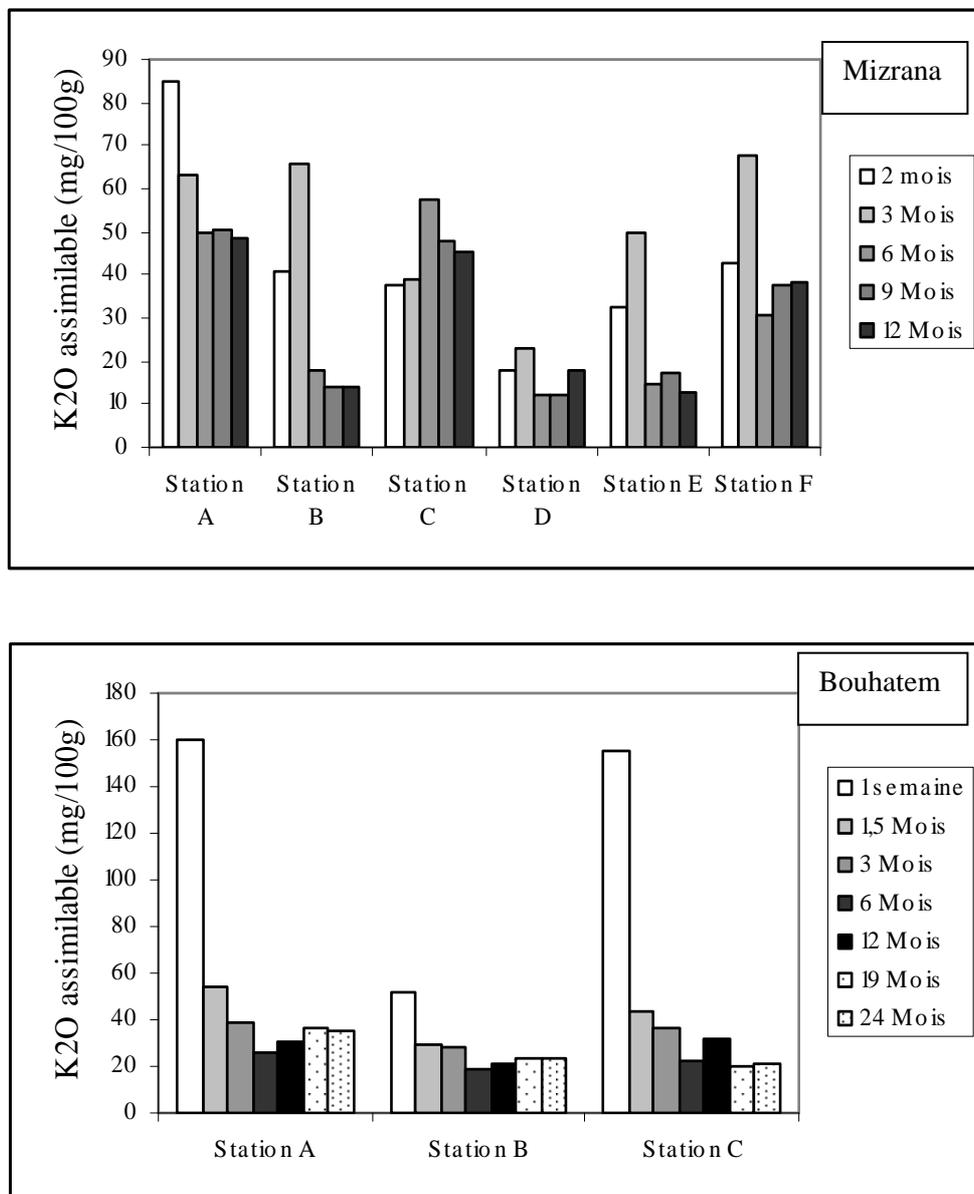


Figure 23: Evolution de la teneur en potassium assimilable, au cours du temps, après feu.

Ce résultat est très proche de ceux signalés par Raison (1979), Trabaud (1983), Escarré *et al.* (1983), Gillon & rapp (1989), Marion *et al.* (1991) et Gillon *et al.* (1999) qui notent une élévation des teneurs en potassium du sol superficiel immédiatement après le feu.

### 3.7. Capacité d'échange cationique (C.E.C.) et principales bases échangeables

Les données de la C.E.C. ne concernent que la station de Mizrana. Les valeurs représentées sur la figure 24, 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.

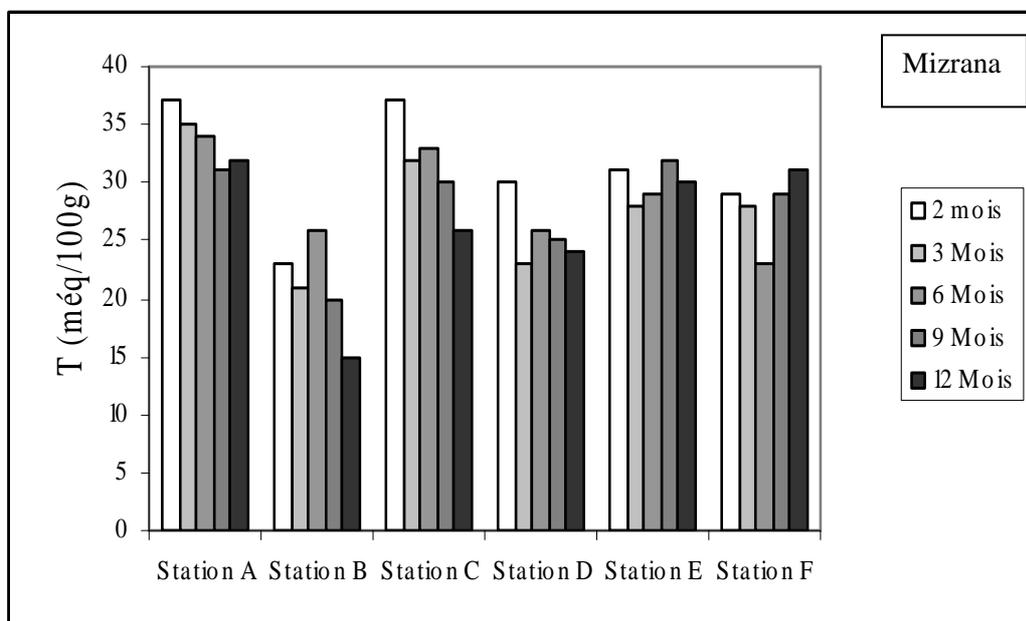


Figure 24: Evolution de la capacité d'échange cationique, au cours du temps, après feu.

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. Certini (2005) note une diminution proportionnelle entre la C.E.C. et la matière organique, ce qui est en accord avec nos résultats.

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 (Raison, 1979, 1980).

### 3.7.1. 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.

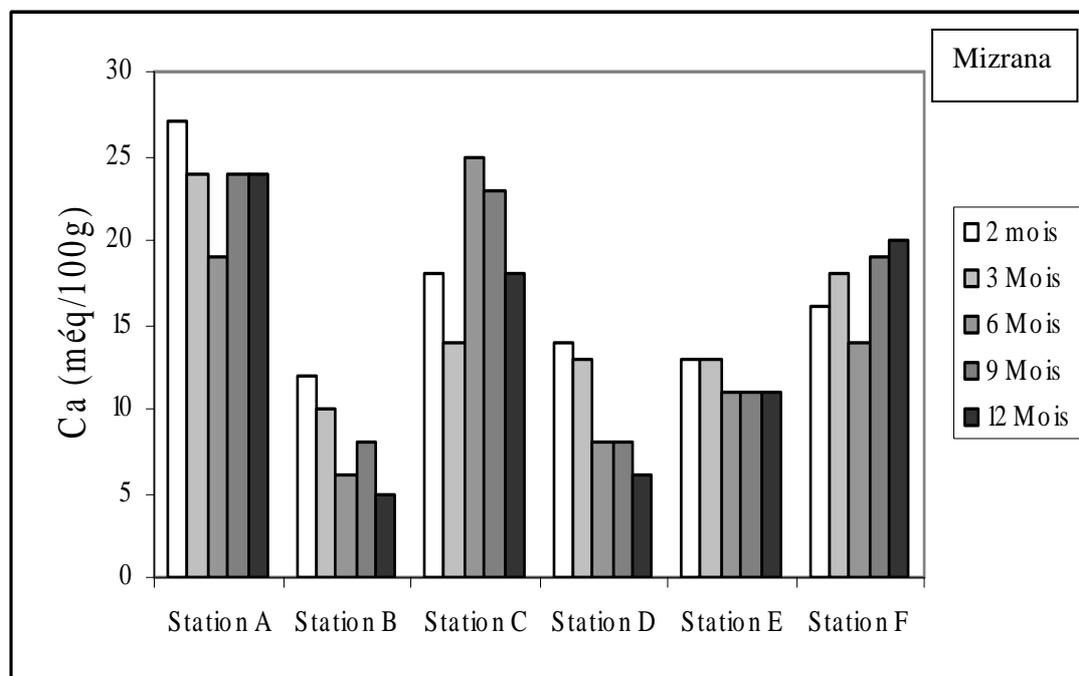


Figure 25: Evolution de la teneur en calcium échangeable, au cours du temps, après feu.

L'évolution des valeurs de ce cation, représentée par les histogrammes de la figure 25, ne semble pas avoir une direction appropriée. Néanmoins, elle 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 dûes uniquement au transport de particules. D'autre part, Kozlowski & Ahlgren (1974) cités par Woodmansee & Wallach (1981) enregistrent une augmentation trois fois plus importante dans les sols brûlés d'une forêt de conifères. Pour sa part, Certini (2005) signale une augmentation éphémère juste après le passage de l'incendie.

### 3.7.2 Magnésium

Les premiers mois après le passage du feu, les valeurs du magnésium sont les plus élevées, puis elles s'amenuisent avec le temps (Fig. 26).

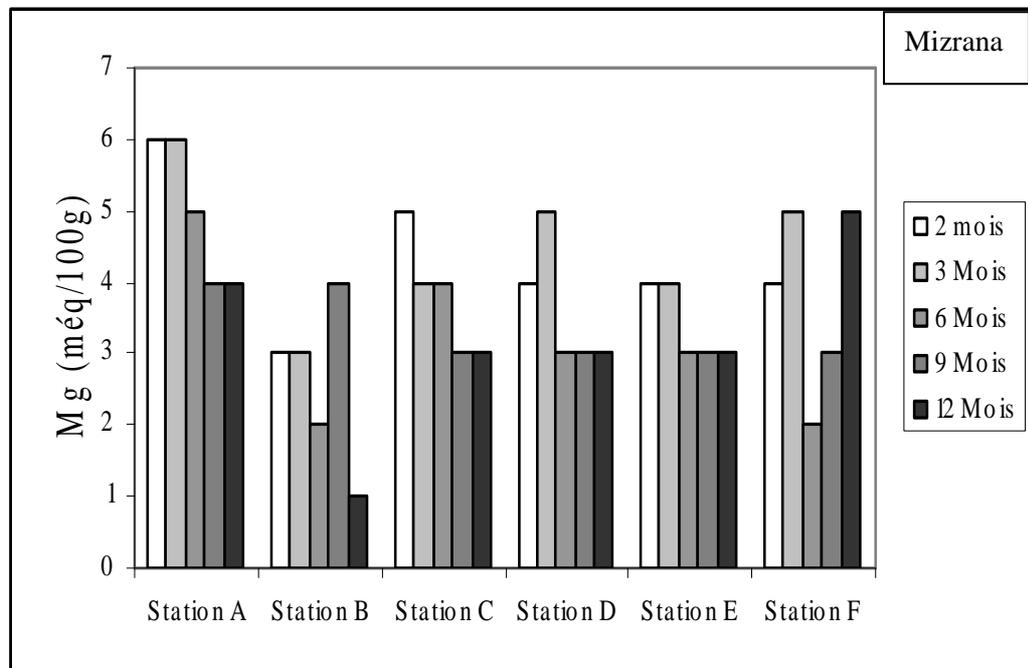


Figure 26: Evolution de la teneur en magnésium échangeable, au cours du temps, après feu.

Les résultats trouvés par divers auteurs concernant ce cation sont divergents. Ainsi, Ahlgren & Ahlgren (1960), Kozlowski & Ahlgren (1974) cités par Woodmansee & Wallach (1981), St-John & Rundel (1976), Woodmansee & Wallach (1981) et Kutiel & Naveh (1987b) observent un accroissement des teneurs en magnésium suite au feu; tandis que Rundel & Parsons (1980) et Kutiel & Naveh (1987a) 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 (Raison, 1979, 1980; Certini, 2005).

### 3.7.3. Potassium

Globalement, les valeurs les plus importantes du potassium sont notées immédiatement après le feu (Fig. 27). Comme pour le calcium, il ne semble pas y avoir une loi générale dans la dynamique de cette base échangeable. Les résultats avancés par différents

auteurs sont contradictoires (Raison, 1979; Woodmansee & 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.

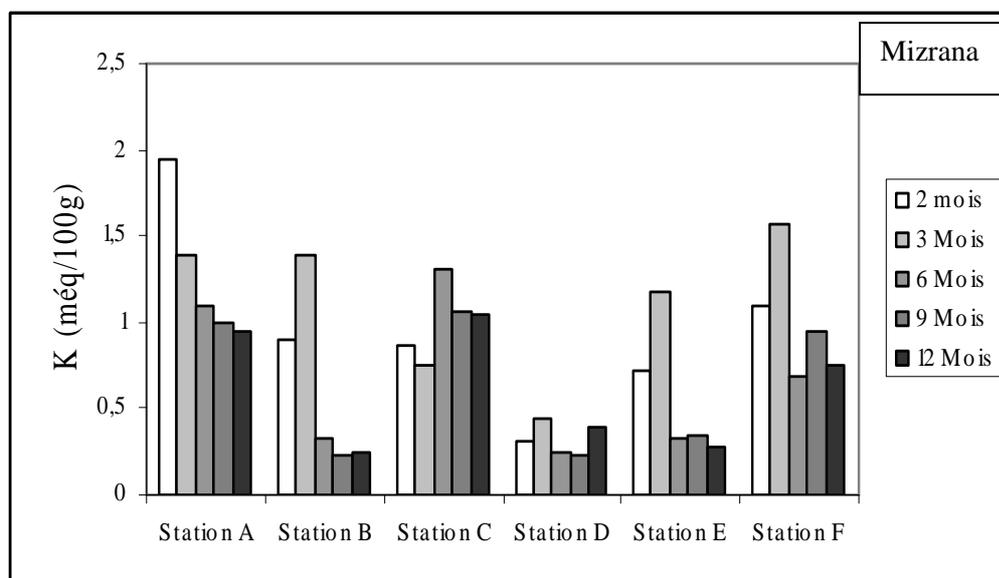


Figure 27: Evolution de la teneur en potassium échangeable, au cours du temps, après feu.

### 3.7.4. Sodium

Parmi toutes les bases échangeables étudiées, le sodium est celui qui affiche les valeurs les plus faibles (Fig. 28).

