

# Mémoire

Présenté par

**Mme AITECHE Tassadit**

**Pour l'obtention du diplôme de Magister**

**Filière : Sciences de la Nature**

**Option : Ecologie et Environnement**

## Thème

Evolution selon le relief de la recolonisation après incendie d'une communauté à *Pinus Halepensis* par les cistes et les légumineuses et propositions de restauration contre l'érosion hydrique

Soutenu le : 21/10/2015

Devant le Jury composé de :

Nom et Prénom	Grade		
Mme ZEBBOUDJ Aicha	Prof	Univ. de Bejaia	Présidente
Mr. BEKDOUCHE Farid	MCA	Univ. de Bejaia	Rapporteur
Mr. SAHNOUNE Mohamed	Prof	Univ. de Bejaia	Examineur
Mr. SIDI Hachemi	MCA	Univ. de Bejaia	Examineur

**Année universitaire : 2015 / 2016**

# Remerciements

*Je remercie « Dieu » le tout puissant qui m'a donné santé, foi, volonté et*

*Courage*

*Mon très cher époux pour son soutien et ses encouragements incessants*

*Je tiens à présenter mes profonds remerciements et gratitude à Monsieur*

*BEKDOUCHE F. pour son entière disponibilité et aide et surtout pour la*

*confiance qu'il m'a toujours témoigné.*

*L'honorable jury composé du Professeur Mme ZEBBOUDJ A. Présidente, de Mr*

*SAHNOUNE M. et Mr SIDI H., examinateurs. Je les remercie d'avoir accepté*

*d'examiner et de juger ce travail.*

# *Dédicace*

*Aux êtres les plus chers à mes yeux “mes très chers  
parents”, La raison de mon existence,  
À qui je doit la grande reconnaissance  
Pour leur soutien, amour, tendresse et sacrifice*

*A mon très cher mari, Qu’il trouve ici l’expression de ma plus grande affection et  
amour*

*A mes beaux-parents pour leurs soutiens et encouragements et à toute ma belle  
famille*

*A mes très chères sœurs Samira; Souhila et son mari Kamel et ses enfants  
Kamilia, Rayene et Yanis ; Souad et son mari Nacer*

*A mes très chers frères : Halim ; Arezki et mon trésor Yacine*

*A toute la famille AITECHE et KHERFALLAH*

*A ma belle sœur Salma et son mari Ahmed, ses filles Delina et Nelia ainsi que  
toute sa belle famille.*

*A khali Nacer, tata Malika et leur fille Rima pour leurs soutien*

*A mes collègues du service labo de l’EPSF d’Ihaddadene et de la prévention*

*A ces toutes personnes, je dédie ce modeste travail*

# Sommaire

Introduction.....	1
-------------------	---

## CHAPITRE I : Analyse des incendies de forêt

I.1. Introduction.....	5
I.2. Les incendies de forêts dans le monde.....	5
I.3. Les incendie de forêts dans le bassin méditerranéen.....	7
I.4. Les incendie de forêts en Algérie.....	9
I.4.1. Evolution annuelle des nombres de feux et des superficies parcourues par les incendies en Algérie (période 1876-2014).....	10
I.4.1.1. Période coloniale 1876-1962.....	10
I.4.1.1.1. Les surfaces incendiées.....	10
I.4.1.1.2. La fréquence des feux.....	11
I.4.1.2. La période de l'Algérie indépendante 1963-2014.....	12
I.4.1.2.1. Les surfaces incendiées.....	12
I.4.1.2.2. La fréquence des feux.....	13
I.4.2. Bilan des incendies de forêts pour la wilaya de Bejaia (1985-2014).....	14
I.5. Conclusion.....	17

## CHAPITRE II : Dynamique de la pinède face au feu

II.1.Introduction.....	18
II.2. Dynamique et succession post-incendie de la végétation méditerranéenne.....	18
II.3. Richesse floristique après incendie.....	21
II.4. Régénération chez le Pin d'Alep après incendie.....	21
II.5. Espèces pionnières de la succession après feu : légumineuses et cistes.....	24
II.5.1. Les Légumineuses face au feu.....	24
II.5.2. Les Cistes fac aux feux.....	26
II.6. Conclusion.....	28

## CHAPITRE III : Généralités sur l'érosion hydrique

III.1. Origine et mécanismes de l'érosion hydrique.....	29
III.2. Facteurs de l'érosion hydrique.....	29
III.2.1. Facteurs naturels.....	30

III.2.1.1. Topographie du terrain.....	30
III.2.1.1.1. L'inclinaison de la pente.....	30
III.2.1.1.2. La longueur de la pente.....	30
III.2.1.2. Le climat.....	30
III.2.1.3. Le sol.....	30
III.2.1.4. La végétation.....	31
III.2.2. Facteurs anthropiques.....	31
III.2.2.1. L'incendie.....	31
III.3. Effet du couvert végétal sur l'érosion hydrique.....	33
III.3.1. Les mécanismes d'action de la végétation.....	34
III.3.2. Efficacité des différentes formations végétales.....	34

#### CHAPITRE IV : Méthodes de restauration des terrains incendiés

IV. 1. Introduction.....	35
IV.2. Restauration des terrains incendiés.....	35
IV.3. Méthodes de lutte contre l'érosion des sols.....	36
IV.3.1. L'utilisation d'une couverture vivante.....	37
IV.3.1.1. L'ensemencement (aérien ou au sol).....	37
IV.3.1.1.1. Efficacité des traitements d'ensemencement.....	38
IV.3.1.2. Les Barrières végétales.....	40
IV.3.2. Le fascinage.....	41
IV.3.2.1. Fascinage des ravines et talwegs.....	42
IV.3.2.2. Fascinage des versants.....	43
IV.3.3. L'utilisation d'une couverture morte.....	43
IV.3.3.1. Le paillage ou le mulch.....	43
IV.3.4. Les ouvrages construits .....	45
IV.3.4.1. Les cordons en pierres.....	45
IV.3.4.2. Les murettes.....	46
IV.3.4.3. Les gabions.....	46
IV.3.4.4. Les Terrasses.....	46
IV.3.4.5. Efficacité des ouvrages construits.....	46
IV.3.5. Apport de matière organique.....	47
IV.4. suivi des communautés restaurées.....	47
IV.5. Choix des techniques.....	47

## CHAPITRE V : Méthodologie et description de la zone d'étude

V- Méthodologie et description de la zone d'étude.....	49
V.1. Le choix des stations .....	49
V.2. Description de la zone d'étude.....	49
V.2.1. Climat.....	50
V.2.1.1. La température.....	50
V.2.1.2. Les précipitations.....	51
V.2.1.3. Régime saisonnier.....	51
V.2.2. Le sol.....	52
V.3. Synthèse climatique.....	52
V.3.1. Diagrammes Ombrothermiques de Bagnoules et Gausson 1953.....	53
V.3.2. Le Quotient pluviothermique d'Emberger.....	54
V.4. Echantillonnage.....	56

## CHAPITRE VI : Résultats et discussions

VI. Analyse de la recolonisation après incendie par les cistes et les légumineuses de la pinède à <i>Pinus halepensis</i> d'Ain Skhoun.....	57
VI.1. Résultats et discussion.....	58
VI.1.1. dynamique de germination des graines de légumineuses durant les deux premières années après incendie.....	58
VI.1.2. Dynamique de germination des graines des cistes durant les deux premières années après incendie.....	64
VI.1.3. Analyse floristique: Richesse, diversité, régularité et distribution d'abondance.....	70
VI.1.4. Proposition de restauration.....	78
VI.2. Conclusion.....	79
Conclusion Générale.....	81

### Références bibliographiques

### Annexe.

## *Liste des figures*

<b>FIGURE N°1</b> : Répartition mondiale des feux pour la période allant du 28/08/08 au 06/09/08....	6
<b>FIGURE N° 2</b> : Les incendies de forêt dans le bassin méditerranéen (2000 à 2009).....	8
<b>FIGURE N° 3</b> : Evolution annuelle des superficies parcourues par le feu en Algérie (1876-1962).....	11
<b>FIGURE N° 4</b> : Evolution annuelle des nombres d'incendies en Algérie (1876-1915).....	11
<b>FIGURE N° 5</b> : Evolution annuelle des superficies parcourues par le feu (1963-2014).....	13
<b>FIGURE N° 6</b> : Evolution annuelle des nombres d'incendies en Algérie (1979-2014).....	14
<b>FIGURE N°7</b> : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson de la région d'Ain-skoun pour la période 1978-2014.....	53
<b>FIGURE N°8</b> : Situation bioclimatique de la région de Bejaia sur le climagramme D'emberger modifié par ( Stewart (1969) in Leutreuche-Belarouci 1991).....	55
<b>FIGURE N° 9</b> : Germination des graines de légumineuses (moyenne $\pm$ sd) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente).....	59
<b>FIGURE N° 10</b> : Germination des graines des espèces du genre <i>Cistus</i> (moyenne $\pm$ sd) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente).....	66
<b>FIGURE N°11</b> : Distribution d'abondance des espèces de la station 1 (en plateau).....	75
<b>FIGURE N° 12</b> : Distribution d'abondance des espèces de la station 2.....	75
<b>FIGURE N°13</b> : Corrélation de Pearson entre les distributions d'abondance des espèces des deux stations ( $R = 0.95, P > 0.95$ ).....	77

## *Liste des tableaux*

<b>TABLEAU 1</b> : Les moyennes des incendies de forêt de quelques pays de la région méditerranéenne pour la période 1980-2010.....	8
<b>TABLEAU 2</b> : Bilan des incendies pour la wilaya de Bejaia pour la période 1985-2014 (DGF de Bejaia) et la moyenne annuelle des précipitations pour la même période (ONM de Bejaia) .....	15
<b>TABLEAU 3</b> :Les moyennes des températures maximales (M °C) et minimale (m °C) de la station de Bejaia (1978 - 2012).....	50
<b>TABLEAU 4</b> : Moyennes des hauteurs mensuelles des précipitations de la station de Bejaia (1970 - 2012).....	51
<b>TABLEAU 5</b> : Régimes saisonniers des précipitations.....	51
<b>TABLEAU 6</b> : Germination des graines de légumineuses (moyenne $\pm$ sd) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 et de la station 2.....	63
<b>TABLEAU 7</b> : Germination des graines des espèces du genre <i>Cistus</i> (moyenne $\pm$ sd) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente).....	65
<b>TABLEAU 8</b> : Valeurs de la richesse floristique, diversité floristique et indice de régularité au niveau des deux stations analysées une année après l'incendie.....	71

## *Liste des photos*

<b>PHOTO N°01 :</b> Barrières végétales installées dans le lit d'une ravine .....	41
<b>PHOTO N°02 :</b> Réalisation d'une fascine.....	42
<b>PHOTO N°3 (A et B):</b> Fascine en branchages et en rondins entremêlés posée sur un cours d'eau temporaire.....	42
<b>PHOTO 04 et 05:</b> Le fascinage des versants et installation des troncs d'arbres brulés pour le contrôle d'érosion après feu .....	43
<b>PHOTO 06 et 07:</b> Les seuils en pierre sèche.....	45

# *Introduction*

## **Introduction générale**

Parmi les facteurs qui menacent les forêts dans le monde, le feu est le plus redoutable par les pertes et les conséquences qu'il entraîne, aussi bien sur l'environnement que sur l'économie des pays. Il a été reconnu, depuis longtemps, comme le plus spectaculaire et le plus grave facteur par son intensité et sa brutalité, par l'ampleur des surfaces parcourues dans le moindre temps et par l'importance des dommages causés (Boudy, 1952).

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 2014, 1.363 998 millions d'hectares ont brûlé, soit une moyenne de 37 889 hectares chaque année. La pinède à *Pinus halepensis* est parmi les communautés végétales les plus touchées. 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.

Cependant, le feu a toujours existé en Région Méditerranéenne et il faut le considérer comme tout autre facteur écologique faisant partie intégrante du fonctionnement des écosystèmes. Il a induit une évolution de la végétation vers des adaptations qui lui procurent une grande résilience (faculté très élevée à rejeter de souche ou à se multiplier par graines, etc...), entraînant un retour assez rapide à un état proche de l'initial. En revanche, des feux répétés conduisent à un appauvrissement floristique marqué, certains végétaux n'ayant pas eu le temps d'arriver à maturité sexuelle. Ils peuvent également provoquer un appauvrissement des sols, notamment par les phénomènes d'érosion qu'ils entraînent. C'est donc la fréquence des feux, qui met en danger la pérennité des peuplements forestiers.

La Région Méditerranéenne est particulièrement touchée par l'érosion. Ceci est dû à de longues périodes sèches suivies d'orages avec de violentes chutes de pluies érosives, tombant sur des pentes raides aux sols fragiles.

Du point de vue de la gestion post-incendie, le facteur le plus critique susceptible d'affecter le risque de l'érosion du sol est le couvert végétal. En région méditerranéenne, les précipitations de forte intensité sont plus susceptibles de se produire à la fin de l'été et en automne. Par conséquent, pour les incendies d'été, les plus communs dans la région, il y a un risque élevé d'érosion après le feu, lorsque la couverture végétale faible et de fortes pluies peuvent coïncider dans le temps (Vallejo, 1999). Le risque diminuera continuellement à

mesure que la couverture végétale se régénère. Ainsi les mesures de protection des sols doivent être prises dès que possible après l'incendie dans les zones où l'érosion et des risques élevés de ruissellement ont été identifiés. Ces mesures sont regroupées sous le concept de réhabilitation d'urgence après feu (Robichaud *et al.*, 2000).

Dans les écosystèmes de type méditerranéen, les incendies sont récurrents et les végétaux en place sont adaptés à cette perturbation qu'ils subissent depuis des millénaires (Naveh, 1975; Arianoutsou, 1998; Pausas *et al.*, 2004). 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 se régénèrent après le passage du feu par voie végétative, rares sont les espèces qui reprennent exclusivement par voie sexuée. Parmi ces semenciers obligatoires, nous retrouvons un bon nombre de légumineuses herbacées annuelles et les espèces du genre *Cistus* (Thanos & Georghiou, 1988). Les légumineuses et 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, 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.* (2005) 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 la majorité des légumineuses et des 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), 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 sur la levée de la dormance de la banque de graines du sol a été démontré (Roy & Sonié, 1992; Crosti *et al.*, 2006; Scott *et al.*, 2010).

Durant les toutes premières années des successions forestières après incendie, les légumineuses et les cistes s'installent massivement avec des taux importants de germination des graines de la banque du sol (Arianoutsou & Margaris, 1981; Eshel *et al.*, 2000). En raison de cette reprise rapide et massive, elles 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).

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 (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; Goergen & Chambers, 2009).

En raison de leur importance durant les premiers stades des successions végétales, les légumineuses et les cistes sont très largement étudiés 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; Arianoutsou & Thanos, 1996; Herranz *et al.*, 1999; De Las Heras *et al.*, 2002; Tavsanoğlu & Gürkan, 2005; Baeza *et al.*, 2007). En Afrique du Nord, aucune donnée relative à ce sujet n'est disponible, 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, 2010). Plus récemment Bekdouche *et al.* (2011) ont analysé la dynamique des légumineuses dans des communautés forestières sans toutefois aborder l'effet de la topographie.

En Algérie, la pinède à *Pinus halepensis* est la communauté végétale la plus touchée par l'incendie avec 48,36 % de la superficie forestière brûlée entre 1985 et 2010 et un maximum de 9 10<sup>4</sup> ha en 1994 (Meddour-Sahar & Derridj, 2010).

Cette étude a pour objectif de suivre la dynamique de la banque de graines du sol des légumineuses et des cistes après incendie durant une période de 2 ans, sur deux situations topographiques différentes d'une pinède à *Pinus halepensis*, l'une située sur un plateau l'autre sur une pente. Les aspects analysés sont la germination des graines de cistes et légumineuses, la richesse et la diversité floristiques ainsi que la distribution d'abondance des espèces.

Pour ce faire, nous avons structuré notre mémoire en six chapitres, dont les quatre premiers constituent la partie bibliographique et les deux derniers la partie pratique:

- I- Analyse des incendies de forêt ;
- II- Dynamique de la pinède après feu ;
- III- Généralité sur l'érosion hydrique ;
- IV- Méthodes de restauration des terrains incendiés ;
- V- Méthodologie et présentation de la zone d'étude ;
- VI- Résultats et discussion.

*Partie*  
*Théorique*

# *Chapitre I*

## *Analyse des incendies de forêt*

**I-1 Introduction**

L'ensemble des massifs forestiers de la planète sont soumis à la loi du feu, du fait que les trois éléments essentiels du triangle du feu sont universels : chaleur (flamme), comburant (Oxygène) et combustible. Là où le combustible végétal se trouve près des hommes, l'incendie peut naître, dès lors que l'environnement lui est favorable (densité de la forêt, vitesse du vent, sécheresse de la saison).

Le feu est un élément difficilement contrôlable. Il constitue la première cause de dégradation forestière tant à l'échelle planétaire, régionale que locale. Les feux sont un phénomène récurrent du bassin méditerranéen, ils ne sont pas le résultat des caractéristiques du milieu uniquement, mais sont, avant tout, un fait culturel (Clément, 2005). Pendant des siècles, ce facteur principal de l'anthropisation (Quézel & Medail, 2003) a toujours été présent dans le paysage rural et a été utilisé pour des activités agricoles et pastorales, qui formaient des discontinuités entre les massifs forestiers. L'incendie n'est donc pas un phénomène récent et il a largement contribué à façonner le paysage végétal.

**I-2 Les incendies de forêts dans le monde**

Avant la révolution industrielle, près de la moitié des terres émergées de la planète étaient couvertes de forêts. En 1955 cette superficie avait diminué de moitié. En 1980, les forêts du monde étaient estimées à 2,5 milliards d'hectares, soit le cinquième de la superficie terrestre. En 2000, on s'attendait déjà à ce que cette superficie s'affaiblisse encore d'un demi-milliard d'hectares (Anonyme, 2008).

Les incendies parcourent 3 à 4 millions de km<sup>2</sup> de la planète chaque année (Giglio *et al.*, 2006 ; Van de Werf *et al.*, 2006). La télédétection des feux mondiaux indique que l'Afrique est le « centre du feu » de la planète, avec plus de biomasse consommée par le feu que nulle part ailleurs sur la Terre (NASA, 2003).

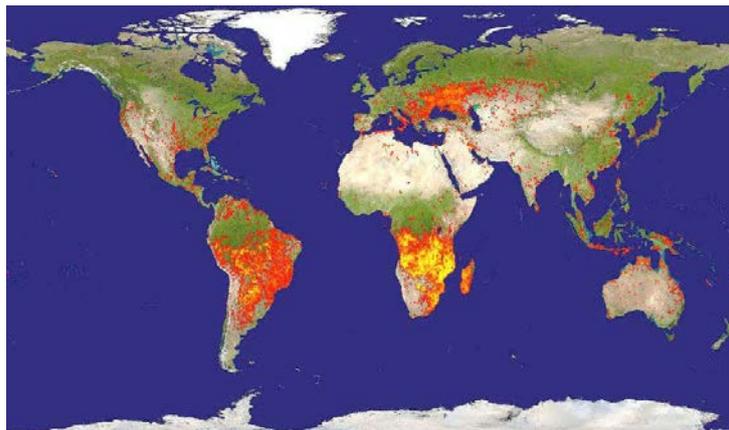
Selon la FAO, de 1980 à 1990 chaque année 13,7 millions d'hectares de forêts ont disparu. Les graves incendies des années 90 ont attiré l'attention internationale, particulièrement ceux de 1997 et 1998 dont la fumée a recouvert de vastes régions du bassin Amazonien, de l'Amérique centrale, du Mexique et de l'Asie du Sud Est. Depuis, les feux n'ont malheureusement pas reculé. Selon une évaluation faite pour l'année 2000, une superficie de 350 millions d'hectares de forêt avait brûlée, soit environ 5 % par an, dont 230 millions d'hectares en Afrique (FAO, 2007).

L'année 2003, a été dans le monde une année dramatique pour les forêts. Elle a été une des pires dans l'histoire récente en termes de pertes en vies humaines et de dommages causés aux forêts et infrastructures. En Russie, 23,7 millions d'hectares de forêts ont été perdus, une

zone presque aussi grande que le Royaume-Uni. Aux Etats Unis, quelques 2,8 millions d'hectares de forêts ont été détruits par les incendies, contre 1,7 millions d'hectares en 2002. Le Canada a enregistré 2,6 millions d'hectares de surfaces brûlées. L'Australie a perdu plus de 60 millions d'hectares dans des incendies dont la moitié est causée par l'homme. L'Europe a aussi été fortement touchée par les feux de 2003. Le Portugal a perdu environ 417 000 hectares, soit une augmentation de 300 pour cent par rapport aux pertes moyennes pendant les deux dernières décennies. En France, le feu a parcouru plus de 73 000 hectares de formations forestières et sub-forestières. On relève pour la seule zone méditerranéenne, près de 62 000 ha brûlées et environs 3 500 éclosions de feu (FAO, 2003). D'après les chiffres provisoires de chaque pays pour l'année 2003, le feu a parcouru 15,8 % de la superficie forestière au Portugal, 1,06 % en Italie et 0,5 % en Espagne (Velez, 2004).

Une moyenne de 487 000 feux de végétation s'est produite chaque année au cours de la période 2003- 2007 dans les forêts et autres terres boisées de la planète (FAO, 2010). Le Mozambique, les États-Unis d'Amérique, Madagascar, la Pologne, le Portugal, la Russie, l'Espagne, l'Argentine et la Hongrie sont en tête de liste, avec une moyenne de plus de 10.000 feux de végétation par an (FAO, 2010).

Dans une étude récente, basée sur une série de sept ans de feux actifs détectés par le capteur MODIS, Chuvieco *et al.* (2008) estiment que plus de 30 % de la superficie de la Terre a une activité d'incendie importante. Les zones d'incendie les plus dangereuses du monde se situent : en Afrique sub-saharienne où plus de 170 millions d'hectares brûlent chaque année, en Amérique Latine, et en Europe de l'Est (Figure 1).



**FIGURE N°1 :** Répartition mondiale des feux pour la période allant du 28/08/08 au 06/09/08. En rouge et jaune les territoires incendiés (MODIS Rapid Response System, Global Fire Maps).

Les travaux relatifs aux incendies réalisés à travers le monde concernent surtout les forêts et sont extrêmement nombreux (Rundel, 1981 ; Alexander, 1982 ; Bigot *et al.*, 1999 etc.). Les écosystèmes de type méditerranéen ont également fait l'objet de nombreuses études

(Debano & Conrad, 1978, Trabaud, 1980 ; Alexandrian, 1988; etc.). L'ensemble de ces travaux ont montré que le feu bouleverse les différents compartiments de l'écosystème, leur fonctionnement, leurs interactions et provoque des effets tels que l'échauffement, la disparition du couvert végétal et l'apport de cendres. Le feu de forêt devient un risque quand, par sa fréquence ou son intensité élevée, il détériore la forêt et menace l'Homme et ses activités.

### **I-3 Les incendies de forêts dans le bassin méditerranéen**

La forêt méditerranéenne est vaste, variée et présente une grande diversité de communautés forestières instables et très sensibles aux perturbations telles que les incendies (Seigue, 1987). Depuis des millénaires, les activités humaines dans les territoires méditerranéens ont modifié les dynamiques naturelles des feux et la capacité de la végétation à répondre à cette perturbation (sa résilience). Les conditions climatiques jouent également un rôle important: l'humidité contenue dans la litière est affectée par une saison chaude et sèche prolongée (de juin à fin octobre), avec des températures moyennes journalières de 30 °C, peu de précipitations et des vents caractérisés par une grande vitesse et un fort pouvoir de dessiccation (Garavaglia & Besacier, 2013).

À l'âge du bronze, les forêts couvraient 82 % des terres en Méditerranée (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000). Aujourd'hui, la couverture n'y est que de 17 % (FAO, 2012). Cette dégradation est due essentiellement aux activités humaines, l'une d'entre elles étant les feux qui à eux seuls en détruisent environ 500.000 à 800.000 hectares par an, soit environ 1,5 % du total des forêts méditerranéennes, causant des dommages écologiques et économiques énormes, ainsi que des pertes de vies humaines (Rowell & Moore, 2000).

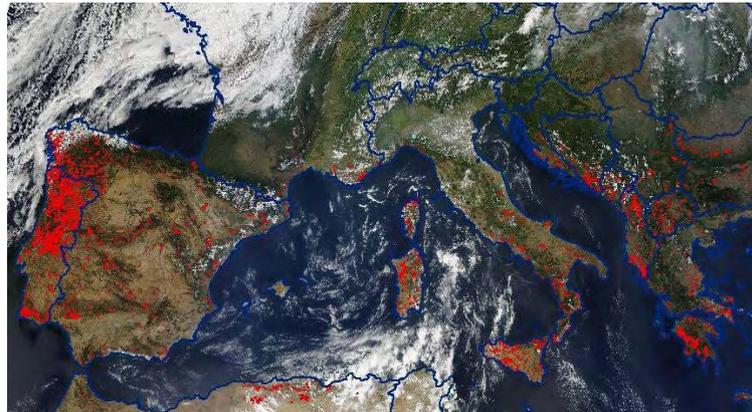
Malgré le caractère fort irrégulier des incendies, les écarts en surface détruite étant très variables entre les années (Ramade, 1997), durant la décennie allant de 1997 à 2007, Rego *et al.*, (2007) notent qu'il y a une tendance à la baisse des surfaces parcourues (moyennes annuelles) qui balancent entre 300.000 à 500.000 ha.

Durant la période 2006-2010, plus de 2 millions d'hectares de terres non cultivées (pas uniquement des forêts) ont été brûlées dans la région méditerranéenne, ce qui représente une moyenne de plus de 400 000 ha par an. Dans la même période, environ 269 000 feux de forêt ont été signalés dans la région, soit une moyenne d'environ 54 000 feux par an (Garavaglia & Besacier, 2013).

Actuellement, la situation est très tranchée entre les deux rives de la Méditerranée (figure 2). Au nord, après une période de forte surexploitation et de régression aux 18ème et

19ème siècles (FAO, 2012), on assiste presque partout à un plus ou moins vigoureux retour de la forêt, dû à l’abandon des zones marginales par l’agriculture et le pâturage.

Dans les pays de la rive sud, les incendies sont beaucoup moins abondants en nombre et surfaces parcourues, certainement à cause des conditions socio-économiques différentes (Dimitrakopoulos & Mitsopoulos, 2006); la forêt est encore une ressource, pour la nourriture, le bois de chauffage et surtout pour le pâturage. A l’est, la situation est intermédiaire.



**FIGURE N°2:** Les incendies de forêt dans le bassin méditerranéen (MODIS 250 m, période 2000 à 2009). <http://lance-modis.eosdis.nasa.gov>.

Les chiffres records en Europe correspondent généralement à des périodes prolongées de vagues de chaleur comme en 1994, 2003 (été le plus chaud de ces 500 dernières années sur l’Europe Occidentale (Magdeleine, 2003)), 2007 et 2012 : Espagne : 437.635 ha en 1994 ; Algérie: 271.598 ha en 1994 ; Portugal: 425.658 ha en 2003; France: 73.275 ha en 2003; Italie: 227.729 ha en 2007 ; Grèce: 225.734 ha en 2007 (Tableau I).

**Tableau 01 :** les moyennes décennales des incendies de forêt de quelques pays de la région méditerranéenne pour la période 1980-2010 (Guido Schmuck *et al.* ,2010).

Année	Portugal	Espagne	France	Italie	Grèce	Total
1980-1989	73 484	244 788	39 157	147 150	52 417	556 995
1990-1999	102 203	161 319	22 735	118 573	44 108	448 938
2000-2010	148 555	118 833	21 247	80 483	45 577	413 695
1980-2010	109 386	173 169	27 504	114 276	47 309	471 644

L’Algérie présente des valeurs clairement plus modestes que l’Europe, mais dans la région MENA (Middle East-North Africa), elle représente le pays le plus touché par les incendies de forêt en pourcentage de surface parcourue. Pour un pays ayant un grand

problème de désertification et présentant un taux de boisement très faible de 1,76 % (FOSA, 2000), la perte annuelle de 35.000 ha signifie l'avancée irrésistible de la désertification.

#### **I-4 Les incendies de forêts en Algérie**

De tous les problèmes que connaît et qu'a connu la forêt algérienne, le feu reste le facteur le plus redoutable et le plus dévastateur, pouvant causer d'énormes préjudices vue la sensibilité de nos massifs forestiers aux incendies qui restent très fréquents en période estivale.

L'Algérie possède 4,1 millions d'hectares de forêts, de maquis et de broussailles qui ne représentent qu'un taux de boisement de 16,4% en ne considérant que le nord du pays, et seulement 1,7%, si l'on prend en ligne de compte tout le territoire national. Dans les deux cas, cette couverture forestière est nettement insuffisante en comparaison au taux de 25%, mondialement admis. Chaque année, cette superficie, déjà insuffisante, perd une moyenne de 30 000 ha ; ce qui est nettement important pour un pays comme l'Algérie qui se situe dans une zone à climat désertique pour une large frange de son territoire.

L'analyse des statistiques des feux de forêts en Algérie permettra de retracer leur historique sur une très longue période continue de 139 ans (1876 à 2014). En effet, l'Algérie est l'un des rares pays possédant des statistiques sur les feux de forêts sur une période assez importante (Meddour-Sahar *et al.*, 2008). Les principales sources de données utilisées sont celles de Grim (1989) in Megrerouche (2006), Kebir & Abbas, (2011) (pour la période : 2001-2014). Leur recueil permettra de reconstituer cette série chronologique comportant deux étapes historiques de notre pays.

Dans l'analyse qui suit, nous aborderons aussi bien l'évolution annuelle du nombre de feux que celle des superficies parcourues annuellement par les incendies, on la partageant en deux périodes de durée différente : la période coloniale (1876-1962) et celle de l'Algérie indépendante (1963-2014). Cette analyse nous permettra de mieux appréhender l'évolution temporelle des feux de forêts en Algérie et de déceler les tendances générales de cette évolution et en particulier de mettre en évidence s'il y a ou non aggravation des feux de forêts. Pour la wilaya de Bejaia, la seule source de données utilisée est la direction générale des forêts et ce pour une période de 30 ans (1985-2014).

Cependant, comme le soulignent Alexandian & Esnault (1998), les longues séries statistiques doivent être interprétées avec prudence, car le contexte forestier a pu évoluer de manière significative, des événements politiques ont pu également affecter le pays et modifier la façon de comptabiliser les feux.

Dans le cas de l'Algérie, sur un laps de temps aussi important (139 ans), les systèmes de collecte de l'information ont effectivement évolué, après la guerre d'indépendance et également après la promulgation de la loi portant « Régime Général des Forêts en Algérie » en 1984, sans oublier la fiabilité des données recueillies durant la « décennie noire » d'instabilité politique qu'a traversé notre pays (années 1990).

#### **I-4-1 Evolution annuelle des nombres de feux et des superficies parcourues par les incendies en Algérie (période 1876-2014)**

##### **I-4-1-1 Période coloniale 1876-1962**

###### **I-4-1-1-1 les surfaces incendiées**

Marc (1930), à l'occasion du centenaire de la colonisation, réaffirme qu'en 1830, existait un domaine forestier assez beau, estimé à 5 millions d'hectares. L'exploitation des forêts lors de la conquête coloniale pour la construction des bases, des forteresses et l'approvisionnement des militaires associé à la surexploitation du bois, principalement durant la seconde guerre mondiale, ont causé la disparition de plus d'un million d'hectares. Boudy (1955) estime qu'entre 1863 et 1865, les superficies incendiées sont d'environ 200.000 hectares.

La période coloniale a été fatale, comme on le sait, pour notre patrimoine forestier. En effet, une surface cumulée de 3 506 942 ha a été parcourue par le feu, sur une période de 87 ans (1876-1962), soit une moyenne de 41 258 ha/an. Durant cette époque, le feu a mis en péril notre patrimoine forestier, en certaines circonstances malheureusement trop répétées ; les dégâts qu'il a causés ont pris la proportion de véritables désastres. Les incendies catastrophiques, de plus de 100 000 ha/an (voire de 150 000 à 200 000 ha), marquent des années tristement célèbres dans les statistiques algériennes sur ce sujet (figure 3). Ces grands incendies dramatiques ont coïncidé en général avec des époques troubles (insurrections, période de guerre). Plus particulièrement, durant la guerre de libération (1954-1961), 645 414 ha de forêt ont été la proie des flammes, suite à la politique de la terre brûlée. Durant les « années de braises » de 1956 à 1958, 435 646 ha au total ont été ravagés par le feu, avec un maximum absolu de 204 220 ha en 1956. Au cours de cette période, de nombreux massifs forestiers ont été brûlés à plusieurs reprises (Ouarsenis, Djurdjura, etc.) et 220 000 ha de forêts ont été calcinés au napalm rien qu'aux Aurès (Sari, 1976). Cependant, Grim (1989) estime qu'il reste à prouver que les surfaces incendiées relevées durant cette période correspondent bien à la réalité.

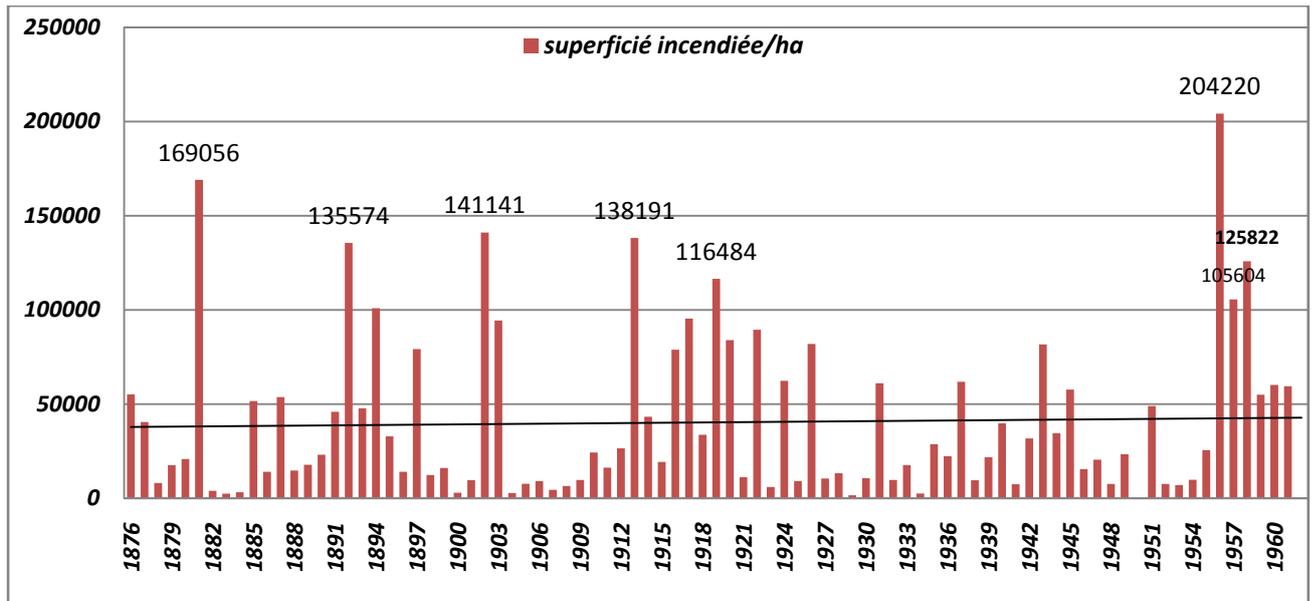


FIGURE N° 3: Evolution annuelle des superficies parcourues par le feu en Algérie (1876- 1962).

**I-4-1-1-2 La fréquence des feux**

Pour l'époque coloniale, les données sur le nombre d'incendies sont disponibles pour la période 1876-1915, c'est à dire sur 40 ans (figure 4), où on a enregistré un total de 11 135 feux, soit une moyenne de 278 feux/an. Une dizaine d'années dépasse cette moyenne annuelle, comme par exemple lors des années successives 1885 à 1889, 1891 à 1893. Mais, les fréquences annuelles des feux les plus élevées se sont présentées plus tard à 8 reprises, particulièrement en 1902 (475 feux) ,1903 (388 feux), 1910 (482 feux) et en 1913, avec une valeur record de 696 feux. De façon évidente, on observe une augmentation notable de la fréquence annuelle des feux lors de cette période (comme le montre la courbe de tendance sur la figure 4).

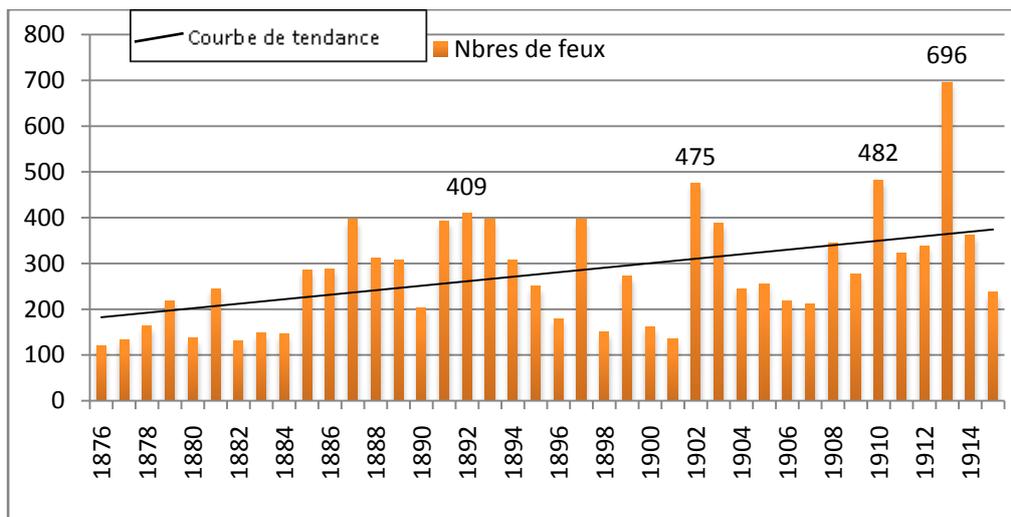


FIGURE N° 4: Evolution annuelle des nombres d'incendies en Algérie (période 1876-1915).

