

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

UNIVERSITÉ ABOU BEKR BELKAID TLEMCEN

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers

Département des Sciences de l'Agronomie et des Forêts

&

AIX-MARSEILLE UNIVERSITÉ

Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie Marine et Continentale –UMR 7263



THÈSE

(Cotutelle)

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR EN SCIENCES DE L'AGRONOMIE ET DES FORETS DE L'UNIVERSITÉ

ABOU BEKR BELKAID TLEMCEN

Option : Foresterie

&

DOCTEUR D'AIX-MARSEILLE UNIVERSITÉ

Discipline : Biosciences de l'Environnement

Ecole doctorale : Sciences de l'Environnement

Thème :

«Contribution à l'évaluation de l'impact des incendies sur les écosystèmes forestiers : cas de la Forêt de Fénouane , Commune d'Ain El Hadjer, Wilaya de Saida.(Algérie)»

**Soutenu publiquement le 08/12/2013 par
BORSALI Amine Habib**

JURY

Pr. M. Bouazza
Pr. J. Poulenard
Dr. A. Labani
Dr.V. Baldy
Pr. K. Benabdeli
Dr R. Gros

Université de Tlemcen
Université de Savoie
Université de Saida
Aix-Marseille Université
Université de Mascara
Aix-Marseille Université

Président
Rapporteur
Examinateur/Rapporteur
Examinatrice
Directeur de Thèse
Co-directeur de Thèse

Année universitaire 2013-2014

Remerciements

En tout premier lieu, j'exprime ma vive reconnaissance à mes deux directeurs de thèse, Pr Khélloufi Bénabdéli et Dr Raphael Gros, pour m'avoir aidé et soutenu tout au long de ce travail et pour m'avoir transmis, du moins je l'espère, une partie de leurs compétences.

J'exprime toute ma gratitude, au Professeur Khélloufi Bénabdéli pour sa participation dans la direction de cette thèse et pour son soutien professionnel avec une approche scientifique toujours critique et pédagogique.

J'exprime ma profonde reconnaissance, au Dr Raphael Gros, pour son accueil au laboratoire d'écologie microbienne de l'université d'Aix Marseille et particulièrement pour les facilités d'accès à tous les appareils de ce laboratoire.

Je tiens à te remercier pour tout l'aide et le soutien de tous les instants que tu m'as apportés, pour ton encadrement scientifique très formateur et de qualité, ainsi que pour les conseils et astuces qui ont permis de faciliter le travail. Merci pour ta gentillesse. Merci pour tout.

J'adresse mes plus vifs remerciements, au directeur de l'Ecole Doctorale, le Professeur Pierre Rochette, et au responsable de l'unité Doctorale, le Professeur Thierry Tatoni, de m'avoir fait confiance en m'acceptant en cotutelle, pour que je puisse ainsi compléter ma formation supérieure. En effet cette thèse a été réalisée conjointement au Laboratoire d'Ecologie Microbienne d'Aix- Marseille et à l'université Abou beker Belgaid de Tlemcen dans le cadre d'une convention de cotutelle.

Je remercie également toute l'équipe de ce laboratoire de m'avoir accueilli parmi eux.

Ce travail a nécessité de nombreuses journées de terrain et je tiens à remercier ici toutes les personnes qui travaillent au service des forêts de la wilaya de Saida et qui m'ont offert leurs aides tout au long de cette thèse.

Je tiens à remercier tous les membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'accepter de lire, d'examiner ce travail et d'assister à cette soutenance. . Qu'ils en soient sincèrement remerciés.

Je n'oublierais pas de remercier tous mes collègues (chercheurs enseignants-chercheurs, et étudiants) de l'université « Moulay Tahar » de Saida.

Je suis reconnaissant envers ma petite famille pour leurs sacrifices et compréhension.

Je ne peux oublier de citer mes enfants (Rayane et Maissane) et mon épouse : leur présence a été d'un grand soutien ; merci pour leur patience.

J'exprime également mes sincères et cordiaux remerciements à mes parents, mes frères spécialement Rabigh, ma tante Zokha pour son aide et à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

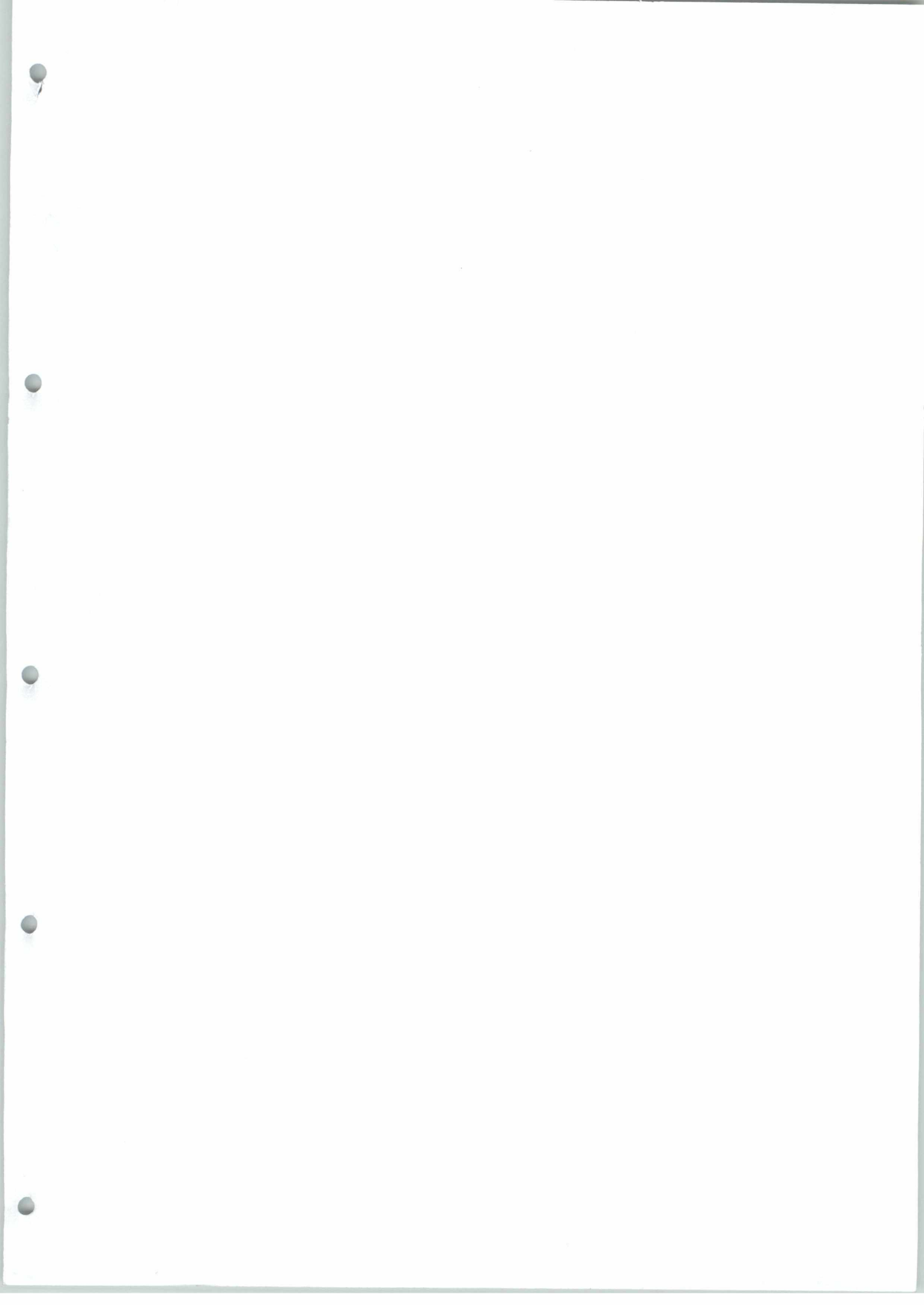


Table des matières

Introduction générale	1
Chapitre 1. Synthèse bibliographique	5
1.1. Généralités sur les forêts du bassin méditerranéen	5
1.1.1. Historique.....	6
1.1.2. Spécificités des forêts du bassin méditerranéen.....	9
1.1.3. Les ressources forestières dans le bassin méditerranéen.....	10
1.1.4 .Origine et diversité des sols méditerranéens.....	14
1.2. Etat des forêts en Algérie	17
1.2.1 .Rétrospective sur la forêt algérienne	17
1.2.2. Localisation, superficie et répartition à travers le territoire.....	21
1.2.2.1. Localisation.....	21
1.2.2.2. Superficie.....	22
1.2.2.3. Répartition.....	23
1.2.3 .Les forêts Algériennes : structure, biodiversité, fonctions et services.....	24
1.2.3.1. Structure.....	24
1.2.3.2. Biodiversité.....	25
1.2.3.3. Fonctions et services.....	26
1.2.4 .Contexte actuel des peuplements forestiers.....	28
1.2.5 .Caractérisation écologique de la wilaya de Saida.....	30
1.2.5.1. Quelques aspects géographiques.....	30
1.2.5.2. Les caractéristiques physiques du relief.....	31
1.2.5.3. Orographie.....	32
1.2.5.4. Climat de la wilaya de Saida.....	34
1.2.5.5. Aspects géologiques et pédologiques.....	36
1.2.5.6. Particularités floristiques.....	37
1.2.5.6.1. Les principaux groupements forestiers de la wilaya de Saida.....	38
1.2.5.6.2. Importance des grandes graminées.....	40
1.2.6. Menaces sur l'espace forestier.....	40
1.3. Les incendies de forêts	44
1.3.1. Etude de la pyrologie forestière.....	44
1.3.1.1. Principes fondamentaux de la combustion.....	44
1.3.1.2. Eléments constitutifs de la combustion.....	45

1.3.1.3. Phases de la combustion.....	45
1.3.1.4. Propagation de la chaleur.....	46
1.3.2. Les feux de forêt en région méditerranéenne.....	48
1.3.2.1. Les causes des incendies.....	49
1.3.2.2. Quelques chiffres sur les feux de forêts.....	50
1.3.3. Les incendies de forêts en Algérie.....	52
1.3.3.1. Historique.....	52
1.3.3.2. Situation actuelle.....	54
1.3.4. Bilans et analyses des incendies de forêts dans la wilaya de Saida.....	56
1.3.4.1. Bilan des incendies de forêts d'Ain El Hadjar.....	58
1.3.4.2. Incendie dans la forêt de Fénouane.....	59
1.4. Effets des incendies sur les écosystèmes forestiers.....	60
1.4.1. Effets des incendies sur la végétation.....	62
1.4.1.1. Effets sur le tronc.....	65
1.4.1.2. Effets sur le feuillage.....	66
1.4.1.3. Effets sur les racines.....	67
1.4.1.4. Effets du feu sur la régénération.....	67
1.4.1.5. Les successions végétales méditerranéennes post-incendies.....	68
1.4.2. Effets des incendies sur les propriétés des sols.....	70
1.4.2.1. Effets du feu sur la matière organique (MO).....	70
1.4.2.2. Effets du feu sur la disponibilité des nutriments.....	72
1.4.2.3. Effets du feu sur les propriétés physiques des sols.....	73
1.4.2.4. Effets du feu sur les communautés microbiennes et leurs activités....	74
1.4.3. Résilience des forêts post-incendie.....	75
1.5. Synthèse et conclusions de l'étude bibliographique.....	77
Chapitre 2. Reconstitution post incendie des propriétés physico-chimiques et microbiologiques de sols forestiers algériens (forêt de Fénouane, wilaya de Saïda).....	79
2.1. Introduction.....	79
2.2. Matériels et Méthodes.....	81
2.2.1. Présentation de la Zone d'étude.....	81
2.2.2. Choix de la chronoséquence post incendie et prélèvement des sols.....	83
2.2.3. Analyses physico-chimiques des sols.....	87

2.2.3.1. Analyse granulométrique.....	87
2.2.3.2. Capacité de rétention.....	87
2.2.3.3. Humidité gravimétrique.....	87
2.2.3.4. Mesure du pH.....	87
2.2.3.5. Mesure des teneurs en carbonates de calcium.....	87
2.2.3.6. Teneurs en carbone organique total et azote total.....	88
2.2.3.7. Dosages de l'azote ammoniacal et nitrique.....	88
2.2.3.8. Dosages du phosphore inorganique.....	88
2.2.3.9. Analyse spectrométrique des sols dans le proche infrarouge (SPIR).....	88
2.2.3.10. Mesure de la stabilité structurale.....	91
2.2.4. Analyses microbiologique des sols.....	92
2.2.4.1. Respiration basale.....	92
2.2.4.2. Biomasse microbienne.....	92
2.2.5. Activités enzymatiques.....	93
2.2.5.1. Mesure de l'activité des hydrolases du diacétate de fluorescéine (FDAse)....	93
2.2.5.2. Mesure de l'activité des uréases (Ur).....	93
2.2.5.3. Mesure de l'activité des phosphomonoestérases alcalines (Pmb).....	93
2.2.5.4. Mesure de l'activité des phénol-oxydases (PO).....	94
2.2.6. Analyses statistiques.....	94
2.3. Résultats.....	95
2.3.1. Propriétés chimiques des sols.....	95
2.3.2. Propriétés physiques des sols.....	95
2.3.3. Prédiction de certaines propriétés du sol et du temps depuis le dernier feu par la spectroscopie du proche infra rouge (SPIR).....	98
2.3.4. Propriétés microbiennes des sols.....	100
2.3.4.1. Respiration basale et biomasse microbienne.....	100
2.3.4.2. Activités enzymatiques.....	100
2.3.5. Paramètres physico-chimiques explicatifs des dynamiques microbiennes post Incendies.....	102
2.4 Discussion.....	102
2.4.1. Reconstitution post incendie de certaines propriétés physiques des sols.....	102
2.4.2. Reconstitution post incendie des propriétés chimiques des sols.....	104
2.4.3. Différences d'évolution de la stabilité structurale en fonction du dernier feu...106	

2.4.4. Prédiction par la spectroscopie du proche infra rouge (SPIR).....	107
2.4.5. Reconstitution post incendie des propriétés microbiennes des sols.....	108
2.5. Conclusions.....	110
Chapitre 3 : Impact des incendies sur la végétation des forêts des zones semi arides:cas de la forêt de Fénouane(monts de Saida, Algérie occidentale)..	
3.1. Introduction.....	111
3.2. Matériels et Méthodes.....	113
3.2.1. Zone d'étude et chronoséquence post incendie.....	113
3.2.2. Méthode d'étude de la végétation.....	113
3.2.2.1. Echantillonnage.....	113
3.2.2.2. Relevés de végétation.....	114
3.2.2.3. Traitements de données et analyses statistiques.....	117
3.3. Résultats et discussions.....	118
3.3.1. Evolution de la richesse floristique.....	118
3.3.2. Evolution de la diversité floristique.....	123
3.3.3. Dynamique des strates post incendies.....	126
3.3.3.1. Strate arborescente : supérieur à 4m.....	126
3.3.3.2. Strate Arbustive : 2 à 4m de hauteur.....	128
3.3.3.3. Strate Sous- Arbustive : 1 à 2m de hauteur.....	130
3.3.3.4. Strate Herbacée : 0 à 0,5m de hauteur.....	131
3.3.3.5. Evolution de toutes les structures verticales après un incendie.....	132
3.3.4. Evolution post-incendies des types biologiques.....	135
3.3.5. Stratégie de régénération post-incendies des différents taxons.....	137
3.3.5.1. Stratégie de régénération post-incendies par rejet de souche.....	137
3.3.5.2. Stratégie de régénération post-incendies par semis.....	139
3.3.5.3. Stratégie de régénération post-incendies par rejet de souche et semis.....	140
3.3.6. Impact des incendies sur l'évolution de la composition floristique par modalité de feu..	141
3.3.6.1. Résultats de l'ACP.....	141
3.3.6.2. Résultats de l'AFC.....	142
3.3.6.3. Matrices des indices de similitude de Sorensen.....	145
3.3.7. Apport de l'étude de l'impact des incendies sur la végétation forestière.....	147
3.4. Conclusion.....	148

Chapitre 4 : Synthèse et discussion générale	150
4.1. Introduction.....	150
4.2. Résistance et dynamique de retour post-incendies des propriétés édaphiques.....	151
4.3. Dynamique de recolonisation des pinèdes du semi aride.....	156
4.4. Relation sol/végétale après un incendie.....	160
4.5 .Vulnérabilité et résilience de la forêt de Fénouane.....	165
Conclusion générale	172
Références bibliographiques	175
Annexes	193
Annexe 01.....	193
Annexe 02.....	194
Annexe 03.....	197
Annexe 04.....	200

Table des illustrations

Figure 1.1 : Répartition de la couverture forestière par wilaya en Algérie. (D.G.F, 2007)....	24
Figure 1.2 : Territoire de la wilaya de Saida. (A.N.A.T, 2008).....	30
Figure 1.3 : Orographie de la région de Saida (A.N.A.T, 2008).....	33
Figure 1.4 : Isohyètes moyennes de la wilaya de Saida selon Labani (2005).....	35
Figure 1.5 : Carte de la répartition des forêts dans la wilaya de Saïda (DGF, 2010).....	37
Figure 1.6 : Propagation de l'incendie par irradiation (Zuccaro, 1991).....	48
Figure 1.7 : Importance des feux de forêts en région méditerranéenne (Jappiot <i>et al</i> , 2001)..	52
Figure 1.8 : Evolution annuelle des superficies parcourues par le feu en Algérie (période 1876-1962) Source : (Meddour <i>et al</i> , 2008).....	54
Figure 1.9 : Localisation de la commune d'Ain El Hadjar .Source : (Labani <i>et al</i> , 2006).....	58
Figure 2.1 : Localisation géographique de la forêt de Fénouane.....	81
Figure 2.2 : Localisation des parcelles d'étude dans la forêt de Fénouane (Borsali ,2009)...	84
Figure 2.3 : Photos des parcelles caractéristiques de chaque modalité d'incendie.....	86
Figure 2.4 : Respiration basale (A) et biomasse microbienne (B) de sols prélevés le long d'une chronoséquence postincendie. La valeur F de l'ANOVA est présentée avec son seuil de significativité (* : $P < 0,05$; non significatif).....	100
Figure 2.5 : Dynamiques de retour postincendies des activités enzymatiques FDA hydrolases (A), phosphomonoestérases alcalines (B), uréases (C) et phénol-oxydases (D). La valeur F de l'ANOVA est présentée avec son seuil de significativité (** : $P < 0,01$).....	101
Figure 3.1 : Evolution de la richesse Spécifique (S) post-incendie des différents types de feu ($H= 23,61$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).....	120
Figure 3.2 : Taux de recouvrement total post-incendie par modalités de feu.....	122
Figure 3.3 : Valeurs de la diversité floristique de Shannon par type de feux	123
Figure 3.4 : Valeurs de l'équitabilité Piélou par type de feux ($H= 20,03$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).....	125
Figure 3.5 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate Arborescente des différentes modalités de Feu ($H= 22,71$ $p < 0,001$).....	126
Figure 3.6 : Dégâts causés aux arbres par un incendie d'intensité modérée dans un peuplement de Pin d'Alep dans la forêt de Fénouane.....	127