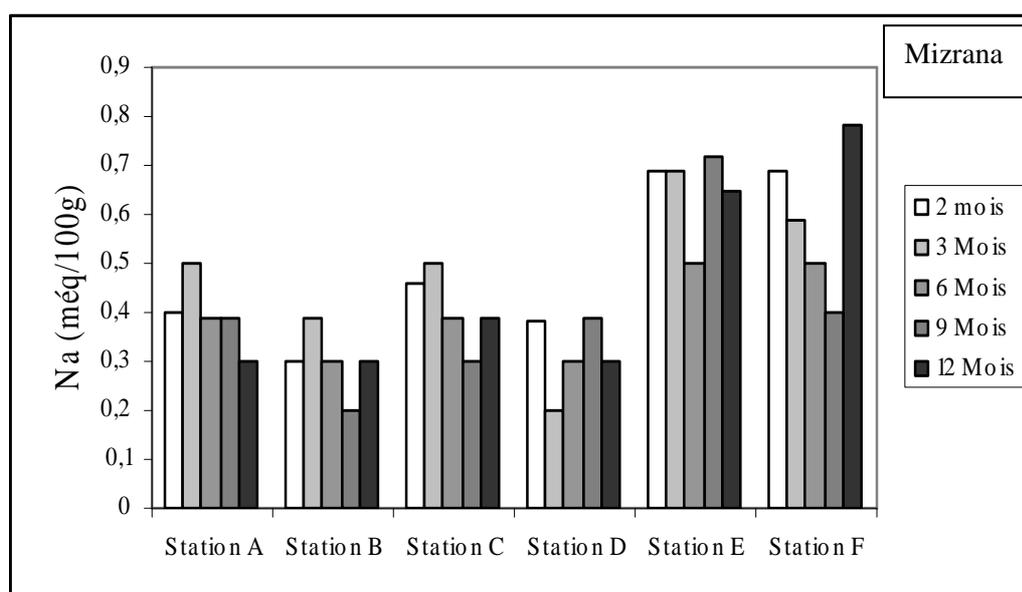


Figure 28: Evolution de la teneur en sodium échangeable, au cours du temps, après feu.

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.

#### 4. Conclusion

Le suivi pendant une année, pour la subéraie de Mizrana et deux années pour celle de Bouhatem, de l'évolution des principaux éléments biogènes dans les cinq premiers centimètres de la couche superficielle du sol ne nous permet pas d'apporter des réponses définitives quant à l'impact du feu.

L'hétérogénéité édaphique de détail (différences inter - placettes), l'absence d'états témoins non incendiés et les changements induits par les conditions climatiques de l'année en sont les raisons principales. L'impossibilité d'intégrer des états témoins est due au fait que nous travaillons sur des feux sauvages. En effet, dans la dynamique des sols, menée par l'approche diachronique, les témoins ne peuvent trouver place que dans le cas de feux expérimentaux.

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 et le phosphore ( $P_2O_5$ ) 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 & Rapp, 1989; Gillon, 1990; Marion *et al.*, 1991) que la couche superficielle du sol des communautés étudiées est enrichie les premiers mois suivants le feu.

Après une expérimentation sur vingt 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 deux 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 suivant 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). 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 est perdue par ruissellement, lessivage interne et action érosive du vent (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 légumineuses et les cistes essentiellement dans les communautés étudiées) et la stimulation de l'activité des micro-organismes (Woodmansee & Wallach, 1981), qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu, sont les mécanismes majeurs de conservation des éléments minéraux du sol. Ferran & 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.

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 les communautés étudiées, il faudra asseoir un dispositif d'échantillonnage intégrant des témoins, permettant de maîtriser les diverses sources de variation spatiales et temporelles du sol (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. Il nous semble que seule l'expérimentation peut permettre de rassembler toutes les conditions d'une approche cohérente.

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 Kabylie, mais plutôt une force écologique à impact fugace, autrement les sols gardent leur inertie.

## Conclusion générale

## Conclusion générale

Au terme de ce travail, nous pouvons conclure, au vu des résultats présentés, que la dynamique de la subéraie de Kabylie 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.

Le passage du feu élimine momentanément toute la végétation épigée, un nouvel équilibre va se mettre en place au cours de la cicatrisation de l'écosystème. Les communautés perturbées se reconstituent identiques à celles qui préexistaient aux feux. La reconstitution des zones brûlées s'effectue à la fois floristiquement et structurellement.

Au cours des années après le feu, la richesse floristique suit un modèle très général. Elle atteint ses valeurs maximales durant la première et la deuxième année après le feu, en raison de la reprise par la voie végétative des principales espèces endogènes et l'installation massive des annuelles et bisannuelles par le concours de leur banque de graines. Les apports par les différents modes de dissémination (surtout l'anémochorie et la zoochorie) participent à cet enrichissement momentané en permettant à diverses espèces annuelles de s'établir. La richesse floristique diminue ensuite, pour finalement tendre à se stabiliser à partir de la cinquième année. Par la suite, elle ne paraît pas être très différente de celle qui est observée dans les communautés plus mûres. Ce sont les espèces qui composaient les communautés avant le feu qui réapparaissent parmi les premières et se maintiennent par la suite. Les thérophytes se surimposent aux espèces de la subéraie et tentent de s'installer pour occuper l'espace vide créé par le passage du feu, puis disparaissent, éliminées par la compétition exercée par les espèces endogènes surtout les ligneuses du sous-bois réoccupant ainsi leur espace. Il n'y a pas succession dans le sens de remplacement des espèces ou des communautés, mais plutôt retour vers l'état initiale. Ce phénomène est appelé «autosuccession». Le retour vers un stade identique à celui qui existait avant le feu est rapide; dans certains cas, 90% des espèces présentes dans la communauté terminale sont déjà présentes deux ans après l'incendie (Taourirt Ighil).

Le feu ne serait donc pas un facteur de banalisation à court terme des communautés incendiées. La composition floristique de la subéraie analysée garde son identité et ses caractères originaux, sans doute liés à l'état de la végétation qui préexistait au feu.

Assez rapidement après un incendie, la végétation réapparaît et recouvre la surface du sol. Quelquefois, durant le premier mois après le feu, commencent à apparaître les premiers

rejets; puis, progressivement, la végétation devient de plus en plus dense et de plus en plus complexe, entraînant une multiplicité des strates. L'accroissement horizontal de la végétation tend à refermer très rapidement les milieux incendiés, le recouvrement du sol est total à cinq ans après le feu au niveau de toutes les stations analysées. Néanmoins, durant les premiers mois suivant le feu, dans certaines situations où les pentes sont fortes, les sols légers et les conditions météorologiques défavorables (fortes pluies); l'érosion hydrique empêche l'établissement massif de la végétation et accuse par conséquent un retard dans sa cicatrisation. Au niveau de toutes les stations analysées, l'accroissement vertical se traduit par un transfert du matériel végétal des strates basses vers les strates de plus en plus hautes au fur et à mesure qu'elles avancent en âge. Ainsi, progressivement, l'importance de la phytomasse, localisée au cours des premières années de la succession au niveau des strates basses (0-50 cm), diminue, tandis que celle des strates hautes (1-2 m) et puis (2 à 4 m) augmente.

L'évolution de la végétation de la subéraie de Kabylie après feu suit un modèle avancé par Egler (1954) et dit de la «composition floristique initiale»; c'est-à-dire que ce sont les espèces présentes avant le feu qui réapparaissent immédiatement après. Le modèle d'«inhibition» proposé par Connel & Slatyer (1977) s'applique aussi à nos résultats après la première phase de réoccupation de l'espace brûlé.

La démographie des semis des légumineuses a montré deux pics, un premier majeur en décembre, deux mois après l'incendie de faible intensité, et un second en mars. Ce modèle à deux pics, plutôt qu'un sur la démographie des semis est probablement dû aux conditions météorologiques au cours de la période de janvier-février 2005 qui été plus froide que d'habitude. Ceci a ralenti la germination pour la repousser au mois de mars. Les légumineuses, comme les cistes d'ailleurs, constituent une biomasse importante au cours des premiers mois succédant au feu. De ce fait, elles jouent un rôle important dans la stabilisation des sols et la réduction des pertes par l'érosion hydrique. Les légumineuses sont floristiquement bien représentées avec  $19.80 \pm 1.11\%$  des espèces dans la subéraie, valeur nettement supérieure à celles rapportées pour d'autres écosystèmes de type méditerranéen (3.8 à 13.3%) probablement en raison de la localisation géographique (basse latitude) de notre aire d'étude et la pression du surpâturage qui favorisent l'installation des légumineuses.

Durant le premier mois suivant le feu, la germination des cistes est quasi absente, l'intensité du feu et les conditions climatiques d'octobre et novembre 2006 pourraient expliquer ce retard. En effet, les premières pluies effectives ne sont notées qu'en décembre. Le long délai de germination, fait que celle-ci se prolonge est affiche un taux assez important en Janvier 2007 ( $42.15 \pm 2.05$  plantules). Au-delà de janvier, la germination chute

brutalement en raison probablement de l'épuisement du stock de graines susceptibles de germer. Ainsi donc, l'essentiel de la germination se concentre sur décembre et janvier. Nous constatons donc un modèle de germination unimodal en accord avec les résultats de De Luis et al. (2008a) au Sud de l'Espagne. Divers facteurs discutés influent sur la recolonisation des communautés incendiées par les cistes. Afin de pouvoir comprendre l'effet de chacun d'eux, il semble indispensable de s'orienter vers des études expérimentales en suivant la germination sur des placettes permanentes soumises à des feux contrôlés.

Le suivi pendant une année, pour la subéraie de Mizrana et deux années pour celle de Bouhatem, de l'évolution des principaux éléments biogènes dans les cinq premiers centimètres de la couche superficielle du sol ne nous permet pas d'apporter des réponses définitives quant à l'impact du feu.

L'hétérogénéité édaphique de détail (différences inter - placettes), l'absence d'états témoins non incendiés et les changements induits par les conditions climatiques de l'année en sont les raisons principales. L'impossibilité d'intégrer des états témoins est due au fait que nous travaillons sur des feux sauvages. En effet, dans la dynamique des sols, menée par l'approche diachronique, les témoins ne peuvent trouver place que dans le cas de feux expérimentaux.

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 et le phosphore ( $P_2O_5$ ) 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 & Rapp, 1989; Gillon, 1990; Marion *et al.*, 1991) que la couche superficielle du sol de la subéraie de Kabylie est enrichie les premiers mois suivant le feu.

L'enrichissement du sol, les premiers mois suivant 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. 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 est perdue par ruissellement, lessivage interne et action érosive du vent (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 légumineuses et les cistes essentiellement dans les communautés étudiées) et la stimulation de l'activité des micro-

organismes (Woodmansee & Wallach, 1981), qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu, sont les mécanismes majeurs de conservation des éléments minéraux du sol.

Le feu ne modifie pas profondément la composition floristique, la structure et le stock des différents éléments biogènes du sol superficiel de la subéraie de Kabylie, c'est plutôt une force écologique à impact fugace. Les espèces végétales qui composent cet écosystème possèdent des caractères de résistance au feu et les sols gardent toute leur inertie. La végétation et la flore actuelles de la région méditerranéenne en général sont le résultat d'actions anciennes au cours desquelles les végétaux ont utilisé des mécanismes de survie pour surmonter l'effet répété de cette perturbation qu'elles subissaient depuis des millénaires.

Ce travail nous ouvre quelques perspectives pour pouvoir approcher le problème de la dynamique après feu d'une manière fine.

- L'effet de la répétition de l'incendie est très important à considérer. En effet, la réponse du végétal à un feu unique ou à une suite d'incendies répétés est différente. De même, la périodicité du passage du feu est importante à considérer.
- Les études de dendroécologie peuvent lever la contrainte relative à l'historique des placettes.
- La structure horizontale et verticale gagnerait en précision dans le cas d'observations fines sur des lignes en mode diachronique.
- Le suivi de la dynamique des légumineuses et des cistes en considérant les taxons nommément et simultanément sur les mêmes placettes en relation avec des feux de différentes intensités est intéressant à mener. Les résultats d'études ainsi menées pourraient ouvrir la voie des meilleurs choix dans les programmes de restauration des massifs incendiés.
- L'intégration de témoins dans les études diachroniques de la dynamique du sol permettra de dépasser certaines contraintes relatives à ce sujet.

L'ensemble des perspectives énoncées ne peut trouver place que dans le cas d'une expérimentation sur des placettes permanentes. Les feux contrôlés nous permettent l'étude de tous les compartiments de l'écosystème d'une manière fine et la maîtrise de toutes les caractéristiques de la perturbation.

# Bibliographie

## BIBLIOGRAPHIE

- AAFI A., ACHHAL EL KADMIRI A., BENABID A. & ROCHDI M., 2005. – Richesse et diversité floristique de la subéraie de la Mamora (Maroc). *Acta Bot. Malacitana*, 30: 127 – 138.
- 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. 3<sup>ème</sup> cycle. U.S.T.L., Montpellier. 210 p.
- ACHERAR M., LEPART J. & DEBUSSCHE M., 1984. – La colonisation des friches par le pin d'alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Languedoc méditerranéen. *Acta Oecol.- Oec. Plant.*, 5 (19): 179 - 189.
- ADAMS P.W. & 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. & 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.
- AHLGREN I.F. & AHLGREN C.E., 1960. – Ecological effects of forest fires. *Bot. Rev.*, 26: 483 – 583.
- AIME S., 1976. – Contribution à l'étude écologique du chêne-liège. Etude de quelques limites. Thèse Doctorat, es sciences, Univ. Nice. 182 p.
- AKMAN Y. & DAGET P., 1981. – Problèmes posés par la détermination des climats méditerranéens. *Communications Fac. Sci. Univ. d'Ankara, ser. Bot.* 24: 15 - 27.
- ANDREU V., RUBIO J.L., FORTEZA J. & CERNI R., 1996. – Post-fire effects on soil properties and nutrient losses. *Int. J. Wildland Fire*, 6: 53-58.
- ARIANOUTSOU M., 1998. – Aspects of demography in post-fire mediterranean plant communities of Greece. Pp. 273 - 295, *In*: P.W. RUNDEL, G. MONTENEGRO & F. JAKSIC (eds). *Landscape degradation in mediterranean-type ecosystems, Ecological studies 136*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- ARIANOUTSOU M. & MARGARIS N.S., 1981. – Early stages of regeneration after fire in a phrygic ecosystem (east Mediterranean). I. Regeneration by seed germination. *Biol. Ecol. Méditerr.*, 8: 119 - 128.
- ARIANOUTSOU M. & MARGARIS N.S., 1982. – Decomposers and the fire cycle in a phrygic (east mediterranean) ecosystem. *Microb. Ecol.* 8: 91 - 98.