**I-4-1-2 La période de l'Algérie indépendante 1963-2014****I-4-1-2-1 Les surfaces incendiées**

La dégradation de la forêt algérienne et la réduction des surfaces boisées ont persisté jusqu'à nos jours sous l'effet de l'action humaine. En effet, la superficie totale du domaine forestier algérien actuel est inférieure à 2 500 000 ha dont 1,8 millions d'hectares fortement dégradés. Cependant, grâce aux opérations de reboisements pratiqués après l'indépendance, les formations forestières couvrent actuellement 4,1 millions d'hectares (FOSA, 2000).

Après l'indépendance, la forêt algérienne n'a pas été épargnée par les incendies de forêt. En effet, la superficie forestière totale incendiée durant la période 1963-2014 (52 ans) est évaluée à 1 797 491 ha, le feu a donc détruit en moyenne 34 567 ha/an. Cependant, la superficie brûlée fluctue d'une année à une autre. Après l'indépendance, la forêt algérienne a donc connu une relative accalmie, puisque les superficies brûlées ont diminué par rapport à la période coloniale, où la moyenne annuelle était, rappelons-le, de 41 258 ha (soit 16 % de moins). Toutefois, on reste certainement loin des incendies catastrophiques de 100 000 à 150 000 ha de la période coloniale. Cependant, l'Algérie a vécu deux années catastrophiques, pour ne pas dire infernales. Celles-ci marqueront à jamais l'histoire des incendies de forêts dans notre pays, en l'occurrence 1983 et 1994, avec respectivement 221 367 ha et 271 598 ha, deux records absolus dépassant largement celui de 1956 (204 220 ha). Ces deux années, à elles seules, totalisent 492 965 ha, soit un taux de 27,43 % sur le total de la chronologie actuelle (52 ans).

De telles surfaces brûlées « exceptionnelles » peuvent être dues, du moins en grande partie, à des conditions climatiques très favorables au déclenchement et à la propagation du feu (sécheresse persistante depuis plusieurs années consécutives, épisodes venteux, canicules). En effet, selon Kacha (1990), l'Algérie a connu 6 années de sécheresse durant la décennie 80, où le déficit hydrique a atteint un niveau critique évalué à moins 25 % du volume annuel en moyenne. Pour sa part, Ait Mouhoub (1998) note également que la sécheresse était bien marquée en Algérie dans les années 1980, où le déficit pluviométrique variait selon les régions (Centre, Est et Ouest) entre 15 et 26 %.

Quant à l'année critique 1994, la xéricité (C'est à dire l'ensemble des paramètres qui déterminent un milieu caractérisé par une aridité persistante et une végétation adaptée à la sécheresse) climatique peut expliquer naturellement les incendies catastrophiques qui ont marqué notre pays et d'autres régions méditerranéennes, comme par exemple l'Espagne (Velez, 1995). Pour Ramade (1997), les désordres politiques, comme en Algérie,

sont « depuis 1992 à l'origine de plusieurs incendies ayant ravagé de vastes forêts, en particulier en Kabylie ».

Meddour-Sahar et al. (2013) ont analysés le bilan des incendies des forêts en Algérie durant la période s'étalant de 1980 jusqu'au 2012. Ces auteurs ont conclu que la lourdeur du bilan témoigne d'une incapacité à agir sur les causes de départs de feux.

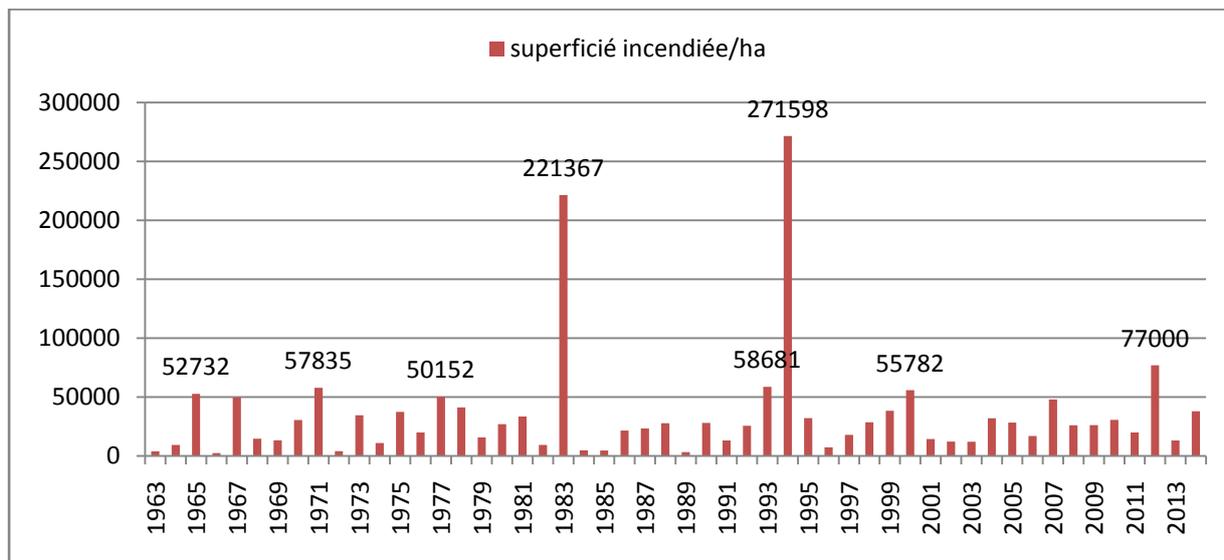


FIGURE N°5: Evolution annuelle des superficies parcourues par le feu (1963-2014)

**I-4-1-2-2 La fréquence des feux**

Pour la période de l'Algérie indépendante, les données sur la fréquence des incendies sont disponibles depuis 1979, soit une durée de 36 ans (figure 6), où on a enregistré un cumul de 61 498 feux, soit une moyenne de 1708 feux/an. Ce qui représente, par rapport à la période coloniale (1876-1915), un nombre annuel de feux 6.14 fois plus élevé. De plus, 17 années surpassent très largement cette moyenne annuelle, comme lors des années successives 1992, 1993 où la fréquence a atteint des sommets vertigineux dépassant les 2 000 feux/an, plus spécialement en 1994 avec un record de 2 392 feux. Des fréquences annuelles des feux très élevées se sont encore présentées plus tard et pendant les années allant de 1997 à 2000 et de 2004 à 2009 (avec de 1400 à plus de 2 000 incendies/an). Des fréquences annuelles encore plus dramatiques ont été notées pour la période allant de 2010 à 2014 (plus de 2 500 à 5 000 incendies/an). La tendance générale pour cette période est sans équivoque : une hausse exponentielle de la fréquence annuelle des feux (comme l'illustre bien la courbe de tendance sur la figure 6). Ce résultat est le fait d'un grand nombre de petits feux consommant une superficie très faible.

Autrement comment expliquer une baisse des surfaces incendiées par rapport à la période coloniale et une augmentation substantielle de la fréquence des feux. Cette situation pourrait s'expliquer par la réduction du couvert forestier et probablement par l'efficacité des interventions des services de lutte contre les incendies.

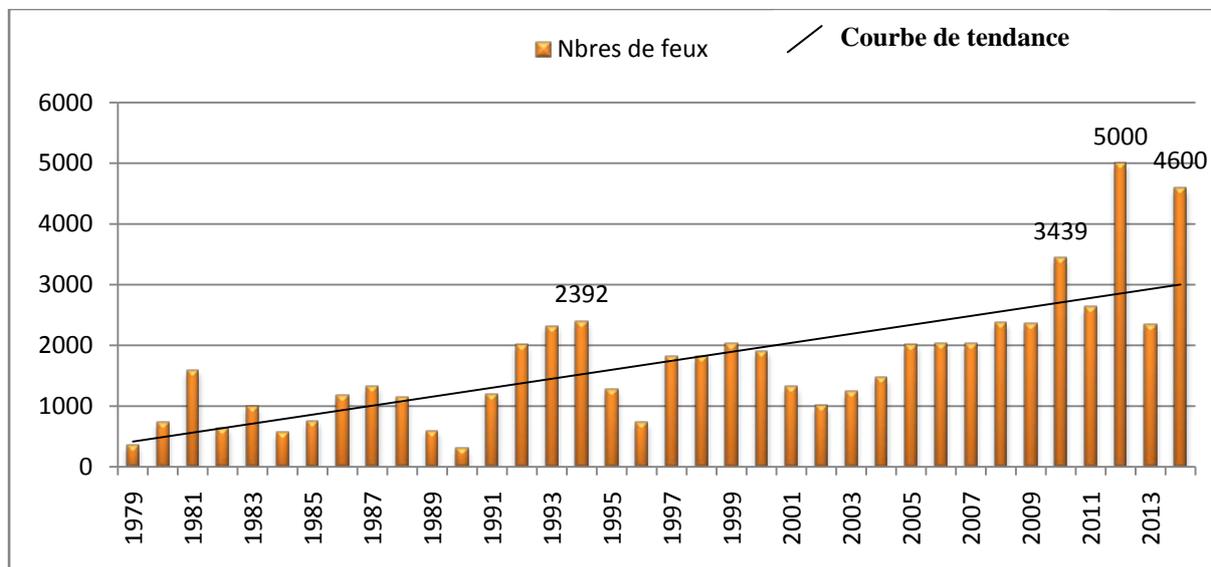


FIGURE N° 6: Evolution annuelle des nombres d'incendies en Algérie (1979-2014).

#### I-4-2 Bilan des incendies de forêts pour la wilaya de Bejaia pour la période 1985-2014

La superficie forestière de la wilaya de Bejaia est estimée à 122 500 hectares (forêts, maquis et garrigues) soit 38% de la superficie totale de la wilaya. Les espèces dominantes de ce couvert végétal sont : le chêne-liège, le chêne Afares, le chêne vert, le chêne kermès et le pin d'Alep (Anonyme, 2013).

Comme toutes les régions du Nord du pays, tous les ans, Bejaia enregistre durant la période estivale des incendies qui ravagent les différentes formations végétales. Les données sur les incendies de forêts (le nombre d'incendies ainsi que la superficie brûlée) que nous présentant dans ce chapitre concerne une période de 30 ans, soit de 1985 à 2014.

A travers une simple analyse des chiffres présentés dans le tableau 2 pour la période indiquée précédemment, un totale de 103 111 ha des forêts de la wilaya ont été détruits par 3 899 feux, soit une moyenne de 3437 ha /an et 113 feux/an. Ainsi, la wilaya de Bejaia affiche un taux de 18,46% de la superficie totale incendiée à l'échelle nationale pour la même période qui à été estimée à 558 495 ha soit une moyenne de 18 617 ha/an. Ce qui place Bejaia en tête de la liste des wilayas les plus touchées par les feux de forêts.

En effet, le bilan des feux de forêts présenté par la DGF, dans le cadre de la coopération entre la Direction Générale des Forêts (DGF) et l'Agence Spatiale Algérienne (ASAL) afin d'analyser les premiers bilans de la campagne des feux de forêts de l'été 2010, indique qu'en moyenne 46% des surfaces parcourues concernent la région centre du pays, 38% la région Est et 16% la région Ouest. Les wilayas qui se distinguent comme les plus touchées par ces feux de forêts sont : Bejaia, Bordj Bou Arreridj, Batna, Tizi Ouzou, Ain Defla, Médéa, Tlemcen, Blida et Skikda. Ce sont globalement les wilayas qui concentrent la plus grande part de la couverture forestière nationale.

**Tableau 2** : bilan des incendies pour la wilaya de Bejaia pour la période 1985-2014 (DGF de Bejaia) et la moyenne annuelle des précipitations pour la même période (ONM de Bejaia).

Année	Nombre d'incendies	Superficie incendiée (ha)	Précipitation (mm)
1985	39	719	823
1986	59	1 720	1049
1987	64	<b>2 194</b>	<b>737</b>
1988	77	<b>3 261</b>	<b>867</b>
1989	26	226	498
1990	85	958	753
1991	96	1 768	773
1992	<b>149</b>	<b>6 334</b>	<b>890</b>
1993	<b>112</b>	<b>9 471</b>	<b>593</b>
1994	89	<b>25 827</b>	<b>579</b>
1995	55	3 688	670
1996	22	230	833
1997	<b>119</b>	959	680
1998	85	1 801	867
1999	<b>186</b>	<b>3 679</b>	<b>740</b>
2000	<b>195</b>	<b>11560</b>	<b>382</b>
2001	54	500	633
2002	61	505	1021
2003	92	818	1102
2004	<b>203</b>	<b>2 356</b>	<b>856</b>
2005	<b>154</b>	1 770	789
2006	<b>220</b>	<b>2 975</b>	<b>628</b>
2007	<b>137</b>	<b>2 533</b>	<b>963</b>
2008	<b>161</b>	<b>2 734</b>	<b>673</b>
2009	<b>145</b>	1 965	1018
2010	<b>328</b>	1 967	767
2011	30	46	789
2012	<b>399</b>	<b>6 865</b>	<b>1373</b>
2013	<b>104</b>	382	917
2014	<b>353</b>	<b>3 300</b>	<b>730</b>
Totale	<b>3899</b>	<b>103 111</b>	

D'après le tableau précédent, la wilaya de Bejaia ne fait pas exception par rapport aux années les plus dramatiques que l'Algérie a connus (1992 à 1994), avec des bilans exceptionnellement lourds. L'enfer de l'été 1994, a valu aux massifs forestiers de la wilaya la perte de 25 827 hectares de couvert végétal. Depuis, les superficies avaient régressé et il a fallu attendre l'année 2000 pour enregistrer un taux assez élevé (11560 ha). Concernant la fréquence des incendies, la palme revient à l'année 2012 qui a enregistré le nombre de foyers le plus important (399 incendies) suivie de près par l'année 2014 avec 353 sinistres déclarés. L'année 2011 reste la plus épargnée par les incendies avec seulement 30 foyers et 46 ha brûlés.

Selon Trabaud (1980), les conditions météorologiques qui surviennent au cours de l'année ont une relation directe avec les superficies parcourues par les feux. La fréquence des incendies ou leur nombre décroît de façon exponentielle en fonction de l'accroissement de la quantité des précipitations (Trabaud, 1983 ; Madoui, 2002).

Le tableau précédent donnant la fréquence et la superficie des incendies ainsi que les précipitations annuelles pour la région de Bejaia, montre clairement la relation entre la quantité de pluies et les superficies brûlées. Généralement, plus les précipitations annuelles sont importantes, moins les superficies brûlées sont grandes. Néanmoins, la relation est compliquée puisque la lame annuelle précipitée n'est pas très informative. Ce qui influe d'une manière certaine sur la fréquence des incendies et les superficies brûlées, c'est la répartition de la pluie sur les 12 mois de l'année. Toutefois, avec le réchauffement climatique prédit, les conséquences d'un déficit pluviométrique, essentiellement en zones semi-arides risqueraient d'être plus dramatique sur la forêt algérienne.

Sur le tableau 2, nous pouvons observer clairement qu'à partir de l'année 2000, bien que le nombre de feu ait augmenté (1263 feux pour la période 1985-1999 contre 2636 feux pour la période 2000-2014), les superficies brûlées sont moins importantes (62835 ha pour la première période et 40276 ha pour la deuxième). Cette baisse est due à une conjonction de facteurs dont la prise en charge du problème des feux de forêts à tous les niveaux par les services concernés : efficacité d'intervention sur les feux déclarés, meilleure surveillance des massifs forestiers et actions de préparation d'avant saison marquée par une importante opération de débroussaillage des massifs forestiers et de leurs environnements immédiats.

**I-5 Conclusion**

Il est apparu d'après ce qui vient d'être cité que les incendies de forêts ne sont pas nouveaux à l'écosystème forestier algérien mais qu'ils faisaient partie de son fonctionnement depuis son existence et ont contribué à modeler son paysage. Cependant avec l'augmentation de leurs fréquence, les conséquences sont devenues catastrophiques à tous les niveaux : écologique, économique et même au niveau de la biodiversité. Il est donc temps de penser sérieusement à trouver des solutions dans le cadre d'une politique globale de protection et de préservation en associant tous les usagers de nos forêts.

Dans la limite d'une simple comparaison des statistiques, on note non seulement qu'autrefois les boisements brûlaient aussi, mais encore que les superficies incendiées étaient légèrement supérieures à celles d'aujourd'hui (en moyenne de 16 %). Plus globalement, les surfaces parcourues par le feu représentent sensiblement 1 % des boisements actuels du pays (Meddour-Sahar *et al.*, 2008), compte tenu d'une surface forestière totale de 4.1 millions d'ha (FOSA, 2000). En revanche, la fréquence des mises à feu n'a cessé d'augmenter à travers le temps, avec un nombre annuel de feux 6,14 fois plus élevé par rapport à la période coloniale, dépassant pour les 3 dernières années 2 000 feux/an.

Finalement, La nouvelle tendance de l'évolution des incendies est marquée par la baisse des superficies incendiées et l'importance du nombre d'éclosion surtout pendant les dernières décennies, indiquant une sérieuse prise en charge du problème des feux de forêts en Algérie depuis les trois dernières décennies (plus exactement depuis 1980). Ce qui traduirait une certaine efficacité de la lutte contre les feux de forêts. Toutefois, beaucoup de mesures doivent suivre tant dans le domaine de la prévention (sensibilisation, information), que de la prévision (infrastructure de lutte et équipement du terrain) et enfin dans l'efficacité et la rapidité dans la lutte anti-incendie.

## *Chapitre II*

# *Dynamique de la pinède face au feu*

**II-1 Introduction**

Le feu joue un rôle essentiel dans la composition, la structure et la dynamique des écosystèmes méditerranéens. Actuellement, ces écosystèmes sont principalement dominés par des espèces semoires et montrent de grandes quantités de combustibles morts accumulés tout en maintenant des niveaux élevés pour générer des feux intenses. L'effet des incendies de forêts sur ces écosystèmes dépend en grande partie de la sévérité des feux.

Les feux de forêt sont un phénomène naturel et récurrent en Algérie, particulièrement durant les deux dernières décennies. Si le feu est certes un agent de destruction, il est également un agent de renouvellement naturel des forêts (Benhanifia *et al.*, 2004). De nombreuses espèces présentes avant le feu réapparaissent après la perturbation, pour autant qu'il y ait présence de graines, d'un lit de germination favorable et de bonnes conditions climatiques (Soshany *et al.*, 1995).

Le pin d'Alep représente un capital forestier majeur sur le pourtour de la Méditerranée. D'après Le Houërou (1980), il occupe environ 6,8 millions d'hectares. C'est une espèce très bien adaptée aux facteurs abiotiques de la zone méditerranéenne (Ghougali, 2011).

Il convient de remarquer l'intérêt scientifique mais aussi forestier qui s'est considérablement accru vis-à-vis des espèces du genre *Pinus*. Rappelons en effet les synthèses publiées sur le pin d'Alep par Nahal (1962) et Quézel (1986) et sur le pin brutia (Nahal, 1984) ainsi que celle de Panetsos (1981). Sur le plan écologique et phytosociologique de nombreux ouvrages ont été récemment consacrés à ces essences ; signalons en particulier pour le pin d'Alep les travaux de Kadik (1983) en Algérie, Achhal *et al.* (1980), Achhal (1986) au Maroc. **II-2 Dynamique et succession post-incendie de la végétation méditerranéenne**

Le feu est un facteur important de la dynamique de la végétation dans la région méditerranéenne. Les résultats de toutes les recherches effectuées depuis le début des années soixante ont modifié notre connaissance de la régénération des systèmes écologiques après feu.

Il apparait que les effets du feu sur la végétation et les écosystèmes dépendent de deux phénomènes « le régénération et la résilience ». La régénération est le processus que les espèces mettent en place après perturbation afin de reconstituer leur structure endommagée. Ce processus dans le cas des espèces méditerranéennes, commence juste après la perturbation pour les espèces à reproduction végétative ou après les premières pluies d'automne pour les espèces à graines. La résilience serait plutôt la capacité d'un écosystème à absorber la perturbation et à récupérer. Il est évident que la résilience dépend de la régénération mais la régénération n'implique pas nécessairement que le système soit résilient (Arianoutsou, 1998).

La résilience des communautés végétales est étudiée depuis longtemps. Selon Le Houerou (1973), la végétation méditerranéenne est dominée par des plantes pyrophytes qui se sont adaptées aux incendies au fil du temps. Naveh (1975) complète en affirmant que la forte résilience des écosystèmes méditerranéens provient de l'influence du feu depuis la Préhistoire qui a permis aux plantes de développer un certain nombre de mécanismes de survie ou de régénération (Buhk *et al.*, 2006). Le feu agit sur les stratégies adaptatives des plantes en modifiant les traits morphologiques et physiologiques : leur conférant des capacités de résistance à la chaleur (écorce épaisse lignifiée ou en liège), de survie avec le développement d'organes de stockage dans le sol ; en augmentant la dynamique végétale, en stimulant la floraison, le rejet de souche, la tolérance à la sécheresse, les taux de croissance ; en permettant la germination de certaines graines libérées dans un environnement favorable (sérotinies stimulées par la chaleur ou la fumée).

Toutefois ces mécanismes de survie ou de régénération spécifiques ne sont pas obligatoires. En effet, un grand nombre d'espèces ou de populations végétales se réimplantent après incendie notamment par l'entrée de graines provenant de zones extérieures à celles incendiées ou encore par la propagation de nouvelles pousses (Lepart & Escarré, 1983 ; Moreno & Oechel, 1994) favorisées lorsque les feux sont de faible étendue. Les principales études en région méditerranéenne portent sur les stratégies de régénération des plantes telles que les espèces de Pinacées (Tapias *et al.*, 2004), les Cistacées, Fabacées, Ericacées et d'autres communes comme le chêne kermès ou encore le romarin (Buhk *et al.*, 2006). Les incendies modifient le paysage car ils éliminent certaines espèces et en favorisent d'autres. Ils conduisent notamment l'arrivée d'espèces opportunistes pyrophytes en créant des conditions de milieu qui sont favorables à leur régénération notamment en éliminant certains facteurs limitant (agents allélopathiques et phytotoxiques) et en réduisant la compétition pour la ressource (quantité de lumière, les nutriments et l'eau) et pour l'espace.

Ces conditions permettent l'implantation de plantes à graine telles que des thérophytes et les plantes qui rejettent. De plus, la minéralisation de la matière organique par le feu libère une grande quantité de nutriments permettant ainsi aux communautés végétales pionnières de s'implanter très rapidement. Ces espèces sont pour la plupart éphémères et sont donc restreintes à une durée de vie dans les trois années qui suivent le feu (Keeley & Fotheringham, 2000). Bukh *et al.* (2006) rapportent qu'il existe une réelle différence de régénération post-incendie en termes de composition et de diversité végétale en fonction de l'exposition nord ou sud. Ceci est d'autant plus accentué lorsque l'eau est un facteur limitant majeur comme pour les écosystèmes méditerranéens.

Selon Hopfensperger (2007), les espèces pionnières souvent héliophiles produisent des graines qui vont persister dans les sols pendant plusieurs années et ne pourront germer que si le milieu s'ouvre à nouveau du fait de leur intolérance à l'ombre. Cette stratégie agit comme une « police d'assurance » de l'écosystème qui sera capable de « cicatrifier » très rapidement en cas d'incendie. A l'opposé, les espèces des successions secondaires produisent des graines dites passagères qui ne persisteront pas plus d'un an dans les sols (Grime *et al.* 1988) ce qui explique leur absence au début de la succession post-incendie. La diversité végétale après un feu sera donc fortement dépendante à la fois de la taille, de la composition de la banque de graines et de la capacité de certaines espèces à rejeter mais également de la sévérité du feu (intensité, durée) sur les organes de survie. Les incendies de grande ampleur pourraient donc rendre le retour des espèces des stades secondaires plus difficile et plus long. L'augmentation de la fréquence des incendies modifie la structure et la composition des communautés végétales (Reich *et al.* 2001; Curt *et al.*, 2009). Le feu sélectionne ainsi des communautés végétales adaptées aux faibles conditions de ressource avec un potentiel de compétition souvent fort.

L'évolution de la composition floristique suit un modèle identique pour toutes les communautés. Au cours des premiers mois après feu, peu d'espèces sont observées, puis la richesse floristique augmente atteignant des valeurs maximales entre la première et la troisième année; cela est particulièrement dû aux annuelles fugaces qui occupent momentanément l'espace incendié; au delà de la cinquième année, cette richesse floristique tend à se stabiliser. Cette apparition prolifique des herbacées peut être attribuée à beaucoup de facteurs, parmi lesquels seraient la promotion de la germination des graines par le régime des températures durant et immédiatement après feu, l'ouverture de la végétation, et la disparition de la litière. Les changements observés montrent que les espèces pérennes de la communauté originelle prennent peu à peu le dessus sur les espèces étrangères envahissantes. Et au fur et à mesure que les communautés gagnent en âge, leur structure devient de plus en plus complexe et la canopée se referme, la végétation herbacée est soit restreinte aux petites clairières ou reste en dormance dans le sol dans l'attente qu'un feu survienne (Trabaud, 1991; Arianoutsou, 1999).

Selon Trabaud & Lepart (1980), dans une garrigue à chêne kermès, les espèces qui font partie de la communauté 10 ans après feu, sont les premières à apparaître et à se rétablir. Ils notent aussi que le retour à l'état initial est rapide.

Bekdouche (1997) ; Kazanis & Arianoutsou (1996, 2004) notent les mêmes observations, pour la subéraie de Mizrana (Algérie) et pour la Pinède à *Pinus halepensis*

d'Attika (Grèce) respectivement. C'est-à-dire, que durant les premières années après feu, la richesse et la diversité floristique augmentent avec la fréquence des taxons herbacés vivaces et surtout annuels. Nombre de ces taxons, particulièrement les annuels disparaissent au cours du temps; induisant une diminution de la richesse et de la diversité floristique. L'essentiel des taxons ligneux se rétablit très tôt après le passage du feu et continuent à s'établir avec le temps.

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. D'après Altenburg *et al.*, 1993 une durée de 2 ans est suffisante pour le rétablissement de la composition floristique au niveau de la subéraie, mais les caractéristiques structuro-architecturale ne se remettent en place qu'une quinzaine d'année, voir plus, après la perturbation.

### **II-3 Richesse floristique après incendie**

Après le passage du feu, l'écosystème perturbé commence un nouveau processus de cicatrisation et essaie de retrouver l'équilibre en initiant une dynamique forestière. La richesse floristique importante observée après feu est due à l'ouverture du milieu et à l'enrichissement du sol en éléments minéraux (Trabaud & Lepart, 1980 ; Ne'eman & Izhaki, 1999; Capitanio & Carcaillet, 2008). Un enrichissement en phosphore et en potassium après feu a été rapporté par Trabaud (1980) et selon Tsitsoni (1997), il y a une grande quantité de matières organiques dans les sols brûlés comparativement à ceux non brûlés. Cette richesse floristique est le fait d'espèces de différents types biologiques. Les thérophytes sont les plus dominants en raison de l'ouverture du milieu qui est favorable à leur installation. Ils passent la saison estivale sous forme de graines enfouies dans le sol et qui coïncide avec le passage du feu (Bonnet & Tatony, 2003). L'ouverture du milieu en raison de la disparition de la strate épigée par le feu leur permet de profiter de l'espace sans concurrents et conquérir l'espace.

La dominance des thérophytes les premières années après feu a été rapportée aussi par d'autres auteurs dans les peuplements naturels (Bonnet & Tatony, 2003; Madoui *et al.*, 2006). **II-4 Régénération chez le Pin d'Alep après incendie**

Le pin d'Alep a une mauvaise réputation parce qu'il est supposé « faciliter » les incendies. Effectivement, cette espèce est plus inflammable que les autres pins (Ganteaume *et al.*, 2013) et comme l'écorce est fine, l'arbre est souvent tué par le passage d'un feu même de faible intensité.

Le pin d'Alep se régénère facilement en absence du feu (Boudy, 1952; Trabaud, 1995). Les plantules, sans forte concurrence, peuvent se développer en sous-bois si le

recouvrement de la végétation est inférieure à 75% et donner un taux assez élevé de germination (Acherar *et al.*, 1984 ; Trabaud *et al.* 1985 et Thanos *et al.* ;1989). Cependant tous les auteurs s'accordent sur le fait qu'après incendie, le pin d'Alep envahis rapidement les terrains laissés libres par le passage du feu sur de grandes surfaces (Trabaud *et al.*, 1985; Barbero *et al.*, 1987).

Les pins, connus comme " pyrophytes actifs" sont, selon Kuhnholz - Lordat (1938) in Meddour, 1992) des plantes dont la propagation, la multiplication ou la reproduction est stimulée par le feu. Trabaud (1980) admet comme "véritables pyrophytes", les plantes qui sont à la fois favorisées par le feu et résistantes vis-à-vis de lui. Le pin d'Alep est une espèce qui joue un rôle très important dans la reconquête des espaces dégradés assurant ainsi une protection des sols contre l'érosion dans les années à venir.

Les forêts de Pin d'Alep représentent, à elles seules, 1/3 de l'ensemble des surfaces brûlées dans la région méditerranéenne. Il est connu qu'en cette région, les incendies de forêts, quand ils ne sont pas fréquents, favorisent l'extension des conifères (Quezel, 1980). Fort heureusement, ces essences sont caractérisées par des mécanismes physiologiques qui associent au feu l'ensemencement naturel, c'est-à-dire l'ouverture des cônes de pin exposés à une chaleur intense.

Après incendie, les pinèdes sont généralement colonisées par une grande quantité de plantules de pins qui redonnent une nouvelle pinède (De Montgolfier, 1986). Mais cette régénération des pins dépend, en particulier, de la périodicité et de, l'intensité du feu. D'autre part, le feu en raison de son intensité brûle, parfois, toutes les graines malgré l'indéniable rôle de protection contre le choc thermique des écailles du cône. Dans la pinède des Béni – Imloul (Aurès), Schoenenberger (1970) constate, dans des trouées provoquées par les bombes de Napalm, qu'effectivement les semis de pin d'Alep sont inexistant. Cet auteur pense que les cônes ont été brûlés complètement avec l'embrassement des cimes sans pouvoir libérer leurs graines comme lors d'un incendie ordinaire. Ce que Morandini (1970) observe également dans cette forêt. En fait, la régénération du pin d'Alep après incendie n'est possible qu'à condition que les cônes dispersés sur le sol ne soient pas totalement carbonisés avec leurs graines (Trabaud, 1980). Ainsi, Abbas *et al.*, (1984) ont remarqué que la régénération du pin d'Alep sur les placettes où l'incendie a tardé est extrêmement faible voire nulle.

Toutes les études concordent pour montrer que le nombre de plantules est relativement faible les premières années après un incendie, puis augmente pour atteindre un maximum, puis décroître au fur et à mesure que la pinède s'approche de sa maturité. Ainsi, Trabaud *et al.* (1985) constatent une densité de 2 000 plantules par ha pour les cinq premières années.

Ensuite, selon que la pinède avait un sous-bois de *Quercus coccifera*, le maximum était atteint vers 8 à 9 ans avec 13 000 plantules à l'hectare, tandis que lorsque le sous-bois était dominé par *Rosmarinus officinalis*, ce maximum apparaissait vers 14 à 15 ans avec 10 000 plantules par hectare. Abbas *et al.* (1985) constatent une tendance comparable.

Ce type d'évolution de la densité se retrouve aussi en Algérie (Moravec 1990), en Catalogne, Espagne (Papio, 1987) et dans le Golfe de Tarente, Italie (Saracino & Leone, 1994). Toutefois, Martinez-Sanchez *et al.* (1996) constatent que le nombre de plantules varie selon l'exposition, les plantules étant plus nombreuses sur les expositions sud. Trabaud *et al.* (1985) ainsi que Papio (1987) notent pour leur part que plus le nombre de pins adultes avant l'incendie était élevé, plus les plantules de pin sont denses.

En ce qui concerne la distribution spatiale, Trabaud *et al.* (1985) observent une distribution répartie sur l'ensemble du peuplement (ceci dû aux sources d'où proviennent les semences : dans le sol avant le feu, tombée des cônes après le passage du feu, ou des arbres non brûlés). Par contre Papio (1987) enregistre une distribution plus classique de 25 à 30 mètres autour des arbres, diminuant en fonction de la distance aux semenciers.

Le Pin d'Alep possède une banque de graines aériennes constituée par certains cônes sérotineux qui ne s'ouvrent que lorsqu'ils sont soumis à de très fortes températures (Acherar, 1981). Les graines de pin d'Alep peuvent supporter des températures comprises entre 130 et 150 °C (Acherar, 1981). Le feu ouvre le couvert végétal, supprimant ainsi pour un temps la compétition avec le reste de la végétation (Acherar, 1981). Les arbres adultes issus de cette régénération porteront eux-mêmes une proportion plus forte de cônes sérotineux. Cette particularité illustre le fait que l'espèce a co-évolué depuis des millénaires avec le feu et s'est adaptée à cette perturbation. Les graines germent rapidement et en masse, à la lumière, pendant la saison humide. La germination s'étale sur plus d'un an et se produit par vagues successives, les pluies de fin d'été favorisant une germination massive, car le sol est alors mouillé en profondeur et la température extérieure encore douce.

Il n'existe pas de relation forte entre le nombre de graines tombées et le nombre de semis apparus. De nombreux critères interviennent: la présence ou non d'un stock de graines dans le sol, les conditions pluviométriques et thermiques après le feu, la prédation, le degré variable de maturité des graines au moment du feu, mais aussi de la température très élevée du sol qui peut atteindre 70 degrés au soleil ce qui cuit les graines restées près de la surface. La mortalité intervient à toutes les saisons : par la sécheresse en été et par le gel en hiver (Vennetier, 2003).

La dissémination des grains peut être assurée par certaines espèces telles que les fourmis qui recherchent activement les graines de pin d'Alep après incendie. Malgré la prédation, elles contribuent à l'enfouissement de semences qui pourront germer plus tard si elles ne sont pas stockées trop profondément. Les écureuils sont aussi d'actifs prédateurs de graines, mais ils participent à la dissémination au cours du décorticage des cônes. Les oiseaux participent également à la prédation sur les graines: dans les grands feux, ils sont peu nombreux, mais dans les petits feux entourés de milieux préservés, le taux de prédation peut être fort.

La colonisation actuelle d'importantes surfaces par le pin d'Alep est un phénomène indéniable. Toutefois, cette colonisation n'est qu'une étape ou un stade de la succession des écosystèmes après incendie, le pin d'Alep n'est, dans bien des cas, qu'une essence transitoire. Lorsque le pin d'Alep a colonisé un espace ouvert, il favorise par son ombrage léger et l'ambiance forestière qu'il crée, l'installation des chênes. Dès que le chêne s'est installé, le pin d'Alep semble avoir beaucoup de mal à se régénérer (D'hanens, 1998).

### **II-5 Espèces pionnières de la succession après feu : légumineuses et cistes**

Après une perturbation (incendie, débroussaillage...), les végétaux peuvent se régénérer en émettant des rejets (voie végétative) ou à partir de semences (voie sexuée). Ceux qui utilisent la voie végétative sont avantagés: ils sont déjà implantés grâce à leur système racinaire. Les autres doivent tout reconstituer (germination, développement de tout l'appareil végétatif et reproducteur). Malgré cela, certains végétaux à reproduction sexuée obligatoire constituent des communautés importantes en région méditerranéenne.

La plupart des espèces de cistes et de légumineuses font partie de ce dernier groupe, ce sont les premières espèces qui apparaissent dans les premiers stades post-incendie, c'est pour cela qu'elles suscitent l'intérêt de beaucoup de chercheurs qui étudient les effets du feu sur leurs germinations.

#### **II-5-1 Les Légumineuses face au feu**

La famille des légumineuses comprend des espèces pionnières de la succession après feu. Cette famille englobe des espèces à reproduction sexuée obligatoire ou facultative, principalement des annuelles qui passent la période estivale à l'état de graine, mais également des espèces à reproduction végétatives qui en revanche sont au moins bisannuelles. Les annuelles dominent après le passage du feu et constituent des tapis avec une abondance remarquable. De ce fait, elles contribuent à la richesse des communautés ainsi qu'à la diversité des paysages (Papavassiliou *et al.*, 1994 ; Papavassiliou et Arianoutsou, 1993).

Les légumineuses annuelles possédant des graines à téguments durs et imperméables, exigent de hautes températures pour lever la dormance de ces dernières. Leur germination se fait après les précipitations d'automne et produisent un grand nombre de graines dès la fin de la première année après incendie. Il a été prouvé que les légumineuses forment des banques de graines permanentes dans le sol. Il est aussi admis que le rôle de cette banque est intimement lié à la perturbation. La germination des graines après feu dépend de la durée de ce dernier, des caractéristiques des graines et de leurs emplacement dans le sol (profondeur) (Papavassiliou *et al.*, 1994).

L'étude réalisée par Herranz *et al.* (1998) montre que toutes les espèces analysées (*Cytisus striatus* (Hill.) Rothm., *Cytisus reverchonii* (Degen & Hevier) Bean, *Cytisus patens* L., *Dorycnium pentaphyllum* Scop., *Argyrolobium zanonii* (Turra) P.W.Ball, *Scorpiurus muricatus* L., et *Psoralea bituminosa* L.), produisent une fraction substantielle (6-27%) de graines tendres qui germent sans aucun traitement particulier. Cette fraction de graines tendres est responsable de l'entretien des populations de ces espèces pendant des périodes sans feu, et explique leurs rôles de colonisation dans des milieux perturbés comme les abandons culturaux et les clairières. La capacité de *Dorycnium pentaphyllum* et des trois espèces de cytises à régénérer par voie végétative, leurs permettent cependant de diminuer leur dépendance à l'égard de la reproduction par graines.

Néanmoins pour toutes les espèces étudiées, la proportion de graines dures qui peuvent être ramollies et ainsi être favorisées pour germer par voie mécanique est plus importante. Bien que, la chaleur produite par le feu sauvage soit un facteur déclencheur important ; dans la nature, il y a beaucoup d'autres mécanismes qui provoquent la fissure des téguments des légumineuses; comme les oscillations de températures, l'alternance de périodes sèches et humides, les bactéries et autres microorganismes du sol et la scarification chimique dans le système digestif des herbivores.