Figure 3.7 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate arbustive des différents types de feu (H= 20,92 p < 0 ,001).....	128
Figure 3.8 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate sous-arbustive des différents types de feu (H= 17,64 p < 0 ,001).....	130
Figure 3.9 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate herbacé des différentes types de feu (H= 23,81 p < 0 ,001).....	131
Figure 3.10 : Recouvrement de la végétation par strate toutes espèces confondues pour chaque type de feu.....	133
Figure 3.11 : Evolution post-incendie des types biologiques par modalités de Feu.....	135
Figure 3.12 : Evolution du recouvrement des espèces qui se régénèrent par rejet de souche (R) après incendie des différents types de feu (H= 16,07 p < 0 ,001).....	138
Figure 3.13 : Evolution du recouvrement des espèces qui se régénèrent par semi (M) après incendie des différents types de feu (H= 20,63 p < 0 ,001).....	139
Figure 3.14 : Evolution du recouvrement des espèces qui se régénèrent par rejet de souche et semi (RS) après incendie des différents types de feu (H= 17,61, p < 0 ,001).....	140
Figure 3.15 : Impact du feu sur la composition floristique des différentes modalités d'incendie (ACP).....	141
Figure 3.16 : Impact du feu sur la composition floristique des différentes modalités d'incendie (AFC).....	143
Figure 4.1 : Carte factorielle obtenue par analyse de redondance (RDA) de la composition floristique par modalité d'incendie.....	162

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Type de climat du bassin Méditerranéen (M'Hirit, 1999).....	09
Tableau 1.2 : Type de forêt du bassin Méditerranéen (M'Hirit, 1999).....	13
Tableau 1.3 : Les usagers de la forêt en Algérie dénombré au 1 ^{er} Janvier 1942(Labani,2005)..	19
Tableau 1.4 : Principales essences des forêts algériennes. (DGF ,2007).....	23
Tableau 1.5 : Importance des espèces endémiques. (Bénabdéli ,1996).....	25
Tableau 1.6 : Précipitation dans la wilaya de Saida exprimé en mm (Labani, 2006).....	34
Tableau 1.7 : Variation annuelle du bilan hydrique calculé à partir de la formule de Thorntwaite (Terras, 2010) Station : Rebahia-Saida ($x=0^{\circ}10\text{ E}$, $y=34^{\circ}50'$, altitude : 750m).	35
Tableau 1.8 : Importance des incendies de forêts par catégories de causes en Algérie période (1986 - 2010). Source : D.G.F, 2010.....	55
Tableau 1.9 : Bilan des incendies des forêts de Saïda. Source : Conservation des forêts de Saïda (2011).....	57
Tableau 1.10 : Nombres d'incendies dans la commune d'Ain El Hadjar de 1998 à 2009 Source : conservation de foret de la wilaya de Saida (2010).....	58
Tableau 1.11 : Nombre d'incendie dans la forêt de Fenouane (1990 - 2010). Conservation des forêts de Saïda (2011).....	60
Tableau 2. 1 : Moyennes mensuelles de la pluviométrie (1990-2009) .O.N.M (2009).....	82
Tableau 2. 2 : Régime pluviométrique saisonnier .O.N.M (2009).....	82
Tableau 2.3 : Moyennes mensuelles des températures $M+m/2$ (1990-2009).O.N.M (2009).	82
Tableau 2. 4 : Valeur du quotient pluviométrique.....	82
Tableau 2. 5 : Histoire d'incendies et caractéristiques générales des parcelles étudiées.....	84
Tableau 2.6 : Diamètre pondéral moyen (mm) exprimant la stabilité structurale des sols prélevés le long de la chronoséquence post-incendie.....	96
Tableau 2.7 : Propriétés physico-chimiques des sols prélevés le long d'une chronoséquence post-incendie.....	97
Tableau 2.8 : Paramètres des modèles de calibration et de prédiction du temps depuis le dernier feu et des activités microbiennes par spectroscopie du proche infra rouge.....	99
Tableau 2.9 : Résultats des régressions multiples permettant d'identifier les facteurs explicatifs des dynamiques de retour post-incendie des propriétés microbiennes.....	103
Tableau 3.1 : Correspondance des valeurs de l'échelle de Braun-Blanquet Dufrêne (98,03)..	115
Tableau 3.2 : Inventaire des espèces végétales.....	119
Tableau 3.3 : Pourcentages des indices de similitude de Sorensen estimés entre les différentes modalités d'incendie.....	146

Liste des acronymes

- ACP:** Analyse en Composantes Principales
- AFC:** Analyse Factorielle des Correspondances
- ANOVA:** Analyse de Variance
- A.N.A.T :** Agence nationale de l'aménagement territoire
- B.N.E.D.E.R :** Bureau national des études de développement rural
- B.N.E.F :** Bureau national des études forestières
- CEMAGREF :** Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts
- CEE :** Communauté économique européenne
- CIHEAM :** Centre international de hautes études agronomiques méditerranéennes
- EFFIS:** European Forest Fire Information System
- ESC:** Erreur Standard de Calibration (SEC : Standard Error of Calibration)
- FDA :** Fluorescein Diacétate
- FAO :** Food and Agriculture Organization
- IMEP :** Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléocologie
- GIEC :** Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (IPCC : Intergouvernemental Panel on Climate Change)
- LSD:** Least Significance Deviation
- MO :** Matière Organique
- MS:** Matière Sèche
- MSC:** Multiplicative Scatter Correction
- NT:** Azote total
- ONU:** Organisation des Nations Unies
- ONM:** Office national de météorologique
- O.I.P.C:** Organisation internationale de protection civile
- PAM :** Programme Alimentaire Mondial
- PNUE :** Programme des Nations Unies pour l'environnement
- PERMANOVA:** Permutational Multivariate Analysis of Variance
- PIB :** Produit Intérieur Brut
- RDA:** Redundancy Analysis
- RMCP:** Régression des Moindres Carrés Partiels (PLSR : Partial Least Square Regression)
- RMN :** Résonance Magnétique Nucléaire
- RDP :** Residual Predictive Deviation
- RP:** Residual Predictive
- S.A.T.E.C :** Société d'aide technique et de coopération

Avant propos

Aux époques heureuses comme dans les années sombres de leur histoire, les humains n'ont cessé de faire appel à la forêt nourricière, forêt refuge, forêt source d'énergie et de matières premières.

Aujourd'hui, peut être encore d'avantage qu'autre fois, cette forêt joue un rôle primordial dans les équilibres, biologiques, écologiques et économiques d'un pays. Les forêts méditerranéennes sont issues d'interactions millénaires entre le climat, la diversité des contextes géologiques et édaphiques, la récurrence naturelle des incendies et l'importance des pratiques agro-pastorales qui se sont développées depuis l'époque néolithique. Elles représentent ainsi, par la biodiversité qu'elles hébergent, un patrimoine biologique inestimable et constituent une composante essentielle du paysage et une part de l'identité culturelle et historique des populations locales (Godel, 2007).

Mais malgré son aspect dégradé et appauvri, la présence du couvert forestier y est encore plus nécessaire qu'ailleurs en raison de la fragilité des sols garants du maintien des équilibres écosystémiques.

Le climat méditerranéen est caractérisé par une sécheresse estivale assez longue (Bagnouls & Gaussen, 1957). Celle-ci, associée aux vents violents favorise les incendies. (Scarascia-Mugnozza et al., 2000). Par ailleurs, l'homme brûle la forêt méditerranéenne depuis des millénaires à la recherche de meilleurs pâturages et de terres de cultures. L'incendie n'est donc pas un phénomène récent et il a largement contribué à façonner et à diversifier ces paysages et ces écosystèmes (Guénon, 2010)

L'alternance de saisons sèches et des saisons pluvieuses souvent violentes corrélées à l'élimination du couvert végétal par les feux prédisposent les sols méditerranéens à l'érosion. Le feu consomme la matière organique du système sol/plante (végétation aérienne, litière, matière organique des couches superficielles du sol) et minéralise le stock de nutriments qu'elle contient. Parmi les dangers les plus importants qui peuvent menacer l'équilibre des forêts méditerranéennes, une modification du régime des incendies occupe la première place sans aucun doute. Face à ce phénomène, des mesures urgentes sont à entreprendre pour minimiser les dommages considérables qui en résultent tant sur le sol que sur les écosystèmes forestiers.

Le danger d'incendie peut être décrit en fonction du risque ou en fonction de la probabilité de la prédisposition d'une forêt à brûler. La probabilité dépend

de l'importance de la source de feux potentiels, de la composition floristique de la structure et des conditions orographiques. Dans ce volet il faut accorder une place particulière à l'origine des incendies de forêts qui incombent presque toujours à des personnes.

Indépendamment des pertes en vie humaines qu'ils provoquent, les incendies de forêts ont des conséquences incalculables sur l'équilibre économique et écologique des régions touchées. (Countryman, 1969 *In* Borsali, 2000).

Il existe une importante littérature spécialisée dans les incendies de forêts relatant de nombreuses expériences et proposant des solutions aussi intéressantes les unes que les autres pour mieux comprendre et combattre sinon empêcher ces véritables fléaux. Des articles très documentés à ce sujet ont été publiés, issus de programmes de recherche, constituent une référence essentielle de notre synthèse bibliographique et nos inspirations.

Introduction Générale

Introduction générale

La conservation, des forêts et de la végétation forestière du bassin méditerranéen constitue un problème complexe du fait de l'hétérogénéité des situations et des multiples usages et pressions anthropiques pratiqués par les diverses entités culturelles de la Méditerranée depuis des millénaires (Quézel & Médail, 2003). La situation actuelle est qualifiée de dramatique dans les pays du Maghreb et seuls des programmes ambitieux de gestion écologique intégrée permettront de sauver les lambeaux de forêts qui subsistent, ou de préserver quelques zones qui sont encore restées miraculeusement à l'abri de ces destructions (Quézel & Médail, 2003).

Le secteur forestier en Algérie est confronté depuis les années 1965 à une recrudescence des incendies qui détruisent en moyenne 48 000 ha par an, soit 12% de surfaces forestières. Sous l'effet des feux répétés, une végétation pyrophyte se développe sur des sols dégradés et à partir de laquelle la régénération spontanée des peuplements forestiers et les reboisements sont très difficiles (Benabdeli 1996). En 1955, la forêt dite économique s'étendait sur 2 397 000 ha et les formations dégradées de matorrals et de garrigues recouvraient seulement 780 000 ha (Boudy 1955). En 2005, le patrimoine forestier ne couvre plus que 1 527 796 ha tandis qu'en 2010 cette superficie n'est que de 1 492 176 ha (DGF 2010). Les forêts algériennes jouent un rôle stratégique majeur tant sur le plan socio-économique qu'environnemental. Les forêts algériennes sont composées essentiellement de pin d'Alep (*Pinus halepensis*), de chêne vert (*Quercus rotundifolia*), de chêne zeen et afars (*Quercus mirbikii* et *Quercus faginea*), de chêne-liège (*Quercus suber*) et d'autres espèces forestières très peu représentées comme le pin maritime (*Pinus pinaster*) et le thuya (*Tetraclinis articulata*). Elles assurent actuellement une production annuelle estimée à 9 800 tonnes de bois et 15 000 tonnes de liège qui ne couvre que 10% des besoins de l'industrie et du secteur de la construction. Sous l'effet des facteurs de dégradation et surtout des incendies (DGF, 2010), la production a connu un recul de 50% entre 2008 et 2009.

Cette perturbation millénaire est cependant un élément structurant des écosystèmes méditerranéens qui présentent un fonctionnement stable et en équilibre avec un régime d'incendie récurrent (Pausas *et al.*, 2004 ; Guénon *et al.* 2011). Quézel et Médail (2003) affirment que la majorité des formations forestières sclérophylles méditerranéennes sont parcourues en moyenne par un feu tous les 25 ans. Un accroissement de la fréquence des incendies, associé à une aridification du climat (GIEC, 2007) et réduisant le temps entre deux feux à moins de 20 ans (Vennetier *et al.*, 2008), pourrait potentiellement affecter l'équilibre

préexistant et conduire ces écosystèmes vers une instabilité induisant une altération des fonctions et des services vitaux assurés par ces écosystèmes. En Algérie, les études traitant de la dynamique post incendie des écosystèmes forestiers analysent très rarement l'impact du feu sur les sols. On incrimine souvent l'aridification et l'érosion dans les échecs récurrents des reboisements sans se soucier des conséquences d'une perte de résilience des propriétés microbiologiques sur la fertilité des sols incendiés. Pourtant, les communautés microbiennes du sol régulent la dynamique des cycles biogéochimiques (Berg 2000), interviennent dans la séquestration du carbone (Bardgett *et al.*, 2008), l'émission de gaz à effet de serre (Billings & Ziegler 2005) et augmentent la quantité et l'efficacité de l'acquisition par les plantes des nutriments (Bradley *et al.*, 1997). Les incendies engendrent la mort des micro-organismes les plus sensibles du sol (Hernández *et al.*, 1997). Ces mortalités affectent directement les activités microbiennes impliquées dans les cycles biogéochimiques (Boerner & Brinkman 2003). Dans les sites concernés par l'accroissement du nombre d'incendies dans un pas de temps réduit entre deux feux à moins de 20 ans, les réserves du sol en matière organique s'appauvrissent progressivement amenuisant sa capacité de rétention en eau et le rendant plus sensible à l'érosion (Chandler *et al.*, 1983). La chaleur produite par le feu entraîne la volatilisation de l'azote organique (Fisher et Binkley, 2000). L'augmentation du pool d'ions ammonium (NH_4^+) après le passage du feu peut favoriser le développement des bactéries nitrifiantes (Hart *et al.*, 2005). Cependant, si le retour de la végétation n'est pas rapide, les nitrates vont être transférés dans les couches profondes par lessivage et subir la dénitrification en l'absence d'oxygène par les communautés dénitrifiantes. Les résultats de Boix Fayos (1997) montrent que le feu diminue la capacité de rétention des sols en eau et crée à la surface des sols une fine couche continue et hydrophobe. Ces modifications des propriétés physiques favorisent le ruissellement et l'érosion (DeBano, 2000). La disponibilité des ressources, le taux de mortalité engendré par le dernier feu et l'altération des propriétés physiques sont les principaux facteurs du contrôle de la résilience des fonctions microbiennes des sols incendiés et à long terme de la fertilité des sols (Hart *et al.*, 2005 ; Guénon *et al.*, 2011).

La gestion durable des forêts algériennes doit donc être éclairée par une évaluation de la qualité physico-chimique des sols incendiés et de la vulnérabilité des activités microbiennes à cette perturbation. Tout programme de réhabilitation ou de régénération des écosystèmes forestiers incendiés doit prendre en considération l'impact des feux sur le support qu'est le sol.

L'impact des incendies sur les différentes formations forestières en Algérie se traduit par une uniformisation de la structure et de la composition induisant des groupements végétaux dégradés dans leur ensemble où dominant les espèces rejetant de souche et à fort accroissement en hauteur. Quand l'incendie se répète dans un pas de temps inférieur à 10 ans, c'est toute la pérennité du système qui est menacée (Benabdeli, 1996).

Face à cette situation qualifiée de dramatique, l'état a investi en moyens humains, matériels et financiers pour remédier à ce fléau. Beaucoup d'études ont été réalisées sur les reboisements et seules celles de Moravec (1990) et de Meddour (1992) ont été publiées. Par contre il existe très peu de travaux sur la réponse de la végétation post incendie dans les forêts algériennes et à part l'étude de Madoui (2006) sur les monts du Hodna. Très peu de recherches existent sur le devenir et l'évolution de la végétation après un incendie dans une zone semi aride caractérisée par une sécheresse estivale et un vent chaud chargé de sable (sirocco) qui souffle régulièrement sur une végétation très combustible composée par un sous bois broussailleux, l'asséchant encore plus et favorisant les incendies et parmi les conditions naturelles qui favorisent les incendies, le rôle du vent et des broussailles est relevé depuis les temps les plus anciens (Challot, 2004)

Au niveau de ces zones semi-arides, dans un contexte normal hors incendie, la végétation est en lutte continuelle contre les rudes facteurs climatiques et un sol très pauvre en nutriment et en matière organique. Le passage d'un feu même de faible intensité se traduit directement par l'altération des organes vitaux du végétale, au niveau du feuillage, du tronc et des racines, il en découle une perte de vigueur des arbres pouvant entraîner leur mort.

Les feux répétés conduisent à un appauvrissement floristique et surtout une perturbation du fonctionnement de l'écosystème. De nombreux végétaux n'ont pas le temps d'assurer une fructification. Les espèces ayant les capacités de dissémination et de résistance à la chaleur les plus élevées (ciste, calycotome, lentisque, phyllaire, genêt) constituent alors l'essentiel de la couverture végétale dans ces zones.

Après chaque feu, les espèces principales de la communauté végétale préexistante se réinstallent par un processus d'auto-succession (Ferran et Vallejo, 1998), et en conséquence, ces communautés végétales présentent une relative stabilité écologique et floristique (Lepart et Escarré, 1983). Les plantes pyrophytes ou pyrophiles constituent un « pool » d'espèces très compétitives contribuant par leur pouvoir de colonisation et d'occupation à uniformiser et banaliser les formations végétales et à réduire considérablement la diversité floristique (Barbero *et al.*, 1988 *in* Guénon 2010).