- ARIANOUTSOU M. & NE'EMAN G., 2000. – Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forest in the east Mediterranean basin. Pp. 269 – 289, In: G. NE'EMAN & L. TRABAUD (eds.). *Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- ARIANOUTSOU M. & THANOS C.A. 1996. – Legumes in the fire-prone Mediterranean regions: an example from Greece. *Int. J. Wildland Fire*, 6: 77 - 82.
- AULD T.D. & DENHAM A.J., 2006. – How much seed remains in the soil after a fire? *Plant Ecol.*, 187: 15 - 24.
- AULD T.D. & O'CONNELL M.A., 1991. – Predicting patterns of post-fire germination in 35 eastern Australian Fabaceae. *Aust. J. Ecol.*, 16: 53 - 70.
- BAEZA M. J. & VALLEJO V. R., 2006. – Ecological mechanisms involved in dormancy breakage in *Ulex parviflorus* seeds. *Plant Ecol.*, 183: 191 - 205.
- BAEZA M. J., RAVENTOS J., ESCARRÉ A. & VALLEJO V.R., 2006. – Fire risk and vegetation structural dynamics in Mediterranean shrubland. *Plant Ecol.*, 187: 189 - 201.
- BAIZE D., 1990. – *Guide des analyses courantes en pédologie*. INRA, Paris. 172 p.
- BALDOCK J.A. & SMERNIK R.J., 2002. – Chemical composition and bio-availability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Org. Geochem.*, 33: 1093 – 1109.
- BAZZAZ F.A., 1998. – *Plants in changing environments: Linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 320 p.
- BAZZAZ F.A., 1968. – Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, Southern Illinois. *Ecology*, 49: 924 - 936.
- BARCLAY A.D., BETANCOURT J.L. & ALLEN, C.D., 2004. – Effects of seeding ryegrass (*Lolium multiflorum*) on vegetation recovery following fire in a ponderosa pine (*Pinus ponderosa*) forest. *Int. J. Wildland Fire*, 13: 183 - 194.
- BEKDOUCHE F., 1997. – Evolution de la végétation et du sol superficiel d'une subéraie après feu : cas de la forêt de Mizrana (Tizi Ouzou). Thèse de Magister en Ecologie Végétale, Institut de Biologie, U. M. M. T. O. 82 p.
- BEKDOUCHE F., DERRIDJ A. & KROUCHI F., 2008. – Evolution après feu de la composition floristique de la subéraie de Mizrana (Tizi-Ouzou, Algérie). *Sciences & Technologie C*, 28: 19 - 29.
- BEKDOUCHE F. & 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.

- BELLAROSA R., 2000. – Introduction: brief synthesis of the current knowledge on cork oak. Pp. 11 – 21, *In*: M.C. VARELA (ed.), *Evaluation of genetic resources of cork oak for appropriate use in breeding and gene conservation strategies*. Handbook of the concerted action FAIR 1 CT 95 – 0202. INIA – Estação florestal national, Portugal.
- BEN JAMAA M. & ABDELMOULA K., 2004. – Les feux de forêts dans la subéraie tunisienne. Vivexpo 2004: le chêne-liège face au feu, 11 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.
- BEYERS J.L. 2004. – Post fire seeding for erosion control: Effectiveness and impacts on native plant communities. *Conserv. Biol.*, 18: 947 - 956.
- BEYERS J.L., 2009. – Non-native and native seeding. Pp. 321-336, *In*: A. CERDA & P.R. ROBICHAUD (eds). *Fire effects on soil and restoration strategies. Land reconstruction and management series, vol.5*, Sciences Publishers, Enfield, Jersey, Plymouth.
- BLANK R.R., ALLEN F. & YOUNG J.A., 1994. – Extractable anions in soil following wildfire in a sagebrush-grass community. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 564 - 570.
- BNEF, 1993. – Etude d'aménagement des forêts de Beni Abbes, Bouhatem et de Taourirt Ighil. Phase II: étude du milieu. 130 p.
- BOERNER R.E.J., 1982. – Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *Bioscience*, 32 (3): 187 - 192.
- BOND W.J., HONIG M. & MAZE K.E., 1999. – Seed size and seedling emergence: an allometric relationship and some ecological implications. *Oecologia*, 120: 132 - 136.
- BORING L.R., HENDRICKS J.J., WILSON C.A. & MITCHELL R.J., 2004. – Season of burn and nutrient losses in a longleaf pine ecosystem. *Int. J. Wildland Fire*, 13: 443 - 453.
- BOUARBI, 1936. – Fascicule de gestion de la forêt domaniale de Mizrana.
- BOUDY P., 1950. – Monographie et traitement du chêne-liège. Pp. 29 – 251, *In*: *Economie forestière nord-africaine*. Vol. II, Larose, Paris.
- BUHK C., MEYN A. & JENTSCH A., 2007. – The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecol.*, 192: 1 – 19.
- BUSH J.K. & 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.
- CANADELL J. & LOPEZ-SONIA L., 1998. – Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Funct. Ecol.*, 12: 31 – 38.

- CAPITANIO R. & CARCAILLET C., 2008. – Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest. Ecol. Manag.*, 225: 431 – 439.
- CARPENTER F.L. & RECHER H.F., 1979. – Pollination, reproduction, and fire. *Am. Nat.*, 113 (6): 871 - 879.
- CERTINI G., 2005. – Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143: 1 – 10.
- CHABRERIE O., ALLARD D. & TOUZARD B., 2002. – Diversité de la végétation et du réservoir de graines du sol dans une pelouse calcicole du nord-ouest de la France. *Can. J. Bot.*, 80: 827 - 840.
- CHAMBERS J.C., ROUNDY B. A., BLANK R. R., MEYER S. E. & WHITTAKER A. , 2007. –What makes Great Basin sagebrush ecosystems invisible by *Bromus tectorum*? *Ecol. Monogr.*, 77(1): 117 – 145.
- CHAVES N. & ESCUDERO J.C., 1997. – Allelopathic effect of *Cistus ladanifer* on seed germination. *Funct. Ecol.*, 11: 432 – 440.
- CHRISTODOULAKIS N.S., ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI M. & PSARAS G.K., 1986. – Post-fire leaf structure of two seasonally dimorphic resprouters. *Acta Oecol.-Oec. Plant.*, 7 (21): 97 - 102.
- COCA M. & PAUSAS J.G., 2009. – Regeneration traits are structuring phylogenetic diversity in cork oak (*Quercus suber*) woodlands. *J. Veg. Sci.*, 20: 1009 – 1015.
- CONNEL J.H. & SLATYER R.O., 1977. – Mechanisms of succession in natural communities and their role in communities stability and organization, *Am. Nat.*, 111: 1119 – 1144.
- CORRAL R., PITA J.M. & PÉREZ-GARCÍA F., 1990. – Some aspects of seed germination in four species of *Cistus* L. *Seed Sci. Technol.*, 18: 321 - 325.
- COVINGTON W.W. & SACKETT S.S., 1986. – Effect of periodic burning on soil nitrogen concentration in Ponderosa pine. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 452 - 457.
- CROSTI R., LADD P.G., DIXON K.W. & PIOTTO B., 2006. – Post-fire germination: The effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest. Ecol. Manag.*, 221: 306 - 312.
- 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). Pp. 89 – 114, In: *Recherche d'écologie théorique, les stratégies adaptatives*. Ouvrage collectif publié sous la direction de BARBAULT R., BLANDIN P. & J.A. MEYER & S.A. MALOINE (ed.), Paris.

- DAGET P., 1980b. – Un élément actuel de la caractérisation du monde méditerranéen: le climat. Comm. 1<sup>o</sup> 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.
- DASKALAKOU E.N. & THANOS C.A. 2004. – Post-fire regeneration of Aleppo pine – the temporal pattern of seedling recruitment. *Plant Ecol.*, 171: 81 - 89.
- DAYAMBA S.D., TIGABU M., SAWADOGO L. & ODEN P., 2008. – Seed germination of herbaceous and woody species of the Sudanian savanna-woodland in response to heat shock and smoke. *Forest. Ecol. Manag.*, 256: 462 - 70.
- DE BANO F., 2000. – The role of fire and soil heating on water repellence in wildland environments: a review. *J. Hydrol.*, 231: 195 – 206.
- DE BANO F. & 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. & 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. & KLOPATEK J.M., 1988. – Phosphorus dynamics of pinyon-juniper soils following simulated burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 271 - 277.
- DE BANO L.F., NEARY D.G. & FOLLIOTT P.F., 1998. – *Fire's effects on ecosystems*. WILEY & SONS, New York. 333 p.
- 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. & 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*. F. ROMANE & J. TERRADAS (eds). Reprinted from *Vegetatio*, 99 - 100: 83 - 95.
- DE LUIS M., RAVENTOS J. & GONZÁLEZ-HIDALGO J.C., 2005a. – Fire and torrential rainfall: effects on seedling establishment in Mediterranean gorse scrublands. *Int. J. Wildland Fire*, 14: 413 - 422.
- DE LUIS M., RAVENTOS J. & GONZALES-HIDALGO J.C., 2005b. – Factors controlling seedling germination after fire in Mediterranean gorse shrublands. Implications for fire

- prescription. *J. Environ. Manage.*, 76: 159 - 166.
- DE LUIS M., RAVENTOS J. & GONZALEZ-HIDALGO J.C., 2006. – Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands. *Acta Oecol.*, 30: 54 – 61.
- DE LUIS M., RAVENTOS J., WIEGAND T. & GONZÁLEZ-HIDALGO J.C., 2008a. – Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Ecography*, 31: 620 - 629.
- DE LUIS M., VERDU M. & RAVENTOS J., 2008b. – Early to rise makes a plant healthy, wealthy, and wise. *Ecology*, 89(11): 3061 - 3071.
- DIMITRAKOPOULOS A.P. & MITSOPOULOS I.D., 2006. – Report of fires in the Mediterranean region. Fire Management Working Papers, Global Forest Resources Assessment 2005, FM/8/E FAO, Rome, Italy, 43 p.
- DOBIGNARD A., 2010. – Base de données de la flore d’Afrique du Nord (BDFAN). <http://www.tela-botanica.org/page:bdafn>
- DOUSSI M.A. & THANOS C.A., 1994. – Post-fire regeneration of hardseeded plants: ecophysiology of seed germination. Pp. 1035 - 1044, *In: D.X. VIEGAS (eds). Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Conference on Forest Fire Research*. Coimbra, Portugal.
- DUCHAUFOUR P., 1979. - *Pédologie. Tome 2: constituants et propriétés du sol*. Masson, Paris. 459 p.
- DUGUY B., ROVIRA P. & VALLEJO R., 2007. – Land-use history and fire effects on soil fertility in eastern Spain. *Eur. J. Soil Sci.*, 58: 83 – 91.
- DUGUY B. & VALLEJO V.R., 2008. – Land-use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 19: 97 - 108.
- 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.
- EGLER F.E., 1954. – Vegetation science concepts. I: Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development, *Vegetatio*, 4: 412 – 417.
- EMBERGER L., 1971. – *Tavaux de botanique et d’écologie*. Masson, Paris. 513 p.
- ESCARRE J., 1979. – Etude de successions post-culturelles dans les hautes garrigues du Montpelliérais. Thèse Doct. 3<sup>ème</sup> cycle. U.S.T.L., Montpellier. 171 p
- ESCARRE J., HOUSSARD C., DEBUSSCHE M. & LEPART J., 1983. – Evolution de la végétation et du sol après abandon culturel en région méditerranéenne: étude de succession dans les garrigues du Montpelliérais (France). *Acta Oecol.-Oec. Plant.*, 4 (18): 221 - 239.

- ESHEL, A., HENIG-SEVER N. & NE'EMAN G., 2000. – Spatial variation of seedling distribution in an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. *Plant Ecol.*, 148: 175 - 182.
- EUGENIO M., VERKAIK I., LLORET F. & ESPELTA J.M., 2006. – Recruitment and growth decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfires in Catalogna (NE Iberian Peninsula). *Forest. Ecol. Manag.*, 231: 47 - 54.
- FAO, 2009. – Situation des forêts du monde. Rome, Italy, 152 p. <http://www.fao.org/docrep/011/i0350f/i0350f00.htm>
- FAO, 2007. – Fire management – global assessment 2006. FAO forestry paper, 151, Rome, Italy, 156 p. <http://www.fao.org/docrep/009/a0969e/a0969e00.htm>
- FERNANDEZ-SANTOS B., MARTINEZ C., GARCIA J.A. & PUERTO A., 2004. – Postfire regeneration in *Cytisus oromediterraneus*: sources of variation and morphology of the below-ground parts. *Acta Oecol.*, 26: 149 - 156.
- FERRAN A. & VALLEJO V.R., 1992. – Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. In: *Quercus ilex ecosystems: function, dynamics and management*. F. ROMANE & J. TERRADAS (eds.). Reprinted from *Vegetatio*, 99 - 100: 239 - 246.
- FERRANDIS P., HERRANZ J.M. & MARTINEZ-SANCHEZ J.J., 1999. – Effect of fire on hard-coated Cistaceae seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecol.*, 144: 103 - 114.
- FINEGAN B., 1984. - Forest succession. *Nature*, 312: 109 - 114.
- FISHER R.F. & BINKLEY D., 2000. – Ecology and management of forest soils, 3<sup>rd</sup> ed. WILEY & SONS, New York. 489 p.
- FLINN M.A. & 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-PUCHADS M.T. & 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 Oecol.*, 11 (2): 191 - 213.
- FORGEARD F. & TALLUR B., 1986. – La recolonisation végétale dans une lande incendiée: étude de l'évolution de la structure de la végétation. *Acta Oecol.- Oec. Plant.*, 7 (21): 15 - 30.
- FRICOUT, 1913. – Domaine forestier, occupation temporelle du sol, forêt domaniale de

- Mizrana. Aux tolbas et élèves de la zaouia de Sidi M'hamed Essadi. Fascicules de gestion, administration des eaux et des forêts.
- GARCILLÁN P.P., EZCURRA E. & RIEMANN H., 2003. – Distribution and species richness of woody dryland legumes in Baja California, Mexico. *J. Veg. Sci.*, 14: 475 - 486.
- 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. & RAPP M., 1989. – Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a mediterranean forest. *Plant Soil*, 120: 69 - 77.
- GILLON D., HOUSSARD C. & JOFFRE R., 1999. – Using near-infrared reflectance spectroscopy to predict carbon, nitrogen and phosphorus content in heterogeneous plant material. *Oecologia*, 118: 173 - 182.
- GODRON M., 1984. – Ecologie de la végétation terrestre. Masson, Paris, 196 p.
- GODRON M., DAGET P., EMBERGER L., LONG G., LE FLOC'H E., POISSONET J., SAUVAGE C. & WACQUANT J.P., 1968. – Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu. C.N.R.S., Paris. 296 p.
- GODRON M., GUILLERM J., POISSONET P., POISSONET M., THIAULT M. & TRABAUD L., 1981. – Dynamics and management of vegetation. Pp. 317 – 344, *In: Mediterranean type-shrublands*. F. DI CASTRI *et al.* (eds.). Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- GOERGEN E.M. & CHAMBERS J.C., 2009. – Influence of a native legume on soil N and plant response following prescribed fire in sagebrush steppe. *Int. J. Wildland Fire*, 18: 665 - 75.
- GONZALEZ-PÉREZ J.A., GONZALEZ-VILA F.J., ALMENDROS J. & KNICKER H., 2004. – The effect of fire on soil organic matter - a review. *Environ. Int.*, 30: 855 – 870.
- GÖTZENBERGER L., OHL C., HENSEN I. & GÓMEZ P.S., 2003. – Post-fire regeneration of a thermomediterranean shrubland area in south-eastern Spain. *An. Biol.*, 25: 21 – 28.
- GUINOCHET M., 1973. - *Phytosociologie*. Collection d'écologie. Masson, Paris. 227 p.
- GUO Q., 2003. – Temporal species richness–biomass relationships along successional gradients. *J. Veg. Sci.*, 14: 121 – 128.
- HANES T.L., 1971. – Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecol. Monogr.*, 41: 27 – 52.