Plusieurs études ont été menées sur la germination des légumineuses après feu dans des communautés à pin d'Alep de différents pays du bassin méditerranéen. En Grèce, où la plupart des études sont effectuées, Papavassiliou & Arianoutsou (1993) notent la présence de seulement quelques individus de légumineuses herbacées dans les communautés à pin d'Alep mûres. Cependant leur présence et relative contribution au couvert végétal et à la biomasse est incroyablement haute dans les forêts nouvellement régénérés après feu. Cela est dû à une germination massive des graines en dormance de la banque de graines du sol qui a lieu durant les trois premières années après feu. Cette germination massive,

notamment pendant le premier hiver après feu est attribuée à l'effet direct de la chaleur émanant du feu sur les téguments durs de la graine (Doussi & Thanos, 1993).

Au sud de la France, peu d'études ont été effectuées sur la réponse des légumineuses face au feu, mais le constat général souligne que cette famille ne joue pas de rôle capitale dans la régénération des milieux incendiés, puisque peu d'espèces sont présentes après feu. Les rares espèces retrouvées sont celles préexistantes à la perturbation (Arianoutsou & Ne'eman, 2000).

En Espagne, 20% des espèces inventoriées durant les quatre années après feu, étaient des légumineuses herbacées et seulement 3.8 % étaient des légumineuses ligneuses. Dans une forêt à pin de 12 ans, aucune légumineuse n'a été enregistrée dans la végétation, alors que 5 espèces de *Trifolium* ont été enregistrées dans la banque de graines du sol (Trabaud *et al.*, 1997).

Dans une étude sur les fabacées de quatre régions à climat méditerranéen (Israël, ouest australien, Afrique de sud, Californie) traitées à différentes températures (60°, 75°, 90°, 105° et 120°C pendant 05 min), Hanley *et al.* (2001) rapportent que ce traitement à la chaleur exerce un effet de stimulation sur la germination de la graine due à l'interruption physique de ses téguments et fournit également la première preuve expérimentale de la stimulation de la croissance du jeune plant, bien que le mécanisme écophysiological par lequel il survient soit vague. L'hypothèse émise par ces auteurs est l'apparition d'une protéine de choc appelée « hsp » qui pourrait affecter la croissance du plant. Il a été noté que les augmentations du taux de croissance des plantes ont lieu pour des températures qui ont aussi induit une augmentation considérable de la germination.

Cette croissance bien qu'éphémère peut avoir des implications considérables pour leur survie. Initialement uniforme, les populations développent une distribution asymétrique en faveur des plus grands plants, parce que ces derniers sont plus compétitifs que leurs petits congénères. La compétition est un facteur clef de mortalité puisque tout avantage que gagne le plant à terme, quant à sa dimension, peut être crucial pour sa survie (Hanley *et al.*, 2001).

### **II-5-2 Cistes face aux feux**

Beaucoup d'espèces de Cistes ont été considérées comme pyrophytes, parce qu'elles s'établissent massivement après feu par germination de la graine. Cette apparition à grande échelle des plantules, des graines stockées au sol est habituellement confinée aux étapes les plus préliminaires de la succession après feu (Ne'eman & Izhaki, 1999).

Il est largement admis que les températures élevées enregistrées dans le sol durant les feux de forêts sont le principal facteur responsable de la germination, puisque le choc thermique associé au feu peut rompre les téguments des graines, surmontant ainsi leurs dormances physiques (Ferrandis *et al.*, 1998).

L'établissement d'une population dense d'une espèce quelconque du genre *Cistus* dépend du feu. Ils ont une durée de vie d'environ 15 ans après quoi leur population baisse. Donc, en l'absence du feu ou d'autres perturbations leurs populations sont sujettes à des extinctions locales (Trabaud & Renard ; 1999). Cependant, si les conditions locales ne sont pas favorables à l'installation des arbres, la population de cistes peut demeurer plusieurs décennies. Dans de tel cas, les individus de 10 à 15 ans dominant la population et le recrutement est accompli grâce à une petite proportion de graines qui ne sont pas en dormances et par les plus vieilles graines, dont les téguments sont érodés. Si la canopée d'une forêt régénérée est complètement fermée, dans le cas où le recouvrement de la strate arborée est important, les cistes disparaissent du sous-bois, mais leur banque de graines du sol assurera leur régénération après le prochain feu (Arianoutsou & Ne'eman, 2000).

Tout comme les légumineuses, les cistes ont fait l'objet de plusieurs études dans plusieurs pays du bassin méditerranéen notamment celles effectuées par Herranz *et al.* (1999) sur l'influence des hautes températures sur la germination de quatre espèces du genre *Cistus* et cinq du genre *Halimium* en Espagne. Des graines ont été chauffées à une gamme de températures (de 50°C à 150°C) et à une gamme de temps d'exposition (de 1 à 60 min), simulant les états de la chaleur enregistrée sur la surface du sol pendant les feux de forêts. Pour toutes les espèces testées à ces gammes de températures, la germination a été plus élevée par rapport aux témoins (les graines non traitées) au moins pour un des prétraitements thermiques. Les températures de 120°C et 150°C étaient les températures les plus efficaces favorisant la germination des graines, bien que celle-ci ait été interrompue à 150°C si les temps d'exposition étaient égaux ou supérieurs à 5min pour la majorité des espèces.

Dans une étude effectuée sur la dynamique des espèces de cistes dans une forêt à *Pinus brutia* en Turquie, Tavsanoğlu & Gurkan (2005) montrent que la germination de ces espèces était très prolifique la première année après feu, mais est devenue basse les années subséquentes. Les facteurs majeurs responsables de la diminution dans la densité des plants de cistes est liée à la mortalité des jeunes plants dus aux étés secs et à la compétition intra et interspécifique (*Pinus brutia*).

Comme pour les légumineuses, les cistes sont d'excellents candidats contribuant à la protection des écosystèmes contre l'érosion hydrique au niveau des massifs incendiés. Cet état de fait est en grande partie responsable de la profusion des travaux relatifs aux cistes.

## **II-6 Conclusion**

En raison de la fréquence élevée des incendies dans les pinèdes de pin d'Alep, cette espèce a fait l'objet de nombreuses études. Les estimations des forestiers permettent de dire que le pin d'Alep sera l'essence résineuse la plus importante en 2035 dans toute la zone Nord de la Méditerranée (Curt, 2005). Cette prévision est d'autant plus probable qu'elle serait favorisée par le changement climatique annoncé.

L'influence du feu se résume pour les pins dans les quelques éléments positifs suivants :

- La désarticulation des cônes sous le coup de la chaleur et la dissémination des graines
- Levée de dormance activée par la chaleur.

La régénération naturelle du pin d'Alep est également assurée après le feu grâce à :

- un grand nombre de graines fertiles qui restent dans les vieux cônes (4-5 ans), très lignifiés et indéhiscent dits " cônes sérotineux" (Abbas *et al.*, 1984 ; Trabaud, 1987).
- L'effet protecteur des écailles du cône qui leur permet d'échapper au feu et de participer à la régénération de cette essence (Oustric, 1984).

Le pin d'Alep est certes une espèce typique de la région méditerranéenne, mais elle porte des enjeux qui se déclinent aussi à une échelle plus large. Elle présente une très forte plasticité aux contraintes de l'environnement et elle est donc bien armée pour faire face aux sécheresses que l'on annonce plus fréquentes et plus intenses avec le changement climatique.

Cependant, c'est à l'action du feu qu'il faut attribuer l'existence de plusieurs dizaines de millions d'hectares de garrigues et de maquis aussi bien en Europe qu'en Afrique méditerranéenne. La survivance de la plupart des pineraies algériennes est due aux feux (Boudy, 1952,) et dans certaines régions, elles ont progressé au détriment d'autres espèces comme le chêne vert (Madoui & Gehu, 1999) et ce sont les incendies qui ont favorisé leur expansion. Ce phénomène a été très récemment observé dans la forêt d'Ouled Rezzoug où le pin d'Alep n'existait pas avant. Alors que la présence du pin dans cette forêt n'est pas mentionnée dans le fascicule de gestion de la forêt établi avant l'indépendance (témoignage du chef du district de Guenzet in Madoui, 2013). Le même constat peut être fait pour la subéraie à travers une grande partie de son aire de répartition. Cela montre bien l'importance du facteur feu en tant que force écologique, qui a modelé le paysage et intervient encore dans la dynamique des communautés végétales méditerranéennes (Trabaud, 1980) et contribuent à la substitution de certaines espèces par d'autres (Madoui & Gehu, 1999).

# *Chapitre III*

## *Généralités sur l'érosion hydrique*

### **III-1 Origine et mécanismes de l'érosion hydrique**

Les répercussions de l'effet des incendies pèsent lourdement sur le sol via sa dégradation et accroissement du risque d'érosion. Les incendies répétitifs causent une forte dégradation des massifs forestiers mettant à mal son rôle protecteur face à l'érosion hydrique des sols.

L'érosion hydrique est un phénomène naturel qui évolue parallèlement avec l'évolution humaine et la sévérité du climat. L'érosion hydrique est un ensemble de processus complexes et interdépendants qui provoquent la désagrégation, le détachement, le transport et/ou le dépôt des particules du sol sous l'action combinée des précipitations et du ruissellement (Foster & Meyer, 1972). Son expression varie en fonction de la résistance du milieu (sol nu, couvert végétal, techniques culturales) et de la topographie (Roose, 1994). Il se développe plus particulièrement lorsque les eaux de pluie, ne pouvant plus s'infiltrer dans le sol, ruissellent sur la parcelle en emportant les particules de terre. La pluie est source d'énergie érosive car elle est génératrice du ruissellement dans des conditions d'humectation des sols et d'état de surface favorables au ruissellement. Le Bissonnais & Papy (1997), Salles *et al.* (2000) et Benkhelil *et al.* (2004), ont relié l'ampleur de l'érosivité de la pluie à son intensité et aux caractéristiques des gouttes de pluie (taille, vitesse, forme de la goutte et direction de la chute) et à la fréquence des averses. Il engendre une perte de la fertilité des sols car elle affecte la partie superficielle qui est généralement la plus riche en matière organique et en nutriments nécessaires au développement des plantes.

Les montagnes calcaires qui entourent la Méditerranée illustrent bien ce processus de décharnement des montagnes dès lors qu'on les défriche et qu'on brûle leur maigre végétation. Ce processus naturel qui érode ou abaisse les montagnes engraisse en même temps les vallées et forme de riches plaines qui nourrissent une bonne partie de l'humanité. Il n'est donc pas forcément souhaitable d'arrêter toute érosion, mais de la réduire à un niveau acceptable, tolérable (Roose, 1994).

L'érosion hydrique est largement répandue en Méditerranée et continue à s'amplifier particulièrement en zones de pentes (Boukheir *et al.*, 2001). L'Algérie, à l'instar des pays méditerranéens, est menacée par ce phénomène complexe à caractère irrégulier, aléatoire et à discontinuité spatio-temporelle.

### **III-2 Facteurs de l'érosion hydrique**

L'érosion hydrique est causée principalement par la pluie, mais l'ampleur de ce phénomène est régie par d'autres facteurs tels que le type de sol, la topographie du terrain, le

couvert végétal et les activités humaines (King & Le Bissonnais, 1992). Elle est donc sous l'influence des facteurs naturels et anthropiques.

### **III-2-1 Facteurs naturels**

#### **III-2-1-1 Topographie du terrain**

A l'échelle de la parcelle, la perte en sol est fortement affectée par deux paramètres : l'inclinaison de la pente et sa longueur (Wischmeier & Smith, 1978).

##### **III-2-1-1-1 L'inclinaison de la pente**

Les formes d'érosion changent selon l'inclinaison de la pente. Les phénomènes de ruissellement peuvent avoir lieu à partir de très faibles pentes, de l'ordre de 1 à 2% seulement. En outre, Plus le degré de l'inclinaison des versants est grand, plus l'énergie cinétique de l'écoulement et le détachement des particules du sol sont importantes (Hadir, 2010). Des mesures réalisées sous pluies naturelles et simulées à l'échelle du mètre carré montrent que l'érosion par la pluie augmente significativement lorsque l'angle de la pente passe de 2 à 8 % (Chaplot & Le Bissonnais, 2000). Ces résultats confirment ceux obtenus par de nombreux auteurs (Kinnel, 1990).

##### **III-2-1-1-2 La longueur de la pente**

La longueur de la pente est définie comme étant la distance du point d'origine de l'écoulement superficiel à un autre point considéré comme limitant pour la majeure portion du lieu en question et qui est soit le point où la pente diminue à tel point que le dépôt commence ; soit le point où le ruissellement entre dans un canal bien défini (Smith & Wischmeier, 1957).

La longueur de la pente peut également favoriser l'érosion : généralement, Plus la pente est longue, plus le ruissellement s'accumule, prend de la vitesse, acquiert une énergie propre qui se traduit par une érosion en rigoles puis en ravines plus importantes (Roose, 1994 ; Batti & Depraetere, 2007).

##### **III-2-1-2 Le climat**

Le climat est un autre facteur majeur de l'érosion. Cette érosivité dépend principalement de la durée et de l'intensité des précipitations. Les eaux de ruissellement et les vents forts jouent aussi un rôle important dans le détachement des particules. Il y'a ruissellement quand la vitesse avec laquelle la pluie arrive au sol dépasse la vitesse avec laquelle l'eau s'infiltré dans le sol (Fox, 2008).

##### **III-2-1-3 Le sol**

Les sols se caractérisent par leur vulnérabilité à l'érosion (érodibilité). L'érodibilité d'un sol représente la sensibilité d'un sol à l'arrachement et au transport des particules qui le composent sous l'action des gouttes de pluies et/ou de l'écoulement (Le Bissonnais et al.,

2005). La sensibilité d'un sol à l'érosion est en fonction de plusieurs paramètres qui sont la capacité d'infiltration, la stabilité structurale, la texture et la teneur en matière organique.

#### **III-2-1-4 La végétation**

Les sols nus sont les plus vulnérables à l'érosion. En effet, le risque d'érosion diminue si le sol est bien protégé par le couvert végétal ou une couche de résidus (branches, feuilles,...). La végétation et les résidus limitent l'impact des gouttes de pluie et des éclaboussures d'eau. Ils peuvent également réduire la vitesse d'écoulement de l'eau et améliorer l'infiltration de l'eau dans le sol. Le couvert végétal joue tellement un rôle extrêmement important dans la lutte contre l'érosion hydrique que les programmes de conservation des sols et de restauration des écosystèmes après perturbations s'orientent vers la revégétalisation des milieux dénudés. Nous présenterons plus loin les différentes techniques de restauration des milieux après incendie en vue de limiter l'érosion hydrique.

#### **III-2-2 Facteurs anthropiques**

Le phénomène d'érosion est devenu principalement un résultat direct de l'activité humaine qui représente un facteur de dégradation des sols. En effet, l'homme constitue la source du déclenchement et de l'accélération de l'érosion par ses pratiques inadaptées sur les versants, déboisement, défrichage, incendies, surpâturages et techniques culturales.

De même, les aménagements urbains augmentent les surfaces imperméables ce qui favorise l'intensité du ruissellement, et contribuent à l'entraînement du sol.

##### **III-2-2-1 L'incendie**

De nombreux auteurs ont observé et mesuré des augmentations des taux d'érosion des sols après des incendies de forêt (Brown, 1990). Les études quantitatives montrent que l'érosion est forte immédiatement après l'incendie, car les sols ainsi dénudés deviennent très sensibles à l'érosion hydrique, en particulier lorsque cette période coïncide avec la saison des pluies torrentielles.

En effet, la réduction des différentes strates de végétation qui ralentissaient l'arrivée d'eau au sol et le protégeaient de l'impact direct des gouttes de pluie, engendre la modification des caractéristiques physico-chimiques des sols et entraîne une diminution de l'infiltration du sol. Ceci favorise le ruissellement qui entraîne les débris incomplètement brûlés et les cendres laissées par le feu et même, dans les cas les plus sévères, les couches superficielles du sol (Debano *et al.*, 1979). Soler *et al.* (1994) ont mesuré pendant une année après un incendie dans une forêt de *Quercus ilex* en Catalogne (Espagne) l'exportation de 15 fois plus d'eau de surface, de 16 fois plus de sédiments et de 12 fois plus de substances dissoutes que dans la forêt témoin.

L'érosion est d'autant plus forte que les feux sont sévères et que les sols sont de nature fragile, mais elle dépend également de nombreux facteurs locaux comme la pente ou la végétation restante. Ainsi Debanco *et al.* (1979) ont mesuré, après un feu dans le chaparral californien, un ruissellement 1.5 fois plus important et une exportation de sédiments 3 fois plus importante sur des pentes fortes que sur des pentes faibles ; les nutriments exportés sous forme solide ou en solution dans les eaux de ruissellement sont de l'ordre de 2 à 4 fois plus abondants sur les pentes fortes que sur les pentes faibles.

Marques & Mora (1992) ont mesuré des pertes par érosion de 2,2 kg/m<sup>2</sup> au cours des 6 mois qui ont suivi un feu sur une pente exposée au sud dans le nord-est de l'Espagne contre seulement 0,4 kg/m<sup>2</sup> sur une pente de même amplitude exposée au nord. Ils ont attribué ces différences à la végétation d'origine, beaucoup plus importante sur le versant nord que sur le versant sud ; les restes de végétation plus abondants laissés par les feux et la repousse plus rapide sur le versant nord que sur le versant sud ont protégé de façon significative les sols.

Différentes études en région méditerranéenne française ont montré que l'érosion avait surtout lieu au cours des grandes pluies d'automne après un incendie d'été et qu'elle n'était plus perceptible ensuite au cours des pluies du printemps suivant (Ballais, 1993). De même, selon Diaz-Fierros *et al.* (1987) qui ont suivi l'érosion sur 29 sites incendiés en Espagne, 80% de l'érosion totale de l'année a eu lieu pendant les 6 premiers mois après les incendies.

Enfin, d'après Giovannini *et al.* (1987), les caractéristiques des sols sont entièrement restaurées au bout de trois ans. Cependant, suite à une étude de grande envergure dans des forêts de *Pinus pinaster* et d'*Eucalyptus globulus* parcourues par des incendies au centre du Portugal, Shakesby *et al.* (1993) ont mesuré des pertes moyennes de 4 mm de sol au cours des deux premières semaines après les incendies, les pertes ont augmenté avec le temps pour atteindre à 2 ans après la perturbation 2 fois plus que dans les forêts matures non brûlées.

Les aménagements forestiers réalisés après un incendie ne sont pas sans incidence sur l'érosion. Shakesby *et al.* (1989), après avoir mesuré l'érosion dans des zones soumises à différents types d'aménagement après des incendies dans le centre du Portugal, donnent les quelques conseils simples suivants pour diminuer l'érosion, avant d'abattre les arbres endommagés par le feu, attendre que toutes les feuilles ou aiguilles roussies soient tombées au sol. Etaler sur le sol les branches des arbres coupés pour le protéger de l'érosion pendant la période sensible des premières semaines après les incendies. Ils ont également montré que l'abattage des arbres, suivi du travail du sol et de l'installation de plants d'*Eucalyptus*, multipliait gravement les taux d'érosion et que ceux-ci étaient beaucoup plus faibles lorsqu'on laissait la végétation se réinstaller spontanément, même si on abat les arbres endommagés.

Martin *et al.* (1996) ont constaté qu'un incendie d'un bassin versant a provoqué une accentuation considérable de l'érosion hydrique. Celle-ci a atteint, en 1990-91, 579 t/km<sup>2</sup> sur le bassin versant et 883 t/km<sup>2</sup> sur la parcelle expérimentale incendiée. En 1991-92, l'érosion du bassin versant (76 t/km<sup>2</sup>) a fortement diminué, en raison d'une relative sécheresse et de la reprise végétale qui a assuré localement une protection efficace contre l'érosion, le plus souvent grâce à la constitution d'un couvert de graminées. Sur la parcelle expérimentale, encore peu revégétalisée, les fortes intensités des pluies de septembre, octobre et juin ont permis des exportations annuelles de 1634 t/km<sup>2</sup>.

### **III-3 Effet du couvert végétal sur l'érosion hydrique**

Afin de comprendre la relation entre l'évolution de l'occupation du sol et l'érosion, il est important de rappeler l'effet du couvert végétal sur l'érosion hydrique. En effet, le couvert végétal (mort ou vivant) a des effets directs et indirects, dont les principaux selon Echehab (1990) sont : la dissipation de l'énergie cinétique des gouttes de pluie ; l'amélioration de l'agrégation et de la porosité du sol par les racines ; la diminution de la vitesse de ruissellement et la réduction de la force de détachement des particules du sol par l'eau; la contribution à la stabilité structurale du sol par l'apport de matière organique.

De nombreuses études ont fait ressortir le rôle de la couverture végétale dans la réduction et la maîtrise de l'érosion, aussi bien par leurs parties aériennes que par leurs parties racinaires (Gyssels *et al.*, 2005). D'une manière générale, l'augmentation de la couverture végétale est souvent liée à une diminution de l'érosion. De ce fait, de nombreux chercheurs ont orienté leurs investigations pour expliquer les mécanismes d'action de la végétation et l'influence des différents types de couvert végétal sur l'érosion hydrique.

Gomer & Touaibia (1991) ont utilisé un simulateur de pluies afin d'obtenir une simulation de l'érosion hydrique avec les pluies de différentes intensités sur trois types de sol présentant des pentes et des couvertures végétales différentes. Cette simulation a été appliquée sur le bassin versant de l'Oued Mina (Relizane). Ils ont conclu que le couvert végétal a joué un rôle de protecteur contre l'érosivité des pluies.

Meddi & Morsli, (2001) ont observé que les pertes en terre sont généralement liées aux pluies, à la couverture végétale et aux états de la surface du sol et que la relation entre ruissellement et érosion n'est pas stable durant l'année, elle varie au cours des saisons.

Mathys *et al.* (2003) rapportent des valeurs atteignant plus de 100 t/ha/an de sédiments dans des zones dépourvues de végétation et à peine 3 t/ha/an dans des zones anciennement restaurées présentant une couverture végétale importante.

**III-3-1 Les mécanismes d'action de la végétation**

La végétation peut intervenir pour lutter contre l'érosion de deux manières principales : d'une part elle peut empêcher l'érosion de se produire, jouant ainsi un rôle de protection active (par protection contre les agents érosifs et fixation des sols). D'autre parts, les plantes peuvent jouer un rôle de protection passive contre l'érosion en agissant comme des filtres et en piégeant les sédiments (Rey *et al.*, 2002).

La végétation permet de réduire l'énergie de l'érosion pluviale en interceptant des gouttes de pluie grâce aux parties aériennes des plantes et donc de réduire l'effet "*splash*", responsable de l'ablation des particules de sol (Woo *et al.*, 1997). Cette interception est fonction de l'indice foliaire et de la structure du couvert végétal (Rey *et al.*, 2004). Surtout grâce aux litières qui protègent la surface sous-jacente du sol. Il a été montré qu'un minimum de 30% de couverture du sol par les débris végétaux est nécessaire pour réduire de 70% l'érosion par rapport à un sol nu (Corbane, 2006).

De plus, la végétation améliore les propriétés physiques et chimiques des sols. La régulation hydrologique jouée par la végétation a ainsi pour effet de diminuer la quantité, la concentration et le débit du ruissellement en augmentant la rugosité du sol (Morgan, 1995)

La végétation permet aussi de maintenir les sols en place grâce aux systèmes racinaires. Les racines pénétrant à 50 cm dans un sol peuvent doubler la protection de ce dernier, permettant ainsi de maintenir le sol et de minimiser la quantité de sol érodée. Elles sont ainsi très efficaces dans la réduction de l'érosion hydrique par ruissellement (De Baets *et al.*, 2006).

La végétation exerce également un effet favorable sur la sédimentation des particules, grâce à des processus de piégeage et de rétention d'une partie des sédiments érodés à l'intérieur d'un bassin versant.

**III-3-2 Efficacité des différentes formations végétales**

L'effet de la végétation peut être différent selon le type de la formation végétale. Certains auteurs affirment que la forêt constitue la meilleure protection contre l'érosion hydrique de surface en montagne tel que Giordano (1994) qui rapporte qu'un sol forestier favorise l'infiltration de l'eau dans le sol plus qu'une autre occupation du sol en raison d'une pédogénèse plus poussée sous forêt car la biomasse, l'activité biologique et l'enracinement sont plus importants. D'autres auteurs ont observé qu'une couverture arbustive ou une végétation basse peut offrir une protection similaire à celle jouée par des arbres (Rey *et al.*, 2004). Bochet *et al.* (2006) ont également montré qu'il existe des différences d'efficacité en fonction de la morphologie de l'espèce.

# *Chapitre IV*

## *Les méthodes de Restauration des terrains incendiés*

**IV-1 Introduction**

L'Homme doit aujourd'hui entreprendre de restaurer nombre d'écosystèmes qu'il à lui-même contribué à dégrader. La restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable (SER, 2004). La plupart du temps, l'écosystème qui a besoin d'être restauré a été dégradé, endommagé, transformé ou totalement détruit, résultat direct ou indirect de l'activité humaine.

En fonction de la structure et du degré de fonctionnalité de l'écosystème et des seuils d'irréversibilité (biotique ou abiotique) franchis (Bradshaw, 2002), on peut évaluer l'importance des dégradations et définir le type d'opérations de restauration à mettre en œuvre. Généralement, trois termes sont utilisés pour qualifier les opérations de restauration : restauration, réhabilitation et réaffectation (Aronson *et al.*, 1993). La récupération (SER, 2004), la réallocation (Aronson *et al.*, 1993) ou encore l'ingénierie écologique définissent des actions dont l'objectif n'est pas d'atteindre l'état d'un écosystème de référence mais par exemple de supprimer une pollution ou de ralentir l'érosion, donc de prévenir les risques et de garantir la sécurité publique (SER, 2004).

Les incendies figurent parmi les facteurs les plus importants de la dégradation des écosystèmes naturels. Les feux peuvent dégrader les écosystèmes *in situ* et provoquer des dommages *ex situ* (Vallejo, 2005). De ce fait, après feu, il est important d'engager des actions de réduction des impacts et de restauration/réhabilitation pour limiter les impacts négatifs de cette perturbation.

**IV-2 Restauration des terrains incendiés**

L'érosion du sol est parmi les processus post-incendie les plus dommageables. La dégradation des sols et les risques d'érosion peuvent être grandement accentués par les incendies grâce à l'effet combiné de chauffage direct du sol et la perte temporelle de la couverture végétale (Vallejo, 1999). En effet, la réduction des différentes strates végétales qui ralentissent l'arrivée d'eau au sol et le protègent de l'impact direct des gouttes de pluie, ainsi que la modification des caractéristiques physico-chimiques des sols, entraînent une diminution des propriétés d'infiltration du sol.

Les pertes de sol peuvent être irréversibles sur les échelles de temps écologiques si elles dépassent les taux de formation des sols, qui sont faibles dans les régions méditerranéennes que dans les régions sèches en général (Wakatsuki & Rasyidin, 1992). Par conséquent, pour des raisons écologiques et de sécurité, réduire la perte des sols et les risques de ruissellement devrait être la première priorité dans la gestion post-incendie (Vallejo, 1999).

Les principaux facteurs qui influent sur le risque d'érosion des sols sont liés à la topographie (pente et sa longueur), l'intensité des précipitations (tels que les grandes pluies d'automne qui suivent généralement la période des incendies), érodibilité du sol (liée aux propriétés du sol), la couverture végétale (y compris la litière) et les mesures de contrôle de l'érosion comme le terrassement en pente. Le feu peut affecter de manière significative l'érodibilité du sol, selon la sévérité du feu et en particulier la couverture végétale. Pour les feux de faible intensité, la couverture végétale et la litière peuvent en partie persister et protéger ainsi le sol contre l'érosion. Dans les zones gravement brûlées, le taux de récupération de la couverture végétale est faible ce qui fait que le sol sera exposé à l'impact direct des gouttes de pluie, en particulier pour les fortes pluies, et par conséquent au risque d'érosion hydrique. La modélisation de ces facteurs permettra d'identifier les zones exposées à un risque élevé de dégradation du sol comme base pour la planification des actions de protection des sols après incendie (Alloza & Vallejo, 2006).

Dans le bassin méditerranéen, l'une des formations végétales les plus couramment parcourue par les incendies est la pinède à pin d'Alep. Compte tenu de l'ampleur des surfaces endommagées régulièrement, leur restauration et la lutte contre ce phénomène est primordiale. Les résultats de notre travail sur l'évolution de la banque de graines du sol des cistes et des légumineuses durant les deux premières années après le passage de l'incendie dans une communauté à *Pinus halepensis* nous permettra de faire des propositions de restauration et de choisir parmi les différentes méthodes que nous présenterons dans ce présent chapitre.

### **IV-3 Méthodes de lutte contre l'érosion des sols**

Les espaces naturels brûlés sont plus exposés que les autres à l'érosion ainsi qu'au ruissellement à cause de la perte provisoire du couvert végétal.

Après un incendie, la régénération naturelle est parfois lente et difficile, raison pour laquelle la question de la restauration des sites sinistrés se pose. Mais, doit-on intervenir ou laisser la nature se reconstituer d'elle-même? Bien que dans de nombreux cas, la reconstitution de l'écosystème forestier se fait naturellement c'est le cas des pinèdes à pin d'Alep, quoique certaines interventions comme la mise en œuvre de mesures de protection des sols contre l'érosion apparaissent nécessaires.

D'après Robichaud *et al.* (2000), les techniques les plus utilisées pour assurer cette protection sont :

- Les semis (ensemencement aérien ou au sol) accompagnés ou non de paillage pour accélérer la repousse du couvert herbacé et réduire les risques d'érosion ;
- Le positionnement des troncs et rémanents selon les courbes de niveau ;

- Les clôtures anti-érosion ;
- Les barrières végétales ;
- Les barrages de retenue et/ou les gabions ;
- les autres techniques de protection des pentes : les tranchées en courbes de niveau, les banquettes, les terrasses, les fascines, les murettes des pierres sèche...

### **IV-3-1 L'utilisation d'une couverture vivante**

#### **IV-3-1-1 L'ensemencement (aérien ou au sol)**

Il est reconnu que le couvert végétal réduit considérablement les pertes en terre (Delhoume, 1987). Pour protéger le sol, il s'agit d'arriver à une revégétalisation avec des espèces à croissance rapide, adaptées aux caractéristiques écologiques des milieux. Les meilleures pour cette finalité sont les plantes dites de couverture, soit des graminées ou des légumineuses quelles soient herbacées ou arbustives. Elles constituent un manteau protecteur et réalisent une véritable culture de fixation. Elles agissent comme un véritable peigne qui ne laisse passer qu'un ruissellement à faible vitesse et porteur de faibles quantités d'éléments.

Les plantes de couverture représentent donc un type de couverture vivante extrêmement important, qui permet de diminuer la force de l'attaque des gouttes de pluie, de diminuer la vitesse de l'eau de ruissellement et enfin d'augmenter la stabilité du sol, sa perméabilité et par conséquent la capacité d'infiltration de l'eau même dans des conditions de pluviométrie élevée et sur des pentes fortes (Robichaud *et al.*, 2000).

C'est le semis qui est envisagé pour la revégétalisation, en raison de sa rapidité de mise en œuvre, de l'utilisation aisée du matériel végétal sous forme de graines et de la possibilité d'obtenir une couverture rapide et dense du sol (Orr, 1970). L'ensemencement aérien par exemple est une technique intéressante car ses impacts sont faibles, son coût est bas et sa mise en œuvre facile (Vallejo, 2005).

Les graminées sont particulièrement utilisées à cet effet car elles sont toujours très résistantes aux conditions extrêmes dans lesquelles elles vivent et parce que leurs systèmes racinaires fibreux, développés dans les premiers centimètres du sol, augmentent l'infiltration et le maintient du sol en place. Les parties aériennes assurent une bonne couverture du sol et donc une bonne protection contre l'énergie cinétique de la pluie. La multiplication végétative par tallage développe rapidement sur le terrain des touffes efficaces contre le ruissellement. Il est facile de récolter les graines et la production grainière est en générale importante.

Les légumineuses sont aussi des espèces intéressantes à envisager pour la lutte contre l'érosion hydrique, elles sont souvent ajoutés au mélange de l'ensemencement pour leur capacité à augmenter l'azote disponible dans le sol qui a été épuisé après feu et qui est un

élément important pour la croissance des graminées semées et la végétation indigène (Ratliff & McDonald, 1987). Aussi leurs systèmes racinaires contribuent à la fixation de la couche d'altération sensible à l'érosion. La plupart des mélanges contiennent des graminées annuelles et des plantes vivaces qui détiennent la capacité de fournir une couverture rapide et à mettre en place une protection de longue durée (Ratliff & McDonald, 1987). Cependant, les espèces exogènes qui persistent peuvent retarder le rétablissement de la flore endogène et modifier potentiellement la diversité végétale locale.

#### **IV-3-1-1-1 Efficacité des traitements d'ensemencement**

Des espèces exogènes à croissance rapide ont été généralement utilisées. Elles sont peu coûteuses et disponible en grandes quantités lorsque survient une urgence (Agee, 1993). Les spécialistes recommandent l'utilisation des graines d'espèces qui fournissent une couverture rapide et laissent la végétation indigène réoccuper le site.

Plusieurs études ont été menées pour tester l'efficacité de plusieurs mélanges de semences dans la lutte contre l'érosion.

Conard *et al.* (1995) ont testé plusieurs graminées exogènes et un mélange d'herbacées endogènes. Seul le mélange d'herbacées endogènes a augmenté de manière significative la couverture totale du site et seulement sur sa partie en pente orientée nord.

Keeley *et al.* (1995) ont noté que le taux de couverture végétale le plus élevé (40 %), a eu lieu sur un site ensemencé avec un mélange d'espèces indigènes et des herbacées annuelles. Cependant, la régénération naturelle des plantes endogènes et naturalisées fourni beaucoup plus de couverture que les espèces ensemencées. Bien qu'aucunes mesures de l'érosion directe n'aient été faites, Keeley *et al.* (1995) ont conclu que l'ensemencement était inefficace en tant que mesure de contrôle des sédiments dans les cas examinés, parce qu'il contribue très peu à la couverture totale du site.

Orr (1970) a examiné la couverture végétale et l'érosion pendant 3 ans après feu dans les Black Hills au Sud du Dakota (USA) sur une superficie ensemencée avec un mélange de graminées et de légumineuses. La quantité de sédiments était inversement proportionnelle à la couverture végétale. Le ruissellement était réduit de 50 % sur les parcelles à forte couverture végétale et de litière que sur ceux avec une couverture clairsemée.

En revanche, Dyrness (1976) a constaté qu'une couverture négligeable a été produite par les espèces ensemencées sur des parcelles gravement brûlés dans l'Oregon. La couverture totale de la végétation était seulement de 40 pour cent après deux années, même sur des sites légèrement brûlés. Il a suggéré que la fertilisation azotée aurait pu améliorer la croissance de la végétation.

Klock *et al.* (1975) ont ensemencés diverses graminées et légumineuses et ils ont constatés que la fertilisation a augmenté considérablement la couverture initiale de la plupart des espèces testées. La fertilisation azotée avec 50 kg ha<sup>-1</sup> a augmenté de manière significative la repousse des plantes indigènes.

Vallejo (2005) a procédé à des essais d'ensemencement d'urgence après incendie en Espagne de l'Est. La première étape consistait à identifier les zones brûlées ayant besoin de mesures d'urgence pour réduire les impacts du feu, sur la base de critères liés à l'érosion et aux risques de ruissellement : pentes raides, sols érodables, capacité de régénération réduite des végétaux. Immédiatement après l'incendie, une série de parcelles exposées à l'érosion ont été ensemencées avec un mélange de semis, un paillage et de l'engrais chimique. Le semis était composé d'un mélange de semences d'espèces herbacées indigènes ou acclimatées disponibles sur le marché et comportant aussi bien des pérennes que des annuelles. Les plantes annuelles germent très rapidement après la première pluie, tandis que les espèces pérennes prolongent l'existence des plantes indépendamment de l'incertitude qui règne en matière de floraison, de production de graines et du taux de germination des espèces introduites. Les différentes profondeurs et schémas d'enracinement des herbacées et des légumineuses ainsi que la capacité de fixation de l'azote justifient leur utilisation en mélange. Deux mois après ensemencement, les parcelles sélectionnées avaient retrouvé un couvert végétal. Après deux campagnes de mesures à 6 et 18 mois après l'ensemencement, il a observé d'abord une augmentation transitoire du couvert végétal, puis la disparition quasi totale de toutes les espèces introduites lors de la campagne de 18 mois après l'incendie. La repousse des espèces indigènes n'avait pas été altérée et les parcelles ensemencées enregistraient des taux d'érosion bien inférieurs aux parcelles témoins. Cette technique s'est donc révélée efficace pour la protection des écosystèmes vulnérables après un incendie.

Des essais ultérieurs de lutte contre l'érosion sur des parcelles en conditions semi-arides de la même région (Bautista *et al.*, 1996) ont permis de comparer des traitements similaires (ensemencement + paillage), paillage seul et des parcelles témoins. Les deux techniques ont obtenu des résultats similaires en termes d'augmentation du couvert végétal, de réduction de l'érosion et du ruissellement. Le paillage seul s'est montré efficace pour la protection de la surface des sols et a également facilité la repousse spontanée des végétaux, il peut être retenu comme mesure de compensation a posteriori des impacts du feu.

Les techniques de semis sont devenues, avec le temps, un sujet polémique. Selon une étude récente de Robichaud *et al.* (2000), basée surtout sur des expérimentations conduites aux Etats-Unis, plusieurs aspects potentiellement défavorables des techniques de semis ont été identifiés:

- le semis n'est pas forcément nécessaire là où la régénération naturelle est efficace ;
- l'incertitude relative aux taux de germination ;
- le risque d'être efficace seulement en cas d'intervention en fin de saison qui suit immédiatement l'incendie et pendant la deuxième saison ;
- la concurrence entre la flore naturelle et les espèces exogènes à graines.