Hypothèse et objectifs

L'objectif principal assigné à ce travail de recherche s'articule autour de l'évaluation de l'impact d'un incendie sur un écosystème forestier soumis à des perturbations climatiques et anthropiques intenses. Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire d'étudier :

- Les comportements du sol et l'évaluation des dynamiques de retour (entre 2 et 20 ans) des propriétés physico-chimiques et microbiologiques de sols après un incendie dans le massif forestier de Fénouane, assez représentative des formations forestières de l'étage semi-aride affectées par une recrudescence d'incendies et soumise à des échecs récurrents des reboisements. L'hypothèse émise est que la dynamique de retour post-incendie des propriétés microbiennes est fortement dépendante de l'impact du feu sur les propriétés physico-chimiques des sols, en particulier sur les teneurs en carbone organique et la capacité de rétention en eau du sol.
- L'influence des incendies sur l'organisation de la végétation et les processus de régénération post-incendie, la compréhension de l'impact des feux sur la diversité floristique sur une période de 20 ans et les modifications de la diversité floristique à court terme à la suite de ces incendies par l'étude de la végétation selon la méthode Braun-Blanquet permettent de comprendre les incidences de ce phénomène.
- Les relations entre le fonctionnement physico-chimique et microbiologique du sol et la dynamique de retour des végétaux post-incendie sur 20 ans dans une zone semi-aride donnera des informations capitales pour la conservation ou la réhabilitation de ces écosystèmes.

Pour répondre à ces objectifs, 25 parcelles d'observation et d'analyse réparties dans la forêt de Fénouane (monts de Saïda) ont été sélectionnées sur la base de la date précise du dernier incendie. Ces stations géo-référencées et leurs caractéristiques écologiques (climat, bioclimat, pédologie, géologie, orographie, flore et faune) maîtrisées permettent d'étudier le sol et la végétation sur une chronoséquence de 2, 4, 8, 13 et 20 ans après le dernier feu.

Chapitre 1

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

La synthèse bibliographique se compose de 3 principales parties :

Généralité sur les forêts du bassin méditerranéen qui donne un descriptif sur ces forêts tout en abordant leurs origines, leurs spécificités et leurs ressources, est présentée dans une première section. La deuxième section nous renseigne sur l'état des forêts en Algérie en abordant notamment les caractéristiques écologiques de la zone d'étude. Une troisième partie nous explique la pyrologie forestière et nous renseigne sur les incendies en Algérie et dans la wilaya de Saida. Finalement, les effets des incendies sur la résilience des forêts sur les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols et la végétation, qui constitue la thématique principale de cette thèse.

1.1. Généralités sur les forêts du bassin méditerranéen

La définition du terme de forêt est complexe et sujette à controverses. Elle tient compte de la surface, de la densité, de la hauteur des arbres et du taux de recouvrement du sol. Au Sahel, un boisement est considéré comme forêt à partir d'un taux de recouvrement de 10 % alors qu'en Europe (définition CEE-ONU/FAO), on ne parle de forêt qu'à partir d'un taux de recouvrement de 20 %. Les chiffres de surface forestière varient donc selon les sources. Ainsi, tout l'est de la Taïga russe, formé de formations basses de conifères nains, sera, selon les sources, comptabilisé ou non en forêt, ce qui fera varier la surface forestière de plus ou moins 20 %. D'un point de vue botanique, une forêt est une formation végétale, caractérisée par l'importance de la strate arborée, mais qui comporte aussi des arbustes, des plantes basses, des grimpantes et des épiphytes. Plusieurs arbres forestiers vivent en symbiose avec des champignons et d'autres micro-organismes, et beaucoup dépendent d'animaux pour le transport de leur pollen et de leurs graines.

Du point de vue de l'écologie, la forêt est un écosystème complexe et riche, offrant de nombreux habitats à de nombreuses espèces et populations animales, végétales, fongiques et microbiennes entretenant entre elles, pour la plupart, des relations d'interdépendance. (CEE-ONU/FAO).

La forêt méditerranéenne est caractérisée par sa flore typique, qui lui confère une délimitation géographique basée sur l'extension de l'olivier pour les phytogéographes, alors que les forestiers la délimitent par rapport à son bioclimat avec ses deux composantes principales : les précipitations et la sécheresse (Braun Blanquet, 1952 ; Emberger, 1971 ; Tomarselli, 1976).

Les forêts ont joué un rôle fondamental dans la vie des populations au cours des différentes civilisations qu'a connu la région méditerranéenne. Le rapport qui s'est établi entre les êtres

humains et les forêts s'est souvent soldé par des impacts défavorables ayant contribué à rendre ces écosystèmes très fragiles, sensibles et vulnérables. En tant qu'espace écologique, richesse économique et bien social, la forêt méditerranéenne a connu et connaît encore des formes d'exploitation qui entraînent des conflits d'intérêts concernant des enjeux d'ordre foncier, social, économique et écologique. (M'Hirit, 1999)

Selon Seigue (1985), la forêt méditerranéenne couvre 65 millions d'hectares dont 45 millions de forêts proprement dites et 19 millions d'hectares de formations forestières. L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, estime que la superficie boisée de la région Méditerranée est de 73 millions d'hectares, soit 8,5 % de la surface émergée totale. Elle ne couvre que 1,5% de l'ensemble des surfaces boisées de la planète (M'Hirit, 1999). Chaque année, entre 700.000 et un million d'hectares de forêts méditerranéennes sont ravagés par les incendies, ce qui correspondrait à une perte économique d'un milliard d'euros. En effet, la région méditerranéenne connaît une forte augmentation de la fréquence et de la durée des périodes de sécheresse et vagues de chaleur, qui entraînent un risque croissant de feux de forêt de grande envergure et un appauvrissement des ressources en eau, à la fois pour les populations urbaines et rurales. (FAO,2011)

1.1.1 Historique

L'impact de l'action humaine sur l'environnement naturel dans la région méditerranéenne a été considérable durant 7 000 à 8 000 ans. Au Proche-Orient, les débuts de la culture et de l'élevage, qui ont affecté la forêt par le défrichement, remontent à 10 000 ans. Ces activités se sont ensuite étendues en Crète et en Grèce vers 6000 ans avant J.-C., et dans le bassin de la Méditerranée occidentale vers 5500 à 4500 ans avant J.-C. Les premières civilisations étaient déjà florissantes, se caractérisant par une forte croissance démographique et par des besoins accrus en terre pour l'agriculture et en bois. C'est à l'époque romaine (entre le deuxième siècle avant J.-C. et le cinquième siècle après J.-C.) que l'exploitation agricole a connu la plus grande expansion (Pons, 1985; Skouri, 1994). C'est à cette même époque que les moyens de transport se sont développés. Les Egyptiens, pauvres en forêts, importaient du bois de cèdre et de genévrier de Syrie et du Liban pour leur flotte, tandis que le bois d'œuvre nécessaire aux constructions navales et urbaines était prélevé dans les colonies romaines (Seigue, 1985). Ces activités ont démarré durant l'époque des civilisations phéniciennes, gréco-romaines et carthaginoises, environ 1000 ans avant J.-C, et se sont poursuivies pendant plusieurs siècles. La Méditerranée orientale n'a pas été épargnée; en effet,

le couvert forestier a été fortement réduit par les Vénitiens et les Byzantins. Le bois constituait non seulement la principale source d'énergie, mais aussi un matériau essentiel pour la construction navale, activité particulièrement importante pour ces empires marchands et guerriers. Depuis le déclin de l'Empire byzantin (vers 640 après J.-C.) jusqu'au milieu du XIX^e siècle, des routes maritimes d'approvisionnement en bois joignaient les pays exportateurs tels que la Syrie, le Maghreb, l'Espagne et la Sicile aux chantiers de constructions navales de la Syrie méridionale, (Tyr, Haïfa), de l'Afrique du Nord (Tunis, Sousse, la côte Syrte et Tripoli) et surtout de l'Égypte (Alexandrie). A partir du XVI^e siècle, cependant, la puissance maritime méditerranéenne s'est déplacée vers la péninsule ibérique avec la création des empires coloniaux espagnol et portugais. Durant cette période, la civilisation de pasteurs à l'est et au sud du bassin a contribué à une plus grande stabilité des terres boisées (Le Houérou, 1988).

La forêt méditerranéenne est considérée jusqu'au XIX^e siècle comme une « forêt de subsistance » fournissant bois de feu, charbon de bois, tanin, champignons, fruits, fourrage, abri pour les troupeaux, miel, ... (Blondel, 2009 ; Léonard, 2003 ; Vernet, 1997). Elle est ainsi l'objet d'une exploitation et d'une mise en valeur intense (voire intensive) qui conduit à sa quasi-disparition. (Tillier, 2011)

Face aux conséquences dramatiques de cette déforestation (inondations, érosion, ...) tous les états entreprennent sa reconstitution dès la seconde moitié du XIX^e siècle. Ce sont alors de grands reboisements qui sont entrepris dans le cadre de la restauration des terrains en montagne (RTM) et/ou de la mise en œuvre du régime forestier institué par le code forestier de 1827 pour les forêts publiques (Fesquet, 1998 ; Brugnot et Cassayre, 2003). Les paysans et les bergers, responsables de la déforestation aux dires des forestiers, sont alors chassés des espaces communaux boisés ou à boiser par les forestiers de l'administration des Eaux et Forêts (Fesquet, 1998, 2002 ; Chalvet, 2001). Ces espaces communaux, lieux de parcours des troupeaux, sont utilisés plus ou moins intensivement selon les besoins et le lieu de vie pour les communautés locales et deviennent alors des espaces interdits, protégés par les forestiers et dont le rôle premier est la protection des sols et des cours d'eau. Ces espaces deviennent alors une « forêt protectrice » (Fesquet, 1997).

Au 19^{ème} siècle, une nouvelle phase de développement débuta et qui se poursuit actuellement de façon différente entre le nord et le sud du bassin méditerranéen. Dans les pays méridionaux, la croissance démographique, la précarité des ressources et un faible niveau de vie dans les campagnes par rapport au niveau de vie plus élevé dont jouissaient les populations des plaines et des villes ont accentué la dépendance des populations à l'égard

des ressources de la forêt. Par contre, dans les pays de la rive septentrionale, la transformation de l'agriculture, l'industrialisation et la croissance économique ont accentué l'exode et l'abandon de l'agriculture dans les zones de l'arrière-pays et permis aux forêts de se régénérer. Toutefois, la concentration humaine et industrielle dans cette partie du bassin a favorisé, dans les zones industrialisées et côtières, le recul des écosystèmes naturels sous le coup de l'urbanisation et de l'implantation d'infrastructures touristiques, mais aussi des incendies et de la pollution.

A partir du milieu du 20^{ème} siècle, la déprise agricole contribue à l'extension des surfaces boisées par enfrichement puis boisements spontanés des terres abandonnées par le pâturage (fermeture des garrigues) puis par l'agriculture (enfrichement des terres agricoles les moins accessibles). Les deux guerres mondiales marquent ainsi une rupture nette dans la nature des relations avec la forêt avec l'arrêt brutal d'une série de cueillettes et productions traditionnelles. (Tillier, 2011). Ainsi, petit à petit, la forêt recolonise les anciennes terres agricoles ou pastorales laissées à l'abandon par leurs propriétaires. Ce mouvement de colonisation est général et concerne l'ensemble de la région méditerranéenne. La seconde moitié du 20^{ème} siècle est marquée par une évolution rapide et profonde du système sociétal. Ces mutations modifient les relations et les attentes de la société vis-à-vis de ses espaces boisés.

Aujourd'hui, le bassin méditerranéen s'étend d'ouest en est, du Portugal à la Jordanie, et du nord au sud, de l'Italie au Maroc. Ce hotspot de biodiversité, le seul au monde comportant cinq régions climatiques, s'étale sur plus de 2 millions de kilomètre carrés (2 085 292 km²). Il inclut en sus des pays cités ci-dessus, l'Espagne, la France, les pays des Balkans, la Grèce, la Turquie, la Syrie, le Liban, l'Israël, l'Égypte, la Libye, la Tunisie et l'Algérie. Il comporte également près de 5000 îles disséminées dans la mer Méditerranée (Açores, Macaronaisie, Madère, Capvert,...).

La position du bassin Méditerranéen, à l'intersection de deux grandes surfaces : l'Afrique et l'Eurasie, a contribué à sa grande diversité paysagère. La région contient ainsi des montagnes dont l'altitude est supérieure à 4500 m, des péninsules et un des plus grands archipels du monde.

Avec le 21^{ème} siècle et l'arrivée sur le devant de la scène du changement climatique et la modification des modes d'occupation des terres, la forêt méditerranéenne prend une nouvelle dimension. Elle suscite ainsi un intérêt nouveau de la part des chercheurs et des politiques qui voient la région méditerranéenne comme un « possible laboratoire pour des problèmes que la société aura à résoudre, plus tard, ailleurs » (Gauthier, 2009)

1.1.2. Spécificités climatiques des forêts du bassin méditerranéen

« L'unité essentielle de la Méditerranée, c'est le climat, un climat très particulier, semblable d'un bout à l'autre de la mer, unificateur des paysages et des genres de vie » (Braudel, 1985). Le climat méditerranéen se caractérise par un été chaud avec une sécheresse bien marquée sur plusieurs mois et un hiver doux avec des précipitations irrégulières. Le climat méditerranéen est défini comme un climat extratropical à photopériodisme saisonnier et quotidien, à pluviosité concentrée durant les saisons froides et relativement froides, l'été, saison plus chaude, étant sec (Emberger, 1954). La sécheresse estivale peut durer de deux à six mois; la pluviosité annuelle oscille entre 100 mm environ dans les zones pré-désertiques et plus de 2 500 mm sur certaines montagnes exposées aux vents humides (Pyrénées et Cévennes en France, Rif au Maroc). Les températures mensuelles du mois le plus froid (janvier en général) peuvent aller de -17 °C dans la partie orientale de l'Anatolie en Turquie ou dans le Moyen-Atlas oriental au Maroc à +10 °C sur le littoral méditerranéen, tandis que les températures mensuelles des mois les plus chauds (juillet et août) peuvent atteindre 38 °C. Les températures moyennes mensuelles vont de 5 °C à 18 °C. (M'Hirit, 1999)

Le climat méditerranéen est le dernier climat apparu sur terre entre 5000 et 2500 ans avant aujourd'hui. Malgré ses contraintes de sécheresse, il s'est révélé être très favorable à une multitude d'espèces. Il constitue une zone de transition entre climat tropical et tempéré, sa topographie le place également comme transition entre climat montagnard et climat aride. La position enclavée entre mer et montagne a contribué à l'émergence d'un fort endémisme. De nombreuses espèces y ont trouvé refuge ou y sont restées bloquées lors des périodes de glaciation. Les conséquences de ce type de climat sur les milieux naturels et leurs évolutions historiques sont aujourd'hui relativement bien connues grâce aux nombreux travaux menés depuis le milieu du 20^{ème} siècle. L'ensemble de ces études montre à la fois une unité liée aux spécificités climatiques (notamment la sécheresse estivale) mais aussi une grande diversité en raison de la fragmentation des milieux, de l'impact de l'homme et des variantes climatiques.

Tableau 1.1 : Type de climat du bassin Méditerranéen (M'Hirit, 1999)

Type de climat	Précipitation	Saison sèche (Mois)
Désertique et subdésertique	P<100	10-12
Aride (<i>méditerranéen inférieur</i>)	100<P<300	7-9
Semi-aride (<i>thermoméditerranéen</i>)	300<P<600	4-7
Subhumide (<i>méditerranéen supérieur</i>)	600<P<800	3-5
Humide (<i>supraméditerranéen et montagnard méditerranéen</i>)	P>800	3-5
Haute montagne (<i>oroméditerranéen</i>)	P>500	

1.1.3. Les ressources forestières dans le bassin méditerranéen

Sur le plan végétal, les milieux méditerranéens se caractérisent avant tout par une grande diversité, résultat d'un ensemble de facteurs que Braudel assimile à « une somme interminable de hasards, d'accidents, de réussites répétées. » (Braudel, 1985).

Selon Médail sur le pourtour méditerranéen, les multiples événements paléogéographiques et les cycles climatiques contrastés ont aussi permis l'émergence de cette biodiversité inhabituellement élevée (Quézel, 1985 ; Médail & Quézel, 1997). L'organisation de la végétation actuelle résulte en premier lieu des instabilités climatiques survenues durant le Pliocène et le Pleistocène (Suc, 1984 ; Beaulieu *et al.*, 2005).

De plus, l'ancienneté de l'impact humain a eu de profondes conséquences sur l'organisation des paysages et la diversité des écosystèmes méditerranéens (ex. Allen, 2001). Même s'il a traversé avec plus ou moins de succès le crible de grandes crises comme les glaciations du Pléistocène (Svenning, 2003), cet héritage biologique s'avère encore fragilisé par la rapidité et l'ampleur des changements environnementaux existant sur le pourtour méditerranéen (Sala *et al.*, 2000 ; Mazzoleni *et al.*, 2004).

Les grandes variations paléo-climatiques ont donné d'abord naissance à des successions de formations végétales et de sols dont de multiples reliques se sont conservées grâce, notamment, à la topographie accidentée, qui contribue à la fragmentation du milieu aux plans édaphique et microclimatique. De plus, les écosystèmes méditerranéens, situés entre des zones tempérées et désertiques, présentent toute une gamme de situations marquées par la transition et l'influence de ces milieux. Ainsi, les flores et les faunes de différentes origines biogéographiques coexistent, survivants de formations soit tempérées soit tropicales qui y ont existé avant même l'apparition du climat méditerranéen. Enfin, l'occupation humaine, forte et ancienne, a profondément modifié le milieu à travers les activités diverses mais surtout agricoles et d'élevage. C'est ainsi une végétation spécifique et adaptée, c'est-à-dire xérophile (adaptée à la sécheresse), thermophile (adaptée à la chaleur) et frugale (adaptée aux sols pauvres) qui s'est installée. Les espèces arborées rencontrées en région méditerranéenne diffèrent de celles présentes ailleurs en Europe sous des conditions de précipitations et de températures moyennes annuelles similaires.