- HANLEY T.A., 1978. – A comparison of the line-interception and quadrat estimation methods of determining shrub canopy coverage. *J. Range Manage.*, 31 (1): 60 - 62.
- HANLEY M.E. & FENNER M., 1998. – Pre-germination temperature and the survivorship and onward growth of Mediterranean fire-following plant species. *Acta Oecol.*, 19: 181 - 187.
- HARTNETT D.C. & RICHARDSON D.R., 1989. – Population biology of *Bonamia grandiflora* (convolvulaceae): effects of fire on plant and seed bank dynamics. *Am. J. Bot.*, 76 (3): 361 - 369.
- HERRANZ J.M., FERRANDIS P. & MARTINEZ-SANCHEZ J.J., 1998. – Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean *Leguminosae* species. *Plant Ecol.*, 136: 95 - 103.
- HERRANZ J.M., FERRANDIS P. & MARTINEZ-SÁNCHEZ J.J., 1999. – Influence of heat on seed germination of nine woody *Cistaceae* species. *Int. J. Wildland Fire*, 9: 173 - 182.
- HERRANZ J.M., FERRANDIS P., COPETE M.A., DURO E.M. & ZALACAIN A., 2006. – Effect of allelopathic compounds produced by *Cistus ladanifer* on germination of 20 Mediterranean taxa. *Plant Ecol.*, 184: 259 - 272.
- HOUSSARD C., ESCARRE J. & ROMANE F., 1980. – Development of species diversity in some mediterranean plant communities. *Vegetatio* 43: 59 - 72.
- IZHAKI I., HENING-SEVER N. & NE'EMAN G., 2000. – Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forest: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *J. Ecol.*, 88: 667 – 975.
- JOHNSON D.W. & CURTIS P.S., 2001. – Effects of forest management on soil C and N storage: meta-analysis. *Forest. Ecol. Manag.*, 140: 227 – 238.
- JOHNSON D.W., SUSFALK R.B., CALDWELL T.G., MURPHY J.F., MILLER W.W. & WALKER R.F., 2004. – Fire effects on carbon and nitrogen budgets in forests. *Water Air Soil Poll.: Focus*, 4: 263 - 275.
- JOHNSON D.W., MURPHY J.F., SUSFALK R.B., CALDWELL T.G., MILLER W.W., WALKER R.F. & POWERS R.F., 2005. – The effects of wildfire, salvage logging, and post-fire N – fixation on the nutrient budgets of a Sierran forest. *Forest. Ecol. Manag.*, 220: 155 - 165.
- JORGENSEN J.R. & WELLS C.G., 1971. – Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35: 806 - 810.
- KAZANIS D. & ARIANOUTSOU, M. 1996. – Vegetation composition in a post-fire successional gradient of *Pinus halepensis* forests in Attica, Greece. *Int. J. Wildland Fire*, 6: 83 - 91.

- KEELEY J.E., 1991. – Seed germination and life history syndromes in the California chaparral. *Bot. Rev.*, 57: 81 – 116.
- KEELEY J.E., 2004. – Ecological impacts of wheat seeding after a Sierra Nevada wildfire. *Int. J. Wildland Fire*, 13: 73 - 78.
- KEELEY J.E., 2009. – Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire*, 18: 116 - 126.
- KEELEY J.E. & BOND, W.J., 1997. – Convergent seed germination in South African fynbos and California chaparral. *Plant Ecol.*, 133: 153 - 167.
- KEELEY J.E. & FOTHERINGHAM, C.J., 1998. – Smoke-induced seed germination in California chaparral. *Ecology*, 79: 2320 - 2336.
- KEELEY J.E., FOTHERINGHAM C.J. & KEELEY M.B., 2005a. – Determinants of postfire recovery and succession in Mediterranean – climat shrublands of California. *Ecol. Appl.*, 15 (5): 1515 – 1534.
- KEELEY J.E., PFAFF, A.H. & SAFFORD, H.D. 2005b. – Fire suppression impacts on postfire recovery of Sierra Nevada chaparral shrublands. *Int. J. Wildland Fire*, 14: 255 - 265.
- KETTERINGS Q.M., VAN NOORDWIJK M. & BIGHAM J.M., 2002. – Soil phosphorus availability after slash-and-burn fires of different intensities in rubber agroforests in Sumatra, Indonesia. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 92: 37 – 48.
- KHELIFI H., 1987. – Contribution à l'étude phytoécologique et phytosociologique des formations à chêne-liège dans le Nord-Est Algérien. Thèse Magister, USTHB, 151 p.
- KOKKORIS I. & ARIANOUTSOU M., 2000. – Flowering and fruiting phenology of four herbaceous species of *Leguminosae* in a burned *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. *J. Mediterr. Ecol.*, 1: 193 - 200.
- KOUROUS G., 2006. – Pertes nettes de forêts: l'Afrique au deuxième rang mondial. FAO Salle de Presse. <http://www.fao.org/newsroom/fr/news/2006/1000261/index.html>
- KUTIEL P. & NAVEH Z., 1987a. – Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burnt and unburnt mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest. Ecol. Manag.*, 20: 11 – 24.
- KUTIEL P. & NAVEH Z., 1987b. – The Effect of Fire on Nutrients in a Pine Forest Soil. *Plant Soil* 104: 269 - 274.
- KUTIEL P. & SHAVIV A., 1992. – Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest. Ecol. Manag.*, 53: 329 – 343.
- LEGENDRE L. & LEGENDRE P., 1979a. – *Ecologie numérique. Tome1: le traitement multiple des données écologiques*. Collection d'écologie. Masson, Paris. 197 p.

- LEGENDRE L. & LEGENDRE P., 1979b. – *Ecologie numérique. Tome 2: la structure des données écologiques*. Collection d'écologie. Masson, Paris. 247 p.
- LE HOUEROU H.N., 1974. – 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 (1<sup>ère</sup> partie). *Rev. For. médit.*, II (1): 31 - 44.
- LEPART J. & ESCARRE J., 1983. – La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. *Bull. Ecol.*, 14 (3): 133 - 178.
- LIGHT M.E., GARDNER M.J., JAGER A.K. & VAN STADEN J., 2002. – Dual regulation of seed germination by smoke solutions. *Plant Growth Regul.*, 37: 135 - 141.
- LLORET F., 1998. – Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 9: 417 - 430.
- LLORET F., PAUSAS J.G. & VILÀ M., 2003. – Responses of Mediterranean Plant Species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): field observations and modelling predictions. *Plant Ecol.*, 167: 223 – 235.
- LOBON N.C., GALLEGRO J.C.A., DIAZ T.S. & GARCIA J.C.E., 2002. – Allelopathic potential of *Cistus ladanifer* chemicals in response to variations of light and temperature. *Chemoecology*, 12: 139 – 145.
- LONG G., 1974. – *Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. Tome 1: principes généraux et méthodes*. Collection d'écologie. Masson, Paris. 252 p.
- LOUNIS N., 1998. – Impact de l'incendie sur la végétation et sur les caractéristiques de la couche superficielle du sol au niveau des formations à *Quercus suber* L. (cas de la forêt de Mizrana-Tizi-Ouzou). Thèse de Magister, Institut d'Agronomie, U.M. M. T. O. 85 p.
- LUMARET R., TRYPHON-DIONNET M., MICHAUD H., SANUY A., IPOTESI E., BORN C. & MIR C., 2005. – Phylogeographical variation of chloroplast DNA in cork oak (*Quercus suber*). *Ann. Bot.*, 96: 853 – 861.
- LUZURIAGA A.L., ESCUDERO A., OLANO J.M. & LOIDI J., 2005. – Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecol.*, 27: 57 - 66.
- MACARTHUR R., 1994. – *Cork oak and Cork: A New Zealand perspective*. The Grove, Picton, New Zealand.
- MADOUÏ A., GEHU J.M. & ALATOU D., 2006. – L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. Dans le nord de la forêt de Boutaleb, Algérie. *Ecol. mediterr.*, 32: 5 - 13.

- MAGRI D., FINESCHI S., BELLAROSA R., BUONAMICI A., SEBASTIANI F., SCHIRONE B., SIMEONE M.C. & VENDRAMIN G.G., 2007. – The distribution of *Quercus suber* chloroplast haplotypes matches the palaeogeographical history of the western Mediterranean. *Mol. Ecol.*, 16: 5259 – 5266.
- MAIRE R., 1926. – Notice de la carte phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie. Baconnier, Alger. 78 p.
- MAIRE R., 1952-1967. – *Flore de l'Algérie du Nord*. Lechevalier, Paris. 13 volumes.
- MANOS P.S. & STANFORD A.M., 2001. – The historical biogeography of *Fagaceae*: tracking the tertiary history of temperate and subtropical forests of the northern hemisphere. *Int. J. Plant. Sci.*, 162 (S6): S77 – S93.
- MARION G.M. & 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. & OECHEL W.C., 1991. – Fire severity, ash deposition, and clipping effects on soil nutrients in chaparral. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 235 - 240.
- MATLACK G.R., GIBSON D.J. & 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. Pp.10 – 23, *In: Forest succession: concepts and applications*. D.C. WEST *et al.* (eds). Springer-Verlag, New-York.
- MEDDOUR O., MEDDOUR R. & DERRIDJ A., 2008. – Analyse des feux de forêts en Algérie sur le temps long (1876 – 2007). Note d'analyse du CIHEAM, n°3, 11 p.
- MENAUT J.C., 1993. – Effets des feux de savane sur le stockage et l'émission du carbone et des éléments-trace. *Sécheresse*, 4 (4): 251 - 263.
- MESLEARD F., 1987. – Dynamique, après perturbations, de peuplements de deux éricacées (*Arbutus unedo* L. et *Erica arborea* L.), en Corse. Thèse Doct. 3<sup>ème</sup> cycle. U.S.T.L., Montpellier. 146 p.
- MOL T., KÜÇÜKOSMANOĞLU A. & BILGILI E., 1997. – Incendies de forêts dans un environnement mondial, évolution des attitudes vis-à-vis du feu. Actes du XI<sup>ème</sup> congrès forestier mondial, Antalya, Turquie, volume 1 (thème 6): 193 – 202.
- MORAVEC J., 1990. – Regeneration of N.W. African *Pinus halepensis* forests following fire. *Vegetatio*, 87: 29 – 36.
- MORGAN P. & 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. & LARSEN M.J., 1980. – Effects of fire on nitrogen in forest floor horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 395 - 400.
- NATIVIDADE J. V., 1956. – *Subériculture*. Ec. Nat. Eau. For. Nancy, France, 303 p.
- NAVEH Z., 1975. – The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, 29: 199 - 208.
- NE'EMAN G. & IZHAKI I., 1999. – The effect of stand age and microhabitat on soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests after fire. *Plant Ecol.*, 144: 115 – 125.
- OUELMOUHOUB S. & BENHOUBOU S., 2007. – Evolution floristique des suberaies incendiées dans la region d'El Kala (nord-est Algérie). *Ecol. Mediterr.*, 33: 85 - 94.
- PALEZE A.M., GIOVANNINI G., LUCCHESI S., DUMONTET S. & PERUCCI P., 2004. – Effect of fire on soil C, N and microbial biomass. *Agronomie*, 24: 47 – 53.
- PAPAVASSILIOU S. & ARIANOUTSOU M., 1993. – Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. Pp. 19 - 125, In: L. TRABAUD & R. PRODON (eds). *Fire in Mediterranean Ecosystems. Ecosystems Research Report n°5*, Commission of the European Communities.
- PARDINI G., GISPERT M. & DUNJO G., 2004. – Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Sci. Total Environ.*, 328: 237 - 246.
- PAPIO C. & TRABAUD L., 1991. – Comparative study of the aerial structure of five shrubs of mediterranean shrublands. *Forest Sci.*, 37: 146 - 159.
- PAULA, S. & OJEDA F., 2006. – Resistance of three co-occurring resprouter *Erica* species to highly frequent disturbance. *Plant Ecol.*, 183: 329 - 336.
- PAUSAS J. G., 1997. – Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire, *J. Veg. Sci.*, 8: 703 – 706.
- PAUSAS J.G., OUADAH N., FERRAN A., GIMENO T. & VALLEJO R., 2003. – Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecol.*, 169: 205 – 213.
- PAUSAS J.G., LLOVET J., RODRIGO A. & VALLEJO V.R., 2008. – Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? -A review. *In. I J. Wildland Fire*, 17: 713 - 723.
- PAUSAS J. G., PEREIRA J. S. & ARONSON J., 2009. – The tree. Pp: 11 – 21, In: J. ARONSON, J.S. PEREIRA & J.G. PAUSAS (eds). *Cork oak woodlands on the edge. Ecology, adaptive management and restoration*. Island Press, Abingdon, Oxfordshire, UK.
- PAUSAS J.G., RIBEIRO E & VALLEJO R., 2004. – Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest. Ecol. Manag.*, 203: 251 – 259.