#### **IV-3-1-2 Les Barrières végétales**

Des barrières végétales sont installées dans le lit des ravines et constituées de cordons et/ou garnissages de boutures de saules sur seuils en bois mort afin de piéger les sédiments et favoriser la colonisation naturelle de ces zones vulnérables par la végétation (Photo 1). Des observations de la dynamique végétale à l'amont de ces ouvrages ont montré que les atterrissements formés par les sédiments sont rapidement colonisés par une végétation durable et spontanée (Rey *et al.*, 2005 ; Burylo *et al.*, 2007). En effet, les barrières végétales permettent de piéger les graines transportées par gravité et par ruissellement et facilitent leur germination en stabilisant les sédiments et en augmentant l'humidité du sol.

Les diverses opérations de restauration des badlands marneux des Alpes du Sud menées depuis les années 1880 ont permis le développement de la végétation qui peut jouer son rôle de protection contre l'érosion dans de nombreuses zones autrefois dégradées. Par ailleurs, la dynamique de la végétation sous la pineraie est de mieux en mieux connue et les pratiques de sylviculture mises en œuvre favorisent aujourd'hui la régénération d'espèces indigènes. Néanmoins, des incertitudes demeurent sur la stabilité de ces communautés végétales face aux contraintes érosives, et sur la stabilité de la fonction de protection contre l'érosion qu'elles assurent, en particulier dans les premiers stades de développement de la végétation.

D'abord installées de façon expérimentale, ces barrières végétales sont aujourd'hui utilisées pour restaurer des bassins versants entiers, comme le bassin versant du Francon, restauré en 2008, et le bassin versant du Bouinenc, dont la restauration a été prévue pour l'année 2010 (Burylo, 2011).



**PHOTO N° 1 :** Barrières végétales installées dans le lit d'une ravine (Photo Burylo, 2011).

#### **IV-3-2 Le fascinage**

La fascine est un ouvrage léger qui permet le ralentissement des écoulements et le dépôt des sédiments entraînés. La technique consiste à positionner des fagots entre deux rangées de piquets afin de réaliser un écran de branchages en travers le ruissellement. Le bois utilisé pour réaliser une fascine peut être mort ou vivant. Pour une meilleure efficacité, il est indispensable de créer un réseau de fascines qui se complètent sur un même versant et à placer perpendiculairement à l'axe des talwegs.

Une fascine en bois mort a une durée de vie de 2 à 4 ans en fonction de la nature des branches utilisées. Tandis que la fascine vivante est réalisée avec du bois qui prend facilement racine au contact de la terre. Ce type de fascine "vivante" est beaucoup plus pérenne dans le temps et donc à privilégier. Mais elle est déconseillée sur les réseaux de drainage, où on pourra opter pour la mise en place d'une diguette végétale.

Comme tout aménagement, ces fascines ont besoin d'être entretenues. En effet, les fascines doivent être taillées régulièrement en fonction de la reprise de la végétation pour ne pas occuper trop d'espace. La photo 2, illustre la réalisation d'une fascine.

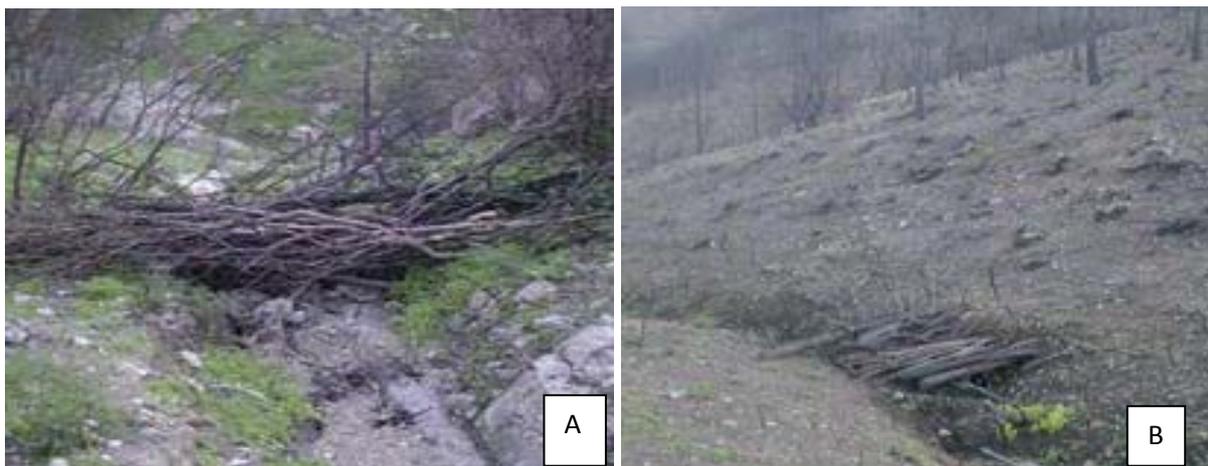


**PHOTO N° 2** : réalisation d'une fascine.

#### **IV-3-2-1 Fascinage des ravines et talwegs**

Dans le but d'éviter l'atterrissement des cours d'eau principaux en provoquant en amont le dépôt de sédiments, on opte pour la création d'obstacles artificiels pour ralentir la vitesse d'écoulement des eaux (les fascines). Il est nécessaire de cibler les zones d'intervention en fonction du risque d'érosion et d'atterrissement, et des enjeux à protéger, puis d'effectuer un nettoyage préalable de la ravine ou du talweg.

Deux types de fascine peuvent être distingués: le 1<sup>er</sup> (B) est composé principalement de troncs alignés en travers le ruisseau et soutenus par des souches d'arbres ou pieux plantés dans le sol, le 2<sup>ème</sup> (A) est fait de branchages plus légers entrecroisés éventuellement arrimés avec des pieux. Avec le dépôt de sédiments, de nombreux végétaux vont se développer sur la fascine et prendre le relais dans le rôle de piège à matériaux et lutter ainsi contre l'érosion.



**PHOTO N°3** (A et B): fascine en branchages et en rondins entremêlés posée sur un cours d'eau temporaire.

**IV-3-2-2 Fascinage des versants**

La technique de fascinage est mise en œuvre principalement dans les secteurs où l'on craint une forte érosion: zones à pente importante et terrains sableux ou argileux vulnérables. Son rôle est de lutter contre l'érosion ou limiter les risques liés au décrochage de matériaux sur des sols pentus en utilisant les bois non valorisables tout en réduisant l'impact visuel. Cela consiste, après avoir démembré les arbres brûlés toujours enracinés, à les couper à 1 m du sol pour laisser dépasser leur souche. Une fois coupés, les rémanents sont placés derrière les grumes parallèlement aux courbes de niveau. Les fascines offrent en outre une plateforme nutritive aux futurs végétaux : des graines vont germer dans le sol qui s'accumule contre la fascine, ce qui accroîtra l'action anti érosive.



**PHOTO N° 4 et 5:** le fascinage des versants et installation des troncs d'arbres brûlés pour le contrôle d'érosion après feu. (Photo 5 de Robichaud, 2005).

À partir d'observations de terrain, Castro *et al.*, 2004 ; recommandent principalement de maintenir au sol les troncs et les branches des arbres brûlés afin (i) d'assurer une plus grande humidité du sol, principalement durant les premières périodes estivales après l'incendie, (ii) d'enrichir la diversité des nutriments et (iii) d'accroître leur disponibilité par la décomposition naturelle du bois.

**IV-3-3 L'utilisation d'une couverture morte :**

On appelle couverture morte, celle qui n'est pas en cours de végétation, c'est-à-dire essentiellement le paillage (ou mulching).

**IV-3-3-1 Le paillage ou le mulch**

Le paillage du sol offre une couverture immédiate et protège les sols de l'érosion et la perte des nutriments. Il contribue à sécuriser les graines qui sont soit stockées dans le sol ou appliquées comme un traitement d'urgence en maintenant un taux d'humidité favorable à la germination des graines et à la croissance. Les méthodes de paillage comprennent

l'application aérienne et au sol en utilisant des matériaux de paille, copeaux ou fibres (Napper, 2006).

Le paillis aide à fournir une couverture temporaire pour les zones vulnérables à l'érosion suite aux incendies. La paille est appliquée avec des hélicoptères (helimulching) pour traiter de grandes surfaces, ou à la main pour le traitement de sites de faible superficie. Cette méthode est très appréciée en raison de procédés d'applications améliorées qui traitent rapidement et efficacement de grandes surfaces avant les précipitations.

La technique consiste à étaler des résidus de récolte, en particulier des graminées, sur les parcelles sensibles à l'érosion, les expériences de recherche ont montrés que l'absorption de l'eau par un sol couvert de graminées est sept fois plus forte que pour un sol nu (Boufaroua & Yemma, 2002). La paille en absorbant l'énergie cinétique des gouttes de pluie, contribue à protéger la surface recouverte contre l'agressivité des précipitations en limitant plus spécialement les effets de l'érosion splash. Cette protection se réalise aussi contre la radiation solaire en limitant les amplitudes de température de la surface du sol, ce qui a une très grande importance quant à l'évolution de la matière organique et quant à l'importance des pertes d'eau par évaporation (Roose, 1971).

La couverture morte a l'avantage par rapport à la couverture vivante de ne pas créer de concurrence raculaire vis à vis de l'eau. Cependant, elle n'a pas l'action de fixation d'azote des légumineuses, ni l'action de reconstitution de la structure qu'ont les graminées. Cependant il faut noter qu'elle freine le développement des mauvaises herbes et limite l'évaporation, ce qui est très avantageux dans les régions semi-arides. L'application du mulch doit être faite attentivement en couches pas trop épaisses, pour éviter la fermentation et donc le développement des hautes températures.

Le paillage et géotextiles sont les traitements les plus efficaces des versants car ils fournissent la couverture immédiate du sol pour réduire l'impact des gouttes de pluie et maintiennent le sol en place. Les rapports de recherche et de surveillance après feu ont enregistré des baisses spectaculaires dans le mouvement des sédiments où le paillis a été appliquée (Bautista *et al.*, 1996 ). Cependant, ces techniques sont relativement coûteuses et difficiles à installer dans des endroits éloignés de la route. Le paillis est plus utile à proximité des routes ou dans des zones critiques au sommet des pistes. Les géotextiles sont généralement appliqués à de petites zones.

**IV-3-4- Les ouvrages construits**

Les ouvrages construits englobent les techniques de cordons, de murets, de terrasses et les gabions.

Les techniques de construction des murs de soutènement en pierres sèches sont universelles. Ces murs présentent a priori l'avantage de répondre parfaitement à toutes les exigences techniques et environnementales. A l'épreuve du temps, ils peuvent être construits avec des pierres de tout type, ce qui permet dans la plupart des cas d'utiliser des matériaux «in situ». Cet approvisionnement local en matières premières, allié à une technique facile à mettre en œuvre permet une construction respectueuse de l'environnement. Par contre la récolte des pierres et le montage du mur exigent beaucoup de temps et du personnel qualifié. De plus, les ravines se développent plus souvent dans des zones où les pierres s'altèrent rapidement, ce qui donne des pierres de mauvaise qualité, il faut donc disposer de camions et de pistes d'accès pour ramener des matériaux de meilleure qualité (Roose *et al.*, 1999).



**Photo 6 et 7:** Les seuils en pierre sèche

**IV-3-4-1 Les cordons en pierres**

Les cordons pierreux sont des obstacles filtrants qui ralentissent la vitesse de ruissellement. Ils permettent la sédimentation des particules (sables, terre fine et matière organique) à l'amont de la diguette et une augmentation de l'infiltration des eaux ruisselantes. Il est indispensable de mettre en place des dispositifs filtrants qui ont l'avantage de laisser passer l'eau excédentaire et éviter ainsi le risque de détruire les diguettes en terre (Ruelle *et al.*, 1990).

L'efficacité des cordons de pierres en matière de conservation et de rétention de l'eau est reconnue par la plupart des paysans. Cependant la technique est jugée trop coûteuse.

**IV-3-4-2 Les murettes**

La construction d'une murette en pierre sèches suivant les courbes de niveau constitue à la fois un obstacle qui diminue la vitesse d'écoulement de l'eau sur la pente et un filtre qui retient les matériaux entraînés dans la zone comprise entre deux ouvrages.

**IV-3-4-3 Les gabions**

Les premiers gabions sont apparus en Chine ou en Egypte. Les gabions sont des pierres montées les unes sur les autres dans une cage. Ces pierres ont des dimensions suffisantes pour ne pas passer entre les mailles et sont bien réparties dans chaque cage. Il est préférable de remplir les gabions à la main, ce qui minimise le risque d'une déformation importante de la structure à moyen terme. Comme pour les murs en pierres sèches, ces murs semblent remplir toutes les exigences techniques et environnementales. Leur mise en œuvre est rapide, utilisant des pierres de tout type, ce qui permet dans la plupart des cas d'utiliser des matériaux « in situ » et donc de diminuer sensiblement l'impact environnemental.

A moyen ou long terme, les mailles des gabions peuvent être brisées par les troncs d'arbres et autres matériaux susceptibles d'être charriés par le courant ; c'est là le principal inconvénient des murs en gabions (Ministère de l'environnement, 1999). Leur coût est très élevé car il faut apporter dans des zones difficiles d'accès des pierres et du grillage prêt à être monté. Il faut aussi un personnel qualifié pour ranger correctement les pierres dans le cadre en grillage et le poser sur un lit de graviers (Heusch, 1988).

**IV-3-4-4 Les Terrasses**

Les terrasses sont nées en Chine il y a 300 ans (Roose *et al.*, 2001). Le système est utilisé pour fixer des pentes très fortes et il est connu depuis l'antiquité dans le bassin méditerranéen, en Extrême-Orient, en Amérique Centrale et dans les rizières d'Indonésie.

Le but d'une terrasse est de régulariser et recueillir l'eau qui s'écoule sur une pente après une ondée et de l'obliger à s'infiltrer dans le sol pour que l'érosion soit limitée.

Les inconvénients de cette méthode sont la manipulation compliquée des déblais qui alourdissent les prix de revient. La fragilité des talus qui peuvent céder sous le poids de la terrasse.

**IV-3-4-5 Efficacité des ouvrages construits**

Des solutions d'ingénierie pour la réhabilitation et la lutte contre l'érosion après incendie ont pris la forme de construction de structures de barrière pour piéger et retenir les débris transportés une fois qu'il avait atteint les chenaux. Ils sont réalisés en tous matériaux.

Différentes études en région méditerranéenne, ont montré que l'érosion a lieu surtout au cours des violentes averses d'automne après les incendies d'été et qu'elle n'est plus

perceptible au cours des pluies du printemps suivant (Mihi, 2012). Cependant, ces «barrages» prennent du temps pour être planifiés et réalisés. Comme il est irréaliste de construire une série de barrages dans la courte période entre le feu et les premières pluies d'automne. Ils doivent être construits à l'avance dans les zones sujettes aux incendies.

#### **IV-3-5 Apport de matière organique**

L'apport de matière organique enrichit le sol et améliore ses qualités physiques en augmentant la perméabilité. Ceci se traduit par une diminution du ruissellement.

Morsli *et al.* (2013) ont montré que les sols en pente, après incendie, s'appauvrissent plus rapidement en matière organique et deviennent plus vulnérables à l'érosion. Une fréquence élevée des incendies pourrait altérer les potentialités édaphiques jusqu'à un point où la résilience des couvertures pédologiques et végétales pourrait être compromise.

Certains travaux suggèrent que l'engrais appliqué avec les graines à ensemercer est efficace pour augmenter la couverture ou la réduction de l'érosion après un incendie. D'autres études de recherche et de surveillance n'ont trouvé aucun effet significatif de l'engrais sur la couverture végétale ou de l'érosion (Tyrrel, 1981).

#### **IV-4 Le suivi des Communautés restaurées**

Même si la littérature scientifique souligne la nécessité d'un suivi à long terme des milieux restaurés et des communautés végétales qui s'y développent (Choi, 2004), afin d'évaluer le résultat des opérations de restauration effectuées, peu de cas ont fait l'objet d'un tel suivi. En pratique, le suivi s'étale le plus souvent sur une période courte (généralement 5 à 10 ans). Or, le développement des écosystèmes restaurés est lent, en particulier dans les milieux fortement dégradés (Wali, 1999). Certaines caractéristiques de l'écosystème, comme la qualité et la stabilité des sols ou la diversité des habitats, aussi importants que la couverture végétale pour pouvoir évaluer les écosystèmes restaurés (Herrick *et al.*, 2006), n'apparaissent souvent qu'après plusieurs décennies, durée plus pertinente d'un point de vue écologique.

#### **IV-5 Choix des techniques**

L'érosion étant un phénomène naturel, il n'est pas souhaitable, ni même possible, de l'enrayer totalement, mais il convient plutôt de la limiter à un niveau « tolérable » (Roose, 1994). Ce niveau est souvent délicat à déterminer, il varie en fonction des types de sols et des usages qui en sont faits ou prévus. Le seuil de tolérance accepté déterminera le moment où il faut intervenir ainsi que le type de réponse à apporter. Pour le degré d'érosion, le seuil maximum admissible pour la plupart des sols méditerranéens est de 10 à 13 t/ha/an (Poesen, 1995). Il est fréquent que la conservation d'un sol passe par l'application de plusieurs mesures combinées (par exemple travaux mécaniques et techniques végétales).

Le choix des techniques à appliquer dépend évidemment du type de sol (nature pédologique, caractéristiques physiques et chimiques, pente, exposition...). Par exemple, l'aménagement de banquettes peut être très efficace sur des sols limoneux soumis à des orages violents et brefs, mais se révéler aggravant sur des sols argileux rapidement saturés : dans ce dernier cas, il augmente les risques de glissement de terrain, de ravinement des exutoires et de sapement des berges en aval (De Montgolfier, 2002).

Dans le choix des techniques, il faut aussi accorder une attention majeure au contexte social et économique ; il faut prendre en compte l'usage qui doit être fait du sol, les moyens disponibles pour assurer la réalisation et la maintenance des ouvrages (présence d'une main d'œuvre importante, moyens financiers).

Afin que les réalisations soient efficaces il faut qu'elles soient entretenues dans la durée, faute de quoi elles peuvent être à l'origine d'une dégradation encore plus importante. En pratique, seule une approche participative associant effectivement les utilisateurs à la conception et à la réalisation des ouvrages est garante de leur durabilité et de leur efficacité à long terme (De Montgolfier, 2002).

*Partie*  
*Pratique*

# *Chapitre V*

*Méthodologie et  
présentation de  
la zone d'étude*

## V- Méthodologie et description de la zone d'étude

### V-1 Le choix des stations

Le Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) est un taxon typiquement méditerranéen, très présent dans la plupart des variantes bioclimatiques méditerranéennes (Quezel, 1986). Les pays du Maghreb constituent la zone où il offre son plus grand développement puisqu'on le rencontre à peu près partout sur les massifs montagneux, à l'exception cependant du Maroc atlantique ainsi que des zones littorales du Tell constantinois et de Kroumirie (Tunisie) (Quezel & Medail, 2003).

Toutefois, c'est dans l'étage semi-aride qu'il trouve son plein épanouissement. En Algérie, le Pin d'Alep est présent dans toutes les variantes bioclimatiques à l'exception du saharien avec une prédominance dans l'étage semi-aride. Sa plasticité et sa rusticité lui ont conféré un tempérament d'essence possédant un grand pouvoir d'expansion formant ainsi de grands massifs forestiers.

Le pin d'Alep avec ses 35% de couverture est l'espèce qui occupe la première place en termes de surface boisée en Algérie. Cette essence supporte assez bien la sécheresse estivale. Son optimum de croissance est enregistré entre les températures moyennes maximales de 32°C et 33°C et une tranche pluviométrique variant de 250 à 700 mm par an (Kadik, 1987).

Le pin d'Alep joue un rôle important dans la reconquête forestière des milieux dégradés. En effet, cette espèce a développé une résistance active à travers une régénération naturelle très poussée après le passage du feu, ce qui lui permet de reconstituer rapidement une ambiance forestière, favorisant ainsi le retour d'espèces moins résistantes comme les chênes.

Le choix de la pinède est motivé par cette importance écologique et le fait qu'elle représente le peuplement végétal le plus exposé au risque d'incendie de forêt.

Le choix des stations d'études est fait sur la base de critères relatifs à la végétation et à la perturbation. En effet nous avons considéré deux stations correspondant à la même formation végétale qui est la pinède à *Pinus halepensis* et qui sont parcourues par l'incendie à la même date, au début septembre 2011. En vue d'étudier l'effet de la topographie, deux stations ont été sélectionnées, l'une sur un plateau l'autre sur une pente d'environ 25%.

### V-2 Description de la zone d'étude

Les deux stations sont localisées à d'Ain Skhoun (36° 45' N et 5° 00' E) située sur les hauteurs de la ville de Béjaïa, distante de quelques 200 km à l'Est d'Alger. Les espèces dominantes sont représentées par *Phillyrea latifolia*, *Erica multiflora* et *Cistus monspeliensis*. L'altitude moyenne est d'environ 180 m.

### V-2-1 Climat

La caractéristique première de l'écosystème méditerranéen est climatique. Le climat, en région méditerranéenne est un facteur déterminant en raison de son importance dans l'établissement, l'organisation et le maintien des écosystèmes. Il est défini par un été sec et chaud et une période pluvieuse correspondant aux saisons relativement froides allant de l'automne au printemps.

Les paramètres climatiques retenus pour caractériser le climat de la région de Béjaia sont les températures (en °C) et les précipitations (en mm). Ces données climatiques portent sur une période de 44 ans pour les précipitations (1970 – 2014) et 36 ans pour les températures (1978 – 2014).

Du fait de la faible différence altitudinale que présente la station de Bejaia et la localité d'Ain Skhoun (station d'étude), la caractérisation à partir des données de la station de Bejaia reste plus que correcte. En effet, en plus de la faible dénivelée, les deux localités sont très proches, soumises au même régime climatique et ne présentent aucune barrière géographique entre elles.

#### V-2-1-1 La température :

Selon les données relevées au niveau de la station météorologique la plus proche (Bejaia), Sur une période de 36 ans (1978-2014), la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud (août) et minimales du mois le plus froid (janvier) sont de 30,23°C et 7,45°C, respectivement. La région de Bejaia se caractérise par une température moyenne annuelle de 18,20°C avec de fortes variations saisonnières (25,70°C en Août et 12,02°C en Janvier).

**Tableau 03 :** Moyennes des températures maximales (M °C) et minimales (m °C) de la station de Bejaia (1978 - 2014).

Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEP	OCT	NOV	DEC	Moy. Ann.
M °C)	16,47	16,95	18,60	20,32	22,88	26,38	29,53	30,23	28,11	25,26	20,75	17,57	22,76
m °C	7,45	7,59	9,02	10,84	13,95	17,65	20,39	21,21	19,04	15,75	11,73	8,68	13,61
M+m/2	12,02	12,27	13,83	15,63	18,39	22	24,94	25,70	23,63	20,62	16,29	13,13	<b>18,20</b>

### V-2-1-2 Les précipitations

L'étude des régimes pluviométriques et thermiques est d'une importance capitale pour la caractérisation des différents types de climat. L'examen des hauteurs de pluies (Tableau N°04), fait apparaître que la région de Bejaia reçoit une quantité importante de précipitation avec une moyenne annuelle de 799,85 mm.

**Tableau 04** : Moyennes des hauteurs mensuelles des précipitations (mm) de la station de Bejaia (1970 - 2014).

Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	total
P (mm)	107,52	91,28	84,14	73,77	42,66	15,29	6,34	10,03	57,71	80,73	102,27	128,11	<b>799,85</b>

Il ressort de ce tableau que la principale période de précipitation est concentrée durant la période hivernale avec 326,91 mm soit 41% des précipitations annuelles. La saison estivale quant à elle ne totalise que 31,66 mm, ce qui peut expliquer la concentration des incendies durant l'été.

### V-2-1-3 Régime saisonnier

Pour faciliter le traitement des données climatiques, un découpage en saisons de la pluviosité annuelle est indispensable. Musset (1935) a défini la notion du régime saisonnier. Il a calculé la somme des précipitations par saison et a effectué le classement des saisons par ordre de pluviosité décroissante.

D'une manière générale, les précipitations sont réparties inégalement durant les saisons.

Comme nous le montre le tableau n°05, les précipitations les plus importantes sont celles qui tombent en hiver, par rapport à celles de l'automne et au printemps bien que ces dernières constituent un apport non négligeable. L'été est effectivement la saison la moins arrosée avec à peine 4% de la pluviosité annuelle totale.

**Tableau 05**: Régimes saisonniers des précipitations.

Saison	Hiver	Printemps	Eté	Automne	Type	Total
P (mm)	326,91	200,57	31,66	240,71	H A P E	799,85

**V-2-2 Le sol**

Le deuxième critère physique dans la caractérisation des écosystèmes est le sol. De façon générale, le trait le plus caractéristique des sols méditerranéens est la ferrallitisation qui correspond, en relation avec la décarbonatation (Bottner, 1981), à un ensemble de processus d'altération et de migration des composés du fer dans le sol d'où la coloration rouge caractéristique (« sols rouges méditerranéens »). Ce type de sol connaît en fait son extension maximale dans les milieux où l'humidité est suffisamment grande pour favoriser l'altération. On peut reconnaître ainsi une relation entre les sols et le climat, en particulier la pluviosité, d'une part et entre les sols et la végétation d'autre part.

Du point de vue édaphique, le pin d'Alep est une espèce qui préfère les substrats marneux et calcaire-marneux, où les sols sont profonds permettant une bonne pénétration du système racinaire (Quezel, 1986). Comme il supporte un taux élevé de calcaire, il est pionnier des sols squelettiques. Toutefois, il faut noter que c'est une espèce qui craint l'hydromorphie et ne peut prospérer dans les dépressions où l'eau s'accumule, l'exposant ainsi à l'asphyxie racinaire (Seigue, 1985).

**V-3 Synthèse climatique**

Le climat par ses différents facteurs joue un rôle déterminant sur la vie des êtres vivants qui n'est plus à démontrer. Il intervient d'une façon décisive sur la croissance des végétaux, les manifestations d'attaque parasitaire, etc. Son action directe sur le pin d'Alep, en particulier, s'observe à plusieurs niveaux, tels que la longévité des arbres et leur régénération naturelle par semis.

Les facteurs climatiques n'agissent pas indépendamment les uns des autres, pour tenir compte de cela, divers indices ont été mis au point et ceci dans le but de rendre compte de la répartition des types de végétation en relation avec le climat.

Les indices climatiques les plus courants sont basés essentiellement sur la pluie et la température, qui sont les facteurs les plus importants et les mieux connus. C'est le cas du quotient pluvio-thermique d'Emberger (Emberger, 1930, 1955) et de l'indice xérothermique de Bagnouls et Gaussen (1953) et qui sont les plus utilisés.

Le quotient d'Emberger permet empiriquement de faire ressortir des paramètres bioclimatiques comme la sécheresse et l'amplitude thermique. La représentation du quotient en fonction de « m » (moyenne des températures minimales du mois le plus froid) est la base du climagramme, permettant de situer une localité, une essence, une formation végétale ou un groupement.

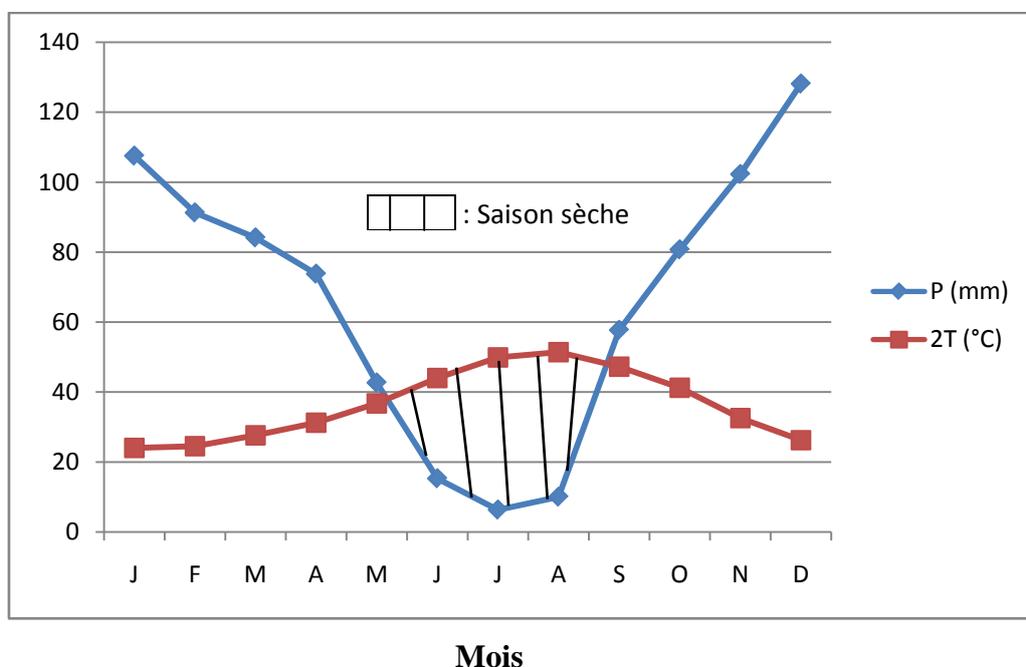
Pour mieux caractériser le climat de nos stations d'étude nous avons opté pour le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen et le climagramme d'Emberger.

### V-3-1 Diagrammes Ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen 1953

La période de sécheresse est un élément très important pour déterminer l'écologie de certaines plantes et de définir leurs limites de végétation. Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen permet justement d'évaluer la durée de cette saison sèche. Il tient compte de la pluviosité moyenne et de la température moyenne mensuelle. Un mois est considéré sec lorsque la courbe des températures ( $T^{\circ}\text{C}$ ) est supérieure à celles des précipitations ( $P=2T$ ). La partie du graphe comprise entre les courbes traduit à la fois la durée et l'intensité de la sécheresse.

D'après Bagnouls et Gaussen (1953), la sécheresse n'est pas nécessairement l'absence totale des pluies, mais elle se manifeste quand les faibles précipitations se conjuguent avec de fortes chaleurs. Concernant notre zone d'étude et selon la figure n°7, la saison sèche débute vers la mi-mai et s'achève vers la moitié du mois de septembre, soit une période de sécheresse de 04 mois.

D'une manière générale, le climat de Bejaia (climat de type méditerranéen) est caractérisé par la concentration des pluies durant la période froide de l'année, et une coïncidence de la saison sèche et de la saison chaude.



**Figure n° 7** : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la région d'Ain-skhoune pour la période 1978-2014.

### V-3-2 Le Quotient pluviothermique d'Emberger :

Le quotient pluviothermique ou indice climatique d'Emberger sert à définir les cinq différents types de climats méditerranéens, depuis le plus aride, jusqu'à celui de haute montagne, climats que seul le Maroc dans la région méditerranéenne, possède en totalité.

Ce quotient est défini par la formule :  $Q=2000P/M^2-m^2$

**Avec :**

- Q : quotient pluviothermique d'Emberger
- M : moyenne des températures du mois le plus chaud en degré kelvin ( $t^{\circ}K = t^{\circ}C + 273,2$ ).
- m : moyenne des températures du mois le plus frais en degré kelvin ( $t^{\circ}K = t^{\circ}C + 273,2$ ).
- P : pluviométrie annuelle en mm

Le quotient pluviothermique d'Emberger, nous permet en l'associant à la moyenne des minima du mois le plus froid de localiser nos stations sur le climagramme d'Emberger. Ce dernier portant en abscisse la moyenne des minima du mois le plus froid et en ordonné le quotient pluviothermique ( $Q_2$ ) d'Emberger.

Nous avons utilisé la formule de Stewart (1969) adapté pour l'Algérie et le Maroc, et qui se présente comme suit :  $Q = 3.43P/M-m$

Avec :

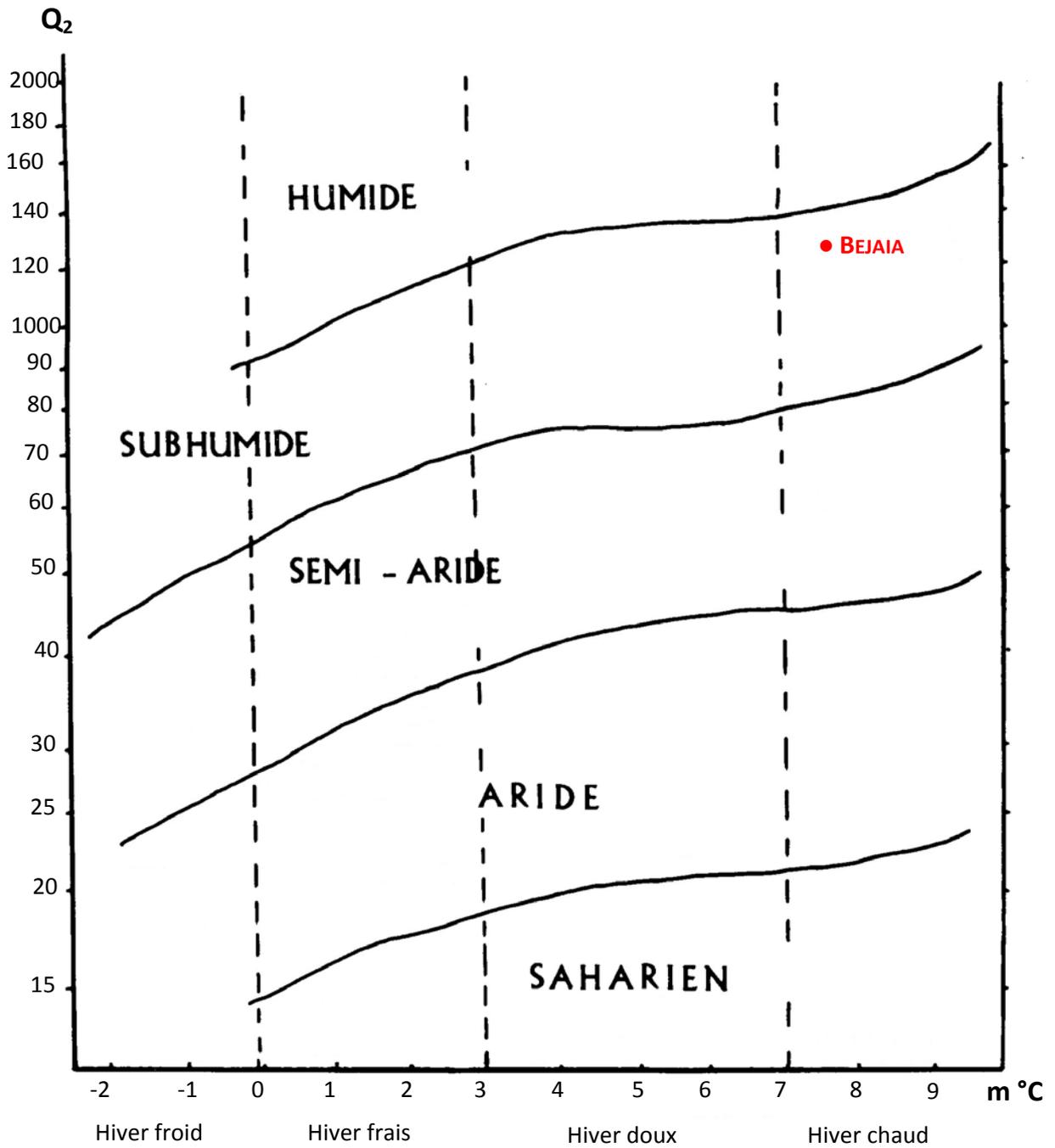
P : précipitations moyenne annuelle en (mm).

M : moyenne des maxima du mois le plus chaud en ( $t^{\circ}C$ ).

m : moyenne des minima du mois le plus froid en ( $t^{\circ}C$ ).

L'indice Q calculé par cette formule est égale à 120,43. Le climagramme considère qu'une région est d'autant plus sèche que le quotient est plus petit.

Cela nous permet de situer la région d'Ain Skhoun dans l'étage bioclimatique Subhumide à hiver chaud (figure 8).



**Figure 8** : Situation bioclimatique de la région de Bejaia sur le climagramme D'emberger modifié par ( Stewart (1969) in Leutreuche-Belarouci, 1991).

**V-4 Echantillonnage**

Après une reconnaissance sur le terrain des zones brûlées dont la date d'incendie était connue, afin de suivre la dynamique de recolonisation du milieu par les cistes et les légumineuses, des observations mensuelles sont faites au cours des deux premières années après le passage de l'incendie (novembre 2011 – mai 2013). En vue d'expérimenter l'effet de la topographie, deux stations ont été choisies, l'une sur un plateau l'autre sur une pente. Pour chacune des deux stations, les nouvelles plantules ont été arrachées et dénombrées chaque mois sur 5 parcelles de 1 m<sup>2</sup>, réparties régulièrement sur un transect de 100 m et distantes entre elles de 25 m.

Afin de faire ressortir les espèces dominantes qui pourraient jouer un grand rôle lors des premiers stades de la succession après incendie, notamment dans la lutte contre l'érosion hydrique, des relevés floristiques ont été réalisés lors du printemps de la première année (avril 2012). Les relevés exécutés sur des lignes de 3 mètres chacune, à raison de 4 par station, consistent à noter le nombre de contacts (individus) par espèce sur la ligne. Nous avons considéré la flore totale afin de pouvoir estimer la richesse floristique, la diversité floristique (indice de Shannon), la régularité (indice de Pielou) et la distribution d'abondance des espèces (voir Legendre & Legendre, 1979). La méthode linéaire a été préférée à l'observation sur des surfaces puisqu'elle nous permet d'avoir des fréquences et de pouvoir ainsi appliquer la théorie de l'information des écosystèmes (voir Legendre & Legendre, 1979) dans l'exploitation des données.

La nomenclature des espèces suit Dobignard & Chatelain (2010-2013).