La flore méditerranéenne est ainsi riche de plus de 25 000 espèces dont près de 13 000 sont endémiques (Nandin, 2008 ; WWF, 2001) environ 11 700 (52 %) ne se trouvent nulle part ailleurs dans le monde. Les espèces endémiques sont principalement concentrées sur les îles, les péninsules, les falaises rocheuses et les pics montagneux. L'endémisme à un plus haut

niveau est très réduite, avec seulement deux familles endémiques (Aphyllanthaceae et Drosophyllaceae), tous deux représentées par une seule espèce, *Aphyllanthes monspeliensis* et *Drosophyllaceae lusitanicum*. La région méditerranéenne abrite un haut degré de richesse et d'endémisme chez les arbres (290 espèces d'arbres indigènes dont 201 espèces endémiques). Un certain nombre d'arbres sont des espèces phares, comme les cèdres (exemple du Cèdre du Liban, *Cedrus libani*), l'arganier (*Argania spinosa*), et dattier de Crète (*Phoenix theophrasti*). Le seul palmier originaire de la Méditerranée, *Phoenix theophrasti*, se trouve dans une petite partie de la Crète et la Turquie sur la péninsule de Datca, deux régions du bassin méditerranéen où on rencontre un tourisme en plein essor.

Le bassin méditerranéen regroupe ainsi entre 9 et 10 % des espèces végétales identifiées dans le monde sur seulement 1,5 % de la surface terrestre. , le type de végétation le plus répandu est le matorral à *Juniperus*, *Myrtus*, *Oleas*, *Phillyrea*, *Pistacia* et *Quercus*. Certains éléments importance de la végétation méditerranéenne (*Arbutus*, *Calluna*, *Ceratonia*, *Chamaerops* et *Laurus*) sont les vestiges des forêts anciennes qui ont dominé le bassin durant deux millions d'années.

Cette diversité spécifique s'accompagne d'une grande diversité des habitats comme en témoigne l'inventaire CORINE-BIOTOPE23 qui fait apparaître pas moins de 11 types d'habitats forestiers et 5 types d'habitats de landes ou fruticées. Ainsi, en France, sur les 1743 sites du réseau Natura 2000, on dénombre 398 sites (soit environ 23 % des sites sur moins de 15 % du territoire métropolitain) en région méditerranéenne (Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte d'Azur, Corse, Ardèche et Drôme).

Les écosystèmes forestiers sont répartis en différents groupes de végétation (Quézel, 1976) comme suit:

- la brousse thermophile à oléastre et pistachier:
- les forêts de conifères méditerranéens de pin d'Alep, pin Brutia, pin maritime, pin pignon, thuya de Berbérie et genévrier de Phénicie;
- la forêt sclérophylle de chênes à feuilles persistantes:chêne vert,chêne-liège,chêne Kermès, etc.;
- les forêts caducifoliées de chêne zeen, de chêne afarès, de chêne du Liban, de chêne tauzin, de charme, de frêne et rarement de hêtre;
- les forêts de montagne ou de haute altitude, de cèdres, de pins noirs et de sapins;
- les peuplements arborés de l'étage oroméditerranéen de genévriers arborescents et de xérophytes épineux.

Dans les écosystèmes arides de steppe et de désert, la végétation naturelle est en général basse et clairsemée en raison de l'insuffisance ou de l'irrégularité des précipitations et de la faiblesse de l'humidité relative. Les steppes arides correspondent à des pluviosités comprises entre 100 mm et 400 mm, produisant parfois des peuplements, des forêts ou de la brousse, ou le plus souvent de la steppe *stricto sensu*. Les paysages caractéristiques de ces bioclimats arides sont:

- forêt ou brousse à arganier;
- brousse à pistachier atlantique et jujubier;
- brousse à acacia;
- steppes à graminée (alfa), à suffrutex (armoïse et salsolacées). Ces steppes sont essentiellement utilisées pour le pâturage ovin.

Le désert occupe dans la région les plus grandes étendues de terres et les écosystèmes les plus caractéristiques de ces milieux sont en rapport avec le substrat sableux. Ils s'organisent aussi en plusieurs communautés végétales susceptibles de jouer un rôle fondamental dans la lutte contre le processus d'ensablement. (M'Hirit, 1999)

Tableau 1.2 : Type de forêt du bassin Méditerranéen (M'Hirit, 1999)

Type de climat	Type de forêt (espèces dominantes)
Désertique et subdésertique	<ul style="list-style-type: none"> - Steppes arborées à <i>Acacia raddiana</i> et <i>A Seyal</i>. - Steppes subdésertiques à euphorbes et chénopodiacées - Regs et <i>Hammada</i> sp. à <i>Haloxylon</i> sp.
Aride ((<i>méditerranéen inférieur</i>))	<ul style="list-style-type: none"> - Forêts ou brousses à arganier au Maroc atlantique - Brousses de pistachier de l'Atlas et de jujubier en Afrique du Nord/Proche-Orient - Brousses à acacia gommier au Maroc atlantique - Steppes d'alfa et d'armoïse
Semi-aride (<i>thermoméditerranéen</i>)	<ul style="list-style-type: none"> - Brousses thermophiles à oléastre et lentistique - Forêts de pin d'Alep sur tout le pourtour méditerranéen - Forêts de pin Brutia en Anatolie et au Proche-Orient - Forêts de thuya de Berbérie et de genévriers de Phénicie en Afrique du Nord - Forêts de cyprès
Subhumide (<i>méditerranéen supérieur</i>)	<ul style="list-style-type: none"> - Forêts de pin d'Alep, de pin Brutia et de pin maritime sur tout le pourtour méditerranéen - Forêts de pin pignon en Espagne et en Italie - Forêts de chênes sclérophylles: chêne vert, chêne-liège, chêne Kermès
Humide (<i>supraméditerranéen et montagnard méditerranéen</i>)	<ul style="list-style-type: none"> - Forêts de sapins sur les montagnes du pourtour méditerranéen - Forêts de pin maritime et de pin noir - Forêts de chêne-liège - Forêts de chênes caducifoliés: zeen, tauzin, afarès et chêne pubescent dans la partie occidentale; chêne chevelu, chêne des teinturiers, chêne aegilops, charme d'Orient dans la partie orientale - Forêts de cèdre: cèdre de l'Atlas en Afrique du Nord et cèdre du Liban en Turquie, en République arabe syrienne et au Liban
Haute montagne (<i>oroméditerranéen</i>)	<ul style="list-style-type: none"> - Forêts de cèdres et de genévriers sèches - Forêts de genévriers: <i>J. excelsa</i>, <i>J. thurifera</i>, xerophytes épineux

1.1.4. Origine et diversité des sols méditerranéens

Les sols méditerranéens sont des sols qui se sont formés sous un climat méditerranéen. (Verhey, 2010). Depuis des millénaires, les interactions multiples entre les processus naturels de pédogénèse et les activités humaines ont conduit à la formation des sols méditerranéens tels que nous les connaissons aujourd'hui. Dès le Néolithique, où pense-t-on les systèmes agraires reposaient sur la technique de la culture itinérante après « abatis-brûlis », avec des effets fortement érosifs sur certains sols, l'homme a contraint son environnement parfois bien au delà de ce que ce dernier pouvait supporter. Rares sont les sols méditerranéens qui ont pu évoluer sans être marqués plus ou moins profondément par l'action directe ou indirecte de l'homme. (Guenon, 2011)

Les sols de la région méditerranéenne sont extrêmement variés du fait de la grande diversité des roches-mères et de la variété des pentes. Ils sont généralement placés sur un substrat géologique sédimentaire reposant sous un sol métamorphosé. On observe par endroits des terrains volcaniques souvent anciens ou des affleurements cristallins très localisés. Fondamentalement, ces sols sont fragiles à l'exception de ceux situés dans les grandes plaines alluviales. (M'herit, 1999)

Les sols méditerranéens présentent une grande diversité en raison de la grande variabilité des facteurs naturels (climat, végétation, physiographie, géologie et lithologie) qui conditionnent leur formation et leur répartition. Parmi la large gamme de types de sols rencontrés, l'un est spécifique de la région méditerranéenne : les sols rouges méditerranéens ou sols fersiallitiques dont fait partie la *terra rosa* rencontrée en zone karstique. Ces sols fersiallitiques sont de bons sols agricoles ou forestiers, à la condition qu'ils soient protégés de l'érosion. Ils sont en effet particulièrement sensibles à l'érosion éolienne ou hydrique, surtout dans la situation de découverte végétale dans laquelle ils se retrouvent après un incendie ou par suite du surpâturage. L'érosion réduit ces sols à des sols squelettiques autour de croûtes calcaires stériles. Globalement, les sols méditerranéens sont souvent fragiles, soumis à des actions anthropiques importantes et rajeunis par l'érosion. Ils sont alors peu profonds, peu différenciés et pauvres en matière organique. Ils ont une capacité de réserve en eau faible, ce qui est un lourd handicap pour des régions où les précipitations sont très insuffisantes pour assurer la croissance des plantes. Néanmoins, il existe aussi, dans ces régions, des sols profonds, bien structurés, souvent plats ou peu pentus et retenant bien l'eau, notamment dans les plaines où domine l'agriculture.

Le CIHEAM en 1993 a fait une description des principaux sols méditerranéens qu'il est possible de récapituler comme suit :

- **Fluvisols** (FAO, 1988 Fluvents – Soil Taxonomy, 1975): Sols peu évolués non climatiques d'apport alluvial - CPCS, 1967 Jeunes sols alluviaux parmi les plus fertiles de la région ; presque tous sont riches en bases ou sont légèrement calcaires. Ce sont des sols très importants pour l'agriculture ; ils apparaissent dans des zones planes autour des principaux cours d'eau comme l'Ebre et le Rhône. Ils sont adaptés à une grande diversité de culture et sont très productifs, surtout lorsqu'ils sont irrigués.
- **Régosols** (FAO, 1988 Orthents - Soil Taxonomy, 1975) : Sols peu évolués non climatiques d'apport alluvial ou marin - CPCS, 1967 Jeunes sols qui apparaissent sur des terrains tendres ou meubles, souvent pentus ; ils sont peu évolués ou constamment rajeunis par l'érosion. La topographie et le stress hydrique sont leurs principales limitations même si certains, à texture plus fine, sont fertiles. Lorsque la topographie est favorable ils peuvent porter des cultures de céréales, ou de l'arboriculture irriguée. Dans les régions montagneuses et vallonnées, ces sols sont soit pâturés de manière extensive soit restent sous couvert forestier. On les trouve aussi associés aux dunes de sable ou aux sols récents déposés dans les déserts.
- **Leptosols** (FAO, 1988 Orthens - Soil Taxonomy, 1975) : Sols minéraux bruts CPCS, 1967 Sols très peu profonds, apparaissant généralement sur des terrains de roches dures pentus à très pentus. Ces sols très sensibles à l'érosion devraient être laissés sous une végétation naturelle protectrice. Lorsqu'ils sont abîmés des mesures de conservation devraient être prises. Ils sont très présents en région méditerranéenne. La forêt et le pâturage extensif contrôlé sont les utilisations les plus adaptées.
- **Rendzic leptosols** (FAO, 1988 Xerosols - soil Taxonomy, 1975 Rendzines - CPCS, 1967) : Sols, toujours sur roche mère calcaire, riches en humus, souvent peu profonds, avec des taux élevés en graviers ; ils apparaissent souvent sur des terrains accidentés. Sur des pentes faibles, le développement d'une agriculture intensive est possible (olives, figes, vignes, orge, légumes, pâtures d'hiver). Sur les sols les plus en pente la forêt et le pâturage extensif contrôlé sont les utilisations les plus recommandées.
- **Vertisols** (FAO, 1988) : Sols souvent profonds et homogènes, caractérisés par des teneurs élevées en argiles gonflantes. Ils sont particulièrement représentés au Moyen Orient et au Maghreb. Ces sols sont à bon potentiel agricole mais ils doivent faire l'objet de pratiques agricoles spécifiques pour assurer un rendement durable. Leur faible maniabilité les rend

peu aptes à l'agriculture de subsistance. A moins de disposer de puissants moyens de mécanisation et d'irrigation, ces sols sont plutôt destinés au pâturage.

- **Luvisols chromiques** (FAO, 1988 Rhodoxeralfs - Soil Taxonomy, 1975) : Sols rouges méditerranéens CPCS, 1967. Sols généralement décarbonatés, mais riches en bases ; ils se développent sur différents matériaux. Les plus connus sont les terra rossa développées sur du calcaire dur. Dans les montagnes de Grèce, d'Albanie, d'Italie, de Turquie, ils sont de type caillouteux. Beaucoup sont dégradés, à cause des cultures, de la déforestation et du surpâturage. Ils sont encore largement utilisés dans tous les pays méditerranéens pour des cultures très diverses.
- **Calcisols** (FAO, 1988 Eurochrepts - Soil Taxonomy, 1975): Sols comportant souvent une accumulation significative de carbonate de calcium à leur base ; ils apparaissent sous les climats méditerranéens les plus secs. En Afrique du Nord, ce sont surtout des terrains peu pentus utilisés pour les céréales d'hiver et pour l'élevage extensif. En Espagne (Andalousie) et en Turquie (Anatolie de l'Ouest) ces sols se trouvent sur des reliefs vallonnés ou montagneux et sont souvent caillouteux. Les principales utilisations sont alors la vigne, le pâturage ou la forêt.

1.2. Etat des forêts en Algérie

Introduction

En considérant les critères bioclimatiques, l'Algérie présente tous les bioclimats méditerranéens en allant de l'humide au saharien. Les zones semi - arides présentent des aspects bien particuliers tant par les espèces qui les constituent, conifères essentiellement, présents également en dehors de ces zones, mais aussi par la structure des formations végétales qu'elles déterminent et qui sont en fait presque toujours des formations arborées, souvent claires, à sous-bois de type matorral répondant plutôt à des structures pré-forestières, voire prés steppiques (Abi-saleh et *al.*, 1976).

Les forêts Algériennes se caractérisent par une diversité moyenne en espèces et en formations végétales, une forte hétérogénéité des peuplements, une présence remarquable de formations mixtes, une multitude de stades de dégradation et une action humaine diversifiée. Elles présentent un élément essentiel de l'équilibre écologique, climatique et socio-économique de différentes régions du pays (Berchiche, 1986). Son état actuel se présente comme l'un des plus critique dans la région méditerranéenne (Ikrmoud, 2000). En effet, la persistance des facteurs destructifs tels que les incendies, le surpâturage, les défrichements et les attaques parasitaires, ne fait qu'accroître le processus de dégradation du système forestier algérien (Ouelmouhoub, 2005).

1.2.1. Rétrospective sur la forêt algérienne

La forêt algérienne a été le théâtre de luttes continues à travers les différentes occupations successives qu'a connus le pays ; les invasions ont ravagé la zone côtière et les superficies boisées riches et denses deviennent désormais clairsemées et dégradées.

Au moyen-âge, aux dires des historiens, on pouvait traverser le pays de part en part, à l'ombre des arbres (Ouelmouhoub, 2005).

Les Turcs utilisaient le liège dans la confection des ruches, de tablettes destinées aux dépôts de leurs provisions à l'intérieur de leurs habitations et parfois pour la toiture. Durant la période de colonisation par les Ottomans, les massifs de chêne liège étaient également utilisés comme parcours pour leur cheptel ovin et bovin, et ce pour la richesse de leurs sous-bois tant sur le plan quantitatif que qualitatif (Ouelmouhoub, 2005).

Lors de la période coloniale française, M. Tassy, chargé d'une mission d'étude des forêts de l'Algérie en 1871, écrivait dans son ouvrage, paru six années plus tard : «Il faut

prendre des mesures énergiques pour arrêter le déboisement de l'Algérie sinon les sables du Sahara envahiront les hauts- plateaux et les pluies torrentielles dépouilleront les pentes de leur terre végétale». Selon M. Trolard, 1883 d'immenses forêts ont disparu d'une manière irrémédiable.

De 1830 à 1930 la déforestation liée à la conquête coloniale, a été suivie d'une extension des terres agricoles au détriment exclusif des formations forestières en équilibres. Les besoins en bois ont été satisfaits par le biais de défrichements alarmants permettant en même temps l'installation massive des colons. De par les différents objectifs qu'atteignaient ces actions: disponibilité de bois, augmentation de la surface agricole, facilité d'installation et refoulement des populations locales. Le défrichement est la caractéristique principale de cette période. La création de ressources financières imposait une exploitation abusive des subéraies et des nappes alfatières (Benabdli, 1996). De plus, de grands incendies ravageurs provoqués par la révolte d'Ahmed Bey en 1863, ont affecté les massifs constantinois où furent détruits près de 170 000 ha de chêne liège (Ouelmouhoub, 2005). La colonisation obligeât les paysans à se réfugier de plus en plus à l'intérieur de la forêt en montagnes et par conséquent à accentuer son exploitation pour leur survie; dans la majorité des cas au dépend de sa pérennité. La réplique des riverains se fait par la mise à feu (Violard, 1926 *in* Aouadi, 1989).

De 1939 à 1946, les besoins en bois de chauffage dans le continent s'accroissent durant la deuxième guerre mondiale et toutes les forêts vont subir la plus intense exploitation de leur histoire. Les conséquences de cette surexploitation se font sentir encore de nos jours car toute la structure de la végétation et la physionomie des formations et des peuplements ont été perturbées en plus du défrichement (Benabdli, 1996). La demande accrue en produits ligneux, particulièrement durant cette période, par les colons était telle qu'elle dépassait largement la capacité productive des forêts. Durant cette période, M. Boudy dénombre au 1^{er} janvier 1942 plus de 1 315 000 usagers forestiers dont 870 000 dans le seul département de Constantine. Ceci a provoqué la disparition de plus d'un million d'hectare de forêts. Selon Boudy (1955), de 25 à 30% de l'armature forestière algérienne a été régressé au bout de 120 ans, essentiellement dans les montagnes. Le tableau 1.3 nous renseigne sur les usagers de la forêt à cette époque

Tableau 1.3 : Les usagers de la forêt en Algérie dénombré au 1^{er} Janvier 1942(Labani, 2005)

	Oran	Alger	Constantine	Total
Usagers intégraux	125 000	150 000	450 000	725 000
Usagers Partiels	90 000	80 000	420 000	590 000
Total	215 000	230 000	870 000	1 315 000

De 1954 à 1962, suite à une période de défrichement et une autre de surexploitation vient une troisième caractérisée par une volonté manifeste de destruction. Les principales formations végétales en place étaient constituées à plus de 60% des maquis et furent soumis à des bombardements et des incendies meurtriers qui anéantirent le restant de forêt (Benabdli, 1996).