- PAUSAS J. G. & VERDU M., 2005. – Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach. *Oikos*, 109: 196 - 202.
- PÉREZ-FERNANDEZ M.A. & RODRIGUEZ-ECHEVERRIA S., 2003. – Effect of smoke, charred wood and nitrogenous compounds on seed germination of 10 species from woodland in central-western Spain. *J. Chem. Ecol.*, 29: 237 - 251.
- PERLES C., 1977. – *Préhistoire du feu*. Masson, Paris, 180 p.
- PETROV M. & GENOV K., 2004. – 50 years of cork oak (*Quercus suber* L.) in Bulgaria. *Nauka za Gorata (Forest Science)*, 3: 93 – 101.
- PHILLIPS M.J. & 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. & REILLE M., 1990. – Plant invasions in Southern Europe and the Mediterranean basin. F. DI CASTRI *et al.* (eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 105 - 133.
- PRIETO-FERNANDEZ A., ACEA M.J., CARBALLAS T., 1998. – Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fert. Soils*, 27: 132 – 142.
- PRIETO-FERNANDEZ A., VILLAR M.C., CARBALLAS M. & CARBALLAS T., 1993. – Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 1657 - 1664.
- PUPPI G. & TARTAGLINI N., 1991. – Mycorrhizal types in three different communities affected by fire to different extents. *Acta Oecol.*, 12: 295 – 304.
- PURDIE & SLATYER, 1976. – Vegetation succession after fire in sclerophyll woodland communities in southeastern Australia. *Aust. J. Ecol.*, 1: 223 – 236.
- 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., 1979. – "Matorrals" méditerranéens et "chaparrals" californiens. Quelques aspects comparatifs de leur dynamique, de leurs structures et de leurs significations écologiques. *Ann. Sci. For.*, 36 (1): 1 - 12.
- QUEZEL P. & MEDAIL F., 2003. – *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Editions Elsevier, Paris, 571 p.
- QUEZEL P. & SANTA S., 1962-1963. – *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. 2 vols, CNRS (eds). Paris. 1170 p.
- RAISON R.J., 1979. – Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations. *Plant 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.
- RAISON R.J., KHANNA P.K. & WOODS P.V., 1985. – Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Can. J. For. Res.*, 15: 132 – 140.
- RAMADE F., 1982. – *Eléments d'écologie, écologie appliquée. Action de l'homme sur la biosphère*. McGraw-Hill, Paris, 452 p.
- RAMADE F., 1997. – *Conservation des écosystèmes méditerranéens ; enjeux et perspective*. Les fascicules du plan bleu n°3. Edition Economica, Paris, 189 p.
- RASHID G.H., 1987. – Effects of fire on soil carbone and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant Soil*, 103: 89 - 93.
- REILLE M. & PONS 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. F. ROMANE & J. TERRADAS (eds.). Reprinted from *Vegetatio*, 99 - 100: 13 - 17.
- RIGOLOT E., 2004. – Predicting post-fire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecol.*, 171: 139 - 151.
- RIVAS M., REYES O. & CASAL M., 2006. – Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *Int. J. Wildland Fire*, 15: 73 – 80.
- ROMANYA J., KHANNA P.K. & RAISON R.J., 1994. – Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest. Ecol. Manag.*, 65: 89 – 103.
- ROY J. & SONIÉ L., 1992. – Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *J. Appl. Ecol.*, 29: 647 - 655.
- ROZE F. & 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 Oecol.- Oec. Plant.*, 3 (17): 249 - 268.
- RUNDEL P.W., 1981. – The Matorral Zone of Central Chile. Pp. 175 - 201, In: F. DI CASTRI, D.W. GOODALL & R.L. SPECHT (eds). *Mediterranean-Type Shrublands*. Elsevier, Amsterdam.
- RUNDEL P.W. & PARSONS D.S., 1980. – Nutrient changes in two chaparral shrubs along a fire-induced age gradient. *Am. J. Bot.*, 67: 51 – 58.
- SAID S., RAMEAU J.C. & BRUN J.J., 2003. – Evolution et diversité végétales en Corse suite à la déprise agricole. *Rev. For. Fr.*, LV (4): 309 – 322.

- SAN-MIGUEL-AYANZ J., BARBOZA P. & LIBERTA G., 2001. – Forest fires in Europe, 2001 fire compain. 27 p.
- SANROQUE P., RUBIO J.L. & MANSANET J., 1985. – Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composicion floristica y en la erosion hidrica de zonas forestales de Valencia (Espana). *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 22: 131 – 147.
- SAOUDI H., 1983. – Réponses des végétaux aux facteurs de dégradation en Kroumirie (Tunisie). Thèse Doct. – Ing., Univ. Aix-Marseille, 199 p.
- SAUVAGE Ch., 1961. – Recherches géobotaniques sur les subéraies marocaines. *Trav. Inst. Sci. Cherif. Serv. Bot.*, 21: 1 - 462.
- SCHNITZLER-LENOBLE A., 2002. – *Ecologie des forêts naturelles d'Europe: biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires*. Ed. Tec & Doc, London, 271 p.
- SCOTT K., SETTERFIELD S., DOUGLAS M. & ANDERSEN A., 2010. – Soil seed banks confer resilience to savanna grass-layer plants during seasonal disturbance. *Acta Oecol.*, 36: 202 - 210.
- SEBEI H., 1983. – Contribution à l'étude des suberaies des Pyrénées-Orientales : dynamique des strates et approche édaphique. Thèse Doct. 3<sup>ème</sup> Cycle. Univ. Paul Sabatier, Toulouse. 224 p.
- SEIGUE A., 1972. – Les incendies de la forêt méditerranéenne. Historique, Essai prospectif. *Bull. Tech. Inform.*, 268: 415 - 423.
- SERRASOLSAS I. & KHANNA P.K., 1995. – Changes in heated and autoclaved forest soils of S.E. Australia. II. Phosphorus and phosphatase activity. *Biogeochemistry*, 29: 25 – 41.
- SELTZER P., 1946. – *Le climat de l'Algérie*. I.M.P.G. Univ. d'Alger, Carbonel, Alger. 219 p.
- SHAFI M.I. & YARRANTON G.A., 1973. – Diversity, floristic richness and species evenness during a secondary succession (post-fire). *Ecology*, 54: 897 – 899.
- SHAKESBY R.A. & DOERR S.H., 2006. – Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Sci. Rev.*, 74: 269 - 307.
- SILVA J.S. & CATRY F., 2006. – Forest fires in cork oak (*Quercus suber* L.) stands in Portugal. *Int. J. Environ. Studies*, 63: 235 – 257.
- SORENSEN T., 1948. – A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons, *Biol. Skr.*, 5: 1 – 34.
- SPECHT R.L., 1972. – *The Vegetation of South Australia*. A.B. James Government printer, Adelaide. 328 p.

- ST JOHN T.V. & RUNDEL P.W., 1976. – The role of fire as a mineralizing agent in a Sierran coniferous forest. *Oecologia*, 25: 35 – 45.
- TARREGA R, & LUIS-CALABUIG E., 1987. – Effects of fire on structure, dynamics and regeneration of *Quercus coccifera* ecosystems. *Ecol. Mediterr.*, 13: 79 - 86.
- TAVŞANOĞLU Ç. & GURKAN B., 2005. – Post-fire dynamics of *Cistus* spp. in a *Pinus brutia* forest. *Turk. J. Bot.*, 29: 337 - 343.
- TEFLER S.E., 2000. – Regional variation in fire regimes. Pp. 9 – 15, *In: J.K. SMITH (ed.), Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 1. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- THANOS C.A., 1999. – Fire effects on forest vegetation, the case of Mediterranean pine forests in Greece. Pp. 323 - 334, *In: Wildfire Management*. G. EFTICHIDIS, P. BALABANIS, A. GHAZI (eds), (Proceedings of the Advanced Study Course held in Marathon, Greece.
- THANOS C.A., MARCOU S., CHRISTODOULAKIS D. & YANNITSAROS A., 1989. – Early post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece). *Acta Oecol.-Oec. Plant.*, 10 (1): 79 – 94.
- THANOS C.A. & GEORGHIOU K., 1988. – Ecophysiology of fire-stimulated seed germination in *Cistus incanus* ssp. *creticus* (L.) Heywood and *C. salvifolius* L. *Plant Cell Environ.*, 11: 841 - 849.
- THANOS C.A., GEORGHIOU K., KADIS C. & PANTAZI C., 1992. – Cistaceae: a plant family with hard seeds. *Israel J. Bot.*, 4: 251 - 263.
- THANOS C.A. & MARCOU S., 1991. – Post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece): 6 years after. *Acta Oecol.*, 12 (5): 633 - 642.
- THANOS, C. A. & DASKALAKOU E.N., 1993. – Seed characteristics of *Pinus brutia* from various location of Samos Island. Pp. 295 – 302, *In: Proceedings of International Symposium on Pinus brutia* Ten., Ministry of Forestry of Turkey, Marmaris, Turkey.
- THOMAS P.B., MORRIS E.C. & AULD T.D., 2003. – Interactive effects of heat shock and smoke on germination of nine species forming soil seed banks within the Sydney region. *Austral Ecol.*, 28: 674 - 683.
- TOLHURST K., 1994. – Effects of fuel reduction burning on flora in dry sclerophyll forest. Pp. 97 – 107, *In: The effects and the effectiveness of fire management, Biodiversity series*. Proceeding of the conference held, Footscray, Melbourne.

- 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. Pp. 22 – 26, *In: Dynamics and management of Mediterranean-type ecosystems.*
- 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. Pp. 233 – 243, *In: Mediterranean-type ecosystems: the role of nutrients.* F.G. KRUGER *et al.* (eds). Springer-verlag, Berlin.
- TRABAUD L., 1989. – Les effets du régime des feux: exemple pris dans le bassin Méditerranéen. CIHEAM, options Méditerranéennes, série séminaires, n°3: 89 – 94.
- TRABAUD L., 1990a. – Fire as an agent of plant invasion? A case study in the French Mediterranean vegetation. Pp. 417 – 437, *In: Biological invasion in Europe and the Mediterranean basin.* F. DI CASTRI *et al.* (eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- 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*, 3 (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(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. & GILLON D., 1991. – Les écosystèmes renaissent de leurs cendres. *La Recherche*, 234: 916 - 918.
- TRABAUD L. & LEPART J., 1980. – Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49 - 57.

- TRABAUD L. & LEPART J., 1981. – Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio* 46: 105 - 116.
- TRABAUD L., MARTINEZ-SANCHEZ J.J., FERRANDIS P., GONZALEZ-OCHOA A.I. & HERRANZ J.M., 1997. – Végétation épigée et banque de semences du sol: leur contribution à la stabilité cyclique des pinèdes mixtes de *Pinus halepensis* et *P. pinaster*. *Can. J. Bot.*, 75: 1012 - 1021.
- TRABAUD L. & 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.
- TROUMBIS A. & TRABAUD L., 1986. – Comparison of reproductive biological attributes of two *Cistus* species. *Acta Oecol.*, 7: 235 - 250.
- UECKERT D.N., WHIGHAM T.L. & SPEARS B.M., 1978. – Effect of burning on infiltration, sediments and other soils properties in a Mesquite – tobosa grass community. *J. Range Manage.*, 31: 420 – 425.
- VALBUENA L., TÁRREGA R. & LUIS E., 1992. – Influence of heat on seed germination of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer*. *Int. J. Wildland Fire*, 2: 15 - 20.
- VALLETTE J.C., GOMENDY V., MARÉCHAL J. HOUSSARD C. & GILLON D., 1994. – Heat transfer in the soil during very low intensity experimental fires: the role of duff and soil moisture content. *Int. J. Wildland Fire*, 4: 225 – 237.
- VEGA J.A., BARA S., ALONSO M., FONTUBEL T. & GARCIA P., 1987. – Preliminary results of a short study on short term effects of prescribed fire in pine stands in NW Spain. *Ecol. Mediterr.*, 13: 177 – 188.
- VIRO D.J., 1974. – Effects of forest fire on soil. Pp. 7 – 45, *In: Fire and ecosystems*. KOZLOWSKI T.T. & AHLGREN C.E. (eds.).
- WAN S., HUI D. & LUO Y., 2001. – Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecol. Appl.*, 11: 1349 – 1365.
- WILLIAMS P.R., CONGDON R.A., GRICE A.C. & CLARKE P.J., 2004. – Soil temperature and depth of legume germination during early and late dry season fires in a tropical eucalypt savanna of north-eastern Australia. *Austral Ecol.*, 29: 258 - 263.
- WOJTERSKI T.W., 1990. – Degradation stages of the oak forests in the area of Algiers. *Vegetatio*, 87: 135 – 173.
- WOODMANCEE R.G. & WALLACH L.S., 1981. – Effects of fire regime s on biogeochemical cycles. *In: Terrestrial nitrogen cycles*. Processes, ecosystems, strategies and

management impacts. F.E. CLARK & T. ROSS-WALL (eds.). *Ecol. Bull.* (Stockholm), 33: 649 - 669.

ZEDLER H., 1981. – Vegetation change in chaparral and desert communities in San Diego County, California. Pp. 406 – 430, *In: Forest Succession: concepts and applications.* D.C. WEST *et al.* (eds.). Springer-verlag, New-York.

ZERAIA L., 1981. – essai d'interprétation comparative des données écologique, phénologique et de production subero-ligneuse dans les forêts de chêne-liège de Provence Cristalline (France méridionale) et d'Algérie. Thèse Doct., Univ. Aix-Marseille, 367 p.

# Annexes

Annexe I: Statistiques des incendies en Algérie pour la période 1979 - 2009

Année	Nombre d'incendies	Superficie brûlée (hectares)
1979	361	15758
1980	730	26946
1981	796	16360
1982	638	9381
1983	990	220570
1984	562	4379
1985	747	5031
1986	1170	11609
1987	1321	23301
1988	1146	27707
1989	595	3236
1990	911	28044
1991	1189	13089
1992	2014	25471
1993	2322	58681
1994	2292	271246
1995	1274	31996
1996	737	6918
1997	1809	17809
1998	1826	28568
1999	2018	38426
2000	1910	55763
2001	1327	14378
2002	1008	12217
2003	1233	11998
2004	1463	31999
2005	2013	28380
2006	1291	23091
2007	1215	47939
2008	2378	26015
2009	2358	26183

**Annexe II: Données climatologiques récentes relevées au niveau de la station de Béjaïa (Source: ONM de Béjaïa)**

Pluviométrie (mm) (1970 - 2007)