Les données relatives à la comparaison entre les mois au sein de chaque communauté sont traitées par l'ANOVA à mesures répétées suivie du test de Tukey pour la comparaison multiple ( $P = 0,95$ ) et le test t de Student pour la comparaison entre les deux communautés ( $P = 0,95$ ). Avant l'analyse statistique, les données ont été testées pour les hypothèses paramétriques avec le test de Shapiro et Wilk pour la normalité et le test de Levene pour l'homogénéité des variances. Suite à une inégalité des variances, les résultats ont subi une transformation logarithmique [ $y = \log(x + 1)$ ]. De plus, nous avons été contraint d'éliminer de l'analyse certains mois pour lesquels la germination est quasi-nulle, sans toutefois perdre une information pertinente. La relation entre les distributions d'abondance des espèces des deux situations topographiques est mesurée à l'aide d'une corrélation de Pearson. Le traitement statistique a été réalisé en utilisant le logiciel Xlstat 2009. Les résultats présentés sont des moyennes  $\pm$  l'écart type (SD).

# *Chapitre VI*

## *Résultats et discussion*

## VI- Analyse de la recolonisation après incendie par les cistes et les légumineuses de la pinède à *Pinus halepensis* d'Ain Skhoun.

Parmi les agressions que subit la forêt l'incendie est le plus grave, car non seulement il peut entraîner la destruction totale de la végétation mais il altère le sol.

En Algérie, l'incendie de forêt est un phénomène très répandu et grave. Par la destruction de la couverture végétale que les incendies induisent, ils peuvent aussi être à l'origine de graves phénomènes de dégradation des sols surtout pour les sols peu épais. Morsli *et al.* (2013) montrent que le déclenchement du ruissellement est plus rapide et que la production de sédiments est plus élevée comparativement au sol couvert et non incendié.

Le feu est, depuis longtemps, considéré comme un facteur influençant la dynamique de la végétation dans la région méditerranéenne (Kuhnholz-Lordat, 1938). Les travaux récents dans le Bas-Languedoc (Trabaud & Lepart, 1980 ; Trabaud, 1983), puis dans différents pays du bassin Méditerranéen (Arianoutsou, 1999) ont montré que les communautés végétales composées essentiellement d'espèces vivaces, redevenaient, après incendie, rapidement comparables à celles qui préexistaient au feu.

En fait, après un incendie, la plupart des espèces pérennes de la région méditerranéenne se régénèrent par rejets végétatifs; même celles qui ont la possibilité de se régénérer de façon mixte (à la fois par rejets et semences) utilisent préférentiellement le mode végétatif. Toutefois, après cette perturbation, quelques végétaux vivaces ne peuvent se reproduire que par graines (Naveh, 1975 ; Troumbis & Trabaud, 1986). Ceux-ci semblent a priori présenter moins d'avantages pour réoccuper leur place que les espèces à reproduction végétative car :

- Ils doivent se réinstaller totalement (germination, développement de tout l'appareil végétatif et reproductif pour pouvoir assurer leur descendance), ce qui nécessite, au moins dans les premiers stades de leur développement, des conditions favorables plus ou moins réalisées dans la nature ; tandis que les végétaux pouvant rejeter sont déjà implantés grâce à leur système souterrain de survie ;
- Ils ne peuvent fleurir et fructifier pendant les premières années, car ils n'ont pas atteint l'état adulte. Des fréquences d'incendie trop élevées (feux annuels ou bisannuels) peuvent donc les amener à disparaître (Trabaud, 1992).

Parmi ces espèces pérennes à reproduction sexuée obligatoire, beaucoup sont considérées comme des pyrophytes (Kuhnholz-Lordat, 1938; Le Houérou, 1974) c'est-à-dire des végétaux qui sont favorisés par le feu ou qui se maintiennent dans des zones

grâce aux incendies. La plupart de ces espèces dites « pyrophytes sociaux » appartiennent aux genres *Cistus* et *Pinus* fréquemment rencontrés dans toute la région méditerranéenne, où ils peuvent constituer d'importantes communautés.

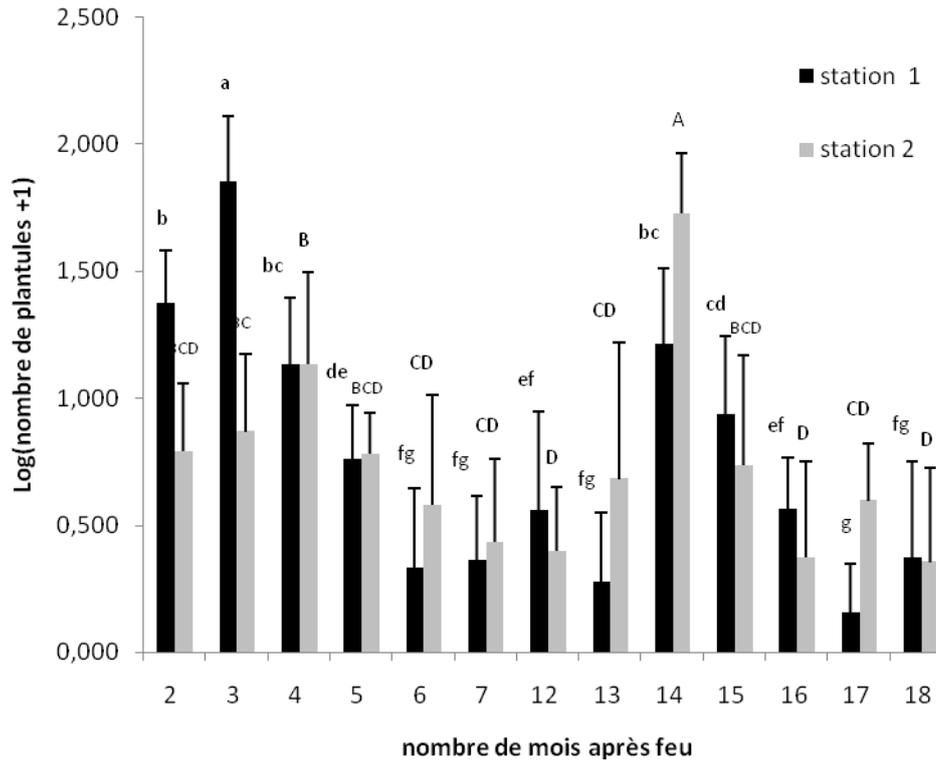
Vu l'importance des incendies dans la dynamique de la végétation méditerranéenne, nous avons tenté de suivre la régénération d'une pinède à *Pinus halepensis* incendiée en septembre 2011. Nous suivrons notamment la recolonisation de celle-ci par les différentes espèces de deux familles importantes des premiers stades des successions après feu et qui sont les Légumineuses et les Cistes durant une période de 2 ans. Le rôle joué par ces deux familles est démontré dans divers travaux relatifs à ce sujet (Arianoutsou & Ne'eman, 2000 ; Herranz *et al.*, 1998).

Les observations sont faites dans deux stations topographiquement différentes d'une pinède à *Pinus halepensis*, l'une située sur un plateau l'autre sur une pente. Les aspects analysés sont la germination des graines de cistes et légumineuses, la richesse et la diversité floristiques ainsi que la distribution d'abondance des espèces.

## **VI-1 Résultats et discussions**

### **VI-1-1 Dynamique de germination des graines de légumineuses durant les deux premières années après incendie**

La germination de la banque de graines du sol est notée avec des taux importants les premiers mois succédant à l'incendie, notamment les mois de novembre ( $24.8 \pm 11.20$  pour la station sur plateau et  $6 \pm 2.83$  pour la station en pente) et décembre ( $80 \pm 38.62$  pour la station sur plateau et  $7.8 \pm 4.53$  pour la station en pente) de la première année, soit 2 et 3 mois après l'incendie. La germination atteint son maximum en décembre, puis diminue brutalement et ensuite progressivement avec le temps pour s'arrêter totalement à partir de mai ( $3.80 \pm 3.25$  pour la station sur plateau et  $1.80 \pm 1.17$  pour la station en pente) à l'approche de la saison estivale. Même dynamique pour la deuxième année avec les taux les plus élevés en novembre-décembre (Fig. 9). Nous notons une différence importante entre les deux stations: le maximum de germination est enregistré durant la période de novembre-décembre de la première année pour la station située sur plateau (station 1) et la même période de la deuxième année pour la station en pente (station 2).



**FIGURE N°9** : Germination des graines de légumineuses (moyenne  $\pm$  ds) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente). Pour chaque station, les mois avec la même lettre ne sont pas significativement différents (test de Tukey,  $P > 0.95$ ).

Trabaud (1987) avait mis en évidence l'augmentation des herbacées, principalement les annuelles, durant les premières années suivant l'incendie. Celles-ci proviennent en grande partie de la banque de graines (Trabaud *et al.*, 1997) et profitent de l'espace libéré par le feu ; ce sont des espèces définies comme fugaces (Trabaud & Lepart, 1980). Elles ne restent pas présentes dans la végétation des stades adultes de la succession. Thompson *et al.* (1997) indiquent que les banques de graines en région méditerranéenne sont essentiellement constituées de taxons persistants correspondant à des espèces herbacées, et contiennent très peu de taxons ligneux (grosses graines peu persistantes qui rejettent généralement de souche après perturbation). Ces taxons herbacés profitent des perturbations pour s'exprimer et recréer leur stock semencier.

Beaucoup d'espèces dominantes des écosystèmes méditerranéens après incendie se régénèrent par la voie végétative (Lloret, 1998). D'autres espèces n'ont pas la capacité de survivre au traumatisme créé par le feu, leur régénération repose

entièrement sur la germination des graines (Ferrandis *et al.*, 1999), principal mécanisme adopté par les légumineuses dans leur régénération post-incendie (Papavassiliou & Arianoutsou, 1993).

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 l'insolation forte des milieux dénudés (Bazzaz, 1998). Généralement, les températures variant entre 60 et 150 °C stimulent la germination positivement (De Luis *et al.*, 2005). 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 a été démontré (Roy & Sonie, 1992; Crosti *et al.*, 2006; Scott *et al.*, 2010; Ghebrehiwot *et al.*, 2012). Dans la région de Sydney (Australie), il a été constaté que près de la moitié de la flore sujette aux incendies a vu la dormance de ses graines levée 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 puis diminue avec l'élévation de la concentration ou de la durée d'exposition (Light *et al.*, 2002). Les fortes concentrations de fumée deviennent carrément létales pour 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, puis diminue 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. En général, les réponses à la chaleur et la fumée sont variables. La levée de la dormance de la plupart des graines de légumineuses et de cistes caractérisées par une enveloppe imperméable dans la région méditerranéenne est possible après fissuration des téguments (Herranz *et al.*, 1998) ce qui permet l'imbibition de l'embryon (Herranz *et al.*, 1998; Hanley & Fenner, 1998) stimulant ainsi la germination.

Dans notre cas, la germination des légumineuses a commencé très tôt après la perturbation. Les premières plantules sont observées après les premières pluies automnales en novembre 2011 (Fig.9). La germination massive observée juste après exposition au feu est interprétée comme une réaction adaptative de la végétation méditerranéenne (Trabaud & Oustric, 1989; Thanos *et al.*, 1992). De plus, l'apport de

endre riche en éléments minéraux (Arianoutsou & Margaris, 1981) engendre un milieu favorable à la germination massive des graines d'espèces dites pionnières (Jutila & Grace, 2002).

Plusieurs auteurs tels que Arianoutsou & Ne'eman (2000), Papavassiliou & Arianoutsou, (1993) ont noté que l'apparition des semis de légumineuses et des cistes, suit les premières pluies d'automne. La majorité des plants apparaissent de novembre à décembre quand les conditions favorables à la germination sont réunies, c'est-à-dire précipitations et températures douces. En effet, une fois que la dormance des graines ait été interrompue, le taux de germination dépend en grand partie de l'humidité du sol et de la température. La germination optimale des graines de légumineuses est enregistrée pour des températures allant de 16<sup>0</sup>C à 20<sup>0</sup>C (Del Pozo & Aronson, 2000). On nous référant à la partie matériel et méthode, nous constatons que ces conditions sont réunies justement le mois de novembre et décembre où les températures sont de 20,75 <sup>0</sup>C et 17,57<sup>0</sup>C respectivement, et les précipitations moyennes de 102,27 mm et 128,11 mm.

La germination des graines a montré une tendance unimodale pour chaque année d'observation, avec un maximum en décembre pour la première année et un autre en novembre de la deuxième année (Fig.9). Ce modèle à un seul maximum de germination a été déjà rapporté dans différents travaux (Arianoutsou, 1998; De Luis *et al.*, 2008a et b). Nos résultats sont en désaccord avec Bekdouche *et al.* (2011) qui signalent un modèle bimodal en raison d'un retard de germination causé par un froid hivernal inhabituel.

Dans une formation ligneuse basse dominée par *Ulex parviflorus* en Espagne méditerranéenne, De Luis *et al.* (2008a) rapportent pour un feu contrôlé, 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 maxima de germination, mais contrairement aux *Cistaceae*, le pic le plus important est noté à la deuxième année. Ces observations se rapprochent des nôtres, avec néanmoins l'absence de germination au cours de la deuxième année pour les *Cistaceae* et la dominance de germination au cours de la première année pour les légumineuses de la station en plateau.

Les légumineuses persistent dans nos stations au cours de la deuxième année après l'incendie du fait que la plupart d'entre elles sont des herbacées annuelles, ainsi elles pourraient reconstituer en un cycle une partie de 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), ce qui ne leur permet pas de réaliser la même performance. 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.

La différence dans la dynamique de germination entre les deux stations peut être expliquée par l'intensité de l'incendie. En effet, la station en pente présentait une couverture végétale plus dense avant le passage du feu. La biomasse végétale importante conjuguée à la pente et aux conditions climatiques favorise l'élévation de l'intensité de l'incendie. Nos résultats sont en parfaite concordance avec ceux de Bradstock *et al.* (2010) qui rapportent que les conditions climatiques constituent le facteur majeur influençant l'intensité du feu, suivie par l'effet de la topographie dans l'accélération de la vitesse de propagation et de la masse du combustible. Bradstock *et al.* (2010) notent en effet que l'intensité est réduite en stations localisées aux bas de pentes non exposées aux vents desséchants et donc caractérisées par un combustible humide. Rothermel (1991) notaient des résultats allant dans le même sens en concluant que l'intensité du feu augmente avec l'élévation de la pente ce qui provoque une augmentation des températures du sol superficiel. Par conséquent, les graines des couches superficielles des sols en pentes sont endommagées, ce qui pourrait expliquer la faible germination que nous avons noté au niveau de la station en pente au cours de la première année. La même constatation est faite par Choung *et al.* (2004). De même, Bradstock & Auld (1995) notent que la germination est fortement influencée par la pente et le poids du combustible. Ces deux paramètres agissent en effet sur la température qui agit fortement sur la germination en devenant létale pour les graines de la partie superficielle du sol lorsqu'elle dépasse 110 à 120°C (Auld & Ooi, 2009).

L'importance de la germination de la deuxième année au niveau de la station en pente résulte des apports à partir des milieux environnants et plus particulièrement des graines des plantes de la première année ayant atteint leur maturité à l'été. Divers mécanismes de dissémination peuvent contribuer à la recolonisation des sites brûlés :

anémochorie, zoochorie, mermécochorie, hydrochorie etc... (Lemenih & Teketay, 2005; Bochet *et al.*, 2007). Les caractéristiques du sol de la station en pente plus favorables par rapport au sol squelettique de la station située sur un plateau jouent en faveur d'une germination plus soutenue. Même dans des conditions topographiques défavorables, il a été noté que l'érosion est contrebalancée par la survie et la germination des graines dans la détermination de la recolonisation après perturbation (Jiao *et al.*, 2011). Selon Tormo *et al.* (2006), dans le cas de mauvaises conditions abiotiques, l'arrivée de graines des milieux avoisinants sur le site dégradé ne peut garantir un succès de la régénération, donc un recouvrement satisfaisant et par le même un contrôle de l'érosion.

**Tableau 6:** Germination des graines de légumineuses (moyenne  $\pm$  ds) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente). Les deux stations sont statistiquement différentes (t-test,  $P > 0.95$ ) pour le 2<sup>ème</sup>, 3<sup>ème</sup>, 14<sup>ème</sup> et 17<sup>ème</sup> mois. Les données représentent le log (nombre de plantules +1).

Mois après feu	Station 1 (en plateau)		Station 2 (en pente)		Valeur t de Student
	Moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type	
2 <sup>ème</sup>	1.371	0.209	0.790	0.279	3.720*
3 <sup>ème</sup>	1.852	0.256	0.868	0.308	5,496*
4 <sup>ème</sup>	1.130	0.264	1.131	0.367	0.005
5 <sup>ème</sup>	0.752	0.212	0.782	0.162	0.190
6 <sup>ème</sup>	0.331	0.315	0.578	0.434	1.033
7 <sup>ème</sup>	0.361	0.252	0.432	0.328	0.381
12 <sup>ème</sup>	0.560	0.388	0.396	0.254	0.788
13 <sup>ème</sup>	0.276	0.274	0.683	0.536	1.510
14 <sup>ème</sup>	1.211	0.370	1.726	0.257	2.560*
15 <sup>ème</sup>	0.935	0.310	0.735	0.435	0.838
16 <sup>ème</sup>	0.565	0.199	0.371	0.381	1.009
17 <sup>ème</sup>	0.156	0.222	0.596	0.257	2.902*
18 <sup>ème</sup>	0.371	0.381	0.356	0.372	0.067

Durant les premiers mois suivant l'incendie, le taux de germination au niveau de la station située sur du plat est plus important que celui noté en pente (Tab. 6). Ceci est dû, fort probablement, à l'impact de l'érosion hydrique qui entraîne une bonne partie des graines de la couche superficielle du sol sur une longue distance à travers la pente du terrain. Ce phénomène est constaté dans de nombreux travaux (Calvino-Cancela, 2007; Herrera & Laterra, 2009). La germination massive constatée sur le site au niveau

des obstacles comme les arbres calcinés et déracinés éparpillés sur le sol, confirme cette interprétation. Dans les habitats de type méditerranéen, les pluies torrentielles occasionnent habituellement une extrême érosion après incendie (De Luis *et al.*, 2003). Les pluies intenses aboutissent à un ruissellement important et un transport de sédiments. Cette situation, réduit la survie des plantules par déracinement (De Luis *et al.*, 2005). En plus de la réduction de l'infiltration et du transport des nutriments, un entrainement des graines du sol est également très répandu (Cerdeña & García-Fayos, 2002). La réduction de la banque de graines du sol à cause de l'élimination par l'érosion hydrique peut être le facteur le plus important contrariant la recolonisation en pente (Guardia *et al.*, 2000). Cependant, García-Fayos *et al.* (2010) notent que la susceptibilité d'élimination par érosion des graines est plus faible pour les espèces vivant en pente par rapport aux espèces vivant sur plateau. Ce résultat a pour origine la morphologie des graines et leur capacité de sécrétion de mucilage en contact avec l'eau. Wang *et al.* (2012) ajoutent que la taille, le poids, la forme, l'élongation et la présence d'appendices en plus de la capacité de sécrétion de mucilage que développent les espèces des milieux en pente sont des caractéristiques utiles dans la lutte contre l'érosion hydrique.

#### **VI-1-2 Dynamique de germination des graines des cistes durant les deux premières années après incendie**

Selon (Kühnoltz-Lordat, 1938), en France méditerranéenne (Languedoc-Roussillon ; Provence-Alpes-côte d'Azur ; Corse), les formations à cistes sont très répandues ; elles s'installent sur des milieux très dégradés avec une prédilection pour les sols dénudés ; les cistes apparaissent massivement après le passage du feu (pyrophytes).

Les cistes présentent une capacité de régénération particulièrement élevée ; cette capacité est liée à la fois à leur faculté de produire une grande quantité de graines et au long pouvoir de dormance de celles-ci une fois stockées dans le sol. La régénération peut même être stimulée par certains traitements comme le feu, un brûlage fort ou un travail du sol. Ces événements favorisent la colonisation du milieu à partir de la banque de graines, et conduisent le plus souvent en quelques années à une cistaie pure (Brosse-Genevet, 2003).

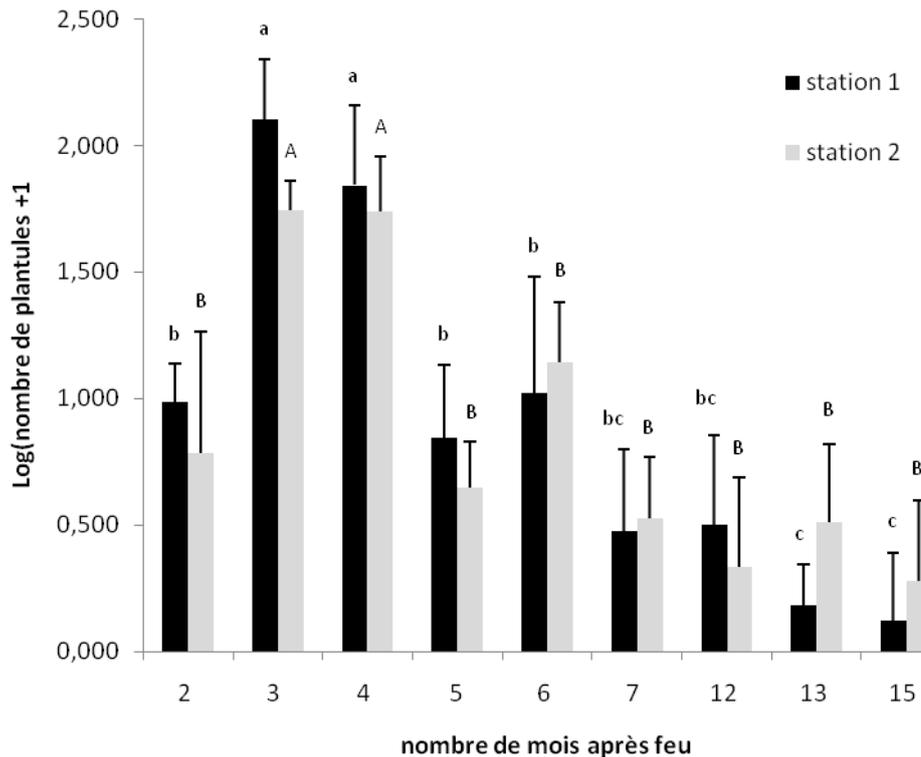
En ce qui concerne notre zone d'étude, les résultats obtenus et illustrés par la Figure 10 montrent que l'essentiel des germinations apparaît en décembre-janvier avec respectivement  $144.4 \pm 65.10$  plantules pour décembre et  $86.4 \pm 60.48$  plantules pour janvier pour la station sur plateau et  $56.2 \pm 14.56$  plantules pour décembre et  $60.2 \pm$

31.49 plantules pour janvier pour la station en pente. Statistiquement, seul le mois de décembre présente une différence significative entre les deux stations (Tab. 7,  $P > 0.95$ ).

**Tableau 7** : Germination des graines des espèces du genre *Cistus* (moyenne  $\pm$  ds) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente). Les deux stations sont statistiquement différentes (t-test,  $P > 0.95$ ) pour le 3<sup>ème</sup> mois. Les données représentent le log (nombre de plantules +1).

Mois après feu	Station 1 (en plateau)		Station 2 (en pente)		Valeur t de Student
	Moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type	
2 <sup>ème</sup>	0.985	0.155	0.784	0.480	0.889
3 <sup>ème</sup>	2.105	0.265	1.745	0.114	2.797*
4 <sup>ème</sup>	1.844	0.317	1.740	0.215	0.609
5 <sup>ème</sup>	0.845	0.288	0.648	0.180	1.300
6 <sup>ème</sup>	1.022	0.461	0.862	0.232	0.696
7 <sup>ème</sup>	0.476	0.322	0.525	0.243	0.270
12 <sup>ème</sup>	0.501	0.354	0.336	0.351	0.739
13 <sup>ème</sup>	0.181	0.165	0.511	0.307	2.121
15 <sup>ème</sup>	0.120	0.269	0.276	0.318	0.834

Durant les deux premiers mois suivant l'incendie et au delà du quatrième mois (janvier 2012), la germination est quasi absente. Au cours de la deuxième année, aucune reprise substantielle n'a été observée, les graines du sol ont germé dans leur quasi-totalité juste après les premières pluies effectives qui ont suivi l'incendie de septembre 2011.



**FIGURE N°10** : Germination des graines des espèces du genre *Cistus* (moyenne  $\pm$  ds) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente). Pour chaque station, les mois avec la même lettre ne sont pas significativement différents (test de Tukey,  $P > 0.95$ ).

A partir du deuxième mois après la perturbation (novembre 2011), 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 pluies abondantes de la fin novembre (55 mm entre le 22 et le 25 du mois) et du mois de décembre (118.87 mm). D'autres espèces, qui n'ont pas cette capacité, reprennent par la voie sexuée soit à partir des graines portées par la plante mère (cas de *Pinus halepensis*), soit à partir de la banque des semences enfouies dans le sol, 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 (Naveh, 1975; Trabaud & Oustric, 1989; Ferrandis et al., 1999; Herranz et al., 1999; Tavsanoğlu & Gürkan, 2005; De Luis et al., 2008 a et b; Ghebrehiwot et al., 2012). De Luis et al. (2008a) notent un taux moyen de 94% de germination de la banque de graines du sol au cours de la première année suivant le feu.

Les cistes selon le même auteur atteignent un taux de 60%, deux mois après la perturbation. Le feu ouvre le milieu, enrichit le sol de cendres et permet à la lumière de pénétrer largement ce qui permet aux cistes alors de prospérer.

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 radicule (Auld & O'Connell, 1991; Keeley & Bond, 1997; Herranz et al., 1998; Hanley & Fenner, 1998). En effet, la caractéristique principale des graines de cistes est la différence de dureté du tégument (Vuillemin & Bulard, 1981 ; Troumbis & Trabaud, 1986). Sans traitement, seulement une petite fraction (les graines « molles » : généralement moins de 25 % des semences) peuvent s'imbiber et germer, tandis que le reste (les graines « dures ») ne peuvent pas normalement s'imbiber d'eau. Ceci peut être corrigé par un traitement thermique ou une scarification mécanique. Ainsi, les graines dures accumulées donneraient des germinations en masse après avoir été stimulées par les températures lors des incendies.

Lorsque les téguments ne s'opposent plus à la pénétration de l'eau, le facteur thermique peut avoir une influence défavorable. En effet, Vuillemin & Bulard (1981) constatent que pour *Cistus albidus* et *Cistus monspeliensis*, l'optimum de germination se situe à 17°C et qu'au-delà de 23°C, on observe une inhibition de la germination. Cela peut être interprété comme une adaptation permettant à la plantule de ne se développer qu'au moment de la période pluvieuse correspondant aux saisons fraîches en climat méditerranéen. Les périodes humides et tempérées (17 à 20°C) sont donc favorables à la germination des graines de cistes.

Les facteurs qui stimulent la germination des cistes sont identiques à ceux présenté précédemment pour les légumineuses: choc thermique, fumée produite par la combustion de la végétation, leur interaction ainsi que la forte insolation suite à la dénudation du milieu.

Afin d'évaluer et d'expliquer correctement la régénération de 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), les 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 & Arianoutsou, 1993), 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 expliquant en partie la forte variabilité de répartition des plantules constatée. D'après Troumbis et Trabaud (1987) les semences de cistes sont peu attractives pour les animaux disséminateurs comme les fourmis et la migration des graines est fortement liée à l'action de l'érosion hydrique, surtout dans les terrains en pente.

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.*, 1992; 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 salvifolius*, ce qui représente une distance assez faible expliquant la forte variabilité intra-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 germination (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. salvifolius* 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, la densité de la végétation avant incendie génère une variabilité locale de la régénération.

La distribution temporelle de la germination de la pinède étudiée présente un modèle à trois phases. La première phase se caractérise par un délai de germination d'environ 2 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.

Le délai de germination qui correspond aux mois d'octobre-novembre pourrait être la conséquence d'une phase de latence propre à la graine. 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 en 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. Papavassiliou & Arianoutsou (1993) et 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. Ce modèle de régénération est applicable à nos résultats avec un décalage d'un mois du fait des températures plus élevées et des précipitations tardives. La dernière phase enregistrant une baisse puis un arrêt de la germination peut être le fait de l'élévation de la température, faiblesse et irrégularité des précipitations et surtout épuisement 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 salvifolius* 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. Nos résultats se rapprochent de ceux de De Luis *et al.* (2008a).

La densité de la végétation d'avant le feu a favorisé l'intensité de l'incendie, ce qui a occasionné 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 2 mois environ. 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. Cette conclusion est corroborée par l'absence de germination au cours de la deuxième année. Contrairement aux légumineuses, les cistes n'arrivent à maturité qu'au bout de 2 à 3 années (Roy & Sonié, 1992; Duguay & Vallejo, 2008), ce qui ne leur permet pas de reconstituer leur banque de semences. Le résultat des cistes nous permet de penser que les apports par dissémination au niveau du site brûlé sont négligeables pour les légumineuses également. Le deuxième pic de germination noté pour les légumineuses au cours de la deuxième année est donc effectivement le fait des individus à la limite des placettes échantillonnées ayant germé la première année et atteint leur maturité vu leur caractère de thérophytes.

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'allelopathie est particulièrement étudié chez différentes espèces du genre *Cistus* par Chaves & Escudero (1997), Lobon *et al.* (2002) et Herranz *et al.* (2006).

### **VI-1-3 Analyse floristique: Richesse, diversité, régularité et distribution d'abondance**

Après le passage du feu, l'écosystème perturbé entame un processus de cicatrisation afin de retrouver l'équilibre en initiant une dynamique forestière. La richesse floristique importante observée après feu est due à l'ouverture du milieu et à l'enrichissement du sol en éléments minéraux (Trabaud, 1980 ; Trabaud & Lepart, 1980 ; Ne'eman & Izhaki, 1999 ; Capitanio & Carcaillet, 2008). Un enrichissement en phosphore et en potassium après feu a été rapporté par Trabaud (1980) et selon Tsitsoni (1997), il y a une grande quantité de matières organiques dans les sols brûlés comparativement à ceux non brûlés. Cette richesse floristique importante est surtout le

résultat de l'installation massive des thérophytes en raison de l'ouverture du milieu. Cette catégorie de plantes passe la saison estivale, coïncidant avec le passage des feux, sous forme de graines enfouies dans le sol (Bonnet & Tatony, 2003). L'ouverture du milieu en raison de la destruction de la strate épigée par le feu leur permet de profiter de l'espace sans concurrents et conquérir l'espace. La dominance des thérophytes les premières années après feu a été rapportée aussi par d'autres auteurs dans les peuplements naturels (Trabaud, 1980, Bonnet & Tatony, 2003 ; Madoui *et al.*, 2006).

La richesse et la diversité floristiques des deux stations sont statistiquement équivalentes ( $P > 0.95$ ). Bien que la station située sur un plateau semble plus riche (29.25 taxons en moyenne) que la station sur pente (25.50 taxons en moyenne), la différence est masquée par la variabilité plus élevée constatée au niveau de la première station. En effet celle-ci présente une variance de 11.58 contre 4.33 pour la station en pente (Tab. 8). Cette variabilité peut être expliquée par la localisation au bord de la route de la première station ce qui l'expose aux apports contrairement à la deuxième station localisée à l'intérieur avec une ambiance plus forestière et un milieu plus fermé aux apports extérieurs. L'ouverture du milieu favorise la dissémination des espèces et bouleverse l'identité floristique des communautés contrairement aux milieux à couvert dense et éloignés des apports rudéraux où la compacité floristique est plus forte.

**Tableau 8:** Valeurs de la richesse floristique, diversité floristique et indice de régularité au niveau des deux stations analysées une année après l'incendie. Les deux stations n'affichent pas de différences significatives (t-test,  $P > 0.95$ ).

Paramètres	Station 1 (en plateau)		Station 2 (en pente)		Valeur t de Student
	Moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type	
Richesse floristique	29,250	3.403	25,500	2.082	1,880
Diversité floristique	3,710	0.502	3,745	0.350	0.114
Régularité	0,763	0.079	0,803	0.059	0,812

Ces résultats concordent à ceux notés par Cepelova & Munzbergova (2012) qui rapportent que le nombre d'espèces (richesse) est plus important dans des milieux proches de la route suite à l'apport d'espèces rudérales représentées majoritairement par des espèces compétitives, thermophiles, xérophiles, exigeantes en éléments nutritifs et en lumière. Ils concluent que le nombre d'espèces est liée à un nombre important de facteurs abiotiques (tel que la pente, le potentiel d'irradiation solaire directe), et plus particulièrement à la structure du paysage (comme la distance du relevé par rapport à la route). La composition en espèces, en plus de ces facteurs, est également influencée par l'effet des caractéristiques biologiques des espèces. Cepelova & Munzbergova (2012), notent une relation forte entre les caractéristiques des espèces et les caractéristiques de la structure du paysage.

Sternberg *et al.* (2003) rapportent que la richesse de la banque de graines, en interaction avec les facteurs biotiques et abiotiques, interviennent également dans la détermination de la composition floristique et de l'abondance relative des espèces.

Dans diverses études est noté une relation entre le changement dans la richesse en espèces et le gradient de disponibilité des nutriments (Grime, 1979). La richesse en espèces est peu importante à un niveau de nutriments faible, augmente pour atteindre un maximum à un niveau intermédiaire et diminue graduellement à des niveaux de nutriments très élevés (Grime, 1979). Ce modèle d'évolution est observé dans de nombreuses études (Janssens *et al.*, 1998). La fertilité du sol est donc considérée comme, un facteur environnemental principal dans la détermination de l'installation des espèces. Janssens *et al.* (1998) notent pour des prairies européennes un nombre élevé d'espèces pour des taux optimums de phosphore et de potassium, au dessus desquels la richesse diminue.

Au même titre que la richesse, la distribution des espèces et la composition végétale qui en résulte est également affectée par une vaste gamme de facteurs abiotiques (Sebastian, 2004). De plus, la topographie influe sur la distribution des communautés, car elle touche indirectement le sol en affectant ses propriétés (humidité). En forte pente, le lessivage diminue la fertilité du sol, ce qui entraîne une baisse de la richesse et de la diversité (Sohrabi, 2003). Similairement, Boll *et al.* (2005) concluent que la pente est un facteur déterminant pour la richesse et la diversité. Ces deux paramètres sont aussi influencés par l'intensité de la perturbation qui augmente avec la biomasse du combustible (Trabaud, 1980; Bekdouche, 2010). De ce fait, la station en pente aurait subi un incendie d'une intensité plus forte que la station située sur un

plateau, en raison de son couvert plus important avant le passage de la perturbation. A juste titre, Connell (1978) signale qu'une communauté touchée par une perturbation d'une intensité moyenne est plus riche floristiquement qu'une communauté ayant subi une perturbation de forte intensité donc hautement traumatisante.

Pour le paramètre diversité, malgré l'équivalence notée ( $P > 0.95$ ), nous constatons que la valeur observée pour la station en pente dépasse celle de la station située sur un plateau (Tab. 8). Le déficit en espèce est donc compensé par une distribution d'abondance plus régulière entre les espèces. En effet, l'indice de régularité de Pielou affiche 0.76 pour la station en plateau contre 0.80 pour la station en pente sans toutefois présenter une différence significative ( $P > 0.95$ ) (Tab. 8).

En général, les facteurs influençant la richesse agissent également sur la diversité. Dans des successions végétales après perturbations, de nombreux travaux notent une évolution similaire des deux paramètres, citons: Escarré (1979) dans une succession post-culturale dans les hautes garrigues du Montpelierais, Tarrega & Luis-Calabuig (1987) dans les formations forestières du nord-ouest d'Espagne, Telfler (2000) au niveau du chaparral Californien, Capitano et Carcaillet (2008) dans une pinède à pin d'Alep au Sud de la France, etc.

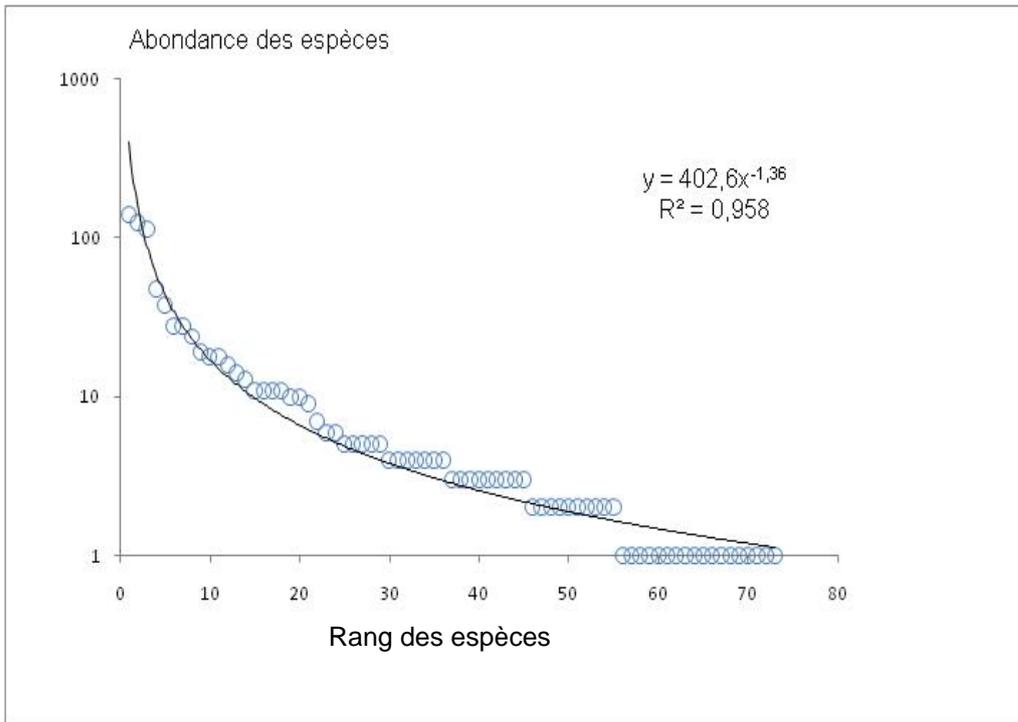
En termes d'abondance, les deux stations présentent des distributions équivalentes ( $P > 0.95$ ). Néanmoins, la série de la station en pente semble plus régulière que celle de l'autre station (Tab. 8). Cette diminution de la régularité notée sur la station en plateau, peut être due à l'effet négatif du potentiel d'irradiation solaire directe sur la régularité, cet effet négatif est expliqué selon Cepelova & Munzbergova (2012) comme conséquence de conditions environnementales difficiles engendrées par l'élévation du potentiel d'irradiation solaire direct dans le cas de milieu ouvert.