De 1962 à 1966, les soucis majeurs durant cette période étaient de freiner l'exode rural de protéger les terres menacées par l'érosion et de favoriser le reboisement. Devant la précipitation et l'absence de maturation des projets, malgré les moyens humains et financiers mobilisés, les résultats obtenus étaient dérisoires et la couverture végétale pérenne continuait à régresser et à se dégrader.

De 1967 à 1973, les actions entreprises se distinguent par un manque de continuité dans les objectifs. C'était surtout la solution de problèmes ponctuels et conjoncturels qui étaient pris en charge. Toutes les interventions programmées et concrétisées tant bien que mal ne répondaient nullement aux besoins réels et urgents indispensables aux formations végétales. (Benabdli, 1996).

Un Algérien sur cinq et un paysan sur quatre tire donc à cette époque ses moyens d'existence des forêts ; un tel pourcentage permet de comprendre la véritable dimension aux rapports entre l'homme et de la forêt en Algérie. L'histoire des forêts et des populations forestières algériennes depuis 1830 est commandée par la rupture souvent inconsidérée de l'équilibre antérieur. (Nouschi, 1959)

De 1974 à 1983 aucune politique forestière ne se dégage ; Ce sont les mêmes actions routinières qui se réalisent chaque année sans objectif ni écologique ni économique. C'est aussi durant cette période que des études de pré-aménagement de massifs forestiers sont entreprises sommairement.

L'incendie est un autre facteur de dégradation important ; Il ravage en moyenne annuellement plus que ce qui est planté et dont la probabilité d'échapper au feu est très faible (généralement moins de 20 ans, donc avant l'âge d'exploitabilité). L'utopie des responsables

ayant élaboré des textes de protection de la forêt en bureaucratissant les rouages et en axant le tout sur l'interdiction à l'homme d'utiliser le milieu forestier. Les résultats sont connus, une recrudescence des incendies où la moyenne annuelle avoisine les 25 à 30.000 hectares.

De 1984 à 1988, période de réorganisation et de restructuration du secteur forestier dont la résultante s'est limitée à une redynamisation de l'exploitation forestière pour répondre aux besoins en bois de l'industrie. Les études sur lesquelles se basaient les interventions étaient en somme toutes dépassées, certaines n'étaient appliquées que partiellement. Jamais la dégradation officielle des forêts n'a été aussi importante, c'est l'ère d'entrée de la forêt algérienne dans l'économie du pays en livrant à l'industrie du bois plus de 100.000 tonnes. (Benabdli, 1996).

De 1988 à 2002, l'extension de la céréaliculture au dépend des espaces boisés et le surpâturage ont souvent contribué à la disparition de la forêt sur pente en favorisant l'érosion et entravant ainsi toute possibilité de reconstitution forestière. Les incendies répétés, pratiqués dans le but d'utilisation agricole et pastorale (Madoui, 2002), suivis le plus souvent par le pâturage ont anéanti toute la forêt algérienne en empêchant sa régénération et par conséquent la dénudation des superficies considérables qui autrefois étaient verdoyantes. Ces facteurs ont provoqué une réduction certaine de la superficie boisée et une inquiétude pour celles qui n'arrivent plus à se régénérer et sont voués à la disparition.

Situation Actuelle : Des forêts jadis denses et riches ont progressivement disparu ou laissé place à des peuplements clairsemés, des maquis ou des garrigues. Aujourd'hui, notre patrimoine forestier est constitué, dans le meilleur des cas, de 65% de massifs dégradés. Le cycle d'évolution régressive en cours est dû essentiellement aux incendies et au pacage anarchique, parfois les deux. Ce cycle est généralisé mais s'exerce cependant avec plus d'effets, vu leur abandon et leur fragilité, sur les forêts déjà ruinées avec pour corollaire leur disparition pure et simple à terme et ce que cela signifie comme perte irrémédiable de sol utile et d'ambiance forestière de reconstitution difficile sinon impossible. Des massifs de thuya, de chênes verts, de genévriers ont ainsi disparu ou tendent à l'être. De vastes étendues de maquis à base de lentisques, de filaires, de chênes kermès, d'arbousiers s'éclaircissent et jouent de moins en moins leur rôle de protection des sols et de régulation du régime hydrique. Les incendies et surtout le pacage incontrôlé qui tasse le sol, asphyxie les racines et annule toute régénération réduisant jour après jour leurs chances de maintien. Malgré le risque d'extinction qui pèse sur eux, ces massifs dégradés ne suscitent pas l'intérêt et l'attention qui devraient leur être portés. Ils ont trop longtemps été et continuent à être considérés comme de simples zones de parcours non réglementées, des no man's land ne pouvant postuler à aucune fonction

et n'exigeant aucune intervention mis à part leur reboisement dans la limite des moyens. Il est pourtant évident que ces forêts ruinées sont le flanc vulnérable par lequel notre patrimoine perd du terrain et ouvre la voie à la désertification du nord du pays. Les superficies concernées sont immenses, se chiffrant en millions d'hectares, et les actions classiques de reboisement, coûteuses s'il en est, n'arriveront jamais à remplacer la couverture forestière progressivement ruinée ou perdue par ailleurs. En effet, depuis l'indépendance, d'énormes efforts financiers ont été consentis en direction du secteur. Plus d'un million deux cent mille hectares ont été reboisés. Pourtant, le recul et la dépréciation de la couverture forestière continuent inexorablement. Nous sommes dans la situation où les efforts consacrés d'un côté sont annulés de l'autre, mais à plus large échelle, à la mesure de l'importance des étendues forestières concernées et du niveau de pression qui s'y exerce. La proportion qu'occupe en Algérie la couverture forestière est à l'heure actuelle déjà bien insuffisante pour que nous acceptions le risque de la voir encore se réduire dans les décades à venir (Abdelmoumène, 2009)

1.2.2. Localisation, superficie et répartition des forêts à travers le territoire

1.2.2.1. Localisation

L'Algérie fait partie intégrante du bassin méditerranéen, l'un des berceaux des plus anciennes civilisations au monde et l'une des régions où les ressources naturelles (faune, sol, végétation) ont fait l'objet de sollicitations précoces. (Louni, 1994). L'Algérie est située au nord-ouest de l'Afrique, dans ce qu'on appelle le Maghreb, elle couvre une superficie de 2 388 millions de km² ce qui en fait, en étendue, le deuxième pays africain après le Soudan. Le Sahara l'un des plus vastes déserts du monde en occupe plus de 2 millions de km² soit 84% du territoire. Les régions du nord de l'Algérie où les conditions de climat et de milieu permettent le développement des formations forestières occupent 250 000 km² soit un peu plus de 10% de la superficie totale.

Les forêts algériennes occupent tous les bourrelets montagneux de l'Atlas Tellien et les crêtes ou versants pluvieux de l'Atlas Saharien (figure 1.1). Elle est méditerranéenne et est localisée entièrement sur la partie septentrionale du pays et limitée au sud par les monts de l'atlas saharien. Elle est inégalement répartie suivant les différentes régions écologiques, ce qui leur confère des taux de boisements très variables. En effet, ces taux décroissent d'est en ouest et du nord au sud plus particulièrement. La forêt algérienne est constituée par une variété d'essence appartenant à la flore méditerranéenne, leur développement est lié

essentiellement au climat. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne du littoral, le faciès change du nord au sud du pays on peut distinguer deux principales zones bien différentes :

- ✓ Le littoral et surtout les chaînes côtières de l'est du pays comme : la grande Kabylie, Béjaïa, Jijel, Collo, Mila, El Kala. Ces régions sont bien arrosées, elles comportent les forêts les plus denses et les plus belles. C'est l'aire de répartition de deux essences principales (le chêne liège et le chêne zeen).
- ✓ Les hautes plaines continentales, plus sèches sont représentées par les régions situées entre les chaînes côtières et l'Atlas saharien à savoir les Aurès, Djelfa et Saida. Ces zones contiennent dans leurs parties accidentées de grands massifs de pin d'Alep et de chêne vert. (Ouelmouhoub, 2005)

1.2.2.2. Superficie

La superficie forestière de l'Algérie est estimée par plusieurs auteurs et forestiers à 7 millions d'hectares avant 1800. En 1830 elle n'était que de 4 millions d'hectares, en 1953 seulement 3.298.000 et en 1967 près de 2.233.000 hectares. En prenant en considération les broussailles et les maquis bas dégradés dont la superficie est estimée à 720.000 hectares notre couverture végétale forestière est de l'ordre de 2.953.000 hectares. Le tableau 1.4, nous donne un aperçu sur les superficies qu'occupent les principales essences des forêts algériennes. (DGF, 2007), (Benabdli, 1996)

Ayant subi diverses formes d'agressions (colonialisme, action anthropiques marquées, incendies), la superficie forestière en Algérie se cantonne à l'heure actuelle à environ 2 millions d'hectares soit 7% de la couverture nationale (Mezali, 2003)

Cette situation permet les remarques suivantes:

- Sur les 2.380.000 hectares de forêts (chiffre récent) plus de 780.000 sont considérés comme ruinés et à un stade régressif irréversible,
- En 1983 la couverture végétale forestière est estimée à 2.400.000 hectares dont 1.800.000 de maquis.

Sur les 48 wilayas que compte l'Algérie, 40 disposent d'une couverture forestière et les huit wilayas du Sud sont dépourvues de forêts. La wilaya d'El Tarf dispose du taux de couverture forestière le plus élevé (57,51%), alors que pour la wilaya de Naama le taux de couverture n'est que de 0,36%. En ce qui concerne la superficie forestière c'est la wilaya de Batna qui dispose de la plus grande superficie avec 314 565 ha, la plus petite superficie revient à la wilaya d'Alger (5000 ha). (Arfa A et al, 2007)

Cette répartition s'explique en grande partie par le climat, en effet les massifs littoraux du nord-est, les plus humides, sont aussi les régions les plus forestières. Les 4,1 millions d'hectares de couverture forestière ne représentent qu'un taux de boisement de 10,89% en ne considérant que le nord du pays, et seulement 1,72% 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.

Tableau 1.4 : Principales essences des forêts algériennes. (DGF, 2007)

Essences	Superficie (ha)	Taux %
Pin d'Alep	881 000	21,5%
Chêne liège	230 000	5,6%
Chêne vert	108 000	2,6%
Chêne Zeen et Chêne Afares	48 000	1,2%
Eucalyptus	43 000	1%
Pin maritime	31 000	0,8%
Cèdre de l'Atlas	16 000	0,4%
Autres (Thuya + Genévrier + Frêne)	124 000	3%
Reboisement et protection	717 000	17,5%
Maquis et broussailles + vides	1 902 000	46,4%
Total	4 100 000	100%

1.2.2.3. Répartition

La forêt algérienne de type méditerranéen est localisée entièrement sur la partie septentrionale du pays et limitée au sud par les monts de l'atlas saharien (Figure 1.1). Elle est inégalement répartie suivant les différentes régions écologiques, ce qui leur confère des taux de boisements très variables. En effet, ces taux décroissent d'est en ouest et du nord au sud plus particulièrement. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne du littoral, le faciès forestier change du nord au sud du pays. On peut distinguer deux principales zones bien différentes :

- ✓ Le littoral et surtout les chaînes côtières de l'est du pays qui comportent les forêts les plus denses, c'est l'aire de répartition de deux essences principales, à savoir : le chêne liège et le chêne zeen.
- ✓ Les hautes plaines continentales, plus sèches représentés par les régions steppiques situées entre les chaînes côtières et l'Atlas saharien. Ces zones contiennent dans leurs parties accidentées de grands massifs de pin d'Alep et de chêne vert comme le cas de la wilaya de Saida. (Ouelmouhoub, 2005)

1.2.3.2. Biodiversité :

En Afrique du Nord on compte 270 espèces ligneuses dont 68 essences forestières: 17 principales ou sociales et 51 subordonnées. Les essences principales sont des arbres de première grandeur constituant des peuplements soit purs soit en mélange." (Bénabdéli, 1996)

Selon Quezel (1964) le nombre d'espèces endémiques dans la flore algérienne se situe aux environs de 250 sur un total de 2.840 espèces environ, il représente 8,5%. Leurs nombres selon les principales familles sont indiqués dans le tableau 1.5:

Tableau 1.5 : Importance des espèces endémiques. (Bénabdéli, 1996)

Familles	Nombre	Famille	Nombre
Composées	42	Caryophyllées	25
Légumineuses	23	Labiées	22
Scrofulariacées	13	Ombellifères	12
Crucifères	12	Graminées	10
Plumbaginées	10	Liliacées	06

Ces espèces sont présentes au nombre de 42 sur un total régional de 114 en Oranie exception faite de la partie Hauts Plateaux et Sahara oranais. La végétation se caractérise par une diversité de structure, de physionomie et de composition dans les strates arbustives et buissonnantes grâce à la variété géographique, géologique et climatique pays. (Bénabdéli, 1996)

Les principales essence présentes en Algérie couvrent une superficie de 1 491 000 ha et se répartissent en deux groupes qui sont :

- Les résineux constituer de pin d'Alep, pin maritime, le thuya le genévrier et le cèdre
- Les feuillus composer de chêne liège, le chêne vert, les chênes zeen et afarès et l'eucalyptus

L'essence prédominante est le pin d'Alep qui occupe la superficie la plus élevée en Algérie estimé à 880 000ha, elle occupe essentiellement l'étage semi -aride, se contentant de 350 mm de pluie par an et s'adaptant à tout type sol.

Les forêts de chêne liège avec 230 000 ha, occupent une place de premier ordre dans l'économie forestière algérienne. La subéraie qui se localise principalement dans le nord-est du pays, produit annuellement 200.000 Quintaux de liège qui sont exportés après transformation par les industries locales.

Les chênes zeen et afarès occupent une superficie de 48 000 ha. Ils colonisent les régions de l'Est du pays : de la Kabylie à la frontière tunisienne. Ils nécessitent tous les deux une pluviométrie de 800 mm/an. Souvent en mélange avec le chêne liège qu'ils envahissent au niveau de certaines stations fraîches, ils se régénèrent très facilement tant par rejet que par souche.

Le chêne vert couvre plus que 354 000 ha selon le (B.N.E.F., 1984) et 108 200 ha selon le (B.N.E.D.E.R., 1984). En Oranie, le chêne vert constitue de vastes massifs purs en taillis essentiellement vers Tiaret et Saïda. Il accompagne à travers tout le territoire du Nord algérien des espèces telles que le Pin d'Alep et le Cèdre de l'Atlas.

1.2.3.3. Fonctions et services :

Actuellement, les scientifiques des sciences de la vie et des sciences humaines cherchent à comprendre et d'écrire le fonctionnement des écosystèmes, à identifier les principaux processus (fonctions écologiques) impliqués dans ce fonctionnement (évaluation physique, écologique), et à connaître les liens entre ces fonctions et la production de services écosystémiques (évaluation sociale, économique). (Bouvron et al, 2010)

Les concepts de fonctions écologiques et de services écosystémiques sont parfois flous et font l'objet d'interprétations contradictoires. Dans la bibliographie, les termes de services et fonctions peuvent être utilisés avec diverses significations et leur champ sémantique est souvent débattu. Les fonctions écologiques sont les processus biologiques de fonctionnement et de maintien des écosystèmes. Les services écosystémiques sont les bénéfices retirés par l'homme de processus biologiques. (Bouvron et al, 2010)

L'une des fonctions principale de la forêt algérienne est économique. En effet la production de matière première est un des rôles les plus anciens de la forêt et qui reste primordial. Toutefois, on peut répartir les fonctions économiques de la forêt en produits et services. Les produits de la forêt algérienne sont essentiellement : le bois, le liège et divers sous produits (FOSA, 2000). Le bois sert comme combustible, comme matériaux propre à la construction et à l'ameublement (bois d'œuvre) ou alors le bois comme matière première approvisionnant une chaîne d'industries de transformation. De par sa nature et les espèces méditerranéennes qui lui donnent le cachet forestier, la forêt algérienne ne fournit pas une grosse quantité de bois (Seigue, 1985 ; Mezali, 2003). La production de bois a suivi un rythme très irrégulier depuis l'indépendance ; faible de 1963 à 1990, celle-ci a connu une augmentation sensible à partir de 1991 culminant en 1993 avec 240 000 m³, ce qui implique

que l'Algérie a souvent recours aux importations pour couvrir ses besoins. Le liège est le produit de la forêt le plus favorisé, il constitue une ressource stratégique du fait de ses multiples usages (bouchonnerie, parquet, isolation thermique). La production forestière algérienne est faible. Les subéraies prennent part à une production par le liège beaucoup plus importante que les autres formations forestières pour le bois. (Louni, 1994)

En plus des principaux produits (bois et liège), la forêt algérienne possède d'autres sous-produits dont les principaux sont les suivants : le charbon de bois, la souche de bruyère, la transformation du bois de certaines espèces arbustives comme la filaire, l'arbousier, l'oléastre, les glands de chênes, les plantes médicinales et aromatiques (myrte, lavande, lentisque, ciste, ect...), la gomme et la résine. La forêt algérienne est exploitée à hauteur de 15 à 20% de la possibilité globale estimée à 1 200 000 m³ /an.

L'autre fonction de la forêt est écologique, il est évident que cet écosystème recèle une diversité biologique importante par la faune et la flore qu'il abrite, ce qui lui confère un rôle de conservation important (De Mongolfier, 1985). Par ailleurs, la forêt est une composante des équilibres écologiques, elle intervient dans la régulation des fluctuations de nombreux facteurs environnementaux (climat, émission des gaz à effet de serre...) (Europal, 2000)

En ce qui concerne les services, la forêt algérienne produit des ressources végétales qui peuvent constituer un pâturage pour les animaux comme l'herbe et certains fruits et feuilles des arbres et arbustes. Ces ressources sont présentes en période de pénurie, ce qui les rend complémentaire avec les autres ressources pastorales (Hetier et Linlin, 1989). Ce service est en relation directe avec les facteurs anthropiques qui ne sont guère à rehausser si l'on croit

L'hostilité de l'homme envers la forêt. L'activité pastorale est intense en forêt, elle assure une production fourragère appréciable et qui est utilisée par les troupeaux. Cette vaine pâture s'exerce souvent sous forme de transhumance. (Louni, 1994)

Ce pâturage a en effet pour conséquences d'éliminer par broutage les jeunes régénérations, les branches basses et les rejets. Les effets de piétinement sur le sol sont aussi graves. Des lois interdisent cette pâture mais l'exécution n'est pas formelle. " L'équilibre doit être respecté car quand on sait que les zones sous-pâturées s'embroussaillent à vive allure, ce qui réduit la diversité floristique et produit du combustible au premier incendie. Le surpâturage a, quant à lui, stoppé la régénération et a transformé les forêts en pin piqué d'arbres ébranchés et a modifié le tapis herbacé" (Quezel, Barbero, Bonin, Loisel)

Un autre service de la forêt est socioculturelle ; en effet l'espace forestier est omniprésent dans l'histoire et la vie des sociétés pour lesquels il est à la fois un élément du patrimoine culturel collectif, une composante essentielle des paysages et un lieu de détente (Europarl,2000). Outre les loisirs, le milieu forestier méditerranéen constitue une source de vie pour les populations riveraines qui vivent aux alentours afin de subvenir à leurs besoins, ils exploitent la forêt pour se procurer du bois de chauffage, faire pâturer leurs animaux ou encore tirer profit des divers sous-produits dont la vente leur permet de gagner des revenus.