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEP	OCT	NOV	DEC	Année
1970	30,9	56	130,7	215,7	67,6	1,2	12,4	0	1	186,7	2,8	131,7	836,7
1971	123	50,5	107,1	30,2	25,8	0,1	5,2	0	104	123,9	71,1	52,2	692,7
1972	155,9	67,4	93,3	86,8	89,7	25,1	4,4	16,5	106	76,4	20,5	230	972
1973	166,9	230	123,6	33,7	0,3	42,8	0,3	1,9	70,9	83,2	78,5	173,3	1005,4
1974	21,8	163,5	161,1	105	2,2	7,1	8,3	1,7	75,1	227	43,6	40,3	856,7
1975	52,7	90,7	115,3	27,8	89,4	17,7	0	37	39,8	9,3	229	85,6	794,1
1976	131,8	140,8	66,1	72,1	47,1	30,5	47,3	19,2	47,3	99,7	138	72,4	911,8
1977	92,3	19,4	38,6	109,3	38,5	6,6	0,4	5,7	8,1	27,7	205	14,7	565,8
1978	124,5	78,9	144,1	111,9	50,8	1,9	0,1	0	15,2	90,5	106	10,1	733,7
1979	49,3	115,8	72,8	110,5	21,6	17,2	18,7	47	73,7	41,8	100	13,9	682,3
1980	48,3	26,5	118,3	94,3	35,1	1,7	1,3	4	3,3	42,9	159	386,2	921,2
1981	51,4	100	96,2	43,9	21,2	24	2,1	27,9	3,2	48,7	52,3	90,4	561,3
1982	299,1	100,2	57,7	49,4	74,4	0,8	0,4	39,1	23,6	107,7	112	226,4	1090,9
1983	11,2	35,2	44,1	14,6	13	0,1	1,8	10,2	3,5	57	59	69,5	319,2
1984	221,4	189,7	90	25,5	60	8,9	0,6	3,6	17,4	262,5	6	215	1100,6
1985	129,7	38,8	248,3	25,3	72,1	1,3	0,7	7,3	79,6	52	101	66,9	823,3
1986	125,5	81	183,4	35,6	12,5	22,1	4,5	4,7	37,3	184,1	136	222,2	1048,6
1987	72,8	161,9	74,2	40,9	47,3	5,7	3,6	2,1	26,9	52,5	216	33,2	737,3
1988	39,9	94,7	69,2	56,3	44,9	50,2	0	1,8	61,1	0,9	242	206,8	867,3
1989	91,8	13,7	34,1	124,4	0,3	16,4	2	12,3	49,1	48,5	65,7	33,8	492,1
1990	123,2	0	43,7	58,4	85,8	16,9	8,7	2,5	3,4	41,4	72,2	295,5	751,7
1991	76,9	94,9	168,5	33,5	38,7	2,4	0,4	8	80,1	188,1	36,9	44,1	772,5
1992	160,6	53,3	115,1	125	47,6	37	3,4	0	3,1	31,8	52,5	260,4	889,8
1993	78,6	88	42,4	85,5	46,2	4,5	0	0	59,5	51,3	66,2	71	593,2
1994	55,3	81,7	0,8	55,6	8,4	2,1	0,2	0,6	133	73,6	18,2	149,4	578,8
1995	238,4	55,8	95,7	35,6	1,8	22,8	0,3	20	71,4	15,9	51,5	60,8	670
1996	105,7	220,4	58,9	118,3	43,9	38,8	9,6	4,1	37,6	47	95,1	54	833,4
1997	50,1	24,5	16,3	53,9	11,3	22,2	2,4	21,4	58,2	222,1	108	93	683
1998	16,1	79,6	60,7	95,4	160,3	3,3	0	10,2	45,9	81,4	185	129,3	866,9
1999	125,8	119,9	52,6	29,8	14,7	1,4	0,6	2,7	47,8	24,4	93,4	227,1	740,2
2000	72,9	21,7	13,9	27,3	53,7	5,3	1,4	0	13	76,5	30,9	65,5	382,1
2001	212	70,2	9,1	65,9	37,1	0	0	12,1	47,3	2,9	104	70,9	631,3
2002	68,8	103,6	57,5	18,1	23,5	0	108	28,1	61,7	36,1	193	315	1013,1
2003	310	69	30,7	220,6	26,5	1	2,2	1,6	114	75,5	45,6	205,5	1102,1
2004	147,9	54,6	86,9	110,4	69,9	26	0	5	18,8	30,4	178	128,4	856
2005	165,5	167,5	60,4	41,9	7,7	0	0,4	6,1	28,2	31,7	107	172,4	788,9
2006	126,7	141	46,5	17,3	53,3	4,8	1,2	20,4	35,3	21,3	13,3	132,7	613,8
2007	9,3	20,4	175,1	132	12,1	9,9	2,6	6,7	63,4	149	175	207	962,2
Moy.	110,1	87,4	84,3	72,0	41,0	12,6	6,7	10,3	46,5	79,6	99,1	133,1	782,7

Températures minima (°C) (1978 - 2007)

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEP	OCT	NOV	DEC	An
1978	5,9	9,3	8,4	9,9	12,1	16	18,1	19,5	16,7	13,3	8,9	9,9	12,3
1979	10	9,3	8,2	8,2	12,6	18	19,2	20	17,7	15,2	8,8	7,4	12,9
1980	6,7	7,8	8,3	8,8	12,3	16	17,5	20	18,6	13	11,7	6,1	12,2
1981	5,9	7,3	10,3	10,7	13,3	17	17,5	19,1	18,3	12,4	10,1	10	12,6
1982	8,2	7,5	8,2	10,1	14,6	18	21,2	20,9	18,6	14,4	11,9	7,5	13,4
1983	5	5,9	9	10,7	13,6	18	21,4	20,4	19,5	16,3	13,6	8,8	13,5
1984	7,9	7	7,8	13,7	11,7	16	20,3	19,8	17,7	14,4	12,6	8,8	13,1
1985	6,5	9,9	8,4	11,4	13,9	18	20,2	19,8	18,3	15	13,4	8,8	13,7
1986	7,3	7,7	9	9,8	14,4	17	18,8	21,9	18,9	16,4	11,4	7,7	13,3
1987	11	7,6	8,3	11,3	12,7	17	21,2	21,4	21,2	17,9	11,6	9,9	14,2
1988	9,4	6,5	7,6	10,6	14,2	17	21	21,7	17,5	16,5	12,4	7,2	13,5
1989	6,4	7,5	9,6	10,3	13,3	17	20,4	22,6	19,8	15,7	12,5	11,7	13,9
1990	8	8,7	9,8	10,2	14,7	18	19,9	20,1	21,4	16,8	12,2	7	13,9
1991	6,3	6,6	10,1	9,3	10,8	17	20	20,8	20,8	15,7	10,1	6,2	12,8
1992	5,9	6,5	8,5	10,1	13	15	19	19,9	19,4	14,4	11,8	8,8	12,7
1993	5,5	6,6	7,9	10,5	14,3	18	20,2	21,6	18,1	15,8	10,7	8,4	13,1
1994	7,7	7,5	9,3	9,2	14,9	18	20,5	23,7	20,6	17,2	12,4	8,8	14,1
1995	7,3	9,5	9	9,2	14,6	18	20	21,1	18,5	16	12,3	11,1	13,9
1996	10	7,9	9,8	12	13,4	17	19,9	21,4	17	13,4	11,5	10,5	13,7
1997	9,5	8	7,6	10,5	15,8	19	20,3	21,4	20	16,6	14,2	9,6	14,4
1998	8,6	8,7	8,6	11,2	14,5	18	20	20,9	19,7	13,3	11	7,3	13,5
1999	7,9	5,6	9,3	9,9	15,4	19	20,2	23,4	20,1	18,4	11,1	8,4	14,1
2000	5,2	7,3	9	11,2	15,6	18	21,4	21,5	19,2	15,1	11,9	9,58	13,7
2001	9	7,1	11,9	10,7	13,5	19	20,2	21,5	19,6	18,2	11,1	6,9	14,0
2002	7	7,6	9,4	10,6	13,5	17	20,5	20,8	18,4	15,2	12,3	10,6	13,6
2003	8,2	6,9	10	11,9	14,5	20	25,2	23,4	19,7	17,2	12,5	8,3	14,8
2004	7,6	8,9	9,7	10,5	13,1	17	20,7	22	19,4	17,4	10,7	9	13,8
2005	4,6	5,9	9,2	11,9	14,5	18	21,3	20,5	18,5	16,5	11,4	8,1	13,4
2006	6,9	7,2	9,3	13,1	17,3	18	20,5	21	18,5	17,2	13,5	9,4	14,3
2007	8,1	9,8	9	14	14,9	19	20,4	22,2	19	16,4	10,9	8,1	14,3
Moy.	7,4	7,6	9,017	10,7	13,9	17,5	20,2	21,1	19,0	15,7	11,7	8,7	13,5

Températures maxima (°C) (1978 - 2007)

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	An
1978	15,2	18,9	18,1	18,3	21,7	25	29,1	28,6	26,9	22	18,7	20,1	21,9
1979	18,8	18,2	18,3	18,3	21,7	25,8	28,7	28,8	25,6	24,3	17,9	17,6	22,0
1980	16,6	17,1	18,2	17,7	21,7	25	27,3	30	27,9	24	20,8	14,1	21,7
1981	14,5	15,7	19,1	19,9	23,3	24,7	26,3	27,7	27,9	26,1	20,2	19,6	22,1
1982	17,3	15,8	18	19	21,5	27,7	32,9	28,8	27,3	24	19,6	15	22,2
1983	16,2	15,9	18,3	21,5	23,7	26,7	32,9	28,4	29,3	25,2	22,2	17,5	23,2
1984	16,4	15,2	17,1	24,7	21,4	25,1	30,6	28,1	28	22,7	22,4	16	22,3
1985	14,5	19,5	16,4	20,5	21,5	25,7	29,4	29	27,1	25,3	21,9	18	22,4
1986	16,1	17,1	17,1	20,2	24	25,5	28,9	30,7	28,3	25	19,7	16,2	22,4
1987	16,1	16,8	17,5	20,9	21,4	25,9	28,9	31,9	31,1	27,9	20,6	19,1	23,2
1988	18,7	16,9	18,8	20,2	22,6	26	29,3	31,1	26,8	27,3	20,1	15,2	22,8
1989	15,6	17,6	19,2	20,3	21,9	26	29,8	30,7	28,8	24,4	21,8	21,5	23,1
1990	16	19,7	19,3	18,9	22,1	26,4	28,6	28,9	29,8	26,6	20,1	14,6	22,6
1991	15,4	15	19,9	17,8	20,8	25,7	28,7	30,5	29,1	22,2	19,8	15,8	21,7
1992	15,2	16,5	17,1	19,3	22	25	27,5	29,9	28,6	24,7	21,1	17,6	22,0
1993	16,1	14,9	17,5	19,8	23,5	26,2	29,3	29,7	26,8	24,7	18,9	17,5	22,1
1994	16,3	18,1	19	19,2	24,5	25,9	30,2	33,5	29,1	24,8	21,9	17,6	23,3
1995	16,2	19,5	18,4	19,9	24,7	24,9	28,7	30,3	27,3	25,7	22,2	20	23,2
1996	18,9	15,9	18,8	20	22,4	25,7	28,6	29,1	26,4	23,3	21,6	19,2	22,5
1997	18	17,9	18,7	20,4	24,1	28,3	28,1	30,2	28,1	25,1	21,1	18,3	23,2
1998	17,4	18,1	19	21,1	21,8	27,5	28,4	29,4	28,5	23,8	19,1	16,2	22,5
1999	15,9	14,7	19,2	20,2	25	26,9	29	31,5	29,3	27,8	19	16,6	22,9
2000	15,1	17,9	19,1	22,6	23,2	25,5	30,2	31,9	28,2	24,3	22,1	19,9	23,3
2001	18,3	17,5	23,1	20,5	21,8	27,7	29,4	30,3	27,3	28,8	20,2	16,3	23,4
2002	16,5	17,2	19,4	20,7	23,3	26,4	28	28,8	27,9	25,7	21,5	18,8	22,9
2003	15,6	14,8	18,8	19,6	21,9	30	33	33,3	28,3	25,1	21,4	16,3	23,2
2004	16,9	18,3	18	19,9	21,5	25,7	29,5	31,8	29,1	28,3	19,2	16,9	22,9
2005	13,9	13,6	17,3	20,3	24,3	27,6	29,9	29,8	28	26,1	20,5	16,5	22,3
2006	15,1	16,3	20,3	22,9	24,3	27,6	30,3	29,8	28,8	27,8	23,8	18	23,8
2007	18,6	19,6	18,4	20,2	24,8	26,4	29,1	31,1	27,4	24,1	19,7	16,1	23,0
Moy.	16,38	17,01	18,58	20,16	22,75	26,28	29,35	30,12	28,1	25,24	20,64	17,4	22,667

## Annexe III : Analyses des principaux éléments biogènes du sol superficiel.

### 1. Carbone total

Stations	M I Z R A N A					B O U H A T E M						
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois	1 semaine	1.5 mois	3 mois	6 mois	12 mois	19 mois	24 mois
A	50	53.6	55.2	52	47	35.45	37.83	30.53	29.29	28.81	25.67	23.81
B	36	36.8	33.8	30.6	29	18.76	19.43	24.5	19.16	16.5	17.68	18.1
C	47	50	56	50.8	36.2	30.82	30.95	27.08	25.32	29.7	20.55	21.61
D	30.9	38	42	32	32							
E	42.5	44	45.4	38.8	33.6							
F	52.5	51.1	34.5	38.3	35.2							

### 2. Matière organique

Stations	M I Z R A N A					B O U H A T E M						
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois	1 semaine	1.5 mois	3 mois	6 mois	12 mois	19 mois	24 mois
A	100	107.2	110.4	104	94	70.9	75.66	61.06	58.58	57.62	51.34	47.62
B	72	73.6	67.6	61.2	58	37.52	38.86	49	38.32	33	35.36	36.2
C	94	100	112	101.6	72.4	61.64	61.9	54.16	50.64	59.4	41.1	43.22
D	61.8	76	84	84	64							
E	85	88	90.8	73.6	67.2							
F	105	102.2	69	72.6	70.4							

### 3. Azote total

Stations	M I Z R A N A					B O U H A T E M						
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois	1 semaine	1.5 mois	3 mois	6 mois	12 mois	19 mois	24 mois
A	3.64	3.52	3.44	2.69	2.9	4.14	4.58	3.73	3.11	2.94	2.39	2.24
B	2.84	2.4	2.13	1.73	1.64	2.8	2.31	2.26	1.62	1.34	1.19	1.36
C	3.9	4.2	3.88	3.54	3.44	4.11	4.05	3.78	3.37	3.57	2.21	2.29
D	2.68	2.4	2.32	1.88	1.72							
E	2.96	3.3	2.8	3	2.87							
F	4.3	3.54	3.4	2.4	2.42							

### 4. Rapport C/N

Stations	M I Z R A N A					B O U H A T E M						
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois	1 semaine	1.5 mois	3 mois	6 mois	12 mois	19 mois	24 mois
A	13.74	15.23	16.05	19.33	16.21	8.56	8.26	8.18	9.42	9.8	10.74	10.63
B	12.68	15.33	15.87	17.69	17.68	6.7	8.41	10.84	11.82	12.31	14.86	13.31
C	12.05	11.9	14.43	22.82	10.52	7.5	7.64	7.16	7.51	8.32	9.3	9.44
D	11.53	15.83	18.1	17.02	18.6							
E	14.36	13.33	16.21	12.93	11.83							
F	12.21	14.44	10.15	15.96	14.55							

### 5. Phosphore assimilable (P2O5)

Stations	M I Z R A N A					B O U H A T E M						
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois	1 semaine	1.5 mois	3 mois	6 mois	12 mois	19 mois	24 mois
A	61	72	83	85	76	324.24	170.28	156.73	174.59	144.25	126.25	129.43
B	70	59	42	40	36	215.79	151.83	196.53	78.68	112.76	89.91	109.46
C	30	37	60	72	35	326.39	200.9	227.92	159.91	145.99	111.34	100.53
D	55	60	45	35	60							
E	70	60	51	42	56							
F	90	85	73	82	69							

### 6. Potassium assimilable (K2O)

Stations	M I Z R A N A					B O U H A T E M						
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois	1 semaine	1.5 mois	3 mois	6 mois	12 mois	19 mois	24 mois
A	85	63	49.5	50.5	48.5	160	54	39	26	31	36	35
B	41	66	18	14	14	52	30	28	19	21	23	24
C	37.5	39	57.5	48	45.5	155	44	36	22	32	20	21
D	18	23	12	12	18							
E	32.5	49.5	15	17.5	12.5							
F	42.5	67.5	30.5	37.5	38							

### 7. Capacité d'échange cationique (CEC)

#### 7.1. Calcium

Stations	M I Z R A N A					Stations	M I Z R A N A				
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois		2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois
A	37	35	34	31	32	A	27	24	19	24	24
B	23	21	26	20	15	B	12	10	6	8	5
C	37	32	33	30	26	C	18	14	25	23	18
D	30	23	26	25	24	D	14	13	8	8	6
E	31	28	29	32	30	E	13	13	11	11	11
F	29	28	23	29	31	F	16	18	14	19	20

#### 7.2. Sodium

#### 7.3. Magnésium

Stations	M I Z R A N A					Stations	M I Z R A N A				
	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois		2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois
A	0.4	0.5	0.39	0.39	0.3	A	6	6	5	4	4
B	0.3	0.39	0.3	0.2	0.3	B	3	3	2	4	1
C	0.46	0.5	0.39	0.3	0.39	C	5	4	4	3	3
D	0.38	0.2	0.3	0.39	0.3	D	4	5	3	3	3
E	0.69	0.69	0.5	0.72	0.65	E	4	4	3	3	3
F	0.69	0.59	0.5	0.4	0.78	F	4	5	2	3	5

#### 7.4. Potassium

	M I Z R A N A				
Stations	2 mois	3 mois	6 mois	9 mois	12 mois
A	1.94	1.39	1.09	0.99	0.94
B	0.9	1.39	0.33	0.23	0.24
C	0.86	0.75	1.3	1.07	1.05
D	0.31	0.44	0.24	0.23	0.39
E	0.72	1.18	0.32	0.35	0.27
F	1.09	1.57	0.69	0.94	0.75



Annexe IV: Espèces inventoriées au cours de l'étude floristique (la nomenclature suit Dobignard (2010)).