La différence fondamentale entre les deux stations se situe au niveau des espèces dominantes. Si en pente, *Cistus monspeliensis* et *Anagallis arvensis* occupent l'essentiel du couvert, au niveau de la deuxième station ce sont les légumineuses (*Ononis natrix*, *Ononis reclinata* et *Lotus corniculatus*) qui s'accaparent le maximum de l'espace horizontal. Ces espèces grâce à leur couvert dense jouent un rôle très important dans la lutte contre l'érosion hydrique. Des conclusions similaires sont énoncées pour des communautés après feu par Debussche (1978) pour *Genista purgans* sur les versants du Mont Aigoual (Cévennes, France), Escarré (1979) pour *Genista scorpius* au Causse de la Selle (France), Marks & Bormann (1972) pour *Prunus pensylvanica* après une coupe forestière aux USA et Bekdouche *et al.* (2011) pour *Hedysarum coronarium* et

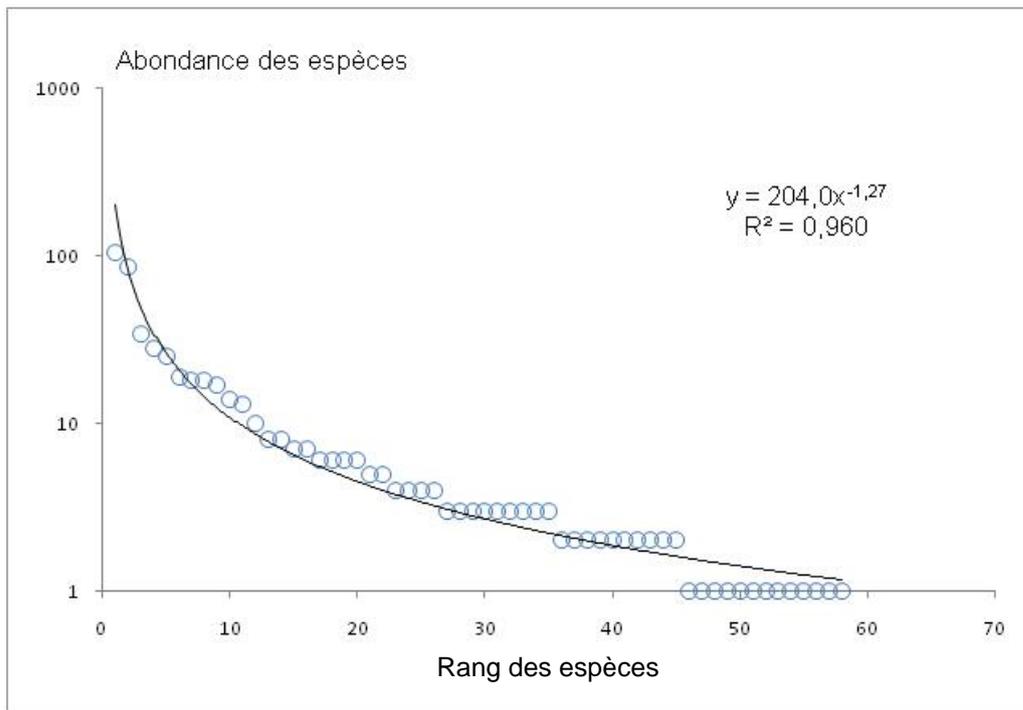
*Scorpiurus muricatus* dans une pinède à *Pinus halepensis* et subéraie respectivement. Ces espèces à croissance et développement rapides stabilisent le sol et luttent contre la perte en éléments nutritifs des écosystèmes. Généralement, les espèces adaptées à exploiter les écosystèmes perturbés concourent à la protection et à l'évolution de ces écosystèmes, bien qu'elles soient fréquemment absentes des communautés finales climaciques (Escarré, 1979). C'est justement le cas des espèces dominantes de nos deux stations (*Cistus monspeliensis*, *Anagallis arvensis*, *Ononis natrix*, *Ononis reclinata* et *Lotus corniculatus*). Elles ne persistent pas dans les communautés âgées plus stables, fait démontré dans de nombreuses études pour les espèces annuelles et les cistes (Bekdouche, 2010).

En somme, la topographie n'engendre pas une grande différence dans la composition floristique de la pinède étudiée. Néanmoins, qualitativement ce ne sont pas les mêmes espèces qui dominent d'une station à une autre. Ce résultat est vraisemblablement à expliquer par les aptitudes des espèces à coloniser les deux milieux. Les légumineuses ne présenteraient pas les mêmes capacités adaptatives que *Cistus monspeliensis* et *Anagallis arvensis* sur des terrains en pente. De ce fait, les espèces à proposer pour des programmes de restauration des écosystèmes doivent tenir compte de leurs aptitudes à se maintenir dans des situations topographiques diverses.

Les distributions d'abondance des espèces au niveau des deux stations suivent un même modèle général, celui de la dominance d'un nombre restreint d'espèces et du partage du reste du territoire par les espèces restantes (Fig. 11 et 12). Donnant ainsi une distribution qui concorde assez bien avec le modèle géométrique ou log-linéaire de Motomura (Whittaker, 1972). Ce modèle joue lors des premiers stades des successions post-culturelles (Bazzaz, 1975) et des milieux après perturbations (Gray, 1981). Escarré (1979) note pour le début des successions post culturelles (1 an) des abondances d'espèces qui s'alignent selon une droite et une distribution de type géométrique.



**FIGURE N°11** : Distribution d'abondance des espèces de la station 1 (en plateau).  
Les espèces sont classées sur l'axe horizontal de la plus fréquente à la moins fréquente (rang)

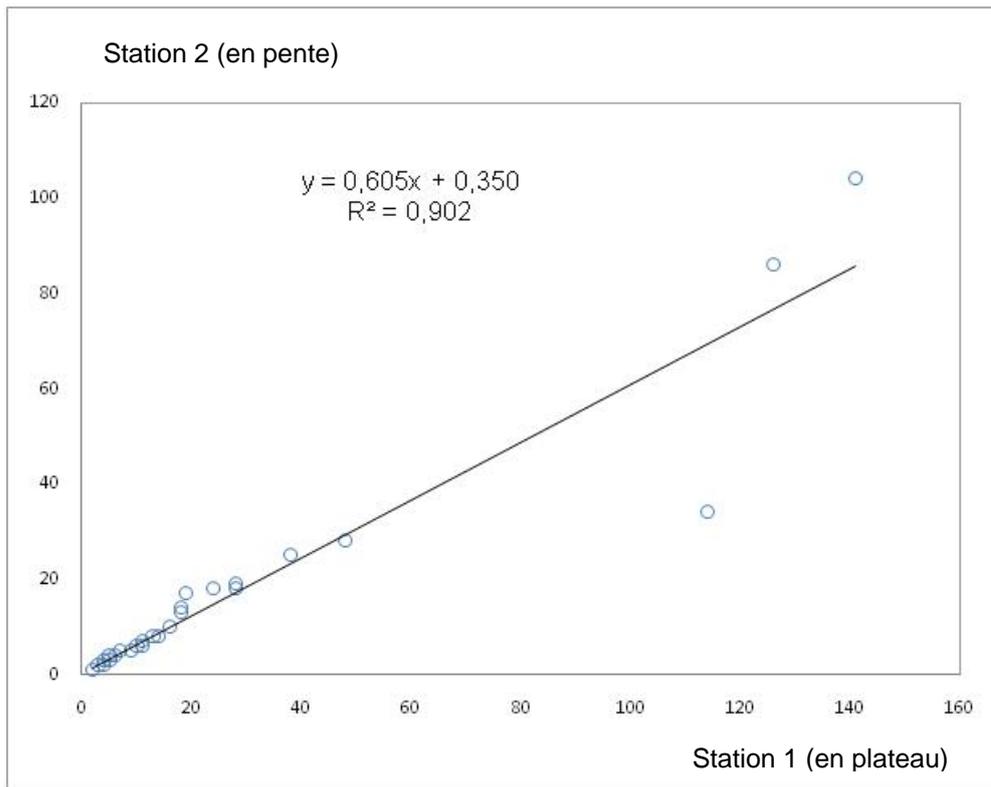


**FIGURE N°12** : Distribution d'abondance des espèces de la station 2 (en pente).  
Les espèces sont classées sur l'axe horizontal de la plus fréquente à la moins fréquente (rang)

Le modèle de Motomura (1932) suppose que les ressources disponibles reflètent l'abondance des espèces. La première espèce la plus abondante utilise une proportion des ressources disponibles, la deuxième espèce abondante utilise une proportion similaire à partir des ressources restantes, et ainsi de suite pour le reste des espèces de la communauté (May, 1973).

Selon, McKane *et al.* (2002), les espèces dominantes ont tendance à utiliser l'azote du sol sous la forme la plus disponible tandis que les espèces les moins abondantes utilisent les formes les moins disponibles. Chaque espèce est unique dans sa capacité à utiliser et à concurrencer pour les ressources limitées qui déterminent la distribution relative de l'abondance des espèces. A des niveaux de nutriments très élevés peu d'espèces très compétitives deviennent dominantes. Cette compétition exclusive cause une diminution de la richesse. Une telle diminution de richesse après abondance d'un certain nombre d'espèces est également constatée par Bazzaz (1975) dans le cas de l'abondance d'*Andropogon virginicus* entre 4 et 10 ans d'une succession post culturale dans l'Illinois (USA). Une richesse relativement faible reflète la présence de facteurs limitant la productivité et la diversité, ceci force les espèces à se concurrencer pour les ressources rares, ce qui est à la base de la détermination de la structure de la communauté.

Enfin, la corrélation réalisée sur les 50 premières espèces les plus importantes de chaque station fait ressortir une relation positive quasi linéaire avec un coefficient de corrélation de Pearson de 0.95 (Fig. 13).



**FIGURE N°13** : Corrélation de Pearson entre les distributions d'abondance des espèces des deux stations ( $R = 0.95$ ,  $P > 0.95$ ).

Le test de signification du coefficient de corrélation montre que la relation est significative ( $P > 0.95$ ) et que les deux distributions présentent statistiquement la même allure. Ainsi donc, malgré une différence dans la topographie, la dynamique de la pinède d'Ain Skhoun suit un même modèle à une année après incendie. Toutefois, les espèces des premiers rangs font la différence entre les deux stations. Cette différence peut s'expliquer selon Bekdouche (2010) par l'intensité de la perturbation plus élevée sous couvert dense, ce qui favorise la reprise à partir des couches profondes en pente et des couches superficielles en plat.

#### VI-1-4 Proposition de restauration

La mise en place de mesures conservatoires pour les sols, après le passage du feu, est une tâche primordiale. Les incendies récurrents des pinèdes à *Pinus halepensis* font d'elles des communautés très vulnérables au risque d'érosion hydrique, ce qui nous pousse à réfléchir à des solutions efficaces pour endiguer ce phénomène destructeur.

Ce sont les premiers mois après incendie qui présentent les risques d'érosion les plus forts en raison de la dénudation quasi-totale des paysages et qui se coïncide avec les premières pluies de l'automne (Pardni *et al.*, 2004 ; De Luis *et al.*, 2005). Ainsi, l'ensemencement reste la seule méthode disponible pour traiter de grandes surfaces à un coût relativement faible et un temps rapide. Les autres méthodes de restauration présentées dans le chapitre IV, nécessitent un laps de temps important. Dans les méthodes d'ensemencement, on préconise généralement un mélange de graines contenant des graminées annuelles pour fournir une couverture rapide des graminées vivaces pour assurer la protection à long terme et des légumineuses pour la fixation de l'azote au sol (Ratliff & McDonald 1987).

Dans le cas de la pinède étudiée, en raison de la bonne dynamique notée pour les légumineuses et les cistes, nous préconisons un mélange de graines avec des graminées annuelles, des cistes et des légumineuses.

Les graminées annuelles sont surtout à utiliser en mélange avec *Cistus monspeliensis* et *Anagallis arvensis* sur la station en pente. On pourrait adjoindre accessoirement des légumineuses endogènes pour assurer au sol un apport en azote et préparer ainsi le terrain aux espèces des stades avancés de la succession après feu.

Au niveau de la station située sur un plateau, il est plutôt intéressant d'ajouter des graminées vivaces aux trois légumineuses dominantes (*Ononis natrix*, *Ononis reclinata* et *Lotus corniculatus*). En effet, les légumineuses au niveau de cette station peuvent assurer le double rôle de fixation de l'azote atmosphérique et de couverture du sol lors des premiers mois après la perturbation. La couverture du sol à long terme sera assurée par la graminée vivace.

Si généralement, ce sont les graminées qui sont privilégiées dans les programmes de restauration, c'est incontestablement en raison de leur germination rapide, de leur taux de survie élevé et de leur biomasse importante (Beyers, 2009).

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 érodant de ce fait la biodiversité

végétale (Beyers, 2004). L'utilisation des herbacées endogènes comme les légumineuses permet de pallier à cet inconvénient et permet également d'enrichir rapidement le milieu en azote par la fixation symbiotique avec les bactéries du genre *Rhizobium* (Arianoutsou & Thanos, 1996; Goergen & Chambers, 2009).

Ainsi donc, l'ensemencement des légumineuses et/ou des cistes endogènes à la pinède d'Ain Skhoun peut pallier à cet inconvénient. Cependant, seuls les essais expérimentaux avec les mélanges de semences proposés pourront déterminer leur efficacité. Pour garder l'identité floristique de la pinède étudiée et pallier à l'érosion de sa richesse et diversité, il peut s'avérer utile de choisir les graminées à utiliser avec les mélanges de graines à ensemer. La pinède d'Ain Skhoun abrite bien des graminées annuelles et vivaces, c'est parmi celle-ci qu'il faut rechercher les espèces à utiliser.

Cette dernière recommandation ouvre des perspectives nouvelles pour ce travail. En effet, pour aboutir à une proposition complète d'un mélange de graines à utiliser pour éventuellement protéger la pinède étudiée et les pinèdes analogues de l'érosion hydrique après incendie, le suivi de la dynamique de germination de la flore totale ou du moins des familles les plus importantes (Légumineuses, Cistacées et Graminées) est indispensable.

#### VI-1-5 CONCLUSION

Les résultats présentés constituent les premières données sur le rôle des cistes et des légumineuses dans la recolonisation des communautés végétales après incendie de forêt pour la rive sud de la Méditerranée. Un premier travail avait été présenté par Bekdouche et *al.* (2011) pour les légumineuses, mais sans toutefois aller au-delà de la première saison et sans aborder l'effet de la topographie.

A partir du deuxième mois après la perturbation (novembre 2011), la recolonisation du terrain devient de plus en plus manifeste. La germination de la banque de graines du sol pour les légumineuses est notée avec des taux importants les premiers mois succédant au feu notamment, les mois de novembre ( $24.8 \pm 11.20$  pour la station sur plateau et  $6 \pm 2.83$  pour la station en pente) et décembre ( $80 \pm 38.62$  pour la station sur plateau et  $7.8 \pm 4.53$  pour la station en pente) de la première année, soit 2 et 3 mois après incendie. La germination atteint son maximum en décembre, puis diminue avec le temps pour s'arrêter totalement à partir de mai ( $3.80 \pm 3.25$  pour la station sur plateau et  $1.80 \pm 1.17$  pour la station en pente) à l'approche de la saison estivale. Pour la deuxième année, nous notons une même dynamique, sauf que le maximum de germination est enregistré durant la période de novembre-décembre de la première année pour la station

situé sur plateau et la même période de la deuxième année pour la station en pente. Concernant la démographie des plantules de cistes, l'essentiel des germinations apparaît en décembre-janvier avec respectivement  $144.4 \pm 65.10$  plantules pour décembre et  $86.4 \pm 60.48$  plantules pour janvier pour la station sur plateau et  $56.2 \pm 14.56$  plantules pour décembre et  $60.2 \pm 31.49$  plantules pour janvier pour la station en pente. Durant les deux premiers mois suivant le feu et au delà du quatrième mois, la germination est quasi absente. Au cours de la deuxième année, aucune reprise substantielle n'a été observée, les graines du sol ont germé dans leur quasi-totalité juste après les premières pluies effectives qui ont suivi l'incendie de septembre 2011.

La richesse et la diversité floristiques des deux stations sont statistiquement équivalentes ( $P > 0.95$ ). Bien que la station située sur du plat semble plus riche (29.25 taxons en moyenne) que la station sur pente (25.50 taxons en moyenne), le faible déficit en espèce de la station en pente est compensé par une distribution d'abondance des espèces plus régulière même si statistiquement les deux distributions sont équivalentes ( $P > 0.95$ ).

La différence fondamentale entre les deux stations se situe au niveau des espèces dominantes. Si en pente, *Cistus monspeliensis* et *Anagallis arvensis* occupent l'essentiel du couvert, au niveau de la deuxième station ce sont les légumineuses (*Ononis natrix*, *Ononis reclinata* et *Lotus corniculatus*) qui s'accaparent le maximum de l'espace horizontal. En somme, la topographie n'engendre pas une grande différence dans la composition floristique de la pinède étudiée. Néanmoins, qualitativement ce ne sont pas les mêmes espèces qui dominent dans les deux stations. Ce résultat est vraisemblablement à expliquer par les aptitudes des espèces à coloniser les deux milieux. Les légumineuses ne présenteraient pas les mêmes capacités adaptatives que *Cistus monspeliensis* et *Anagallis arvensis* sur des terrains en pente. De ce fait, les espèces à proposer pour des programmes de restauration des écosystèmes doivent tenir compte de leurs aptitudes à se maintenir dans des situations topographiques diverses.

*Conclusión  
générale*

### Conclusion générale

Des forêts jadis denses et riches ont progressivement disparu ou laissé place à des peuplements clairsemés, des maquis ou des garrigues. Le cycle d'évolution régressive en cours est dû essentiellement aux incendies et les changements climatiques. Les écosystèmes méditerranéens étaient supposé en équilibre avec le feu jusqu'à une certaine limite qui dépendrait de la fréquence des incendies.

Au terme de ce travail et à travers l'analyse des incendies de forêts présentée dans le premier chapitre, nous pouvons avancer que les feux en Algérie apparaissent comme des événements courants et qui ont existé depuis fort longtemps. Les forêts algériennes sont habituées à cette perturbation naturelle en développant des mécanismes qui leur permettent d'y résister et de s'y adapter. C'est avec l'augmentation de la fréquence des feux que la situation est devenue critique. La fréquence des feux et les superficies brûlées sont liées dans tous les cas à des situations exceptionnelles, que se soit politique et socio économique que climatiques. Cependant, les boisements algériens restent, dans l'ensemble, résistants au passage du feu quand il est de faible fréquence, essentiellement les peuplements de pin d'Alep.

Les communautés végétales méditerranéennes après incendie se reconstituent semblables à celles qui existaient avant le feu. Ce sont des communautés stables et adaptées à cette perturbation. Ce sont les mêmes taxons qui existaient avant le passage du feu qui s'installeraient après et deviennent progressivement dominants, sans qu'il y ait réellement succession des communautés, comme ça été observée dans tout le bassin méditerranéen. Le feu ne fait qu'éliminer de façon temporaire la partie aérienne de la végétation, puisque on assiste rapidement à la recolonisation des terrains brûlés.

L'objectif de cette étude est d'étudier l'effet de la topographie sur cette cicatrisation et notamment sur la régénération des légumineuses et les cistes qui recolonisent rapidement les sites incendiés dans la pinède à *pinus halepensis* de Ain Skhoune (Bejaia). Les aspects analysés sont la dynamique de germination des graines des légumineuses et des cistes, la richesse et la diversité floristiques ainsi que la distribution d'abondance des espèces.

Les résultats présentés constituent les premières données sur le rôle des cistes et des légumineuses dans la recolonisation des communautés végétales après incendie de forêt pour la rive sud de la Méditerranée. Un premier travail avait été présenté par Bekdouche et *al.* (2011) pour les légumineuses, mais sans toutefois aller au-delà de la première saison et sans aborder l'effet de la topographie.

Les résultats obtenus, font état d'une forte germination des espèces au niveau des deux stations, notamment au niveau de la station sur plateau où le taux de recrutement des plantules était le plus élevé. En effet, à partir du deuxième mois après la perturbation, on a enregistré un taux important de germination pour les légumineuses durant les mois de novembre et décembre de la première année puis diminue avec le temps pour s'arrêter totalement à partir de mai à l'approche de la saison estivale. Pour la deuxième année, nous notons une même dynamique. Le maximum de germination est enregistré durant la période de novembre-décembre de la première année pour la station situé sur plateau et la même période de la deuxième année pour la station en pente. Concernant la démographie des plantules de cistes, l'essentiel des germinations apparait en décembre-janvier. Durant les deux premiers mois suivant le feu et au delà du quatrième mois, la germination est quasi absente. Au cours de la deuxième année, aucune reprise substantielle n'a été observée, les graines du sol ont germé dans leur quasi-totalité juste après les premières pluies effectives qui ont suivi l'incendie de septembre 2011.

La richesse et la diversité floristiques des deux stations sont statistiquement équivalentes ( $P > 0.95$ ). Bien que la station située sur du plat semble plus riche que la station sur pente, le faible déficit en espèce de la station en pente est compensé par une distribution d'abondance des espèces plus régulière même si statistiquement les deux distributions sont équivalentes ( $P > 0.95$ ).

La topographie n'engendre pas une grande différence dans la composition floristique de la pinède étudiée. Néanmoins, qualitativement ce ne sont pas les mêmes espèces qui dominant dans les deux stations. Ce résultat est vraisemblablement à expliquer par les aptitudes des espèces à coloniser les deux milieux. Les légumineuses *Ononis natrix*, *Ononis reclinata* et *Lotus corniculatus* qui dominant en plateau ne présenteraient pas les mêmes capacités adaptatives que *Cistus monspeliensis* et *Anagallis arvensis* qui dominant plutôt en pente. Le fait que ces espèces soient les premières à recoloniser massivement le milieu incendié grâce à leur banque de graines en latence, elles constituent de très bonnes candidates dans la restauration des massifs incendiés. En effet, cette reprise massive et rapide protège le sol de l'érosion hydrique durant les premiers stades des successions après feu, avant l'installation effective de la végétation ligneuses évitant ainsi la dégradation des communautés végétales. C'est pour cette raison qu'elles suscitent autant l'intérêt des chercheurs, qui voient en elles des espèces qui jouent un rôle de plus en plus importants, vu la fréquence des incendies de forêts.

Dans le cas de la pinède étudiée, nous préconisons un mélange de graines avec des graminées annuelles, des cistes et des légumineuses.

Les graminées annuelles sont surtout à utiliser en mélange avec *Cistus monspeliensis* et *Anagallis arvensis* sur la station en pente. On pourrait adjoindre accessoirement des légumineuses endogènes pour assurer au sol un apport en azote et préparer ainsi le terrain aux espèces des stades avancés de la succession après feu. Au niveau de la station située sur un plateau, il est plutôt intéressant d'ajouter des graminées vivaces aux trois légumineuses dominantes (*Ononis natrix*, *Ononis reclinata* et *Lotus corniculatus*). En effet, les légumineuses au niveau de cette station peuvent assurer le double rôle de fixation de l'azote atmosphérique et de couverture du sol lors des premiers mois après la perturbation. La couverture du sol à long terme sera assurée par la graminée vivace.

Ainsi donc, l'ensemencement des légumineuses et/ou des cistes endogènes à la pinède d'Ain Skhoun peut pallier à l'inconvénient de l'érosion phytogénétique qu'occasionne l'emploi de graminées exogènes. Cependant, seuls les essais expérimentaux avec les mélanges de semences proposés pourront déterminer leur efficacité.

Ce travail ouvre des perspectives nouvelles. En effet, pour aboutir à une proposition complète d'un mélange de graines à utiliser pour éventuellement protéger la pinède étudiée et les pinèdes analogues de l'érosion hydrique après incendie, le suivi de la dynamique de germination de la flore totale ou du moins des familles les plus importantes (Légumineuses, Cistacées et Graminées) est indispensable. Il est également très intéressant de quantifier l'érosion sur des sites incendiés sans intervention et d'autres ayant fait l'objet d'ensemencements pour vérifier l'efficacité de cette opération avec les différents mélanges d'espèces proposés.

*Références  
bibliographiques*

A

- ABBAS H., BARBERO M. & LOISEL R. 1984.— Réflexions sur le dynamisme actuel de la régénération naturelle du Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans les pinèdes incendiées en Provence calcaire (de 1973 à 1979). *Ecol. Mediterr.*, T. X, 3-4: 85-104.
- ABBAS H., BARBERO M., LOISEL R. & QUEZEL P., 1985.— Les forêts de pin d'Alep dans le sud-est méditerranéen français. Analyses Ecodendrométriques. *For. méditerran.*, T. VII, n°2: 123-130.
- ACHHAL A, AKABLI O., BARBERO M., BENABID A., M'HIRIT O., PEYRE C., QUEZEL P. & RIVAS-MARTINEZ S., 1980.— A propos de la valeur bioclimatique et dynamique de quelques essences forestières du Maroc. *Ecol. mediterr.*, 5: 211-249.
- ACHHAL A., 1986.— Etude phytosociologique et dendrométrique des écosystèmes forestiers du bassin versant du N'Fiss (Haut Atlas central). *Thèse Doct. Es-Sc. Fac. Sci. Techn. St Jérôme, Aix Marseille III*, 204 p.
- ACHERAR M., 1981.— La colonisation des friches par le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans les basses garrigues du Montpellier. *Thèse doct.*, 3<sup>ème</sup> cycle USTL 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.
- AGEE J.K., 1993.— *Fire Ecology of Pacific Northwest Forests*. Washington, DC: Island Press. 493p.
- AIT MOUHOUB D., 1998.— Contribution à l'étude de la sécheresse sur le littoral algérien par le biais de traitement des données pluviométriques et la simulation. *Thèse Magi.*, Ecole nationale polytechnique d'Alger, 128 p.
- ALEXANDER M.E., 1982.— Calculating and interpreting forest fire intensities, *Can. J. Bot.*, vol. 60: 349-357.
- ALEXANDRIAN D., 1988.— Feu contrôlé et contre-feu dans les Maures et l'Estérel en 1869, *For. Méditerran.*, T. X : 218-224.
- ALEXANDRIAN D. & ESNAULT F., 1998.— Politiques nationales ayant une incidence sur les incendies de forêt dans le Bassin Méditerranéen. Réunion FAO, Rome, 15 p.
- ALLOZA J.A. & VALLEJO V.R., 2006.— Restoration of burned areas in forest management plans. Pp 475-488. In: *Desertification in the Mediterranean region: a security issue*. KEPNER W.G., RUBIO J.L., MOUAT D.A., PEDRAZZINI F. (eds). Springer, Dordrecht.
- ALTENBURG R.G.M. & DEN NIJS J.C.M, 1993.— Post-fire succession in *Quercus Suber* forest near Argelés. France: an initial study of changes in vegetation and species competition. Pp 221-234. In: *Fire in Mediterranean Ecosystems*. TRABAUD L. (Ed.). Commission of European communities, Brussels.

ANONYME, 2008.— Le risque feux de forêts. Etude pour la réalisation d'une cartographie et d'un système d'information géographique sur les risques majeurs au Maroc. Mission 1. Identification des risques. Version 1.0 : 41p.

ANONYME, 2013.— La wilaya de Bejaia. Invest in Algeria. andi. [www.andi.dz/PDF/monographies/Bejaia.pdf](http://www.andi.dz/PDF/monographies/Bejaia.pdf).

ARIANOUTSOU M., 1998.— Aspects of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece. Pp 273-295 in: *Landscape degradation in Mediterranean-type ecosystems, Ecological studies*. P.W. RUNDEL, G. MONTENEGRO & F. JAKSIC (eds). Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.

ARIANOUTSOU M. 1999.— Effects of fire on vegetation demography. *International symposium on forest fires: needs & innovations*, (DELFI), Athens: 265-273.

ARIANOUTSOU M. & MARGARIS N.S., 1981.— Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (east Mediterranean). Regeneration by seed germination. *Biol. Ecol. Méditerr.*, 8: 119-128.

ARIANOUTSOU M. & THANOS C.A., 1996.— Legumes in the fire-prone Mediterranean regions: an example from Greece. *Int. J. Wildland Fire*, 6: 77-82.

ARIANOUTSOU M. & NE'EMAN G., 2000.— Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forest in the East Mediterranean Basin. Pp 269-289 in: *Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*. G. NE'EMAN & L. TRABAUD (eds). Backhuys Publishers, Leiden.

ARONSON J., FLORET C., LE FLOC'H E., OVALLE C. & PONTANIER R., 1993.— Restoration and rehabilitation of degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid lands. I. A view from the south. *Restor. Ecol.* 1: 8-17.

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. & OOI M.K.J., 2009.— Heat increases germination of water-permeable seeds of obligate-seeding *Darwinia* species (Myrtaceae). *Plant Ecol.*, 200: 117-127.

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.

### **B**

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., VALDECANTOS A., ALOLOZA J.A. & VALLEJO V.R., 2007.— Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *J. Veg. Sci.*, 18: 243–252.

BAGNOULS F. & GAUSSEN H., 1953.— Saison sèche et indice xéothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat.*, Vol 8: 193-239.

- BALLAIS J.L., 1993.— L'érosion consécutive à l'incendie d'août 1989 sur la montagne Sainte-Victoire : trois années d'observations (1989-1992). *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, n° 5 : 423-437.
- BARBERO M., BONIN G., LOISEL R., MIGLIORETTI F. & QUEZEL P., 1987.— Incidence of exogenous factors on the regeneration of *Pinus halepensis* after fires. *Ecol. Mediterr.*, 13 (4): 51-56.
- BATTI A. & DEPRAETERE C., 2007.— *Overview of methods for modeling erosion in island settings*. Integrated Coastal Management - GERSA Project Spatial Approach - Remote Sensing, 26p.
- BAUTISTA S., BELLOT J., VALLEJO V.R., 1996.— Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semi arid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 235-242.
- BAZZAZ F.A., 1975.— Plant species diversity in old field successional ecosystems in southern Illinois, *Ecology*, 56 (2): 485-488.
- BAZZAZ F.A., 1998.— *Plants in changing environments: Linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 320p.
- 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 Mag.*, Ecologie Végétale, institut de Biologie. U.M.M.Tizi Ouzou, Algérie. 82p.
- BEKDOUCHE F., 2010.— Evolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord Algérien). *Thèse Doct.*, Ecologie forestière, U. M. M. Tizi Ouzou, Algérie.147p.
- BEKDOUCHE F., SAHNOUNE M., KROUCHI F., ACHOUR S., GUMATI N. & DERRIDJ A., 2011.— The contribution of legumes to post-fire regeneration of *Quercus suber* and *Pinus halepensis* Forest in North-Eastern Algeria. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 66: 29-42.
- BENHANIFIA K., HADDOUCHE I., BENSALD A., SMAHI Z., HAMIMED A., 2004.— Characterization of the deforestation effect in a semi-arid region by the use of satellite images. *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology V, proc. of SPIE*, vol. 5232: 324-332.
- BENKHELIL H., ABRIAK N. E., MASSON F. X., BOULEMIA C. & HENRY E., 2004.— Démarche méthodologique pour la conception d'un Micro- simulateur de pluie pour les milieux rural et urbain. Applications aux phénomènes d'infiltration et de ruissellement. *VIIIème Journées Génie Civil – Génie Côtier, Compiègne*: 531-537.
- 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. Pp321-336. *In: Fire effects on soil and restoration strategies*. A. CERDA & P.R. ROBICHAUD (Eds.). Enfield, NH: Science Publishers.

- BIGOT S., BROU YAOT., DIEDHIOU A., & LAGANIER R., 1999.— Détection des feux de végétation en Côte d'Ivoire à partir des données AVHRR et ATSR : Relations avec le NDVI et les précipitations, *Publication de l'Association internationale de climatologie*, 12 :34-42.
- BOCHET E., POESEN J. & RUBIO J.L., 2006.— Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: Influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surf. Process.Landf.* 31: 536-549.
- BOCHET E., GARCIA-FAYOS P. & TORMO J., 2007.— Road slope revegetation in Semi-Arid Mediterranean Environments. Part I: Seed dispersal and spontaneous colonization. *Restor. Ecol.*, 15(1): 88-96.
- BOLL T., SVENNING J.C., VORMISTO J., NORMAND S., GRANDEZ C. & BALSLEV H.,2005.— Spatial distribution and environmental preferences of the piassaba palm *Aphandra natalia* (Arecaceae) along the Pastaza and Urituyacu rivers. *Peru. For. Ecol. Manage.*, 213: 175-183.
- BONNET V. & TATONI T., 2003.—Analyse spatiale et fonctionnelle de la réponse de la végétation après incendie en basse Provence calcaire. *For. Méditerran.*, 24 (4): 385-402.
- BOTTNER P., 1981.— Evolution des sols et conditions bioclimatiques méditerranéennes. *Ecol. Mediterr.*,T.VIII.1/2 :115-134.
- BOUDY P., 1952.—*Guide du forestier en Afrique du Nord*. Maison rustique, Paris, 505p.
- BOUDY P., 1955.— *Economie forestière nord-africaine, Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie*. T. IV., Ed. Larose, Paris. 483 p.
- BOUFAROUA M. & YEMMA K., 2002.—Techniques traditionnelles de conservation de l'eau et des sols en zones arides et semi-arides de la Tunisie. *Bull. Réseau Érosion*, vol. 21 : 94-114.
- BOUKHEIR R, GIRARD M-C, KHAWLIE M, ABADALLAH C. 2001.— Erosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens : une revue bibliographique. *Etud. Gést. Sols*; 8: 231-45.
- BRADSHAW A.D., 2002.—The background – Introduction and philosophy. Pp. 3-9. In: *Handbook of ecological restoration – Volume 1: Principles of restoration*, (eds.) PERROW M. R. & DAVY A. J., Cambridge .University Press.
- BRADSTOCK R.A. & AULD T.D., 1995.— Soil temperatures during experimental bushfire in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *J. Appl. Ecol.*, 92: 76-84.
- BRADSTOCK R. A., HAMMILL K.A., COLLINS L. & PRICE O., 2010.— Effect of weather, fuel and terrain on fire severity in topographically diverse landscapes of south-eastern Australia. *Landsc. Ecol.*, 25: 607-619.
- BROWN A. G., 1990.— Soil erosion and fire in areas of Mediterranean type vegetation: Results from chaparral in southern California, USA, and matorral in Andalucía, southern Spain. Pp 269-288. In: *Vegetation and Erosion: Processes and Environments*. THORNES J.B. (Edit.) Chichester ; Wiley. UK.

- BROSSE -GENEVET E., 2003.— *Gestion des cistaies sur coupures de combustible*. Réseau Coupures de combustible. Edit. Cardère, 84310 - Morières: 85p.
- BUHK C., GÖTZENBERGER L., WESCHE K., SANCHEZ GOMEZ P. & HENSEN I., 2006.— Post-fire regeneration in a Mediterranean pine forest with historically low fire frequency. *Acta Oecol.*, 30: 288-298.
- 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.
- BURYLO M., DELCROS P. & REY F., 2007.— Abiotic and biotic factors influencing the early stages of vegetation colonization in restored marly gullies (Southern Alps, France). *Ecol. Eng.* 30: 231-239.
- BURYLO M., 2011.— Relations entre les traits fonctionnels des espèces végétales et leurs fonctions de protection contre l'érosion dans les milieux marneux restaurés de montagne. *Thèse Doct.*. Univ. Grenoble, la Cognition et l'Environnement. 266p.
- C**
- CALVIÑO-CANCELA M., 2007.— Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post-dispersal seed predation at the within- population level. *Plant Ecol.*, 192: 35-44.
- CAPITANIO R. & CARCAILLET C., 2008.— Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *For. Ecol. Manage.*, 255(3-4): 431-439.
- CASTRO J., ZAMORA R., HODAR J.A., GOMEZ J.M. & GOMEZ-APARICIO L., 2004.— Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restor. Ecol.*, 12: 352-358.
- ČEPELOVÁ B. & MÜNZZBERGOVÁ Z., 2012.— Factors determining the plant species diversity and species composition in a suburban landscape. *Landsc. Urb. Plant.*, 106: 336-346.
- CERDA A. & GARCIA-FAYOS P., 2002.— The influence of seed size and shape on their removal by water erosion. *Catena*, 48(4): 293-301.
- CHAPLOT V. & LE BISSONNAIS Y., 2000.— Field measurements of interrill erosion under different slopes and plot sizes. *Earth Surf. Process. Landf.*, n° 25: 145-153.
- CHAVES N. & ESCUDERO J.C., 1997.— Allelopathic effect of *Cistus ladanifer* on seed germination. *Funct. Ecol.*, 11: 432-440.
- CHOI Y.D., 2004.— Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration. *Ecol. Res.*, 19: 75-81.
- CHOUNG Y., LEE B., CHO J., LEE K., JANG I., KIM S., HONG S., JUNG H. & CHOUNG H., 2004.— Forest responses to the large-scale east coast fires in Korea. *Ecol. Res.*, 19: 43-54.
- CHUVIECO E., GIGLIO L. & JUSTICE C.O., 2008.— Global characterization of fire activity: Towards defining fire regimes from earth observation data. *Glob. Chang. Biol.*, 14: 1488–1502.

CLEMENT G., 2005. – Vers un "pyropaysage" idéal. Table ronde, tribune libre. *For. Méditerran.* T. XXVI, n°3: 265-272.

CONARD S.G., BEYERS J.L. & WOHLGEMUTH P.M., 1995.— Impacts of post-fire grass seeding on chaparral ecosystems: What do we know and where do we go from here?. Pp149-161. In: *Brushfires in California Wildlands: Ecol. Resource Manag.* I.E. KEELEY & T. SCOTT (eds.). International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington, USA.

CONNELL J. H., 1978. – Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Sci.*, 199: 1302-1310.