Le développement de ces formes de fréquentation de la forêt peut être extrêmement positif, en permettant une meilleure connaissance de ce milieu par tous. Mais les contraintes qui pèsent sur la forêt sont souvent très importantes. (Ouelmouhoub, 2005)

Un autre service que peut offrir la forêt en Algérie c'est le tourisme et paysage, il est clair que la forêt contribue d'avantage à la beauté des paysages et à l'expansion des activités touristiques. Le développement du tourisme est susceptible d'apporter des recettes non négligeables et d'assurer une part importante du PIB.

Mais si ces fonctions et services sont mal encadrés et gérés par nos gestionnaires surtout en ce qui concerne le pâturage nous risquons de perdre plus de gagner. En effet et selon Bénabdéli (1996), le couvert végétal forestier est en régression constante malgré le développement et la multiplication des matières synthétiques pouvant remplacer le bois dans une gamme variée de ses utilisations. La multiplication et l'intensification des espèces végétales fourragères peuvent également subvenir aux besoins en nourriture des animaux domestiques et épargner l'utilisation des forêts comme terrain de parcours. Dans les pays développés existe déjà une crise assez grave de l'environnement due à plusieurs facteurs dont la destruction de la couverture végétale est significative. Cette crise est présente dans les pays du tiers monde et s'accroît encore plus par le biais de la poussée démographique alarmante car mal maîtrisée. Notre pays ne peut échapper au processus de dégradation du milieu naturel et plus particulièrement des écosystèmes forestiers.

Toutes les mesures prises s'avèrent insuffisantes et la végétation est en constante régression et dépréciation sous l'effet conjugué de l'homme et de ses animaux.

1.2.4. Contexte actuel des peuplements forestiers

Louni ,1994 disait que présenter les bilans actuels n'est pas chose facile, l'étendue de la forêt a toujours été mal appréciée quand on compare les différentes sources. Bénabdéli ,1996 montré que les chiffres ne coïncident pas entre eux, ce qui reflète la dynamique régressive et les agressions constantes que supportent les écosystèmes forestiers. Les pressions qui s'y

exercer sont toutes dues aux activités humaines volontaires ou planifiées. En 2013 ce n'est toujours pas facile de donner des chiffres exacts sur les forêts en Algérie.

Selon la FOSA et la FAO, les forêts et maquis couvrent 4,1 millions d'hectares. En 1830 la superficie était de 5 000 000 d'hectares. Elle est actuellement de 1 500 000 d'ha y compris les repeuplements mais non inclus 1 876 000 ha de maquis et les reboisements réalisés depuis 1962 qui sont de 727 940 ha. La diminution de la superficie en 150 ans correspond donc à 37 % si l'on ne prend en compte que la forêt mais à moins de 10 % si l'on considère l'ensemble des forêts et maquis. (FOSA, 2000)

Actuellement les formations végétales ne sont représentées que par des groupements dégradés dans leur ensemble à tel point que sous les multiples et permanentes agressions la couverture végétale est sérieusement menacée de disparition. En effet d'année en année la surface forestière diminue fortement malgré le développement industriel, agricole et commercial du pays, les populations campagnardes et riveraines des forêts continuent à exercer de très fortes pressions sur toute la couverture végétale. Ces reliques doivent être sauvées, protégées pour être éventuellement exploitées par la suite et obéir à un plan de gestion rationnel. (Bénabdéli, 1996)

Pour sauver ces reliques des efforts considérables et des moyens financiers très importants ont été fournis pour la protection des forêts et en tête figure le reboisement qui a toujours constitué une action déterminante dans les programmes d'extension du patrimoine forestier et de protection des terres. Ainsi, les reboisements opérés depuis l'indépendance jusqu'à ce jour ont connu un développement considérable. D'importantes superficies ont été plantées en espèces forestières, arboricoles et fourragères et ce aussi bien sur le domaine public que le domaine privé. Le bilan des réalisations depuis 1962, déduction faite des plantations fruitières et fourragères, s'élève à plus de 1,2 million d'hectares. (DGF, 2007)

Néanmoins les approches sectorielles mal intégrées à leur environnement naturel n'ont pas permis les succès attendus. Les résultats ne sont pas toujours à la mesure des moyens mis en œuvre et des efforts consentis. Les données de l'inventaire forestier national (IFN) de 1984 montrent que, hormis les groupements à pin d'Alep et pin maritime, la tendance générale est à la réduction des surfaces boisées pendant la période de 1955 à 1984. Cette réduction est drastique pour les groupements à genévriers (- 94%), à chêne vert (- 85%), à chêne liège (- 46%) et à cèdre (- 45%). En plus de cela, la dégradation des sols n'a pas été enrayerée, la désertification avance inexorablement, l'environnement et les ressources de la biodiversité n'ont jamais été aussi menacés, les superficies reboisées sont annihilées par les pertes dues aux feux de forêts qui sont les facteurs de destruction des écosystèmes forestiers les plus

significatifs aggravés par le surpâturage qui empêche le renouvellement naturel et artificiel des peuplements forestiers. L'érosion des sols, qui succède aux feux, aggrave aussi les problèmes de renouvellement des peuplements. La forêt semble donc en voie de dégradation progressive des écosystèmes, et de disparition des essences principales et de son remplacement par le maquis et les broussailles, dont le rôle reste néanmoins très important pour le contrôle de l'érosion et la protection des sols. (DGF, 2007)

1.2.5. Caractérisation écologique de la wilaya de Saida

1.2.5.1. Quelques aspects géographiques

La wilaya de Saida couvre une superficie totale de 6765 km²; elle est délimitée au Nord par la wilaya de Mascara, à l'ouest par celle de Sidi Bel Abbés, au sud par la wilaya d'El Bayadh et à l'Est par celle de Tiaret. Elle est constituée de six (06) Dairas et de seize (16) communes (figure 1.2). Le chef lieu (commune de Saïda) est délimité au nord par la commune d'Ouled khaled, au sud par celle d'Aïn El Hadjar, à l'est par la commune d'El Hassasna et à l'ouest par la commune de Douï Thabet. (A.N.A.T, 2008)

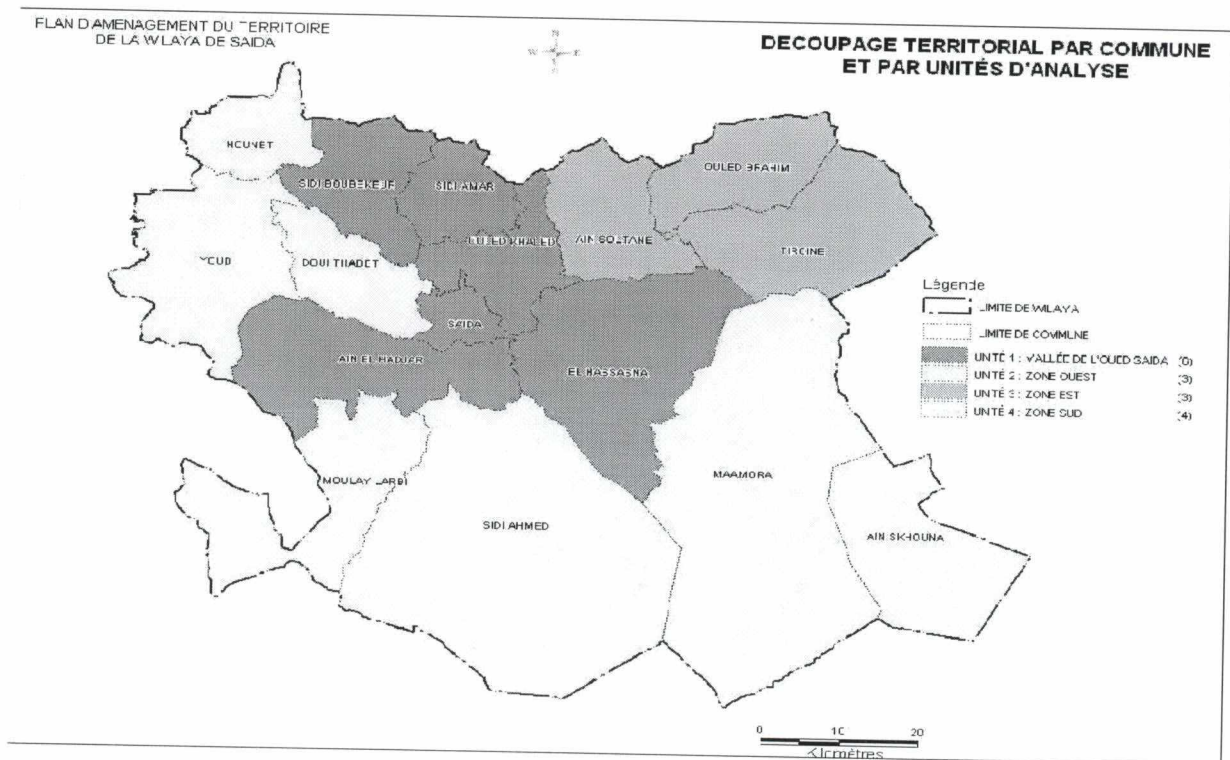


Figure 1.2 : Territoire de la wilaya de Saida. (A.N.A.T, 2008)

Les unités d'analyse (UA) mentionnées sur la carte : UA1 : La vallée de Saida ; UA2 : Les monts Ouest de Saida ; UA3 : Les monts Est de Saida ; UA4 : la zone sud de Saida

Elle est localisée sur deux domaines naturels bien distincts. L'atlas tellien au Nord et les hautes plaines steppiques au Sud. Cette région est délimitée sur le plan naturel à l'Ouest et au Nord-Ouest par les Monts de Daya essentiellement par les lignes de crêtes et au Nord et Nord-est par les monts de Saida. A l'Est, c'est le Djebel Sidi Youssef qui appartient normalement à l'ensemble orographique des monts de Saida mais qui s'en détache légèrement vers le sud. Au Sud et Sud-Ouest, la région s'ouvre sur les hautes plaines steppiques.

Ce territoire d'un point de vue physique correspond aux conditions générales du tell occidental et des hautes plaines steppiques occidentales. C'est généralement des plateaux ondulés constitués par les monts de Frenda, de Saida, de Daya et de Tlemcen qui dominent au Nord les bassins intérieurs et s'inclinent lentement vers les hautes plaines steppiques. L'aspect tabulaire contraste avec le relief des chaînes qui ont la structure complexe de l'Atlas Tellien. (A.N.A.T, 2008)

1.2.5.2. Les caractéristiques physiques du relief :

A l'exception du Sud où dominent les hautes plaines steppique, c'est un domaine relativement montagneux qui imprime une physionomie géographique assez remarquable. La limite entre les deux milieux (le nord montagneux et le sud steppique) correspond à la ligne de partage des eaux de petits djebels au nord de Moulay Larbi et du djebel Sidi Youssef. De part et d'autre part de cette ligne l'écoulement des eaux se fait au nord dans le milieu montagneux. Il impose de ce fait un régime hydrographique de type endoréique; et vers le sud dans le milieu steppique où le régime hydrographique est de type exoréique. Ce territoire n'a donc pas de caractère homogène puisqu'il se caractérise par une alternance de milieux très contrastés dont les grands ensembles sont au nombre de trois (Labani, 2005) :

- **Le milieu montagnard** : constitué par une série de djebels généralement orientés vers sud-ouest/nord-est, peu accentués et aux dénivellations peu importantes conférant à l'ensemble orographique une allure tabulaire ondulée. Les plateaux ondulés sont incisés par une série d'oueds pérennes courants dans des fonds de vallées plus au moins aérées. Les altitudes avoisinant les 1000 m en moyenne déclinent des sommets jusqu'à 1339 m sur le djebel Sidi Youcef (Koudiat Si Elkbir).Au sud de ces plateaux ondulés se trouve une zone de contact avec les hautes plaines steppiques : c'est la plaine des Maalifs (ou plaine de Hassasna-Moulay Larbi) se situant à des altitudes moyennes de l'ordre de 1100 m.

- **Les plateaux** : ils se localisent surtout dans la partie sud de zone et concernent les communes de Sidi Ahmed et de Maarmora. Le premier plateau à l'est d'Aïn-El-Hadjar avec une altitude fluctuant entre 900 et 1300 m. Le deuxième au sud caractérisé par des affleurements rocheux, occupé par un matorral bas et clair à base *Chamaerops humilis* et de broussailles basses clairsemées à *Juniperus oxycedrus* (indicateur de conditions de froid et de forte amplitude thermique). La plaine des Maalifs constituée par un assez vaste replat au sud-ouest d'Ain El Hadjar et de Bourached se présente comme un plateau. Les sols y sont profonds et fertiles à vocation céréalière mais sous-utilisés. Les plateaux ondulés sont traversés par une série d'oueds qui constituent un espace de transition entre la montagne et la steppe. A 1000 mètres d'altitude, apparaît un vaste plateau servant de point de repos pour les troupeaux lors de la transhumance des pasteurs-nomades. De nos jours il est devenu une zone de sédentarisation de nombreuses populations nomades et montagnardes qui cultivent désormais céréales et fourrages et qui élèvent d'importants troupeaux de moutons. (Sahli, 1997).

Le milieu steppique : les altitudes sont élevées et dépassent les 1100 m en moyenne pouvant atteindre jusqu'à 1200 m. Cet espace est caractérisé par des précipitations assez faibles, inférieures à 250 mm et très irrégulières auxquelles s'ajoute le sirocco. Le substrat est à dominance calcaire relativement encroûté ne générant que de faibles horizons superficiels menacés et détruits par l'érosion éolienne et hydrique. (Labani, 2005)

1.2.5.3. Orographie

La classe de pente 0-5 % caractérise l'ensemble des fonds de vallées, les plaines et les plateaux et confirme une certaine stabilité vis-à-vis du risque d'érosion. Cette classe de pente couvre une superficie de 448 730 ha soit 67 % de la superficie totale de la wilaya. Elle est présente essentiellement dans les communes steppiques : Sidi Ahmed, Maamora et Ain Skhouna et dans les zones céréalières (Moulay Larbi, Hassasna, Ouled Brahim, Tircine et Ain El Hadjar) comme le montre la figure 1.3. Ce territoire est le domaine de la céréaliculture pluviale.

La classe de pente 5-10 % selon Labani (2006) se localise sur les terrains de plateau ou de bas piedmonts de collines et s'étend sur une superficie de 113 000 ha soit 17 % de la superficie totale. Elle caractérise principalement la topographie des communes de Youb, Sidi Boubkeur, Doui Thabet, Hounet, Ouled Khaled, Saïda et Ain El Hadjar. Les risques d'érosion

sur ces terrains restent faibles à très faibles. La aussi c'est la céréaliculture qui domine l'occupation du sol.