Le signe + indique la présence de l'espèce dans l'état de végétation considéré et NI l'état non incendié.

Station	M i z r a n a						T a o u r i r t I g h i l				B o u h a t e m				
Etat de végétation	1 an	2 ans	5 ans	9 ans	15 ans	NI	2 ans	5 ans	16 ans	NI	1 an	2 ans	7 ans	18 ans	NI
Espèces															
<i>Adiantum capillus-veneris</i>									+	+					+
<i>Aegilops ventricosa</i> Tausch.	+					+	+				+	+			
<i>Aira caryophyllea</i> ssp. <i>caryophyllea</i>							+				+				+
<i>Aira cupaniana</i> Guss.	+						+		+	+	+	+			+
<i>Aira tenorei</i> Guss.							+	+		+	+	+			
<i>Ajuga iva</i> ssp. <i>iva</i>									+				+		
<i>Allium roseum</i> L.					+	+			+				+	+	
<i>Allium triquetrum</i> L.	+	+	+	+	+	+			+	+			+	+	+
<i>Ampelodesmos mauritanicum</i> (Poir.) Durand & Sch.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Anacamptis coriophora</i> ssp. <i>coriophora</i>									+				+		
<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.								+							
<i>Anagallis arvensis</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+
<i>Andryala integrifolia</i> L.	+	+			+	+	+		+		+	+			
<i>Anogramma leptophylla</i> (L.) Link.									+	+					+

<i>Anthericum maurum</i> Rothm.										+		+	+		
<i>Anthoxanthum odoratum</i> ssp. <i>odoratum</i>									+					+	
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.														+	+
<i>Arbutus unedo</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Arisarum vulgare</i> Targ. Tozz.	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Aristolochia fontanesii</i> Boiss. & Reut.						+				+					+
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+		+	
<i>Asperula laevigata</i> L.								+		+					+
<i>Asphodelus microcarpus</i> Salzm. & Viv.	+		+							+		+	+	+	+
<i>Asplenium trichomanes</i> ssp. <i>quadrivalens</i> Mey.										+			+		+
<i>Asplenium-adiantum-nigrum</i> L.	+	+	+	+	+	+			+	+		+		+	
<i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.									+						
<i>Astragalus epiglottis</i> ssp. <i>epiglottis</i>										+			+	+	
<i>Astragalus hamosus</i> L.				+		+	+	+			+				
<i>Astragalus sesameus</i> L.	+				+						+	+			
<i>Avena sterilis</i> L.	+	+			+	+	+	+			+	+		+	
<i>Bartsia trixago</i> L.											+	+		+	
<i>Bellis annua</i> L.	+				+	+	+			+				+	

<i>Biscutella didyma</i> L.	+		+					+		+				+	+
<i>Biserrula pelecinus</i> L.	+								+		+		+		+
<i>Blackstonia perfoliata</i> ssp. <i>perfoliata</i>			+	+						+			+		
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beau.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Briza maxima</i> L.	+	+				+	+	+			+		+		+
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	+	+			+		+				+	+			
<i>Bromus madritensis</i> ssp. <i>madritensis</i>	+	+	+				+	+			+	+			
<i>Bupleurum fruticosum</i> L.											+	+			+
<i>Calamintha heterotricha</i> Boiss. & Reut.										+			+	+	
<i>Calendula arvensis</i> ssp. <i>arvensis</i>	+							+			+	+			
<i>Calicotome spinosa</i> (L.) Link	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Campanula dichotoma</i> L.	+	+				+			+	+			+	+	
<i>Campanula rapunculus</i> L.			+		+	+			+					+	
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	+	+	+		+		+				+	+			
<i>Carex distachya</i> Desf.	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+		+
<i>Carex flacca</i> Shreb.	+	+	+		+	+	+			+		+		+	+
<i>Carex halleriana</i> Asso.	+	+	+			+	+	+		+	+		+		+
<i>Carex hispida</i> Willd.											+				

<i>Carlina gummifera</i> (L.) Less.							+					+			
<i>Carlina lanata</i> L.	+	+					+				+	+			
<i>Carthamus caeruleus</i> ssp. <i>caeruleus</i>									+					+	
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C. E. Hubb.								+		+				+	
<i>Centaureum erythraea</i> ssp. <i>suffruticosum</i> (Griseb.) Greuter								+					+		
<i>Cerastium diffusum</i> ssp. <i>gussonei</i> (Lojac.) P.D.Sell & Whitehead	+	+						+			+		+		
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	+	+	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	+		+						+						
<i>Cerinthe major</i> ssp. <i>major</i>	+	+					+				+	+		+	
<i>Ceterach officinarum</i> ssp. <i>officinarum</i>					+	+			+	+				+	
<i>Chamaerops humilis</i> L.												+		+	
<i>Chamaesyce peplis</i> (L.) Prokh.											+		+		
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	+	+					+	+			+	+			
<i>Cistus albidus</i> L.								+	+			+			
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	+	+	+	+			+	+	+		+	+	+		
<i>Cistus salviifolius</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Clematis flammula</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

<i>Clinopodium vulgare</i> L.									+	+			+	+	+
<i>Clinopodium vulgare</i> ssp. <i>arundanum</i> (Boiss.) Nyman		+			+		+	+					+	+	
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	+	+		+			+	+			+	+	+		
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	+						+				+	+			
<i>Coronilla juncea</i> L.													+		
<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W. D. J. Koch														+	
<i>Coronilla valentina</i> ssp. <i>Pentaphylla</i> (Desf.) Batt.												+			
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	+	+	+	+	+	+		+		+				+	+
<i>Cutandia</i> sp.	+				+	+				+					
<i>Cyclamen africanum</i> Boiss. & Reut.			+	+	+	+			+	+			+	+	+
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.		+	+				+	+			+	+	+		
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	+	+			+	+	+				+	+			
<i>Cynosurus elegans</i> Desf.	+		+			+	+	+			+				
<i>Cytisus villosus</i> Pourr.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+	+
<i>Dactylis glomerata</i> L.	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+		+
<i>Daphne gnidium</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Daucus carota</i> L.	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	+		+		+	+			+	+	+		+		+
<i>Echium plantagineum</i> L.											+				
<i>Epilobium lanceolatum</i> Sebast. & Mauri.															
<i>Erica arborea</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Erica scoparia</i> L.	+	+			+							+		+	
<i>Erodium malacoides</i> ssp. <i>malacoides</i>														+	+
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Euphorbia pterococca</i> Brot.	+	+	+				+		+				+		
<i>Fedia graciliflora</i> Mathez			+		+	+		+		+				+	
<i>Ferula communis</i> ssp. <i>communis</i>									+	+				+	
<i>Festuca coerulescens</i> Desf.				+	+	+			+			+			
<i>Festuca ovina</i> L.	+	+			+	+	+			+	+				
<i>Festuca paniculata</i> (L.) Schinz. & Thell.	+	+	+	+	+	+	+	+				+			
<i>Filago pygmaea</i> L.	+		+						+			+	+	+	
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.										+					
<i>Fumana thymifolia</i> (L.) Webb					+				+	+			+	+	
<i>Fumaria capreolata</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+			+
<i>Gagea fibrosa</i> (Desf.) Schult. & Schult.f.													+		

<i>Galactites elegans</i> (All.) Soldano	+	+	+				+				+	+			
<i>Galium aparine</i> ssp. <i>aparine</i>		+			+			+						+	
<i>Galium mollugo</i> ssp. <i>erectum</i> Syme									+				+		+
<i>Galium rotundifolium</i> ssp. <i>rotundifolium</i>			+		+	+				+				+	+
<i>Gastroidium ventricosum</i> (Gou.) Schinz & Thell.	+	+			+		+				+				+
<i>Gaudinia fragilis</i> ssp. <i>fragilis</i>	+	+				+	+	+		+	+	+			
<i>Genista ferox</i> ssp. <i>ferox</i>	+	+	+	+	+	+									
<i>Genista tricuspida</i> Desf.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Genista ulicina</i> Spach.													+		
<i>Geranium atlanticum</i> Boiss.			+		+	+								+	+
<i>Geranium lucidum</i> L.									+				+		
<i>Geranium robertianum</i> ssp. <i>Purpureum</i> (Vil.) Nym.	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+		+	+
<i>Gladiolus italicus</i> Mill.		+			+			+					+		
<i>Hedysarum coronarium</i> L.							+				+	+	+		
<i>Helianthemum racemosum</i> (L.) Pau.			+	+											
<i>Helianthemum</i> sp.										+					
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) DC.			+			+				+			+	+	
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i> L.							+				+		+		

<i>Hordeum murinum</i> ssp. <i>murinum</i>	+	+			+		+				+	+			
<i>Hyoseris radiata</i> ssp. <i>radiata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+		+
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.) Stapf					+			+	+		+	+	+		
<i>Hypericum humifusum</i> L.	+	+								+				+	+
<i>Hypericum perforatum</i> L.								+					+		
<i>Hypericum perforatum</i> ssp. <i>perforatum</i>			+	+	+	+		+		+		+		+	+
<i>Hypochaeris alliatae</i> (Biv.) Gal.							+				+	+			+
<i>Hypochaeris radicata</i> subsp. <i>radicata</i>		+	+		+	+			+	+		+		+	+
<i>Knautia mauritanica</i> Pomel			+												
<i>Lactuca saligna</i> L.	+		+				+				+	+			
<i>Lagurus ovatus</i> ssp. <i>ovatus</i>	+				+		+			+	+	+		+	+
<i>Lamium garganicum</i> L.										+				+	
<i>Lathyrus annuus</i> L.												+	+		
<i>Lathyrus clymenum</i> L.							+	+			+				
<i>Lathyrus ochrus</i> (L.) DC.			+		+				+						+
<i>Lavandula stoechas</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	
<i>Lavatera arborea</i> L.			+		+			+				+			
<i>Legousia falcata</i> (Ten.) Janch.											+				

<i>Linaria sp.</i>									+				+		
<i>Linum corymbiferum</i> ssp. <i>corymbiferum</i>	+		+				+				+				+
<i>Linum usitatissimum</i> ssp. <i>usitatissimum</i>	+		+	+	+	+		+		+				+	+
<i>Locomelos narbonensis</i> (L.) Raf.										+					
<i>Lolium rigidum</i> ssp. <i>rigidum</i>	+		+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lonicera implexa</i> Aiton	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>corniculatus</i>	+				+	+					+	+			+
<i>Lotus edulis</i> L.	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Lotus hispidus</i> ssp. <i>hispidus</i>							+	+			+	+			
<i>Lotus ornithopodioides</i> L.	+	+			+		+	+	+		+	+		+	
<i>Lotus parviflorus</i> Desf.	+				+	+	+	+			+	+			
<i>Lupinus angustifolius</i> ssp. <i>angustifolius</i>					+					+					
<i>Lupinus micranthus</i> Guss.										+					
<i>Luzula forsteri</i> (SM.) DC.		+		+		+		+			+	+			
<i>Lysimachia cousiniana</i> Coss.												+			+
<i>Malope malachoides</i> L.	+				+										+
<i>Malva sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i>			+				+				+				
<i>Medicago intertexta</i> (L.) Mill.	+	+				+	+	+			+			+	

<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.	+				+		+				+	+			
<i>Medicago polymorpha</i> ssp. <i>polymorpha</i>							+				+	+	+		
<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.								+		+					
<i>Melica ciliata</i> ssp. <i>ciliata</i>	+					+		+			+				
<i>Melica minuta</i> L.	+	+			+	+	+	+			+	+			+
<i>Melilotus macrocarpus</i> Coss. & Dur.	+														
<i>Melilotus sulcatus</i> Desf.							+	+			+				
<i>Mentha pulegium</i> ssp. <i>pulegium</i>			+			+		+						+	+
<i>Mercurialis annua</i> ssp. <i>annua</i>									+			+			
<i>Micromeria graeca</i> (L.) Rchb.								+	+	+			+		+
<i>Moehringia trinervia</i> ssp. <i>Pentandra</i> (Gay.) Nyman	+										+	+			
<i>Moraea sisyrinchium</i> (L.) Ker Gawl.			+		+	+			+					+	+
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.													+		
<i>Myosotis congesta</i> Shuttlew.	+										+				
<i>Myrtus communis</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Olea europaea</i> ssp. <i>europaea</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oncostema peruviana</i> (L.) Speta															+
<i>Onobrychis caput-galli</i> (L.) Lam.														+	

<i>Ononis hispida</i> ssp. <i>arborescens</i> (Desf.) Sirj.				+		+			+	+		+		+	
<i>Ononis natrix</i> L.												+	+		
<i>Ononis reclinata</i> L.												+			
<i>Ononis sicula</i> Guss.								+			+	+			
<i>Ophrys apifera</i> Huds.	+					+				+					+
<i>Ophrys lutea</i> ssp. <i>lutea</i>										+				+	
<i>Ophrys speculum</i> Link.								+	+			+			+
<i>Ophrys sphegifera</i> Willd.								+					+		
<i>Ophrys tenthredinifera</i> Willd.					+		+				+	+			
<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All.								+			+				
<i>Orchis Italica</i> Poir.														+	
<i>Orchis mascula</i> ssp. <i>maghrebiana</i> B.Baumann & H.Baumann	+		+					+							
<i>Orchis patens</i> ssp. <i>patens</i>									+			+		+	
<i>Orchis sulphurea</i> Var. <i>markusii</i> (Tine.) M.													+		
<i>Ornithopus compressus</i> L.															
<i>Osmunda regalis</i> L.															+
<i>Osyris alba</i> L.													+		
<i>Pallenis spinosa</i> ssp. <i>aurea</i> (Willk.) Nyman							+	+			+	+		+	