CORBANE C., 2006. – Reconnaissance des états de surface en milieu cultivé Méditerranéen par Télédétection optique à très haute spatial, *Thèse Doc.*, Univ. Montpellier.109p.

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.

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. *For. Ecol. Manage.*, 221: 306-312.

CURT T., 2005.- impact des régimes d'incendie sur la dynamique des structures végétales et leur inflammabilité. Application à la Provence. Cristalline.

CURT T., ADRA W., BORGNIE L., 2009.— Fire-driven oak regeneration in French Mediterranean ecosystems. *For. Ecol. Manag.*, 258: 2127–2135.

## D

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. *For. Ecol. Manage.*, 256: 462-70.

DE BANO L.F. & CONRAD C.E., 1978.—The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59: 489- 497.

DE BANO L.F., RICE R.M. & CONRAD C.E., 1979.— Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. U.S.D.A Forest Service. Research paper PSW-145, 21p.

DE BAETS S., POESEN J., GYSSELS G. & KNAPEN A., 2006.— Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow. *Geomorphology* 76: 54-67.

DEBUSSCHE M., 1978.— Étude de la dynamique de la végétation sur le versant nord ouest du Mont Aigoual. *Thèse doct-ing*, U. S.T. L., Montpellier.

DE LAS HERAS J., MARTINEZ-SANCHEZ J.J., GANZALEZ-OCHOA A.I., FERRANDIS P. & HERRANZ J.M., 2002.— Establishment of *Pinus halepensis* Mill. Saplings following fire: effects of competition with shrub species. *Acta Oecol.*, 23: 91-97.

DELHOUME J.P., 1987.— Ruissellement et érosion en bioclimat méditerranéen semi-aride de Tunisie Centrale. *Processus et mesures de l'érosion*. Ed. CNRS, Paris : 487-507.

- DEL POZO A. & ARONSON J., 2000.— Ecophysiology of annual legumes. 10<sup>th</sup> Meeting of the FAO/CIHEAM Sub-network on Mediterranean Pastures and fodder Crops, Sassari, Italia. *Cahiers Opt. Mediterr.*, 45:223-230.
- DE LUIS M., GONZALEZ-HIDALGO J.C. & RAVENTOS J., 2003.— Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degrad. Dev.*, 14: 203-213.
- DE LUIS M., RAVENTOS J. & GONZALES-HIDALGO J.C., 2005.— 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., WIEGAND T. & GONZALEZ-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.
- DEMMAK A., 1982.— Contribution à l'érosion et aux transports solides en Algérie Septentrionale. *Thèse doct. Ing. Paris*, 323p.
- DE MONTGOLFIER J., 1986.— Les forêts méditerranéennes et leur aménagement. *For. méditerr.*, T.VIII, n° 1 : 57-85.
- DE MONTGOLFIER J., 2002. — Les espaces boisés Méditerranéens : situation et perspectives. Environnement et le développement en Méditerranée. Plan Bleu. *Economica*, 12 : 192 p.
- D'HANENS G. 1998.— Les peuplements mixtes de Pin d'Alep et chênes en Provence: Comment pérenniser le mélange des essences? *For. méditerr. T. XIX, n° 3 : 261-266.*
- DIAZ-FIERROS F., BENITO E. & PEREZ R., 1987.— Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia, *Catena* 14:189-199.
- DIMITRAKOPOULOS A.P. & MITSOPOULOS I.D., 2006.— Global forest resources assessment 2005, Report on fires in the Mediterranean Region. Fire Management Working paper 8, FAO. Rome, 38 p.
- DOUSSI M.A. & THANOS C.A., 1993.—The ecophysiology of fire-induced germination in hard-seeded plants. Pp. 445-460 *In: Fourth international workshop on seeds.* COME, D. & CORBINEAU, F. (ed.). Angers. Paris Vol 2. ASFIS.
- 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.
- DYRNESS C.T. 1976.— Effect of wildfire on soil wettability in the High Cascade of Oregon. USDA For. Serv. Res. Pap. PNW-202, *Pacific Northwest Forest and Range Experimental Station*,. Portland, Oregon: 24p.

ECHHAB B., 1990.— Etude de la dégradation de la végétation et du sol dans le bassin versant de Nakhla entre 1966-1989. *Mémoire 3<sup>ème</sup> cycle Institut AV Ha II*, Rabat, Maroc:128 p.

EMBERGER L., 1930- La végétation de la région méditerranéenne. Essai d'une classification des groupements végétaux. *Rev. Gén. Bot.*, Vol 43: 646-662.

EMBERGER L., 1955- Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trav. Lab. Géol. Bot., Zool., Fac. Sc. Montpellier*, 7: 3-43.

ESCARRE J., 1979.— Etude de successions post-culturelles dans les hautes garrigues du Montpelliérains. *Thèse 3<sup>ème</sup> cycle U.S.T.L.*, Montpellier.171p.

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.

### F

FAO, 2003.— Les incendies détériorent de plus en plus les forêts du monde. *Futura sciences*, 3 p. [www.futura-sciences.com](http://www.futura-sciences.com),

FAO, 2007.— Situation des forêts du monde (synthèse mondiale). Partie 1 : progrès vers la gestion durable des forêts. 64-71.

FAO, 2010.— Global Forest Resources Assessment— *Main report. FAO For. Dev. Pap.* 163: 340p.

FAO, 2012.— State of Mediterranean Forests (*SoMF*) *Concept Paper. Arid Zone Forests and Forestry Working Paper 2.* 24 p.

FERRANDIS P., HERRANZ J.M., & MAETINEZ-SANCHEZ J.J., 1998.— Effect of fire on hard-coated *Cistaceae* seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecol.*, 144:103-114.

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.

FOSA., 2000.— Etude prospective du secteur forestier en Afrique. Algérie. FAO, Rome, Italie, 60 p. [www.fao.org/docrep/003/X6771F00.pdf](http://www.fao.org/docrep/003/X6771F00.pdf)

FOSTER G.R., MAYER L.D., 1972.— A closed-form soil erosion equation for upland areas. Sedimentation (Einstein). Pp12:1-12:19. edited by H.W. Shen (publisher and editor). Fort Collins, Colorado.

FOX D., 2008.— La dégradation des sols dans le monde.[unt.unice.fr/uoh/degsol/credits.php](http://unt.unice.fr/uoh/degsol/credits.php).

### G

GANTEAUME A., CAMIA A., JAPPIOT M., SAN-MIGUEL-AYANZ J., LONG-FOURNEL M. & LAMPIN C., 2013.— A Review of the Main Driving Factors of Forest Fire Ignition over Europe. *Environ. Manage.*,51: 651–662.

- GARAVAGLIA V. & BESACIER C. 2013.— The state of Mediterranean forests in 2013. A new dynamic for Mediterranean forests. IV MFW, Barcelona. *Unasylva* 242, Vol. 65 : 3-13.
- GARCIA-FAYOS P., BOCHET E. & CERDA A., 2010.— Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. *Plant Soil*, 334: 289-297.
- GHEBREHIWOT H.M., KULKARNI M.G. KIRKMAN K.P. & VAN-STADEN J., 2012.— Smoke and heat: influence on seedling emergence from the germinable soil seed bank of mesic grassland in South Africa. *Plant Growth Regul.*, 66:119-127.
- GHOUGALI F. 2011.— Contribution à l'évaluation de la diversité et du contrôle génétique de la croissance et de la fructification chez les pins de types halepensis (*Pinus brutia*-*Pinus halepensis*). *Mémoire M2*, Nancy Univ. INRA Paca, Avignon. 28 p.
- GIGLIO L., VAN DER WERF G.R., RANDERSON J.T., COLLATZ G.J., & KASIBHATLA P., 2006.- Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. *Atmos. Chem. Phys.*, 6: 957-974.
- GIORDANO A., 1994.- L'érosion et la lutte contre l'érosion en forêt méditerranéenne. *For. Méditerr.* T. xv, n° 1: 12-21.
- GIOVANNINI G., LUCCHESI S., GIACHETTI M. 1987.— The natural evolution of a burned soil: a three year investigation. *Soil Sci.* 143: 220–226.
- 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.
- GOMER D. & TOUAIBIA B., 1991.— Détermination de l'érosion spécifique moyenne sur parcelles expérimentales et bassins, bassin versant de l'Oued Mina. *Actes du colloque sur l'érosion des sols et l'envasement des barrages*: 106-115.
- GRAY J.S., 1981.— *The ecology of Marine sediments*. Cambridge. Univ- Press. ISBN 0-521.
- GRIME J.P., 1979.— *Plant strategies and vegetation processes*. 2<sup>nd</sup> Ed. J. Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- GRIME J.P., HODGSON J.G., HUNT R., 1988.— Comparative Plant Ecology: a functional approach to common British species. *Unwin Hyman Ltd, London*: 342-343.
- GUARDIA R., GALLART F. & NINOT J. M., 2000.— Soil seed bank and seedling dynamics in badlands of the Upper Llobregat basin (Pyrenees). *Catena*, 40:189-202.
- GYSSLS G., POESEN J., BOCHET E. & LI Y., 2005.— Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: A review. *Prog. Phys. Geogr.*, 29: 189-217.
- H**
- HADIR S., 2010.— Modélisation du ruissellement et de l'érosion par le modèle STREAM dans le bassin versant de l'Oued Saboun. *Mémoire de PFE*, IAV, Rabat (Maroc). 175p.
- 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.

HANLEY M.E., FENNER M., & NE'EMAN G., 2001. – Pre-germination heat shock and seedling growth of fire following Fabaceae from four Mediterranean climate regions. *Acta Oecol.*, 22: 315-320.

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-SANCHEZ J.J., 1999.— Influence of heat on seed germination of nine woody *Cistaceae* species. *Int. J. Wildland Fire*, 9(3): 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.

HERRERA L.P. & LATERRA P., 2009.— Do seed and microsite limitation interact with seed size in determining invasion patterns in flooding Pampa grasslands? *Plant Ecol.*, 201: 457-469.

HERRICK J.E., SCHUMAN G.E. & RANGO A., 2006. — Monitoring ecological processes for restoration projects. *J. Nature Conser.*, 14: 161-171.

HEUSCH B., 1988.— Aménagement d'un terroir, techniques de lutte contre le ravinement CNEARC. *Montpellier*.199p.

HOPFENSBERGER K.N., 2007.— A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116, 1438-1448.

## **I**

IZHAKI I., HENING-SEVER N. & NE'EMAN G., 2000.— Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *J. Ecol.*, 88 (4): 667-675.

## **J**

JANSSENS F., PEETERS A., TALLOWIN J.R.B., BAKKER J.P., BEKKER R.M., FILLAT F. & OOMES M.J.M., 1998.— Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant Soil*, 202: 69-78.

JIAO J., HAN L., JIA Y., WANG N., LEI D. & LI L., 2011.— Can seed removal through soil erosion explain the scarcity of vegetation in the Chinese Loess Plateau? *Geomorphology*, 132: 35-40.

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 Pollut.*, 4: 263-275.

JUTILA H.M. & GRACE J.B., 2002.— Effects of disturbance on germination and seedling establishment in a prairie grassland: a test of competitive release hypothesis. *J. Ecol.*, 90: 291-302.

## **K**

KACHA S, 1990. – Aperçu sur le climat du nord d'Algérie à travers les précipitations et les températures. *Thèse Ing.* ONM, 40 p.

- KADIK B., 1983. — Etude du pin d'Alep en Algérie : Ecologie, dendrométrie, morphologie." *Thèse doct.*, Fac. Aix-Marseille III, 313 p.
- KAZANIS D. & ARIANOUTSOU M., 1996.—Vegetation Composition in a Post-Fire Successional Gradient of *Pinus halepensis* Forests in Attica, Greece. *Inr. I. Wildland Fire* 6(2): 83-91,
- KAZANIS D. & ARIANOUTSOU M., 2004.— Factors determining low Mediterranean ecosystems resilience to fire: the case of *Pinus halepensis* forests. *In: Proceedings of the 10th MEDECOS Conference*, ARIANOUTSOU M., PAPANATASIS V.P. (eds). Rhodes, Greece. Mill press.
- KEBIR L. & ABBAS M., 2011. — Apport de l'imagerie Alsat-2A, pour l'identification, la gestion des aménagements forestiers et le suivi des incendies de forêts en Algérie (Cas de la wilaya de Tlemcen): Gestion et prévention des risques majeurs. *Actes de l'Atelier « ALSAT-2A-Utilisateurs »:5-14.*
- KEELEY J.E., CARRINGTON M. & TRNK S., 1995.— Overview of management issues raised by the 1993 wildfires in Southern California. Pp 83-89. *In: Brushfires in California wildlands: Ecology and Ressource Management*, J.E. KEELEY & SCOTT (eds.). International Association of wildland fire, Fairfield, Washington, USA.
- 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., 2000.— Role of fire in regeneration from seed. Pp311-330. *In: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. FENNER M. (ed.). Seeds: Commonwealth Agricultural Bureau International, Oxon.
- KEELEY J.E., PFAFF A.H. & SAFFORD H.D., 2005.— Fire suppression impacts on postfire recovery of Sierra Nevada chaparral shrublands. *Int. J. Wildland Fire*, 14: 255-265.
- KINNELL P.I.A., 1990.— Modeling erosion by rain-impacted flow. *Catena* supplement, Cremlingen, n° 17 : 55-66.
- KING D. & LE BISSONNAIS Y., 1992.— Rôle des sols et des pratiques culturales dans l'infiltration et l'écoulement des eaux. Exemple du ruissellement et de l'érosion sur les plateaux limoneux du nord de l'Europe. *C. R. Acad. Agric.*, n° 78(6): 91-105.
- KLOCK G.O., TIEDEMANN A.R., LOPUSHINSKY W., 1975.— Seeding recommendations for disturbed mountain slopes in north central Washington. Res. Note PNW-244. USDA, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. 8 p.
- KUHNHOLTZ – LORDAT, 1938.— *La terre incendiée, essai d'agronomie comparée.*" Ed. Maison carrée Nîmes, 361 p.

### L

- LE BISSONNAIS Y. & PAPY F., 1997.— *Les effets du ruissellement et de l'érosion sur les matières en suspension dans l'eau. L'eau dans l'espace rural : production végétale et qualité de l'eau.* Univ. Francophones, AUPELF-UREF, INRA. Editions. Paris, 411 p.

- LE BISSONNAIS Y., CERDAN O., LECOMTE V., BENKHADRA H., SOUCHERE V. & MARTIN P., 2005.— Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *Catena* 62:111– 124.
- LEGENDRE L. & LEGENDRE P., 1979. – *Ecologie numérique. Tome1: le traitement multiple des données écologiques*. Collection d'écologie. Masson, Paris. 179p.
- LE HOUEROU H.N., 1973.— Fire and vegetation in the Mediterranean basin. Tallahassee, Florida *Pro. 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. *For. Méditerr.*, II (1): 31-44.
- LEMENIH M. & TEKETAY D., 2005.— Effect of prior land use on the recolonization of native woody species under plantation forests in the highlands of Ethiopia. *For.. Ecol. Manage.*, 218: 60-73.
- Lepart J. & Escarré 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 schrubland of northeastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 9: 417-430.
- LOBON N. C., GALLEGRO J.C.A., DIAZ T.S. & GARCIA J.C.E., 2002. – Allelopathic potential of *Citrus ladanifer* chemicals in response to variations of light temperature. *Chemoecology.*, 12:139-145.

### M

- MADOUÏ A. & GEHU J. M., 1999.— Etat de la végétation dans la forêt du Bou-Taleb: Mont du Hodna, Algérie. *For. méditerr.*, 20 (4): 162-168.
- MADOUÏ A., 2002.— Les incendies de forêt en Algérie: Historique, bilan et analyse. *For. méditerr.*, 23(1): 23-30.
- 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.
- MADOUÏ A., 2013.— Les incendies de forêts en Algérie. Étude de l'évolution après feu des peuplements de *Pinus halepensis* Mill. dans l'Est algérien. Cas de la forêt de Bou-Taleb, du reboisement de Zenadia et du parc national d'el Kala. *Thèse Doct.* Univ. Ferhat Abbas Sétif. Algerie.113p.
- MAGDELEINE C., 2003.— L'été 2003 le plus chaud depuis 500 ans ? *Notre-planete.info*.
- MARC H. 1930.— *Notes sur les forêts de l'Algérie*, Collection du Centenaire de l'Algérie, 1830-1930, Larose, Paris 702p.

MARKS P.L. & BORMANN F.H., 1972.— Revegetation following forest cutting: mechanisms for return to steady-state nutrient cycling. *Science*, 176 (4037): 914-915.

MARQUES M.A. & MORA E., 1992. – The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest (Spain). *Catena* 19 : 333-344.

MARTIN CL.(COLL), BEGUIN D., MICHEL L. & QUILLARD J., 1996.— L'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle et d'un petit bassin versant après incendie de forêt dans le Massif des Maures. *Etud. Gest. Sols*, 3: 179-192.

MARTINEZ- SANCHEZ J. J., HERRANZ J. M., GUERRA J. & TRABAUD L., 1996.— Natural recolonization of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Aiton in burnt forests of Sierra de Alcaraz-Segura mountain system (SE Spain). *Ecol. Mediterr.*, 22 :17-24.

MATHYS N., BROCHOT S., MEUNIER M., & RICHARD D., 2003.— Erosion quantification in the small marly experimental catchments of Draix (Alpes de Haute Provence, France). *Catena* 50: 527-548.

MAY R.M., 1973.— *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton.NJ.304p.

MCKANE R.B., JOHNSON L.C., SHAVER G.R., NADELHOFFER K.J., RASTETTER E.B., FRY B., GIBLIN A.E., KIELLAND K., KWIATKOWSKI B.L., LAUNDRE J.A. & MURRAY G., 2002.— Resource-based niches provide a basis for plant species diversity and dominance in arctic tundra. *Nature*, 415: 68-71.

MEDDI M. & MORSLI B., 2001.— Etude d'érosion et du ruissellement sur bassins versants expérimentaux dans les monts de Beni-Chougrane (Ouest d'Algérie). *Z.Gemorph.N.F.*, 45,4 : 443-452.

MEDDOUR-SAHAR O., MEDDOUR R. & AREZKI D., 2008. — Analyse des feux de forêts en Algérie sur le temps long (1876-2007). *CIHEAM*, N°39 : 6p.

MEDDOUR-SAHAR O. & DERRIDJ A., 2010.— Le risque d'incendie de forêt : évaluation et cartographie. Le cas de la wilaya de Tizi-Ouzou, Algérie (période 1986-2005). *Sécheresse*, 21(3): 187-195.

MEDDOUR-SAHAR O., BOUISSET C. & DERRIDJ A., 2013. – La gestion du risque incendie de forêt en Algérie: des mesures curatives ou préventives ?", *IVème Conférence Internationale sur les Stratégies de Prévention des Incendies de forêts*, USSE - EFI Atlantic, Bordeaux : 67-80.

MEGREROUCHE R., 2006.— Sensibilité de la végétation forestière aux incendies cas de la forêt domaniale de Chatabah-Ain Smara-Constantine. Mémoire en Ecologie et Environnement. Univ. Mentouri, Constantine. 157 p.

MORANDINI R., 1970. .— Note sulla foresta di Béni- Imloul. *Ann. Ist. sper.selv.*, 1: 365-386.

MORAVEC J., 1990.— Regeneration of N.W. African *Pinus halepensis* forests following fire. *Vegetatio, Plant Ecol.*, 87(1): 29-36.87: 29-36.

MORENO J.M. & OECHEL W.C., 1994.— Fire intensity as a determinant factor of post-fire plant recovery in southern California chaparral. Pp26–45. In: *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. MORENO, J. M. & W. C. OECHEL,( edi.). Springer-Verlag. NY.

MORGAN R.P.C., 1995.— *Soil erosion and conservation* - Second edition. Longman, 198 p.

MORSLI B., SELADJI A. & MEGHRAOUI M., 2013. — Impact des incendies de forêt sur la couverture pédologique: cas de la forêt de chêne liège d'Yfri –Tlemcen. *Journées d'Etude sur la Réhabilitation des Subéraies Incendiées et Reboisements*. Univ. Abou Bekr Belkaid. Tlemcen. Recueil des Résumés. 72p.

MOTOMURA I., 1932. – A statistical treatment of association. *J. Zool.*, 44: 379-383.

MIHI A., 2012. — La forêt de Zenadia (Haute Plaine Sétifienne) Diagnostic et perspective de protection. *Thèse Magister*. univ. Farhat Abbas. Sétif. Algérie.122p.

## N

NASA-EARTH OBSERVATORY, 2003. — *Global Fire Monitoring*.  
[http://earthobservatory.nasa.gov/NaturalHazards/natural\\_hazards](http://earthobservatory.nasa.gov/NaturalHazards/natural_hazards)

NAHAL I., 1962. — Le Pin d'Alep- Etude taxonomique, phytogéographique, écologique et sylvicole. *Annales de l'école nationale des eaux et forêts*. T. XIX 19 (4) : 473-686.

NAHAL L. 1984. — Classement provisoire des terrains et remèdes pour la lutte contre la désertification en Syrie. In : *Sols*, INA Paris-Grignon 14 : 39-70.

NAPPER C., 2006.— BAER – Burned Area Emergency Response Treatments Catalog. USDA Forest Service. Watershed, Soil, Air Management 0625 1801 –STDTDC. San Dimas, California. 266p.

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(1): 115-125.

## O

OUELMOUHOUB S. & BENHOUBOU S., 2007.— Evolution floristique des subéraies incendiées dans la région d'El Kala (nord-est Algérie). *Ecol. Mediterr.*, 33: 85-94.

ORR K., 1970.— Runoff and erosion control by seeded and native vegetation on a forest burn: Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, *Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station*. 12 p.

OUSTRIC J., 1984. — Le feu et l'écophysiologie de la germination de quelques espèces des garrigues du Bas- Languedoc. C.E.P.E. /CN.R.5., Montpellier, 65 p.

## P

PANETSOS K.P., 1981. — Monograph of *Pinus halepensis* (Mill.) and *Pinus brutia* (Ten.). *Ann. For. Sci.*, 9/2: 39-77.

PAPAVASSILIOU S. & ARIANOUTSOU M., 1993.— Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. Pp 119-127 in: *Fire in Mediterranean Ecosystems*. L. TRABAUD & R. PRODON (eds). Ecosystems Research Report n°5, Commission of the European Communities.

PAPAVASSILIOU S., ARIANOUTSOU M. & THANOS C.A., 1994. — Aspects of the reproductive biology of fire following species of leguminosae in a *Pinus Mepemis* Mill. Forest. In: *Viegas D.X. (ed.) Proc. 2nd Int. Conference of Forest Fire Research*. Portugal, Suppl.24:1-12.

PAPIO C., 1987. —Regeneracio del pi blanc despres d'un incendi. In :Ecosystemes terrestres. Resposta als incendis i altres petrobacions. *Quaderns Ecologia Alpicada* ,10: 83-91.

PARDNI G., GISPERT M. & DUNJO G., 2004. — Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in NE Spain. *Sci. Total. Environ.*, 328: 237-246.

PAUSAS J.G., BRADSTOCK R.A., KEITH D.A. & KEELEY J.E. & GCTE Fire Network., 2004.— Plant functional traits in relation to fire in crown fire ecosystems. *Ecology*, 85(4):1085-1100.

POESEN J., 1995.— Soil erosion in Mediterranean environments. Pp123-152. In: *Desertification in European Context: physical and Socio-Economic Aspects*. FANTECHI R., D. PETER, P. BALABANIS & J.L. RUBIO (Ed.), rapport EUR 15415, European Commission, Brussels.

PROBST J.L. & AMIOTTE SUCHET P., 1992.— Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb. *Hydrol. Sci. J.* 37(6): 621-637.

## Q

QUEZEL P., 1980. — L'homme et la dégradation récente des forêts au Maghreb et au proche orient. *Naturalia monspeliensia*, N° Hors Série : 147-152.

QUEZEL P. 1986. — Les pins du groupe "*Halepensis*". Ecologie, végétation, écophysologie. Le pin d'Alep et le pin brutia dans la sylviculture méditerranéenne. Paris : *CIHEAM. Opt. Méditerr.* N°I:11-2 3.

QUEZEL P., MEDAIL F., 2003.— Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. *Ed. Elsevier, Paris*, 372p.

## R

RAMADE F., 1997.— Conservation des écosystèmes méditerranéens : enjeux et perspective. Plan Bleu, PNUE, Paris. *Ed. Economica*. N°3: 189p.

RATLIFF R.D. & McDONALD P.M., 1987.— Post-fire grass and legume seeding: what to seed and potential impacts on reforestation. *Proc. Ann. For. Veget. Manage. Conf.*, 3–5: 111–123.

REGO F., ALEXANDRIAN D., FERNANDES P. & RIGOLOT E., 2007. — Fire Paradox: An innovative Approach of Integrated Wildland Fire Management - A joint European initiative. Seville, Spain. *Proc. Int. Wildland Fire Conf.*, N°2: 15 p.

REICH P.B., PETERSON D.W., WEDIN D.A. & WRAGE K., 2001.— Fire and vegetation effects on productivity and nitrogen cycling across a forest-grassland continuum. *Ecology*, 82 :1703-1719.

REY F., ROBERT Y. & VENTO O., 2002. — Influence de la végétation forestière sur la formation de dépôts sédimentaires en terrains marneux, *Géomorphologie* n° 1: 85- 92.

REY F., BALLAIS J.L., MARRE A. & ROVERA G., 2004. — Role of vegetation in protection against surface hydric erosion. *CR Géosciences* 336: 991-998.

REY F., ISSELIN-NONDEDEU F. & BEDECARRATS A. , 2005. — Vegetation dynamics on sediment deposits upstream of bioengineering works in mountainous marly gullies in a Mediterranean climate (Southern Alps, France). *Plant Soil* 278: 149-158.

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.

ROBICHAUD P.R., BEYERS J.L., NEARY D.G., 2000. — Evaluating the effectiveness of post-fire rehabilitation treatments. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-63. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 85p.*

ROOSE E., 1971. — Note technique concernant l'érosion hydrique au Maroc. *Bulletin de Liaison des Ingénieurs Forestiers du Maroc*, 6 : 47-52.

ROOSE E., 1994.— Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES). *Bull. Pédol. FAO*, 70,420 p.

ROOSE É., CHEBBANI R. & BOUGOUSA L., 1999.— Ravinement en Algérie. Typologie, facteurs de contrôle, Quantification et réhabilitation. Montpellier. *Bull. Res. Eros.* N°19 :122-134.

ROOSE É. & SABIR M. ,2001.— Stratégies traditionnelles de conservation de l'eau et des sols dans le bassin méditerranéen : classification en vue d'un usage renouvelé. *ORSTOM*. Montpellier. France. *Réseau Erosion*.109p.

ROTHERMEL R.C., 1991.— Predicting behavior and size of crown fires in the northern Rocky mountains. Research Paper INT-RP-438. U.S. D.A. Forest Service, *Intermountain Research Station*, 46 p.

ROY J. & SONIÉ L.,1992.— Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *J. Appl. Ecol.*, 29: 647-655.

ROWELL A., & MOORE P. F., 2000.— Global Review of Forest Fires. WWF/IUCN, *Gland, Switzerland*. 64 p.

RUELLE P., SENE M., JUNCKER E. DIATA M. & PEREZ P., 1990.— Défense et restauration des sols. *Coll. Fiches Techniques*, vol.1 n°1, ISRA/UNIVAL, Dakar Sénégal. 65p.

RUNDEL P.W., 1981.— The matorral zone of central Chile. Pp175-201. In: *Mediterranean-type Shrublands*. DI CASTRI F., D.W. SPECHT (eds). Elsevier, Amsterdam.

S

- SALLES C., POESEN J. & GOVERS G., 2000.—Statistical and physical analysis of soil detachment by raindrop impact: Rain erosivity indices and threshold energy. *Water Resour. Res.*, 36(9): 2721–2729.
- SARACINO A. & LEONE V., 1994.—The ecological role of fire in Aleppo pine forests: overview of recent research, In: *Viegas D.X* (Ed.), Coimbra, Portugal. *Proc. Inter. Conf. For. Fire Res.*, vol. 2: 887–897.
- SARI D., 1976.— *L'homme et l'érosion dans l'Ouarsenis (Algérie)*. Ed. SNED, 224 p.
- SCARASCIA-MUGNOZZA G., OSWALD H., PIUSSI P., & RADIOGLOU K., 2000.— Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *For. Ecol. Manage.*, 132: 97-109.
- SCHOENENBERGER A., 1970.— Etude du couvert forestier de l'Aurès oriental. F.A.O. project Algérie 15 : 81 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.
- SEBASTIA M.T., 2004.— Role of topography and soils in grassland structuring at the landscape and community scales. *Basic Appl. Ecol.*, 5: 331-346.
- SEIGUE A., 1987.— *La forêt méditerranéenne française, Aménagement et protection contre les incendies*. La Calade, Aix en Provence, *Edi sud*, 159 p.
- SEIGUE A., 1985.— *La forêt circumméditerranéenne et ses problèmes, Techniques agricoles et production méditerranéenne*, Paris, Maisonneuve et Larose et A.C.C.T., France, 503 p.
- SER, 2004.— Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) The SER international Primer on Ecological Restoration. *Soci. Ecol. Restor. Inte.*, www.ser.org & Tucson. 15p.
- SHAKESBY R.A., WALSH R.P.D., & COELHO C.O.A., 1989.— The impact of forest fire on soil erosion, Agueda basin, Portugal: new developments in techniques and some provisional results. 2<sup>nd</sup> int. *Conf. geomorphology*.
- SHAKESBY R.A., COELHO C. DE O.A., FERREIRA A.D., TERRY J.P. & WALSH R.P.D. 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *Int. J. Wildland Fire*, 3: 95-110.
- SCHMUCK G., SAN-MIGUEL A.J., CAMIA A., DURRANT T., DE OLIVEIRA S., BOCA R., WHITMORE C., GIOVANDO C. AND PAOLO C., 2011.— Forest fire in Europe 2010. *JRC Sci. Tech. Rep.*, n°11: 92p.
- SMITH D.D. & WISCHMEIER W.H. 1957.—Factors affecting sheet and rill erosion. *Amer. Geophys. Union Trans.* 386 : 88-896.

- SOHRABI H., 2003.— Survey of plant diversity in relation with physiographic factors in dehsorkh forest region, Javanrod, Iran. *J. For. Pop.*, 21: 280-293.
- SOLER M., SALA M., GALLART F., 1994.— Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period. Pp.149-161. *In: Geofoma Ediciones*, SALA, M., RUBIO, J.L. (Eds.), Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires.
- SOSHANY M., KUTIEL P., LAVEE H., 1995.— Monitoring temporal vegetation cover changes in mediterranean and arid ecosystems using a remote sensing technique: case study of the judean Mountain and the judean desert. *J. Arid Envi.*, (33): 9-21.
- STERNBERG M., GUTMAN M., PEREVOLOTSKY A. & KIGEL J., 2003.— Effects of grazing on soil seed bank dynamics: an approach with functional groups. *J. Veg. Sci.*, 14: 375-386.
- T**
- TAPIAS R., CLIMENT J., PARDOS J.A., GIL L., 2004.—Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecol.*, 171: 53-68.
- 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 (eds). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.1. Ogden, UT: U.S.D.A., 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: G. Eftichidis, P. Balabanis, A. Ghazi (eds). Wildfire Manag. Proc. Adv. Study*.
- 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., 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., KADIS C. & PANTAZI C., 1992.— *Cistaceae*: a plant family with hard seeds. *Israel J. Bot.*, 41: 251-263.
- TORMO J., BOCHET E & GARCIA-FAYOS P., 2006.— Is seed availability enough to ensure colonization success? an experimental study in road embankments. *Ecol. Eng.*, 26: 224-230.
- 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. U.S.T.L., Montpellier*. 288 P.

- TRABAUD L., 1983.— Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). *Ann. Sci. For.*, 40: 177-195.
- TRABAUD L., 1987.— Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean basin. *Ecol. Mediterr.*, 13 : 25-37.
- TRABAUD L., 1989.— Les effets du régime des feux : exemple pris dans le bassin Méditerranéen. *CIHEAM, Options méditerranéennes*, n° 3: 89-94.
- TRABAUD L. 1991.— Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques méditerranéens ? *Sécheresse* 3:163-174.
- TRABAUD L., 1992.— Réponse des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. *Pirineos*, 140 :89-107.
- TRABAUD L. 1995.— Modalités de germination des cistes et des pins méditerranéens et colonisation des sites perturbés. *Rev. Ecol. (Terre vie)*, 50: 3-14.
- TRABAUD L & J LEPART, 1980.— Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.
- TRABAUD L., MICHELS C. & GROSMAN J., 1985.— Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forest. II. Pine reconstitution after wildfire. *For. Ecol. Manage.*,13: 167-179.
- TRABAUD L. & OUSTRIC J., 1989.— Comparaison des stratégies de régénération après incendie chez deux espèces de cistes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 44: 207-219.
- 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. & RENARD P., 1999.— Do light and litter influence recruitment of cistus Spp. Stands? *Israel J. plant Sci.*, 47: 1-9.
- TROUMBIS A. & TRABAUD L., 1986.— Comparison of reproductive biological attributes of two *Cistus* species. *Acta Oecol.*, 7: 235-250.
- TSITSONI T., 1997.— Conditions determining natural regeneration after wildfires in the *Pinus halepensis* (Miller, 1768) forests of Kassandra Peninsula (North Greece). *For. Ecol. Manage.*, 92(1-3): 199-208.
- TYRREL R.R., 1981.— Memo, Panorama burn rehabilitation. Unpublished report on file at: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Region, *San Bernardino National Forest*, CA. 16 p.
- v
- VACCA A, LODDO S, SERRA G, ARU A., 2002.— Soil degradation in Sardinia (Italy) : main factors and processes. In : *7th international meeting on soils with Mediterranean type of climate*. ZDRULI P, STEDUTO P, KAPUR S., (Eds.) Bari : Centre international de hautes études agronomiques méditerranéennes (Ciheam-IAMB).

- VALBUENA L., TARREGA R. & LUIS E., 1992.— Influence of heat on seed germination of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer*. *Int. J. Wildland Fire*, 2: 15-20.
- VALLEJO V.R., 1999.— Post-fire restoration in Mediterranean ecosystems. Pp199-208. In: *Wildfire management*. EFTICHIDIS G, BALABANIS P, GHAZI A (eds)., Algosystems, Athens.
- VALLEJO R., 2005.— Identification des besoins et évaluation des techniques de restauration post-feu. *For. Méditerran. T. XXVI, n° 3*: 217-224.
- VAN DER WERF G.R., RANDERSON J.T., GIGLIO L., COLLATZ G.J., KASIBHATLA P.S., & ARELLANO A.F., 2006.— Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmos. Chem. Phys.*, 6: 3423-3441.
- VELEZ R., 1995.— Les feux de forêt en Espagne en 1994. *For. Méditerran. T.*, XVI, 2 : 164- 165.
- VELEZ R., 2004.— Les incendies de forêts en 2003 une question européenne ?, Ministère de l'environnement, Madrid, Extrait du *Bulletin de l'Association internationale des forêts méditerranéennes*, n°12:4 p.
- VENNETIER M., 2003.— Bases de la gestion de la végétation des berges et digues sous contrainte de sécurité. *For. Méditerran. T. XXIV, n°3* : 263-274.
- VERMEER J.G. & BERENDSE F., 1983.— The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio*, 53:121-126.
- VUILLEMIN J. & BULARD C., 1981.— Ecophysiologie de la germination de *Cistus albidus* L. et *C. monspeliensis* L. *Naturalia Monspeliensia, Serie Bot.*, 46: 1-11.
- W**
- WALI M.K., 1999.— Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant Soil* 213: 195-220.
- WANG D., JIAO J., LEI D., WANG N., DU H. & JIA Y., 2012.— Effects of seed morphology on seed removal and plant distribution in the Chinese hill-gully loess Plateau region. *Catena*, 104:144-152.
- WAKATSUKI T, RASYIDIN A., 1992.— Rates of weathering and soil formation. *Geoderma* 53:251–263.
- WHITTAKER R.H., 1972.— Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., 1978.— Predicting rainfall erosion losses. A guide to soil conservation planning. Washington, USDA, *Handbook* n° 537: 58 p.
- WOJTERSKI T.W., 1990. – Degradation stages of the oak forests in the area of Algiers. *Vegetatio*, 87: 135-173.
- WOO M.K., FANG G. & DICENZO P. D., 1997.—The role of vegetation in the retardation of rill erosion. *Catena* 29: 145-159.

# *Les Annexes*

## *Liste des annexes*

**Annexe 01** : bilan des incendies de forêt de quelques pays de la région méditerranéenne pour la période 1980-2010 (source **Guido Schmuck ,2010**).

Année	<i>PORTUGAL</i>	Espagne	France	Italie	Grèce	
1980	44 251	263 017	22 176	14 399	32 965	
1981	89 798	298 288	27 711	22 980	81 417	
1982	39 556	152 903	55 145	13 046	27 372	
1983	47 811	108 100	53 729	212 678	19 613	
1984	52 710	165 119	27 202	75 272	33 655	
1985	146 254	484 476	57 368	190 640	105 450	
1986	89 522	264 887	51 860	86 420	24 514	
1987	76 269	146 662	14 108	120 697	46 315	
1988	22 434	137 734	6 701	186 405	110 501	
1989	126 237	426 693	75 566	95 161	42 363	
1990	137 252	203 032	72 625	195 319	38 594	
1991	182 486	260 318	10 130	99 860	13 046	
1992	57 011	105 277	16 593	105 692	71 410	
1993	49 963	89 267	16 698	203 749	54 049	
1994	77 323	437 635	24 995	136 334	57 908	
1995	169 612	143 484	18 137	48 884	27 202	
1996	88 867	59 814	11 400	57 988	25 310	
1997	30 535	98 503	21 581	111 230	52 373	
1998	158 369	133 643	19 282	155 553	92 901	
1999	70 613	82 217	15 906	71 117	8 289	
2000	159 605	188 586	24 078	114 648	145 033	
2001	111 850	93 297	20 642	76 427	18 221	
2002	124 411	107 464	30 160	40 791	6 013	
2003	425 726	148 172	73 278	91 805	3 517	
2004	129 539	134 193	13 711	60 176	10 267	
2005	338 262	188 697	22 135	47 575	6 437	
2006	75 510	148 827	7 844	39 946	12 661	
2007	31 450	82 048	8 570	227 729	225 734	
2008	17 244	50 321	6 001	66 329	29 152	
2009	87 416	110 783	17 000	73 355	35 342	
2010	133 090	54 770	10 300	46 537	8 967	

**Annexe 02** : superficies incendiées et le nombre des feux de forets en Algérie pour une période de 139 ans (1876-2014).