La classe de pentes 10-15 % caractérise le plus souvent les zones de piémonts qui ne sont que le prolongement des massifs montagneux. C'est essentiellement des terrains de parcours et des terrains forestiers où dominent les formations basses claires issues de dégradation anthropique. Les risques d'érosion sont présents avec apparition des signes dus au ruissellement diffus induits par une déclivité de 10 à 15 % s'étendent sur 65 000 ha soit 17 % de la superficie totale de la wilaya et occupent surtout les communes de Saida, Doui Thabet, Hounet, Sidi Amar, Ouled Khaled et Ain-El-Hadjar

Dans les temps historiques, cette position de contact a fait vivre la région d'échanges avec la steppe et les régions pré sahariennes. Cette économie d'échange, très largement ouverte sur le sud, convenait parfaitement au type de ressources qu'offre le territoire de la wilaya. (Labani, 2005)

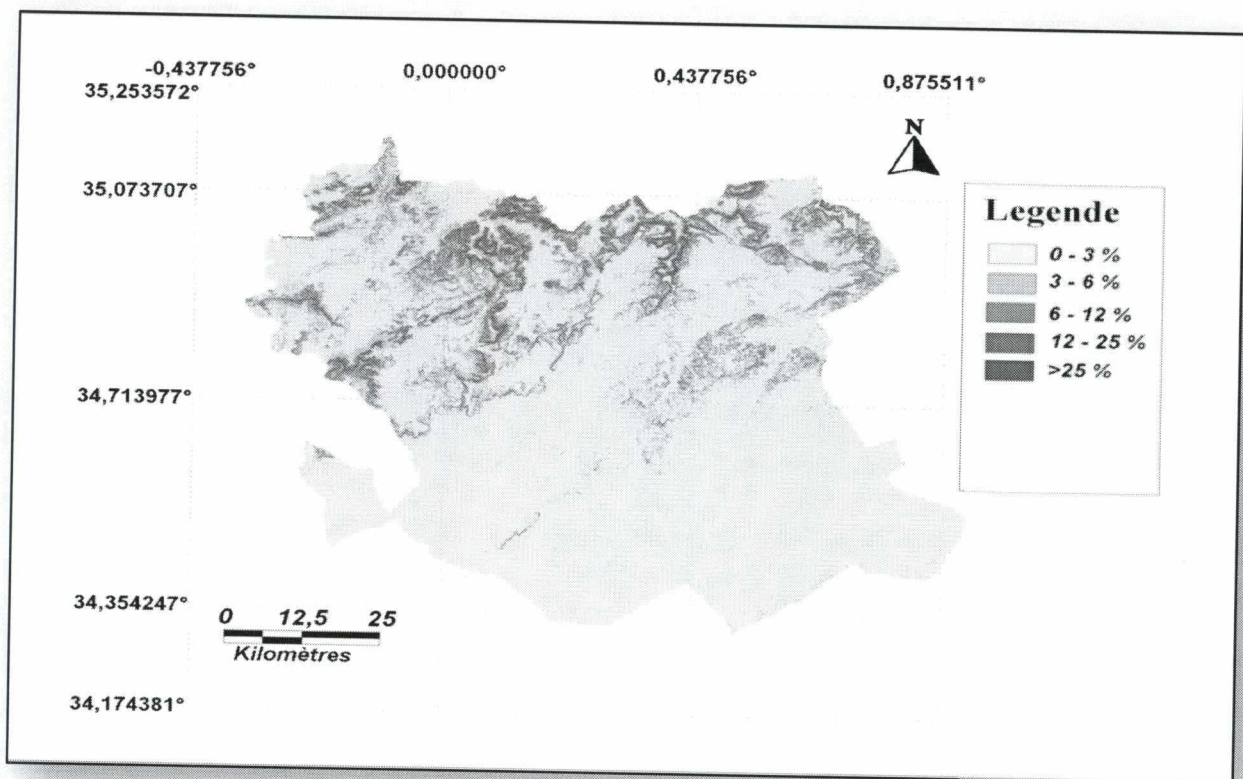


Figure 1.3 : Orographie de la région de Saida (A.N.A.T, 2008)

Les traits fondamentaux des grands ensembles naturels de la Wilaya se retrouvent dans la configuration du relief et de ses composantes structurales et dans l'influence du climat et ses conséquences sur les terres et les eaux. La division la plus schématique fait ressortir deux grands ensembles :

- Au Nord ce sont les monts de Daïa qui constituent les unités de reliefs les plus caractéristiques.
- Au sud les hautes plaines steppique

1.2.5.4. Climat de la wilaya de Saida

Le climat dominant sur la wilaya est continental avec un été sec et chaud et un hiver froid. La pluviométrie annuelle moyenne varie entre 200 et 600 mm et les températures varient entre 0 et 35°. La variation saisonnière des pluies indique que la saison pluvieuse s'étale pour l'ensemble de la wilaya de septembre à mai soit 9 mois avec un maximum au printemps et en hiver où la zone reçoit plus de 69 % ce sont les mois de mars (46.3 mm) et janvier (44.3 mm) qui reçoivent le plus grand volume de pluie. Les minima sont enregistrés en été où sévit la sécheresse estivale caractéristique essentielle du climat méditerranéen. . (A.N.A.T, 2008)

Les précipitations constituent un facteur déterminant dans l'étude de la végétation d'où la nécessité de donner un aperçu sur les tranches pluviométriques annuelles échelonnées sur quelques années. Le tableau 1.6 qui suit en donne une récapitulation.

Tableau 1.6: Précipitation dans la wilaya de Saida exprimé en mm (Labani, 2006)

Années	S.Tifrit	S.Tircine	S.Ain Soltane	S.Beld Beida
1974/1975	345	295	375	369
1979/1980	452	301	427	444
1984/1985	366	288	328	266
1989/1990	198	182	214	333
2000/2001	386	330	412	404
1995/1996	564	460,3	646	593
2001/2005	330,3	243	348	352
2005/2010	326	272	348	352

S : Station

Pour schématiser la répartition des précipitations moyennes annuelles, le recours à la carte établie par Labani (2006) constitue un référentiel déterminant.

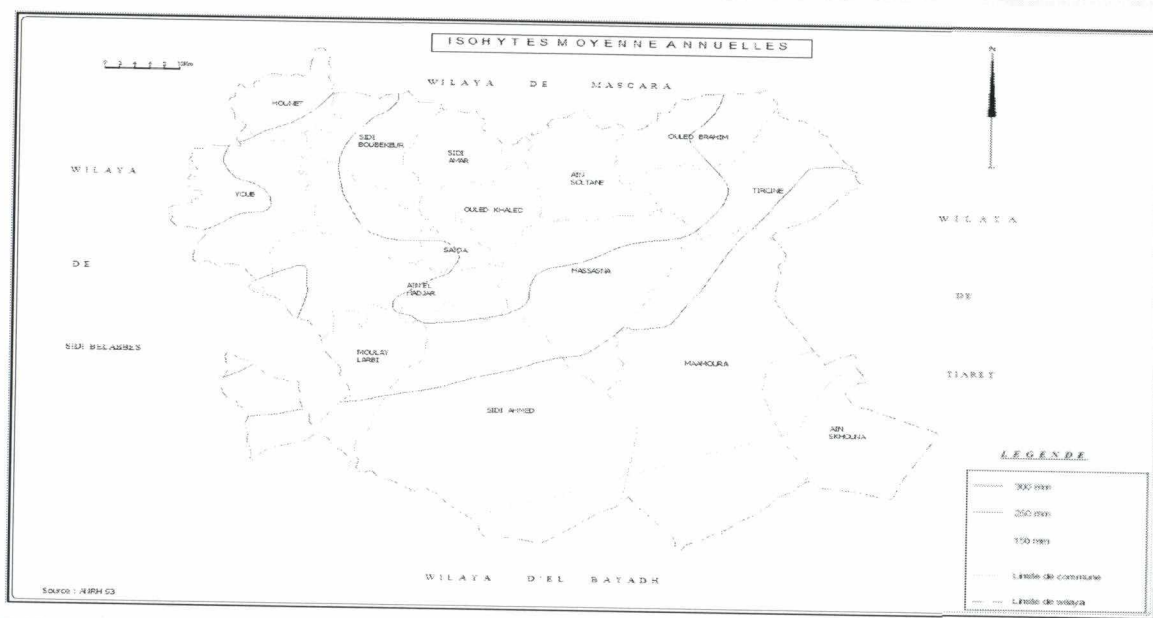


Figure 1.4 : Isohyètes moyennes de la wilaya de Saida selon Labani (2005)

Une récapitulation de données climatiques d'autres stations localisées en zone urbaine permet de compléter l'approche climatique et bioclimatique. L'exploitation des données de l'ONM entre 1980 et 2010 donne les résultats assez synthétiques récapitulés dans les tableaux en annexe 1.

Tableau 1.7: Variation annuelle du bilan hydrique calculé à partir de la formule de Thorntwaite (Terras, 2010) Station : Rebahia-Saida ($x=0^{\circ}10$ E, $y=34^{\circ} 50'$, altitude : 750m).

Paramètres	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai.	Juin.	Juill.	Août	Année
Temp, Moy (°c)	21,8	16,5	11,6	9,2	7,9	9,3	10,4	13,1	15,9	21,8	26,5	25,5	15,8
Précipit. (mm)	12	45	51,3	40,1	37,4	41,2	44,3	36	30,6	12,4	2,5	2	355
E.T.P (mm)	106	67,9	35,6	25,8	22	25,5	34	54,5	76,8	123,6	164,7	155,4	891,4
P- E.T.P	-94	-22,9	15,7	14,3	15,4	15,7	10,3	-18,5	-46,2	-111	-162	-153,4	-----
Réserve (mm)	0	0	15,7	30	45,4	61,1	71,4	52,9	6,7	0	0	0	-----
E.T.R (mm)	12	45	35,6	25,8	22	25,5	34	54,5	76,8	19,1	2,5	2	354,8
Déficit (mm)	94	22,9	0	0	0	0	0	0	0	104,3	162	153,4	536,6
Surplus (mm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

1.2.5.5. Aspects géologiques et pédologiques

La zone d'étude du point de vue géologique repose sur une formation du jurassique (Dolomie, argiles gréseuses, marnes, calcaires essentiellement) avec quelques roches éruptives et de formations d'âge primaire; les dépressions sont formées des alluvions du quaternaire. A ce sujet Lucas (1952) précise que le territoire de la wilaya de Saida est constitué essentiellement de terrains secondaires ; généralement de grés jurassiques et crétacés à dureté variable suivant le degré de consolidation de même que des couches calcaires, marneuses ou dolomitiques. Les dépressions et les vallées sont recouvertes de terrains d'origine continental (fluviales et éoliens) d'âge Tertiaire souvent indifférencie (Mio-Pliocène) et Quaternaire de manière étendue. Une formation plus ou moins épaisse de strate rougeâtre, sablo- argileuse d'âge Tertiaire où un recouvrement de croûte calcaire y est rencontré, de façon variable. Cet encroûtement représente une fossilisation de la surface topographique constituée par des alluvions tertiaires continentales.

Dans les deux principales études en relation avec les sols, la S.A.T.E.C (1976) et le B.N.E.D.E.R (1992) six types de sols sont identifiés :

- les sols alluviaux : ils comprennent les sols alluviaux de plaine ou de terrasse alluviale, les sols remaniés de dayate Zreguet, les sols alluviaux de bordure de chott et les sols alluviaux de lits d'oueds.
- les sols bruns : parmi ces sols, on distingue les sols bruns calcaires largement étendu au nord de la wilaya et les sols bruns à caractère vertique de Moulay Larbi.
- les sols bruns rouges : parmi ces sols on distingue les sols brun rouges à horizon humifère, les sols bruns rouges méditerranéens à texture légère, les sols bruns rouges méditerranéens sous formations steppique.
- les lithosols : sont assez étendus et se retrouvent sur presque tous les versants dénudés. Ils sont peu épais (moins de 20 cm généralement) et très morcelés.
- les sols halomorphes : on les trouve dans la zone du Chott Chergui, peu épais, à texture limoneuse, et portent une végétation halophile. Ils sont aussi de peu d'intérêt pour la mise en valeur agricole.
- les sols hydromorphes : Ils sont exclusivement localisés dans la zone steppique. Leur texture est lourde et ils sont peu profonds (entre 20- 50 cm). Ces sols sont mis à profit par les éleveurs pour y faire des emblavures de céréales.

1.2.5.6. Particularités floristiques

Les travaux de référence en matière de description de la végétation sont peu nombreux et les seules études en font une approche surtout phytoécologique. Les espaces forestiers de la wilaya de Saïda couvrent 156 000 ha regroupés en 14 forêts domaniales (tableaux en annexe 2 et figure 1.5). L'écosystème forestier couvre plus de 26% de la surface totale, un taux supérieur à la moyenne nationale imposant une vocation sylvicole à la zone. Les forêts domaniales de Tendfelt, Djaafra et Fenouane sont les plus importantes, elles sont composées de pin d'Alep auquel est souvent associé le chêne vert (*Quercus rotundifolia*) sous forme de taillis. (Labani, 2006).

Malgré ce taux de couverture forestier assez conséquent, tous les écosystèmes, localisé en zone aride sont très fragilisés et exposés à de différentes formes de dégradation menaçant leur pérennité.

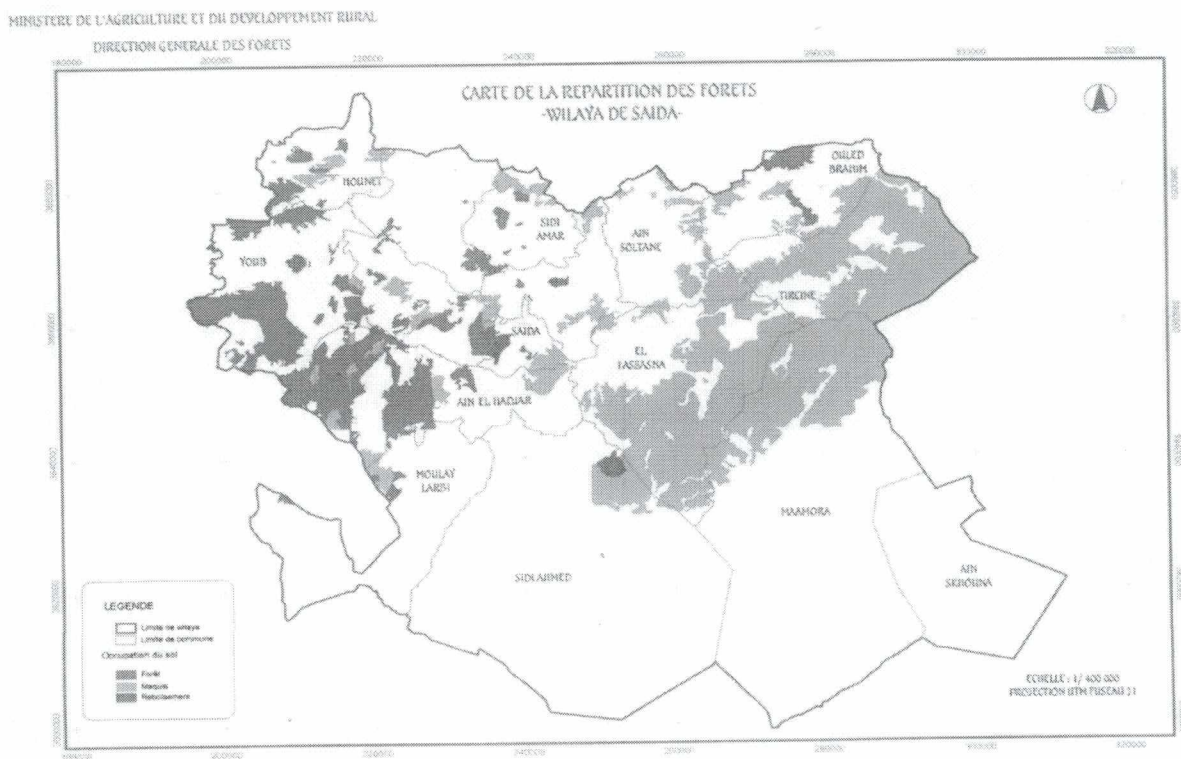


Figure 1.5 : Carte de la répartition des forêts dans la wilaya de Saïda (DGF, 2010)

Les formations forestières sont dominées par les groupements à pin d'Alep (*Pinus halepensis*), la structure et la composition restent très proche de toutes les formations forestières de la région caractérisées par un recouvrement global peu important, de l'ordre de

4 à 50% avec une densité moyenne à claire. Les forêts domaniales de Tendfelt, Djaafra et Fenouane sont les plus importantes, leur impact sur les autres espaces et sur la vocation de la wilaya est présent et ne peut être ignoré dans toute approche d'aménagement ou d'orientation globale du développement, par son impact sur les autres espaces. Les pinèdes dominent et sont associées soit au chêne vert (*Quercus rotundifolia*) soit au thuya de Berbérie (*Tetraclinis articulata*) avec un cortège floristique caractéristique de l'étage bioclimatique et des groupements et associations végétales ligneuses dominantes que sont le *Pinetum halepensis* et le *Quecetum illicis*. Le cortège floristique est diversifié en espèces de la strate arbustive et sous arbustive adaptées aux conditions du milieu et résistantes de par leur faculté de rejeter de souche. Le lentisque (*Pistacia lentiscus*), la filaire (*Phillyrea angustifolia*), les genêts (*Genista tricuspidata et ericoides*), le romarin (*Rosmarinus tournefortii*) et d'autres espèces dominent en sous-bois. Certaines espèces restent très appréciées par le cheptel, le sous bois subit ainsi des pressions intenses imposées par une charge ovine (pacage) permanente évaluée par plusieurs auteurs à plus de 10 équivalents ovins par hectare alors que la possibilité n'est que de un équivalent ovin. (Benabdeli, 1983 et 1996).

Les formations forestières sont dominées par les groupements suivants :

- Pin d'Alep (*Pinetum halepensis*), la structure et la composition restent très proche de toutes les formations forestières de la région méridionale de la Méditerranée. Il se distingue par un recouvrement global faible, avec une densité moyenne à claire ne dépassant qu'exceptionnellement 300 arbres à l'hectare.
- Thuya (*Tetraclinum articulata*) cantonnée dans les expositions sud et sud-est avec un cortège floristique caractéristique de l'étage bioclimatique semi-aride à variante chaude avec un sous bois de faible recouvrement où dominent les genres de la strate buissonnante comme *Genista*, *Calycotome*, *Cistus*,
- Chêne vert (*Quecetum illicis* avec un cortège floristique diversifié en espèces de la strate arbustive et sous arbustive adaptées aux conditions du milieu et résistantes de par leur faculté de rejeter de souche. Le lentisque (*Pistacia lentiscus*), la filaire (*Phillyrea angustifolia*), les genêts (*Genista tricuspidata et ericoides*), le romarin (*Rosmarinus tournefortii*) et d'autres espèces dominent en sous-bois.

1.2.5.6.1. Les principaux groupements forestiers de la wilaya de Saida

Une étude phytoécologique réalisée par Terras (2003) a permis de donner une composition floristique moyenne assez représentative des différents groupements végétaux de la zone.

- Groupement à Chêne vert

C'est le groupement le plus en équilibre et adapté aux conditions du milieu, il se présente le plus souvent sous forme d'un matorral élevé moyen à dense ou d'un taillis de hauteur moyenne de l'ordre de 3 m imposée par une surexploitation et des incendies répétées. Le nombre d'espèces reste très élevé et constitue l'ossature de base de toutes les formations forestières de la région. Benabdeli (1996) note pour les monts de Saida l'importance des formations ligneuses basses de chêne vert dans la préservation de la couverture forestière.

Le cortège floristique représentatif de ce groupement se compose de : *Phyllirea media*, *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus*, par contre, les grandes graminées Alfa ou Diss ne jouent qu'un rôle secondaire.

Le Pin d'Alep dans ce groupement ne représente qu'un pionnier dans le retour au stade forestier dont le climax serait une forêt de chêne vert pur avec *Quercus ilex*, *Arbutus unedo*, *Jasminum fruticans*, *Lonicera etrusca*, *Alyssum alpestre*, *Osyris alba*, *Asperula hirsuta*, *Phillyrea angustifolia*, *Atractylis humilis*, *Pyrus gharbiana*, *Atractilis macrophylla*, *Ruscus aculeatus*, *Bupleurum balansae*, *Asphodelus cerasiferus*, *Bupleurum rigidum*, *Smilax aspera*, *Clematis flammula*, *Staeheina dubia*, *Daphne gnidium*, *Valeriana tuberosa*, *Genista cinerea* et *Viburnum tinus*.