<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.									+	+					+
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pinus halepensis</i> Mill.											+	+		+	
<i>Piptatherum miliaceum</i> ssp. <i>Thomasii</i> (Duby) Freitag	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Plagius maghrebinus</i> Vogt & Greuter	+	+	+	+	+	+			+	+			+	+	+
<i>Plantago lagopus</i> ssp. <i>lagopus</i>		+				+		+				+			
<i>Plantago lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i>		+	+	+	+	+	+				+		+		
<i>Platanthera algeriensis</i> Batt. & Trab.									+						
<i>Poa trivialis</i> ssp. <i>sylvicola</i> (Guss.) Lindb.	+				+	+	+	+			+	+			+
<i>Polygonum aviculare</i> L.	+		+									+			
<i>Prospero autumnale</i> (L.) Speta										+					+
<i>Prospero obtusifolium</i> (Poir.) Speta								+				+			
<i>Prunella vulgaris</i> L.					+	+			+	+		+		+	+
<i>Prunus insititia</i> L.	+			+		+	+		+			+		+	
<i>Psoralea bituminosa</i> L.											+	+	+		
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn.	+				+	+				+				+	+
<i>Pteris vittata</i> L.										+					

<i>Pulicaria odora</i> (L.) Rchb.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Quercus canariensis</i> Willd.								+		+					
<i>Quercus coccifera</i> L.											+		+	+	
<i>Quercus suber</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ranunculus ficaria</i> L.			+		+	+			+	+					+
<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.			+			+				+				+	
<i>Reichardia picroides</i> ssp. <i>picroides</i>							+				+	+			
<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss.														+	
<i>Rhamnus alaternus</i> ssp. <i>alaternus</i>	+	+	+	+	+	+		+	+	+		+	+	+	+
<i>Rhaponticoides africana</i> (Lam.) Agab. & Gr.				+	+	+		+	+	+			+	+	+
<i>Romulea bulbocodium</i> ssp. <i>rouyana</i> (Batt.) Maire & Weiller		+	+	+		+	+	+		+	+	+			+
<i>Rosa sempervirens</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev							+					+			
<i>Rubia peregrina</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rumex bucephalophorus</i> ssp. <i>bucephalophorus</i>								+			+				
<i>Rumex pulcher</i> ssp. <i>pulcher</i>	+				+		+							+	
<i>Ruscus hypophyllum</i> L.				+	+	+			+	+			+	+	+

<i>Sanguisorba minor</i> ssp. <i>alveolosa</i> (Spach.) Maire	+			+	+	+			+	+			+		
<i>Saponaria</i> sp.													+		
<i>Schoenus nigricans</i> L.												+			
<i>Scolymus grandiflorus</i> Desf.									+						
<i>Scolymus hispanicus</i> L.								+						+	
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.							+	+				+	+		
<i>Scorpiurus vermiculatus</i> L.	+	+													
<i>Scorzoneroideis hispidula</i> (Del) Gre. & Tal.												+			
<i>Sedum pubescens</i> Vahl				+	+	+					+				
<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau.															+
<i>Senecio vulgaris</i> L.	+	+										+	+		
<i>Serapias cordigera</i> L.									+						+
<i>Serapias lingua</i> ssp. <i>lingua</i>		+				+	+							+	
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.) Briq.									+						+
<i>Sherardia arvensis</i> L.	+	+		+				+				+		+	
<i>Silene cirtensis</i> Pomel												+			
<i>Silene coeli-rosa</i> (L.) Godr.	+	+					+						+		
<i>Silene fuscata</i> Brot.								+							+

<i>Silene patula</i> ssp. <i>patula</i>												+			
<i>Silene secundiflora</i> Otth.	+		+	+	+	+	+	+			+	+			
<i>Silene tridentata</i> Desf.	+		+					+						+	
<i>Silene vulgaris</i> ssp. <i>vulgaris</i>											+	+			
<i>Simethis mattiazii</i> (Vand.) G. L.		+			+	+			+	+				+	+
<i>Sinapis arvensis</i> L.											+				
<i>Sisylx atropurpurea</i> ssp. <i>maritima</i> (L.) Greuter & Burdet									+				+		
<i>Smilax aspera</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>	+			+			+				+	+			
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	+	+	+				+	+	+		+	+			
<i>Sonchus tenerrimus</i> ssp. <i>tenerrimus</i>												+			
<i>Stachys ocymastrum</i> (L.) Briq.	+		+		+	+			+	+			+	+	+
<i>Stellaria media</i> ssp. <i>media</i> .	+	+	+	+	+	+	+		+		+	+	+		+
<i>Taraxacum erythrospermum</i> Besser								+			+	+			
<i>Tetragonolobus biflorus</i> (Desr.) DC.															+
<i>Tetragonolobus purpureus</i> Moench.	+	+					+				+	+			
<i>Teucrium flavum</i> ssp. <i>glaucum</i> (Jord. & Fourr.) Ronniger													+		+

<i>Teucrium kabylicum</i> Batt.			+		+	+									
<i>Thymus algeriensis</i> Boiss. & Reut.							+	+					+	+	
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	+	+	+	+	+	+	+				+	+			
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	+		+				+	+			+	+	+		
<i>Trifolium bocconei</i> Savi.								+				+			
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	+	+		+			+				+	+			
<i>Trifolium cherleri</i> L.											+			+	
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	+	+					+				+	+		+	
<i>Trifolium lappaceum</i> L.	+	+					+	+			+	+			
<i>Trifolium ligusticum</i> Loisel.												+			
<i>Trifolium pratense</i> ssp. <i>sativum</i> (Schreb.) Sch	+	+		+	+	+	+				+		+		
<i>Trifolium repens</i> L.		+	+		+		+			+		+			
<i>Trifolium squarrosum</i> ssp. <i>squarrosum</i>	+	+							+						+
<i>Trifolium stellatum</i> L.	+										+	+			
<i>Trifolium strictum</i> L.											+				
<i>Trigonella monspeliaca</i> L.															+
<i>Tripodion tetraphyllum</i> (L.) Fourr.	+	+					+				+	+	+		
<i>Tuberaria commutata</i> Gallego									+					+	

<i>Tuberaria lignosa</i> (Sweet) Samp.			+		+								+		
<i>Ulex europaeus</i> ssp. <i>europaeus</i>				+								+			
<i>Umbilicus horizontalis</i> (Guss.) DC.					+	+				+				+	+
<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) Schmidt	+		+	+				+	+		+				
<i>Verbascum sinuatum</i> L.															+
<i>Veronica arvensis</i> L.	+	+								+				+	+
<i>Viburnum tinus</i> ssp. <i>tinus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Vicia disperma</i> DC.							+					+	+		
<i>Vicia lutea</i> L.											+		+		
<i>Vicia monardi</i> Boiss. & Reut.	+		+	+		+			+						
<i>Vicia ochroleuca</i> ssp. <i>atlantica</i> (Pomel) Greuter & Burdet													+		
<i>Vicia sativa</i> ssp. <i>sativa</i>	+	+					+							+	
<i>Vicia tetrasperma</i> ssp. <i>tetrasperma</i>							+	+			+	+			
<i>Viola odorata</i> L.				+	+	+		+		+				+	+
<i>Vulpia geniculata</i> ssp. <i>geniculata</i>	+			+							+			+	

**Titre: Evolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord Algérien).**

**Mots-clés: Subéraies, Dynamique après feu, Floristique, Structure, Légumineuses, Cistes, Sol.**

**Résumé:** Les paysages de la région méditerranéenne sont façonnés par l'action de feux récurrents. Cette perturbation est considérée comme une force écologique naturelle contre laquelle les végétaux ont acquis des mécanismes d'adaptation pour survivre et se régénérer. La plupart des études relatives à l'influence du feu sur les communautés végétales dans le bassin méditerranéen sont réalisées dans la rive Nord. Nous nous proposons dans le cadre de ce travail d'apporter une contribution au niveau de la rive Sud. Les stations d'étude se répartissent au niveau de la subéraie de Kabylie (Nord Algérien). L'évolution de la composition floristique et de la structure de la végétation est menée par l'approche synchronique sur un ensemble de 262 relevés de végétation. La dynamique des légumineuses, des cistes et des éléments biogènes de la couche superficielle du sol est menée par la méthode diachronique par un suivi sur des placettes permanentes durant les premiers mois de la succession après feu. Au cours des années après le feu, la richesse et la diversité floristiques suivent un modèle très général. Elles atteignent leurs valeurs maximales durant la première et la deuxième année après le feu, en raison de la reprise par la voie végétative des principales espèces endogènes et l'installation massive des annuelles et bisannuelles par le concours de leur banque de graines. Ces paramètres diminuent ensuite, pour finalement tendre à se stabiliser à partir de la cinquième année. Assez rapidement après incendie, la végétation réapparaît et recouvre la surface du sol. L'accroissement horizontal de la végétation tend à refermer très rapidement les milieux incendiés, le recouvrement du sol est total à cinq ans après le feu au niveau de toutes les stations analysées. L'accroissement vertical se traduit par un transfert du matériel végétal des strates basses vers les strates de plus en plus hautes au fur et à mesure qu'elles avancent en âge. La démographie des semis des légumineuses a montré deux pics, un premier (majeur) en Décembre, deux mois après l'incendie, et un second (moins important) en Mars. L'essentiel de la germination des cistes se concentre sur Décembre et Janvier avec un modèle de germination unimodal. Divers facteurs discutés influent sur la recolonisation des communautés incendiées par les cistes. Immédiatement après le passage du feu, nous enregistrons les taux les plus élevés pour l'ensemble des éléments biogènes étudiés, excepté pour le sodium et le phosphore 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. En somme, la subéraie de Kabylie semble s'adapter parfaitement à l'incendie.

**Title: Post-fire dynamics in the cork oak ecosystems of Kabylia (Northern Algeria).**

**Key words: Cork oak forests, Post-fire dynamics, Floristics, Structure, Legumes, Cistaceae, Soil.**

**Summary:** The Landscapes of the Mediterranean region are shaped by the action of recurrent fires. This disturbance is considered as a natural ecological force against which the native plants have developed several adaptive mechanisms of survival and regeneration. Most studies on the influence of fire on plant communities in the Mediterranean basin have been made mainly in the Northern side. With the present work, we intend to make a contribution on the topic concerning the southern part of the area. Our study sites were distributed over the cork oak forests of Kabylia (Northern Algeria). Changes in floristic composition and vegetation structure were analyzed using the synchronic approach on a set of 262 vegetation relevés. The dynamics of leguminous and *Cistus* species as well as the changes of the biogenic elements in the topsoil were conducted according to the diachronic method on permanent plots during the first months of the post-fire succession. After fire, the floristic richness and diversity followed a very general model. They reached their maximal values during the first and the second years after fire, owing to recovery through resprouting and massive installation of annuals and biennials from their soil seed banks. Then, these parameters began to decrease and finally tend to stabilize after the fifth year. Fairly soon after fire, the vegetation reappeared and covered the soil surface. The horizontal cover of the vegetation tended to heal very quickly the burnt landscapes; the ground cover was complete five years after fire in all the analyzed sites. Gradually, as the communities were growing older, there was a transfer of vegetal material from the lower vertical level to the higher and higher levels. The demography of legumes seedling showed two peaks, a first major one in December (two months after fire) and a lesser second one in March. The germination of *Cistus* plants concentrated in December and January with a unimodal pattern. Various factors affecting the colonization of burnt communities by *Cistaceae* were discussed. Immediately after fire, we recorded the highest rates for all the studied biogenic elements, except for sodium and phosphorus which did not display noticeable changes. With the healing of the communities, we noted a decrease in the levels of these elements. This decline in biogenic elements may be interpreted as a return to the state before fire. In sum, the cork oak forests of Kabylia seem to be perfectly adapted to fire disturbance.

**العنوان :** تطور غابات بلوط الفلين بعد الحرائق في منطقة القبائل (شمال الجزائر).

**كلمات المفاتيح :** غابات بلوط الفلين ، ديناميكيات ما بعد الحريق ، الثروة النباتية ، الهيكل ، البقوليات ، Cistaceae ، التربة.

**ملخص:** للحرائق المتكررة في منطقة البحر الأبيض المتوسط تأثير كبير على تشكل المناظر الطبيعية, ويعتبر هذا الاضطراب (الحريق) قوة إيكولوجية طبيعية وضعت ضدها النباتات آليات التكيف من أجل البقاء والتجدد. تم إجراء معظم الدراسات حول تأثير النار على المجتمعات النباتية في البحر الأبيض المتوسط في منطقة الساحل الشمالي. ونقترح في هذا العمل المساهمة في الشاطئ الجنوبي. وتتوزع مواقع الدراسة في غابات الفلين في منطقة القبائل (شمال الجزائر). تطور التكوين النباتي و هيكل الغطاء النباتي حلل بالطريقة غير المباشرة على 262 عينة نباتية. وأجريت ديناميكيات البقول, Cistaceae والعناصر الإحيائية في التربة السطحية بواسطة الأسلوب المباشر على قطع دائمة خلال الأشهر الأولى بعد الحريق. في السنوات التي تلت الحريق، الثروة والتنوع النباتي اتبعوا نموذج عام. إذ تصل قيمها الأقصى خلال السنة الأولى والثانية بعد الحريق، بسبب التجدد بواسطة التكاثر اللاجنسي للنباتات الأصلية الأساسية و التكاثر الجنسي (عن طريق البذور) للنباتات الحولية و ثنائية الحول هذه العوامل (الغنى و التنوع النباتي) تنخفض بعد ذلك إلى أن تستقر في نهاية المطاف بعد خمس سنوات. مباشرة بعد الحريق النباتات تعاود الظهور على سطح التربة. الانتشار الأفقي للنباتات يتجه نحو الغلق السريع للمساحات المحترقة. تغطية السطح تكون تامة في ظرف خمس سنوات بعد مرور الحريق في كل المحطات المدروسة. أما النمو العمودي يترجم بتحويل المادة النباتية تدريجيا من الطبقات السفلى نحوى الطبقات الأعلى مع مرور الوقت. أظهرت ديمغرافية إنبات البقوليات مرحلتين أساسيتين الأولى و هي الأكبر كانت في ديسمبر شهرين بعد الحريق اما الثانية فسجلت في شهر مارس. أما إنبات Cistaceae فيتركز في شهر ديسمبر و جانفي و تتبع نموذج أحادي الواسطة. مباشرة بعد مرور النار نسجل النسب الأعلى للعناصر الحيوية المعدنية المدروسة ما عاد الصوديوم والفسفور التي لم تظهر تغييرات ملحوظة. مع عودة للبيئة إلى وضعها الأصلي، نشهد انخفاض في مستويات هذه العناصر, هذا الانخفاض يمكن تفسيره بالعودة إلى الحالة السابقة للحريق. وخلاصة القول إن غابات الفلين في القبائل تبدو في وضع متكيف تماما مع الحرائق.