<b>Année</b>	<b>Nbres de feux</b>	<b>Sup. incendiée /ha</b>	<b>Année</b>	<b>Nbres de feux</b>	<b>Sup. incendiée/ha</b>
<b>1876</b>	120	55.172	<b>1896</b>	179	14.091
<b>1877</b>	134	40.538	<b>1897</b>	396	79.203
<b>1878</b>	164	8.156	<b>1898</b>	150	12.384
<b>1879</b>	218	17.663	<b>1899</b>	272	16.099
<b>1880</b>	137	20.881	<b>1900</b>	162	2.937
<b>1881</b>	244	169.056	<b>1901</b>	135	9.687
<b>1882</b>	130	4.018	<b>1902</b>	475	141.141
<b>1883</b>	148	2.464	<b>1903</b>	388	94.398
<b>1884</b>	147	3.232	<b>1904</b>	244	2.759
<b>1885</b>	285	51.569	<b>1905</b>	255	7.676
<b>1886</b>	288	14.043	<b>1906</b>	219	9.126
<b>1887</b>	396	53.714	<b>1907</b>	211	4.457
<b>1888</b>	311	14.788	<b>1908</b>	344	6.540
<b>1889</b>	308	17.807	<b>1909</b>	278	9.751
<b>1890</b>	202	23.165	<b>1910</b>	482	24.294
<b>1891</b>	393	45.924	<b>1911</b>	322	16.309
<b>1892</b>	409	135.574	<b>1912</b>	338	26.505
<b>1893</b>	398	47.757	<b>1913</b>	696	138.191
<b>1894</b>	308	100.896	<b>1914</b>	362	43.305
<b>1895</b>	250	32.907	<b>1915</b>	237	19.350

**Annexe 02:** superficies incendiées et le nombre des feux de forets en Algérie pour une période de 139 ans (1876-2014). (suite)

<b>Année</b>	<b>Nbres de feux</b>	<b>Sup. incendiée /ha</b>	<b>Année</b>	<b>Nbres de feux</b>	<b>Sup. incendiée/ha</b>
<b>1916</b>	*	78.863	<b>1948</b>	*	7.617
<b>1917</b>	*	95.453	<b>1949</b>	*	23.369
<b>1918</b>	*	33.720	<b>1950</b>	*	*
<b>1919</b>	*	116.484	<b>1951</b>	*	49.015
<b>1920</b>	*	83.986	<b>1952</b>	*	7.659
<b>1921</b>	*	11.200	<b>1953</b>	*	7.053
<b>1922</b>	*	89.473	<b>1954</b>	*	9.809
<b>1923</b>	*	5.997	<b>1955</b>	*	25.573
<b>1924</b>	*	62.360	<b>1956</b>	*	204.220
<b>1925</b>	*	9.146	<b>1957</b>	*	105.604
<b>1926</b>	*	81.985	<b>1958</b>	*	125.822
<b>1927</b>	*	10.504	<b>1959</b>	*	55.038
<b>1928</b>	*	13.339	<b>1960</b>	*	60.174
<b>1929</b>	*	1.583	<b>1961</b>	*	59.471
<b>1930</b>	*	10.675	<b>1962</b>	*	*
<b>1931</b>	*	61.067	<b>1963</b>	*	3924
<b>1932</b>	*	9.734	<b>1964</b>	*	9385
<b>1933</b>	*	17.640	<b>1965</b>	*	52.732
<b>1934</b>	*	2.517	<b>1966</b>	*	2.503
<b>1935</b>	*	28.691	<b>1967</b>	*	49.561
<b>1936</b>	*	22.372	<b>1968</b>	*	14.594
<b>1937</b>	*	61.877	<b>1969</b>	*	13.314
<b>1938</b>	*	9.571	<b>1970</b>	*	30.438
<b>1939</b>	*	21.777	<b>1971</b>	*	57.835
<b>1940</b>	*	39.850	<b>1972</b>	*	4.097
<b>1941</b>	*	7.416	<b>1973</b>	*	34.530
<b>1942</b>	*	31.740	<b>1974</b>	*	11.002
<b>1943</b>	*	81.678	<b>1975</b>	*	37.331
<b>1944</b>	*	34.548	<b>1976</b>	*	19.943
<b>1945</b>	*	57.708	<b>1977</b>	*	50.152
<b>1946</b>	*	15.513	<b>1978</b>	*	41.152
<b>1947</b>	*	20.530			

**Annexe 02** : superficies incendiées et le nombre des feux de forets en Algérie pour une période de 139 ans (1876-2014). (suite).

<b>Année</b>	<b>Nbres de feux</b>	<b>Sup. incendiée /ha</b>	<b>Année</b>	<b>Nbres de feux</b>	<b>Sup. incendiée/ha</b>
<b>1979</b>	361	15.662	<b>1997</b>	1.809	17.831
<b>1980</b>	730	26.944	<b>1998</b>	1.826	28.630
<b>1981</b>	1.584	33.516	<b>1999</b>	2.018	38.390
<b>1982</b>	638	9.381	<b>2000</b>	1.910	55.782
<b>1983</b>	990	221.367	<b>2001</b>	1.327	14.378
<b>1984</b>	562	4.731	<b>2002</b>	1.008	12.217
<b>1985</b>	747	4.668	<b>2003</b>	1.233	11.998
<b>1986</b>	1.170	21.537	<b>2004</b>	1.468	31.999
<b>1987</b>	1.321	23.300	<b>2005</b>	2.013	28.380
<b>1988</b>	1.146	27.757	<b>2006</b>	2.029	16.916
<b>1989</b>	595	3.236	<b>2007</b>	2.026	47.939
<b>1990</b>	311	28.046	<b>2008</b>	2.378	26.015
<b>1991</b>	1.189	13.176	<b>2009</b>	2.358	26.183
<b>1992</b>	2.014	25.621	<b>2010</b>	3.439	30.632
<b>1993</b>	2.322	58.681	<b>2011</b>	2.631	19.926
<b>1994</b>	2.392	271.598	<b>2012</b>	5.000	77.000
<b>1995</b>	1.274	32.157	<b>2013</b>	2.342	13.102
<b>1996</b>	737	7.302	<b>2014</b>	4.600	38.000

**Annexe 3 : Valeurs mensuelles des températures maximales (M° C) de la station de Bejaia (1978-2014).**

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEPT	OCT	NOV	DEC
1978	15,20	18,90	18,10	18,30	21,70	25,00	29,10	28,60	26,90	22,00	18,70	20,10
1979	18,80	18,20	18,30	18,30	21,70	25,80	28,70	28,80	25,60	24,30	17,90	17,60
1980	16,60	17,10	18,20	17,70	21,70	25,00	27,30	30,00	27,90	24,00	20,80	14,10
1981	14,50	15,70	19,10	19,90	23,30	24,70	26,30	27,70	27,90	26,10	20,20	19,60
1982	17,30	15,80	18,00	19,00	21,50	27,70	32,90	28,80	27,30	24,00	19,60	15,00
1983	16,20	15,90	18,30	21,50	23,70	26,70	32,90	28,40	29,30	25,20	22,20	17,50
1984	16,40	15,20	17,10	24,70	21,40	25,10	30,60	28,10	28,00	22,70	22,40	16,00
1985	14,50	19,50	16,40	20,50	21,50	25,70	29,40	29,00	27,10	25,30	21,90	18,00
1986	16,10	17,10	17,10	20,20	24,00	25,50	28,90	30,70	28,30	25,00	19,70	16,20
1987	16,10	16,80	17,50	20,90	21,40	25,90	28,90	31,90	31,10	27,90	20,60	19,10
1988	18,70	16,90	18,80	20,20	22,60	26,00	29,30	31,10	26,80	27,30	20,10	15,20
1989	15,60	17,60	19,20	20,30	21,90	26,00	29,80	30,70	28,80	24,40	21,80	21,50
1990	16,00	19,70	19,30	18,90	22,10	26,40	28,60	28,90	29,80	26,60	20,10	14,60
1991	15,40	15,00	19,90	17,80	20,80	25,70	28,70	30,50	29,10	22,20	19,80	15,80
1992	15,20	16,50	17,10	19,30	22,00	25,00	27,50	29,90	28,60	24,70	21,10	17,60
1993	16,10	14,90	17,50	19,80	23,50	26,20	29,30	29,70	26,80	24,70	18,90	17,50
1994	16,30	18,10	19,00	19,20	24,50	25,90	30,20	33,50	29,10	24,80	21,90	17,60
1995	16,20	19,50	18,40	19,90	24,70	24,90	28,70	30,30	27,30	25,70	22,20	20,00
1996	18,90	15,90	18,80	20,00	22,40	25,70	28,60	29,10	26,40	23,30	21,60	19,20
1997	18,00	17,90	18,70	20,40	24,10	28,30	28,10	30,20	28,10	25,10	21,10	18,30
1998	17,40	18,10	19,00	21,10	21,80	27,50	28,40	29,40	28,50	23,80	19,10	16,20
1999	15,90	14,70	19,20	20,20	25,00	26,90	29,00	31,50	29,30	27,80	19,00	16,60
2000	15,10	17,90	19,10	22,60	23,20	25,50	30,20	31,90	28,20	24,30	22,10	19,90
2001	18,30	17,50	23,10	20,50	21,80	27,70	29,40	30,30	27,30	28,80	20,20	16,30
2002	16,50	17,20	19,40	20,70	23,30	26,40	28,00	28,80	27,90	25,70	21,50	18,80
2003	15,60	14,80	18,80	19,60	21,90	30,00	33,00	33,30	28,30	25,10	21,40	16,30
2004	16,90	18,30	18,00	19,90	21,50	25,70	29,50	31,80	29,10	28,30	19,20	16,90
2005	13,90	13,60	17,30	20,30	24,30	27,60	29,90	29,80	28,00	26,10	20,50	16,50
2006	15,10	16,30	20,30	22,90	24,30	27,60	30,30	29,80	28,80	27,80	23,80	18,00
2007	18,60	19,60	18,40	20,20	24,80	26,40	29,10	31,10	27,40	24,10	19,70	16,10
2008	18,00	19,00	19,00	22,00	23,00	26,00	30,00	30,00	27,00	25,00	20,00	17,00
2009	16,00	16,00	18,00	20,00	25,00	28,00	32,00	31,00	28,00	25,00	23,00	20,00
2010	17,00	19,00	19,00	21,00	23,00	26,00	30,00	30,00	28,00	25,00	20,00	19,00
2011	16,90	16,30	19,10	21,60	23,60	25,60	30,40	30,70	29,50	25,80	21,60	17,90
2012	17,00	12,90	18,50	21,70	23,90	29,30	30,60	32,90	28,30	26,30	22,70	18,80
2013	17,40	15,50	20,90	20,60	22,40	25,40	29,50	29,30	27,40	27,90	19,60	18,10
2014	18,80	19,40	17,50	22,60	23,10	27,10	28,80	30,40	30,80	27,10	23,70	17,70

**Annexe 4 : Valeurs mensuelles des températures minimales (m° C) de la station de Bejaia (1978-2014).**

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEP	OCT	NOV	DEC
1978	5,90	9,30	8,40	9,90	12,10	16,00	18,10	19,50	16,70	13,30	8,90	9,90
1979	10,00	9,30	8,20	8,20	12,60	18,00	19,20	20,00	17,70	15,20	8,80	7,40
1980	6,70	7,80	8,30	8,80	12,30	16,00	17,50	20,00	18,60	13,00	11,70	6,10
1981	5,90	7,30	10,30	10,70	13,30	17,00	17,50	19,10	18,30	12,40	10,10	10,00
1982	8,20	7,50	8,20	10,10	14,60	18,00	21,20	20,90	18,60	14,40	11,90	7,50
1983	5,00	5,90	9,00	10,70	13,60	18,00	21,40	20,40	19,50	16,30	13,60	8,80
1984	7,90	7,00	7,80	13,70	11,70	16,00	20,30	19,80	17,70	14,40	12,60	8,80
1985	6,50	9,90	8,40	11,40	13,90	18,00	20,20	19,80	18,30	15,00	13,40	8,80
1986	7,30	7,70	9,00	9,80	14,40	17,00	18,80	21,90	18,90	16,40	11,40	7,70
1987	11,00	7,60	8,30	11,30	12,70	17,00	21,20	21,40	21,20	17,90	11,60	9,90
1988	9,40	6,50	7,60	10,60	14,20	17,00	21,00	21,70	17,50	16,50	12,40	7,20
1989	6,40	7,50	9,60	10,30	13,30	17,00	20,40	22,60	19,80	15,70	12,50	11,70
1990	8,00	8,70	9,80	10,20	14,70	18,00	19,90	20,10	21,40	16,80	12,20	7,00
1991	6,30	6,60	10,10	9,30	10,80	17,00	20,00	20,80	20,80	15,70	10,10	6,20
1992	5,90	6,50	8,50	10,10	13,00	15,00	19,00	19,90	19,40	14,40	11,80	8,80
1993	5,50	6,60	7,90	10,50	14,30	18,00	20,20	21,60	18,10	15,80	10,70	8,40
1994	7,70	7,50	9,30	9,20	14,90	18,00	20,50	23,70	20,60	17,20	12,40	8,80
1995	7,30	9,50	9,00	9,20	14,60	18,00	20,00	21,10	18,50	16,00	12,30	11,10
1996	10,00	7,90	9,80	12,00	13,40	17,00	19,90	21,40	17,00	13,40	11,50	10,50
1997	9,50	8,00	7,60	10,50	15,80	19,00	20,30	21,40	20,00	16,60	14,20	9,60
1998	8,60	8,70	8,60	11,20	14,50	18,00	20,00	20,90	19,70	13,30	11,00	7,30
1999	7,90	5,60	9,30	9,90	15,40	19,00	20,20	23,40	20,10	18,40	11,10	8,40
2000	5,20	7,30	9,00	11,20	15,60	18,00	21,40	21,50	19,20	15,10	11,90	9,58
2001	9,00	7,10	11,90	10,70	13,50	19,00	20,20	21,50	19,60	18,20	11,10	6,90
2002	7,00	7,60	9,40	10,60	13,50	17,00	20,50	20,80	18,40	15,20	12,30	10,60
2003	8,20	6,90	10,00	11,90	14,50	20,00	25,20	23,40	19,70	17,20	12,50	8,30
2004	7,60	8,90	9,70	10,50	13,10	17,00	20,70	22,00	19,40	17,40	10,70	9,00
2005	4,60	5,90	9,20	11,90	14,50	18,00	21,30	20,50	18,50	16,50	11,40	8,10
2006	6,90	7,20	9,30	13,10	17,30	18,00	20,50	21,00	18,50	17,20	13,50	9,40
2007	8,10	9,80	9,00	14,00	14,90	19,00	20,40	22,20	19,00	16,40	10,90	8,10
2008	7,00	9,00	9,00	11,00	15,00	18,00	22,00	22,00	20,00	17,00	11,00	8,00
2009	8,00	7,00	8,00	10,00	15,00	18,00	22,00	22,00	19,00	15,00	12,00	10,00
2010	8,00	9,00	10,00	13,00	13,00	17,00	20,00	21,00	19,00	16,00	12,00	9,00
2011	7,70	6,90	9,30	12,40	14,40	17,50	21,20	21,00	19,00	15,80	12,50	8,70
2012	6,40	4,00	9,00	11,50	13,70	19,40	21,60	22,00	18,70	16,20	12,70	8,10
2013	7,40	5,90	9,80	11,40	13,30	15,50	20,00	20,00	19,40	18,40	11,30	8,20
2014	9,00	8,30	8,60	11,20	13,00	17,70	19,40	21,20	21,00	17,00	13,80	9,10

**Annexe 5 : valeurs mensuelles des précipitations (mm) pour la station de Bejaia (1970-2014).**

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEP	OCT	NOV	DEC
1970	30,90	56,00	130,70	215,70	67,60	1,20	12,40	0,00	1,00	186,70	2,80	131,70
1971	123,00	50,50	107,10	30,20	25,80	0,10	5,20	0,00	104,00	123,90	71,10	52,20
1972	155,90	67,40	93,30	86,80	89,70	25,10	4,40	16,50	106,00	76,40	20,50	230,00
1973	166,90	230,00	123,60	33,70	0,30	42,80	0,30	1,90	70,90	83,20	78,50	173,30
1974	21,80	163,50	161,10	105,00	2,20	7,10	8,30	1,70	75,10	227,00	43,60	40,30
1975	52,70	90,70	115,30	27,80	89,40	17,70	0,00	37,00	39,80	9,30	229,00	85,60
1976	131,80	140,80	66,10	72,10	47,10	30,50	47,30	19,20	47,30	99,70	138,00	72,40
1977	92,30	19,40	38,60	109,30	38,50	6,60	0,40	5,70	8,10	27,70	205,00	14,70
1978	124,50	78,90	144,10	111,90	50,80	1,90	0,10	0,00	15,20	90,50	106,00	10,10
1979	49,30	115,80	72,80	110,50	21,60	17,20	18,70	47,00	73,70	41,80	100,00	13,90
1980	48,30	26,50	118,30	94,30	35,10	1,70	1,30	4,00	3,30	42,90	159,00	386,20
1981	51,40	100,00	96,20	43,90	21,20	24,00	2,10	27,90	3,20	48,70	52,30	90,40
1982	299,10	100,20	57,70	49,40	74,40	0,80	0,40	39,10	23,60	107,70	112,00	226,40
1983	11,20	35,20	44,10	14,60	13,00	0,10	1,80	10,20	3,50	57,00	59,00	69,50
1984	221,40	189,70	90,00	25,50	60,00	8,90	0,60	3,60	17,40	262,50	6,00	215,00
1985	129,70	38,80	248,30	25,30	72,10	1,30	0,70	7,30	79,60	52,00	101,00	66,90
1986	125,50	81,00	183,40	35,60	12,50	22,10	4,50	4,70	37,30	184,10	136,00	222,20
1987	72,80	161,90	74,20	40,90	47,30	5,70	3,60	2,10	26,90	52,50	216,00	33,20
1988	39,90	94,70	69,20	56,30	44,90	50,20	0,00	1,80	61,10	0,90	242,00	206,80
1989	91,80	13,70	34,10	124,40	6,10	16,40	2,00	12,30	49,10	48,50	65,70	33,80
1990	123,20	1,02	43,70	58,40	85,80	16,90	8,70	2,50	3,40	41,40	72,20	295,50
1991	76,90	94,90	168,50	33,50	38,70	2,40	0,40	8,00	80,10	188,10	36,90	44,10
1992	160,60	53,30	115,10	125,00	47,60	37,00	3,40	0,00	3,10	31,80	52,50	260,40
1993	78,60	88,00	42,40	85,50	46,20	4,50	0,00	0,00	59,50	51,30	66,20	71,00
1994	55,30	81,70	0,80	55,60	8,40	2,10	0,20	0,60	133,00	73,60	18,20	149,40
1995	238,40	55,80	95,70	35,60	1,80	22,80	0,30	20,00	71,40	15,90	51,50	60,80
1996	105,70	220,40	58,90	118,30	43,90	38,80	9,60	4,10	37,60	47,00	95,10	54,00
1997	50,10	24,50	16,30	53,90	11,30	22,20	2,40	18,04	58,20	222,10	108,00	93,00
1998	16,10	79,60	60,70	95,40	160,30	3,30	0,00	10,42	45,90	81,40	185,00	129,30
1999	125,80	119,90	52,60	29,80	14,70	1,40	0,60	2,70	47,80	24,40	93,40	227,10
2000	72,90	21,70	13,90	27,30	53,70	5,30	1,40	0,00	13,00	76,50	30,90	65,50
2001	212,00	70,20	9,10	65,90	37,10	0,00	0,00	13,71	47,30	3,05	104,00	70,90
2002	68,80	103,60	57,50	18,10	23,50	0,00	116,08	28,10	61,70	36,10	193,00	315,00
2003	310,00	69,00	30,70	220,60	26,50	1,00	2,20	1,60	114,00	75,50	45,60	205,50
2004	147,90	54,60	86,90	110,40	69,90	26,00	0,00	5,00	18,80	30,40	178,00	128,40
2005	165,50	167,50	60,40	41,90	7,70	0,00	0,40	6,10	28,20	31,70	107,00	172,40
2006	126,70	141,00	46,50	17,30	53,30	4,80	1,02	34,55	35,30	21,30	13,30	132,70
2007	9,30	20,40	175,10	132,00	12,10	9,90	2,60	6,70	63,40	149,00	175,00	207,00
2008	7,00	20,00	120,00	37,00	66,00	7,00	3,00	4,00	144,00	61,00	131,00	73,00
2009	237,00	66,00	63,00	86,00	54,00	1,00	4,00	15,00	190,00	40,00	129,00	133,00
2010	53,00	55,00	107,00	44,00	57,00	38,00	1,00	6,00	39,00	135,00	162,00	70,00
2011	52,58	138,68	50,29	68,82	87,89	36,07	0,25	0,00	7,11	128,27	100,08	118,87
2012	89,90	323,36	74,94	198,39	7,36	95,51	1,02	2,03	333,76	83,56	106,43	57,15
2013	130,80	179,82	78,23	46,23	83,56	3,05	10,92	69,86	44,68	34,79	182,88	52,31
2014	84,56	56,64	138,17	17,27	10,16	66,8	0,76	1,27	6,1	76,21	9,15	262,89

**Annexe 6** : données démographiques des cistes et des Légumineuses dans les deux stations.

	S1	S 2	S3	S 4	S 5	S 6	S 7	S 8	S 9	S 10
Nov. Lég 2011	43	18	32	12	19	1	9	6	7	7
Nov. Cis 2011	16	7	6	7	10	0	4	7	15	12
Déc. Lég. 2011	120	32	129	47	72	9	13	2	12	3
Déc. Cis 2011	205	183	74	57	203	42	59	83	51	46
Jan. Lég.2012	21	7	27	6	12	2	20	19	17	19
Jan. Cis. 2012	38	191	41	43	119	31	51	121	43	55
Fév. Lég. 2012	12	3	5	3	4	4	8	4	3	8
Fév. Cis. 2012	3	20	4	4	7	2	3	3	8	3
Mar. Lég. 2012	0	4	0	2	2	0	1	4	5	12
Mar. Cis. 2012	3	31	2	13	23	2	7	10	6	10
Avr. Lég.2012	1	0	3	1	3	2	1	0	2	7
Avr. Cis. 2012	0	5	1	4	3	1	2	4	1	6
Mai Lég. 2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mai Cis. 2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sep. Lég.2012	9	6	2	2	0	3	1	2	0	3
Sep. Cis. 2012	4	1	3	7	0	0	3	1	5	0
Oct. Lég.2012	2	0	1	0	3	2	17	15	0	2
Oct. Cis. 2012	1	1	0	0	1	3	4	5	2	0
Nov. Lég. 2012	5	25	36	6	27	52	121	70	28	31
Nov. cis. 2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Déc. Lég. 2012	21	3	5	5	14	5	10	11	5	0
Déc. Cis.2012	0	0	3	0	0	1	5	0	1	0
Janv. Lég.2013	1	6	2	3	3	2	7	0	0	2
Jan. Cis. 2013	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Févr. Lég.2013	0	2	0	0	1	3	3	9	2	1
Fév. cis. 2013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mar Lég. 2013	0	2	7	0	2	0	0	4	5	1
Mars Cis. 2013	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0

S = station

Lég. = Légumineuses

Cis. = Cistes

Stations 1 à 5 : Plateau

Station 6 à 10 : Pente

**Annexe 7:** Relevés floristiques : dans chaque placette est donné le nombre d'individus de chaque espèce rencontré. La colonne somme ( $\Sigma$ ) donne la somme des présences pour chaque station.

Espèces	Station 1 (Plateau)					Station 2 (Pente)				
	P1	P2	P3	P4	$\Sigma$	P5	P6	P7	P8	$\Sigma$
<i>Aegilops ventricosa</i> Tausch.	1			1	2			1		1
<i>Aira cupaniana</i> Guss.		1			1	2		1		3
<i>Aira tenorei</i> Guss.	1	1		1	3					0
<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb.	3		2	4	9		1	1	2	4
<i>Allium roseum</i> L.	2	2	1		5	1		2		3
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i> (Poir.) T. Durand & Schinz	1		4	6	11	7	3	6	2	18
<i>Anagallis arvensis</i> L.	3	5	7	9	24	41	27	11	7	86
<i>Andryala integrifolia</i> L.	3	1			4			1	2	3
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.				1	1					0
<i>Arbutus unedo</i> L.					0	1				1
<i>Arisarum vulgare</i> O. Targ. Tozz.					0			1	1	2
<i>Aristolochia fontanesii</i> Boiss. & Reut.					0				1	1
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	2	1	3	12	18			2		2
<i>Astragalus echinatus</i> Murray.	1	3	6	9	19		2			2
<i>Astragalus epiglottis</i> L.	2			3	5		1			1
<i>Astragalus hamosus</i> L.		1		1	2		2			2
<i>Astragalus pelecinus</i> (L.) Barneby			1		1					0
<i>Astragalus sesameus</i> L.	2				2	1				1
<i>Avena sterilis</i> L.	1		1		2				1	1
<i>Bellis annua</i> L.		1			1	3	1	7	2	13
<i>Biscutella didyma</i> L.	1				1			1		1
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H. Stirt.					0	1				1
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds		1			1	1				1
<i>Borago officinalis</i> L.	2		1		3		3			3
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.		1			1	4		3		7
<i>Briza maxima</i> L.				1	1					0
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	2	1		1	4					0
<i>Calendula arvensis</i> (Vaill.) L.	1				1					0
<i>Calicotome spinosa</i> (L.) Link	2	4	1	3	10	1	2	1	4	8
<i>Campanula dichotoma</i> L.	1			1	2					0
<i>Carex distachya</i> Desf.		1			1			1		1
<i>Carex halleriana</i> Asso.					0	1			2	3
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb.	1	1			2		1			1
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	1	5	3	2	11		4	2		6
<i>Ceratonía siliqua</i> L.		1		1	2			1		1
<i>Cerinthe major</i> L.					0				1	1
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	9	7	19	13	48	7	11	29	57	104
<i>Cistus salvifolius</i> L.	3	12	7	6	28	5	3	9	11	28
<i>Clematis flammula</i> L.				1	1			1		1
<i>Clinopodium vulgare</i> L.			1		1			1		1
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	3	1	2	1	7		1			1
<i>Convolvulus tricolor</i> L.		1			1					0
<i>Coriaria myrtifolia</i> L.					0	2	4	7	5	18
<i>Coronilla juncea</i> L.					0		1			1
<i>Cynoglossum cheirifolium</i> L.	1		1	1	3					0
<i>Cynosurus elegans</i> Desf.			1		1					0
<i>Dactylis glomerata</i> L.		1			1					0

<i>Daphne gnidium</i> L.					0		1		1	2
<i>Daucus carota</i> L.	1		1		2	1				1
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter					0			1		1
<i>Ebenus pinnata</i> Aiton	3	6	8	11	28	3	6	2	3	14
<i>Erica multiflora</i> L.	1		1	1	3		1		1	2
<i>Erigeron canadensis</i> L.	1			1	2					0
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér.	1				1					0
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L.					0		1	1		2
<i>Euphorbia peplis</i> L.					0		1		4	5
<i>Euphorbia pterococca</i> Brot.				1	1					0
<i>Fedia cornucopiae</i> (L.) Gaertn.					0	1				1
<i>Filago pygmaea</i> L.	1				1					0
<i>Fumaria capreolata</i> L.			1		1				1	1
<i>Galactites tomentosus</i> Moench		1			1			1		1
<i>Galium aparine</i> L.	1				1				1	1
<i>Galium rotundifolium</i> L.			1		1					0
<i>Genista tricuspdata</i> Desf.	1	1	1	1	4	2	1	1	1	5
<i>Geranium lucidum</i> L.			2		2		2			2
<i>Geranium purpureum</i> Vill.		1			1			1	1	2
<i>Gladiolus italicus</i> Mill.					0	1				1
<i>Glebionis coronaria</i> (L.) Spach	3	1	5	1	10			2		2
<i>Hedysarum coronarium</i> L.					0	5		19	1	25
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i> L.					0		1			1
<i>Hordeum murinum</i> L.				1	1					0
<i>Hyoseris radiata</i> L.					0				1	1
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.) Stapf				1	1					0
<i>Hypericum humifusum</i> L.					0			1		1
<i>Hypochaeris radicata</i> L.					0	1				1
<i>Lactuca saligna</i> L.	1		1		2					0
<i>Lagurus ovatus</i> L.		1			1					0
<i>Lathyrus ochrus</i> (L.) DC.				1	1					0
<i>Linaria</i> sp.	1				1					0
<i>Linum corymbiferum</i> Desf.	1		1		2					0
<i>Linum usitatissimum</i> L.				1	1		1		1	2
<i>Lonicera implexa</i> Aiton					0			1		1
<i>Lotus corniculatus</i> L.	83	32	19	7	141	3	5	9	2	19
<i>Lotus edulis</i> L.	1	1	2		4	1		1		2
<i>Lotus ornithopodioides</i> L.	7	3	2	6	18	5	4	2	6	17
<i>Malva arborea</i> (L.) Webb & Berthel.					0				1	1
<i>Medicago intertexta</i> (L.) Mill.					0					0
<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.				2	2	1			1	2
<i>Medicago polymorpha</i> L.		1			1					0
<i>Melica minuta</i> L.			1		1					0
<i>Melilotus sulcatus</i> Desf.	1				1					0
<i>Micromeria graeca</i> (L.) Benth. ex Rchb.			1	1	2	1	1			2
<i>Myrtus communis</i> L.		1	1	1	3	1		1	1	3
<i>Olea europaea</i> L.		1			1		1	1	1	3
<i>Onobrychis caput-galli</i> (L.) Lam.	1				1	1				1
<i>Ononis hispida</i> Desf.					0				1	1
<i>Ononis natrix</i> L.	11	17	29	57	114	3	11	7	13	34
<i>Ononis reclinata</i> L.	19	51	43	13	126		4	6		10
<i>Ononis sicula</i> Guss.	3	3	1	4	11		3		1	4

<i>Ophrys lutea</i> Cav.					0	1				1
<i>Ophrys tenthredinifera</i> Willd.					0			1		1
<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All.		1			1				1	1
<i>Orchis patens</i> Desf.					0	1				1
<i>Ornithopus compressus</i> L.			1		1					0
<i>Pallenis spinosa</i> (L.) Cass.	1		1	1	3			1		1
<i>Patzkea coerulescens</i> (Desf.) H. Scholz		1			1					0
<i>Patzkea paniculata</i> (L.) G.H. Loos					0		1			1
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.		1			1					0
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	1	1	2	1	5	1	3	1	1	6
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	1	1	1	1	4	1	1	1	1	4
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.					0		1			1
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	1	1	1	3	6	1	2	1	4	8
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1		1		2					0
<i>Poa trivialis</i> L.		1			1					0
<i>Polygonum aviculare</i> L.					0		1			1
<i>Pulicaria odora</i> (L.) Rchb.	2	1	1	2	6	1	3	1	1	6
<i>Quercus coccifera</i> L.			1	1	2	1	1	1	1	4
<i>Reichardia intermedia</i> (Sch. Bip.) Samp.				1	1					0
<i>Rosa sempervirens</i> L.		1			1		1	1		2
<i>Rubia peregrina</i> L.				2	2				1	1
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.		1			1			1		1
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.					0		1			1
<i>Scolymus hispanicus</i> L.	1				1					0
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.		4		7	11				1	1
<i>Serapias lingua</i> L.					0	1		1		2
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm. f.) Briq.					0		1			1
<i>Sherardia arvensis</i> L.			1		1					0
<i>Silene fuscata</i> Link ex Brot.	1				1					0
<i>Silene nocturna</i> L.	4	3	1	5	13					0
<i>Silene reticulata</i> Desf.		2	1		3					0
<i>Silene secundiflora</i> Otth.					0	1			1	2
<i>Sinapis arvensis</i> L.	2	1			3					0
<i>Sixalix atropurpurea</i> (L.) Greuter & Burdet				1	1					0
<i>Smilax aspera</i> L.			3	11	14	2			5	7
<i>Solanum nigrum</i> L.		1		1	2			1		1
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	1	1	2	1	5		1			1
<i>Stachys ocymastrum</i> (L.) Briq.	2	1		1	4		1			1
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.					0	3		2	1	6
<i>Tetragonolobus purpureus</i> Moench.		1	1		2					0
<i>Teucrium fruticans</i> L.			2	2	4					0
<i>Teucrium polium</i> L.	3	2	7	4	16		1			1
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link		1			1					0
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	1		1		2					0
<i>Trifolium bocconeii</i> Savi.				1	1					0
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	1	4			5		3			3
<i>Trifolium cherleri</i> L.			1		1					0
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	1				1					0
<i>Trifolium stellatum</i> L.					0					0
<i>Trigonella monspeliaca</i> L.	2		1		3					0
<i>Tripodion tetraphyllum</i> (L.) Fourr.	6	7	16	9	38	2			1	3
<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F. W. Schmidt	1				1					0

<i>Verbascum sinuatum</i> L.				1	1					0
<i>Vicia sativa</i> L.	1				1					0
<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.		1	1		2					0

**Titre :** Evolution selon le relief de la recolonisation après incendie d'une communauté à *Pinus Halepensis* par les cistes et les légumineuses et propositions de restauration contre l'érosion hydrique.

**Mots clés :** feux de forêt, régénération après feu, Légumineuses, Cistes, topographie, pinède.

**Résumé :** Les feux de forêt sont un phénomène naturel et récurrent en région méditerranéenne. Ils jouent un rôle essentiel dans la composition, la structure et la dynamique des écosystèmes méditerranéens. De nombreuses espèces présentes avant le feu réapparaissent après la perturbation, pour autant qu'il y ait présence de graines, d'un lit de germination favorable et des conditions climatiques adéquates. L'objectif de ce travail est d'étudier l'effet de la topographie sur la régénération des légumineuses et les cistes dans la pinède à *pinus halepensis*. La dynamique des Légumineuses et des Cistes est menée par un suivi sur des placettes permanentes de 1 m<sup>2</sup>, au cours des deux premières années après feu. Afin de faire ressortir les espèces dominantes qui pourraient jouer un rôle dans la lutte contre l'érosion hydrique, des relevés floristiques ont été réalisés lors du printemps de la première année. La germination des légumineuses se concentre sur novembre et décembre de la première année. Pour la deuxième année, nous notons une même dynamique. L'essentiel de germination des Cistes apparaît en décembre-janvier avec un modèle de germination unimodal. La topographie n'engendre pas une grande différence dans la composition floristique de la pinède étudiée. Néanmoins, qualitativement ce ne sont pas les mêmes espèces qui dominent dans les deux stations. De ce fait, nous préconisons un mélange de graines avec des graminées annuelles, des cistes et des légumineuses pour la lutte contre l'érosion.

**Title :** Evolution according to the relief of recolonization after a fire in *pinus halepensis* community by *cistus* and *legumes* and proposition for restoration against water erosion.

**Keywords:** forest fires, regeneration after fire, *Legumes*, *Cistus*, topography, pine forest.

**Summary:** Forest fires are a natural phenomenon and recurring in the Mediterranean region. They play an essential role in the composition, structure and dynamics of Mediterranean ecosystems. Many species present before the fire reappear after the disturbance, provided that there is presence of seeds, a favorable seedbed and adequate climatic condition. The objective of this work is to study of the effect of topography on the regeneration of legumes and *cistus* in *pinus halepensis* forest. Dynamics of Legumes and *Cistus* is led by a follow-up on permanent plots of 1 m<sup>2</sup>, during the first two years after fire. To highlight the dominant species that could play a role in the fight against water erosion, floristic relevés were realized during the spring of the first year. Sprouting legumes focused on November and December of the first year. For the second year, we note the same dynamic. Most germination of *Cistus* plants appears in December-January with a unimodal pattern. The topography does not produce a big difference in the floristic composition of the pine forest studied. However, qualitatively they are not the same species that dominate in the two stations. Therefore, we recommend a mixture of seeds with annual grasses, legumes and *cistus* for the fight against the water erosion.

الكلمات الأساسية: التضرريس. غابات الصنوبر *cistus* حرائق الغابات. التجديد بعد الحريق. البقوليات

ملخص. تعتبر حرائق الغابات ظاهرة طبيعية ومتكررة في منطقة البحر الأبيض المتوسط. إنها تلعب دوراً أساسياً في تكوين وبنية وديناميكية الأنظمة البيئية المتوسطة. العديد من الأنواع النباتية التي كانت موجودة قبل الحرائق تعود الظهور بعدها شرط وجود البذور والشروط المناخية الملائمة للإنبات. الهدف من هذا العمل هو دراسة مدى تأثير التضرريس على كل من البقوليات *cistaceae* في غابة الصنوبر الحلبي. إن ديناميكية النمو لهذين النوعين درست عن طريق المتابعة الشهرية على مساحات دائمة قدرت بـ 1 متر مربع خلال السنتين الأولى بعد الحريق. إن الإنبات بالنسبة للبقوليات تركز خلال شهري نوفمبر وديسمبر من السنة الأولى ونفس الديناميكية شوهدت في السنة الثانية. بالنسبة *cistaceae* فتظهر في شهري ديسمبر ويناير وتتبع نموذج أحادي الواسطة. إن التضرريس لا تسبب تباين كبير في بنية غابات الصنوبر الحلبي غير أنه من حيث النوعية ليست هي نفس الأنواع التي تسطير في المحطتين. ولهدا فإننا نقترح مزيجاً من البذور يحتوي على البقوليات و *cistaceae* والأعشاب السنوية وذلك للحد من ظاهرة الانجراف.