- Groupement à Pin d'Alep et Chêne kermès

Les espèces les plus présentes et dominantes imposant une physionomie au groupement sont *Quercus coccifera*, *Calycotome intermedia*, *Cistus villosus*, *Pistacia lentiscus*, *Phyllirea media*, et *Ampelodesma mauritanica*. Dans la strate arborescente notant la présence de *Tetraclinis articulata* et *Quercus rotundifolia*.

La composition moyenne du cortège floristique de ce groupement forestier comprend les espèces suivantes : *Pinus halepensis*, *Calycotome villosa*, *Cistus salviaefolius*, *Erica arborea*, *Genista erioclada*, *Globularia alypum*, *Halimum halimifolium*, *Helianthemum racemosum*, *Lavandula stoechas*, *Quercus coccifera* et *Rosmarinus tournefortii*.

Il y a lieu de noter deux facies dans ce groupements selon le type de sol, sur sol siliceux caractérisés par *Lavandula stoechas*, *Erica arborea*, *Cistus salviaefolius* et *Halimum haimfolium*. Par contre sur sols calcaires c'est *Rosmarinus tournefortii*, *Globularia alypum*, et *Genista erioclada* qui caractérise ce facies.

- *Groupement Oléo-lentisque*

Ce groupement appartient à l'alliance de *l'oleo-ceratonion* et correspond à des peuplements très ouverts et classés parmi les plus dégradés. Le Chêne vert en est absent, par contre le Pin d'Alep y est fréquent au même titre que le lentisque. Le chêne kermès et la filaire sont abondants dans les zones de transition avec les groupements précédents. Les espèces dominantes sont accompagnées de toute une série d'espèces thermophiles telles que *Cistus sericeus*, *Cistus landaniferus*, *Ebenus pinnata*, *Genista quadriflora*, *Coronilla juncea*.

- *Groupement de Tetraclinis articulata*

La composition floristique moyenne représentative dans le territoire étudié de la tétraclinaie regroupe les espèces suivantes : *Tetraclinis articulata*, *Arbutus unedo*, *Asparagus albus*, *Astragalus lusitanicus*, *Bupleurum gibraltarium*, *Calycotome spinosa*, *Carallum europaea*, *Cistus landaniferus*, *Cistus sericeus*, *Coronilla juncea*, *Ebenus pinnata*, *Elichrysum stoechas*, *Genista quadriflora*, *Olea europea.sylvestris* et *Quercus coccifera*.

1.2.5.6.2. Importance des grandes graminées

Les graminées *Stipa tenacissima* et *Ampelodesma mauritanicum* sont présentes dans tous les groupements et constituent une strate intéressante dans le recouvrement du sol. Elles jouent un rôle déterminant dans la configuration des paysages forestiers dégradés grâce à leur capacité de résistance aux différentes pressions qui s'exercent sur l'espace forestier. Quand les groupements de pin d'Alep, de chêne vert et de thuya sont dégradés (coupes, incendies, parcours, défrichement) l'alfa et le diss colonisent rapidement l'espace et jouent le rôle d'espèces pionnières préparant l'installation des espèces ligneuses basses dans un premier temps. (Labani, 2005 ; Terras, 2010)

1.2.6. Menaces sur l'espace forestier

Leutrech-Belarouci en 2000 soulignait : « La régression souvent alarmante des espaces forestiers semi-aride, qui pourtant renferment des potentialités forestières et pastorales, nous incite à concevoir et finaliser des projets de restauration des écosystèmes. En effet la stabilité et la productivité des écosystèmes doivent obligatoirement être basées sur la composante écologique en vue de leur gestion durable ». Sur ce volet Benabdeli (1996) notait également : « Au rythme actuel de destruction du patrimoine végétal par les incendies, dans un siècle au plus la couverture végétale forestière sera anéantie. Annuellement les feux de

forêts détruisent en moyenne près de 2 % de la surface forestière nationale alors que les reboisements ne sont que de l'ordre de 1 % soit une perte de l'ordre de 15.000 hectares par an, en supposant que tous les reboisements réussissent mais ce n'est malheureusement pas le cas ».

Il y a lieu de noter que déjà en 1847 selon Baylet (1981), la forêt occupait 150 000 hectares et malgré toutes les opérations de reboisement et de préservation la superficie est restée constante à cause des incendies, des défrichements et des surexploitations. Cette situation se traduit par une physionomie de dégradation puisque les gros bois ne représentaient guère plus de 6 % de la superficie totale, la forêt claire sans régénération totalise 38%, le matorral 20 %, la broussaille 25 %, les terrains de parcours et de cultures 49 %. Les stades de dégradation avancée représentent plus de 83%.

Une analyse de la dynamique de l'espace forestier entre une comparaison des cartes d'état major de 1953, l'étude de la S.A.T.E.C. en 1976, celle de l'A.N.A.T. en 1989, celle du B.N.E.D.E.R. en 1992 et en dernier la thèse de Labani en 2006 permet de tirer les conclusions suivantes :

- une superficie totale assez stable malgré les interventions d'extension du patrimoine forestier.
- les investissements injectés dans la zone n'ont finalement servi qu'à maintenir une superficie avec une accélération du processus de dégradation.
- l'espace forestier reste un territoire très mal décrit et analysé donc méconnu.
- tous les peuplements se distinguent par une absence de régénération naturelle menaçant la pérennité des écosystèmes.
- une nette augmentation des formations basses où domine le matorral confirmant l'intensité de la dégradation de l'espace forestier dans son ensemble et la tendance vers des formations en déséquilibre.

Dans ce volet le B.N.E.D.E.R (1992) souligne que l'espace forestier occupait une superficie de 174.361 hectares qui se répartissait comme suit :

- Forêts denses : 130.77 ha soit 07,50%
- Forêts claires : 270.41 ha soit 15,00 %
- Maquis denses : 14537 ha soit 08,30 %
- Maquis claires : 112.673 ha soit 64,62%
- Reboisements : 7033 ha soit 4,03 %

Le surpâturage libre et permanent dans les écosystèmes forestiers, les incendies répétés liés aux conditions écologiques sévères ont fait de la majorité des forêts un matorral

ou un taillis quand il s'agit de chêne vert. Le volume sur pied n'atteint pas 1 mètre cube par hectare (Saada, 1983). La fréquence et l'intensité des incendies de 1994 à 2010 sont inquiétantes, puisque la superficie touchées par le feu annuellement est de l'ordre de 469 ha. Les incendies de forêts sont les plus importants par rapport aux feux de broussailles et alfa, ils représentaient plus de 85% de la superficie totale.

-Les travaux de gestion courante

La stratégie qui a consisté à adopter, dans un passé récent, le modèle du laisser-faire conduit inéluctablement à des conséquences néfastes aussi bien pour la sauvegarde et la préservation des terres vouées vivrières de première nécessité que pour la préservation des terres.

Selon L'ANAT, 1989 la situation actuelle des forêts est préoccupante, sur 167 000 hectares, a relevé :

- 25 % de forêts denses ou claires
- 46 % de maquis denses ou clairs, dont une partie en voie de dégradation
- 29 % de forêts découvertes.

-Les Reboisements :

Les opérations de reboisements devant le taux d'échec très important ne semble pas être la solution pour préserver les formations forestières en zone aride. Malgré la diversité de programmes tant annuels que pluriannuels visant la conservation et la reconstitution des boisements et des peuplements voir même leur extension aux zones jugées prioritaires (repeuplements) ; la superficie forestière s'amenuise et les formations se dégradent. Letreuch-Belarouci en 2001 note : « Les reboisements effectués depuis 30 ans en zone semi-aride ne constituent que des opérations de transition du point de vue technique et économique. Ils ne sont pas rentables financièrement et ne peuvent aujourd'hui être qualifiés ni de reboisement de protection ni de production ».

Malheureusement les résultats sont loin des espérances et l'espace forestier malgré des investissements importants n'a pu s'intégrer et jouer un rôle économique avec un impact sur la commune. Il est resté un espace relativement protégé, sans raison ni écologique ni forestière car il recèle des potentialités intéressantes, tel une biomasse végétale de l'ordre de 300 unités fourragères par hectare et par an, une production de matière ligneuse avoisinant les 3 à 6 mètre cube par hectare et par an. L'absence de données fiables découlant d'une absence de suivi au niveau communal et du désintéressement de cette activité au niveau de

l'administration communale. Il est difficile de faire une analyse précise de l'impact de cet espace dans la commune. Tous les investissements consentis dans l'espace forestier se sont concentrés sur les opérations suivantes : infrastructure routière, reboisement, repeuplement, Aménagement de pistes, aménagement et ouverture de tranchée pare-feu. Aucune de ces actions ne peuvent être retenues comme des opérations sylvicoles et de mise en valeur des formations forestières et se soldent par des pertes d'argent sans contre partie. (Benabdeli, 1996).

Aucun bilan technique et financier n'est exigé pour justifier l'investissement alors que dès 1872 Tassy défendait une nouvelle vision rejetée jusqu'à nos jours par les forestiers partisans d'une forêt décor et fossile. L'importance économique de la forêt algérienne n'a jamais été mise en évidence dans l'approche des gestionnaires qui se sont contentés de consommer les crédits de l'état alloués annuellement. (Benabdeli, 1996). L'approche en matière de pré-aménagement pour rentabiliser et opérer des opérations sylvicoles par la suite (Grim, 1989) n'a pu se généraliser et c'est une expérience qui n'a duré que quelques années sur une zone pilote puis abandonnée sans pouvoir en tirer les conclusions.

Une dégradation de l'espace forestier imposée par une absence de vision globale de gestion et de son intégration dans les différents espaces et dans l'économie locale, une utilisation irréfléchie et anarchique par un cheptel, une pratique de technique forestières non adaptées aux conditions écologiques et aux formations végétales et par des incendies permanents et répétés.

Il est naturellement impossible de laisser se perpétuer de telles pratiques, même si l'on reconnaît l'importance de la demande sociale. La recherche écologique pourrait aussi éventuellement contribuer, en collaboration avec les forestiers, à choisir des espèces à croissance rapide qui, dans des conditions appropriés (zones irriguées, fonds d'oueds..) pourrait en satisfaire une partie des besoins exprimés (Long, 1979).

- Le parcours et le pâturage

«L'un des plus important facteur de dégradation de toutes les formations végétales forestières est le parcours qui a été, depuis que l'homme a pratiqué l'élevage pour sa nourriture et sa survie, un point de discorde entre l'éleveur et le forestier. Les populations riverains vivant en permanence au contact de la foret utilisent encore de nos jours des méthodes traditionnelles de conduite des troupeaux » souligne Benabdeli en 1975.

L'impact socio-économique sur la structure agraire n'est nullement pris en charge, l'accroissement permanent des troupeaux impose une pression sur les espaces forestier et

agraire qui sont considérés comme appoint. La gestion de l'espace et des troupeaux n'obéit à aucune approche socio-économique. (Benabdeli, 1998)

Les ressources fourragères de la zone d'étude n'arrivent pas à satisfaire les besoins alimentaires de l'énorme cheptel qu'elle abrite. En effet les besoins des 420 000 têtes ovines, 15 000 têtes bovines et 45 000 têtes caprines sont loin d'être couverts par l'offre actuelle.

1.3. Les incendies de forêts

1.3.1. Etude de la pyrologie forestière

Un incendie est un feu ou plus généralement une combustion vive qui se développe sans contrôle dans le temps et dans l'espace. La pyrologie forestière, qui est l'étude des feux de forêt et de leur comportement, explique le phénomène de la combustion appliquée au milieu forestière tout en décrivant les caractéristiques propres aux feux de Forêt (comportement) et les facteurs qui influencent leurs naissances et leur développement (Trabaud, 1979)

Dès qu'un incendie se déclare dans une végétation sur pieds déshydratée en été, l'air abondant la fait brûler plus violemment et plus complètement qu'au printemps où des feux brûlent parfois rapidement sur toute la surface de la végétation tassée sans détruire les végétaux de la strate arborescente.

Les essences à feuilles larges comme le chêne, le hêtre et le bouleau, ne brûlent pas aussi facilement que les conifères qui sont pratiquement l'unique élément constitutif des forêts des régions montagneuses. Parmi les conifères, les pins et les sapins brûlent plus facilement à cause de leur grande teneur en résine ; bien que les aiguilles des conifères soient extrêmement inflammables, leurs trames et leurs branches le sont sensiblement moins. Les mélèzes ont des trames et des branches résineuses, mais leurs aiguilles sont moins inflammables. Ceci rend leurs feux de cime moins graves (O.I.P.C, 1989 *In* Borsali, 2000).

1.3.1.1. Principes fondamentaux de la combustion

La combustion est un phénomène chimique qui se produit entre deux corps : un combustible et un comburant. Selon Trabaud (1979), cette combustion s'accompagne toujours d'une élévation de température plus au moins mesurable. La combustion se présente sous différentes formes :

- La combustion lente (rouille, respiration) ;
- La combustion vive (avec flamme, émission de la lumière) ;
- La combustion spontanée (fermentation, puis flamme, chiffons gras) ;

- La combustion instantanée (explosions, déflagration, détonation).

1.3.1.2. Eléments constitutifs de la combustion

Pour qu'un feu existe, il faut trois éléments en présence et une bonne propagation : un combustible ; un comburant et une source de chaleur. Retirer un seul de ces éléments et le feu n'existe plus (Trabaud, 1979).

- **Les combustibles** : Tous les éléments constitutifs de la végétation, qu'ils soient morts ou vivants, du sol à la cime des arbres forment les combustibles, on trouve tour à tour de bas vers le haut (Brown, 1970 *In* Borsali, 2000) : l'humus ; la strate muscinale ; la strate herbacée ; la strate arbustive et la strate arborescente. Un combustible est un matériau capable d'émettre des vapeurs inflammables. Son comportement au feu variera selon sa nature : feuilles, résineux (teneur en eau et en résine), sa grosseur (plus le combustible est gros, plus il peut se défendre contre le feu) et son état (suivant la saison, cycle végétatif). Un bois mort n'a plus de moyen de défense même s'il est trempé (Fosberg, 1971 *In* Borsali, 2005).
- **Le comburant** : L'oxygène est le comburant universel, qu'il provienne : de l'air (21% de l'oxygène dans l'air, dont 1/5 sera utilisé pour la combustion vive) ou de la décomposition de l'eau (Lors du passage à l'état de vapeur).
- **La chaleur** : Toute combustion produit de la chaleur. Toute combustion à besoin de chaleur. La température à laquelle brûle un combustible est appelée « Point d'Inflammabilité ». L'expérience montre qu'en général ce point est atteint vers 600 à 800 F° soit environ 316° C à 427° C. (Fosberg, 1971).

1.3.1.3. Phases de la combustion

Un feu de forêt est assimilé souvent à un phénomène physique qui a une réaction chimique, l'étude de la combustion permet de mieux connaître ce qui se passe réellement lorsqu'un feu est en activité. Le bois qui est le principale aliment du feu, il est constituée de tissus fibreux (cellulose 40 à 50%, de lignine entre 20 et 30%, d'eau, de cires, d'alcaloïdes, de résines diverses, de sucres et d'acides divers. Dès qu'une source de chaleur est mise à leur contact, ils ont tendance à s'évaporer, c'est ainsi qu'on distingue généralement trois phases dans les processus de la combustion :

- **Préchauffage** : Lorsque le combustible est soumis à une chaleur intense, un certain nombre de phénomènes peuvent être observés : le réchauffement, la transpiration, l'évaporation le dessèchement et la distillation. Le combustible perd son humidité relative dans les quatre premiers phénomènes. Dans le dernier, le combustible se

modifié chimiquement, il y a décomposition et destruction moléculaire (des tissus, des résines), pour donner des gaz volatils et particulièrement inflammables de type hydrocarbures(C-H-O....) (Fosberg, 1971 *In* Borsali, 2005).

- **Combustion des gaz :** Lorsque les gaz provenant de la distillation des combustibles se mélangent à l'air dans des proportions correctes et atteignent la température d'inflammabilité, ils s'enflamment. Ils produisent à leur tour une nouvelle énergie (2500 à 4000 Kcal / Kg) et la combustion complète produit des flammes noires et rouges sombre. Par contre la combustion incomplète produit des flammes orange et jaune. Toutes les combustions sont souvent précédées d'une fumée blanche (vapeur d'eau provenant de l'évaporation, fumerolle).
- **Combustion du charbon :** Quand la phase importante de distillation est terminée, il ne reste du combustible que des résidus solides de charbon ceux-ci vont continuer à brûler par incandescence (au delà 450°C) et il ne restera que des cendres. Si la réaction est complète, il s'y forme du CO₂ et du CO lequel brûle à son tour à l'état gazeux pour former du CO₂ et les flammes bleuâtres apparaissent sur le combustible. (Trabaud, 1976).

1.3.1.4. Propagation de la chaleur

Les différentes phases de la combustion mettent en valeur l'importance de la chaleur qui permet le préchauffage, porte le combustible à sa température d'inflammation, alimente la réaction et maintient le processus de la combustion par propagation de l'énergie calorifique. Généralement la chaleur émise par un corps en combustion se transmet de trois façons par convection, par radiation et par conduction (Trabaud, 1976).

- **Propagation par conduction :** C'est une propagation à travers le combustible lui même, les combustibles forestiers sont de mauvais conducteurs de chaleur donc la propagation du feu se fait lentement.
- **Propagation par convection :** La masse d'air chaud tend à monter verticalement au dessus du foyer qui est remplacé par l'air frais environnant se traduisant par la création d'une colonne de convection à grand pouvoir calorifique au dessus du feu. Ce type de propagation associé au vent est responsable des feux de cime.
- **Propagation par rayonnement (Irradiation) :** C'est une énergie rayonnante qui se propage dans toutes les directions. Son intensité est inversement proportionnelle au carré

de la distance. La chaleur reste l'élément indispensable pour la continuité de la combustion (réaction en chaîne) (Trabaud, 1976).

La figure 1.6 ci-dessous permet de constater que le front des flammes, chassé par vent fort, crée une large zone de haute température qui peut avoir une profondeur allant jusqu'à 500m. La température dans cette zone sèche la végétation, la rendant hautement inflammable. (Zuccaro, 1991 *In* Borsali, 2005).

Les températures aux environs de 100 et 300°C sont particulièrement significatives : elles représentent respectivement la température de vaporisation de l'eau et celle des essences résineuses des arbres. Là où la température se maintient au dessus de 200°C, des gaz volatils explosibles peuvent jaillir donnant naissance à de nouveaux foyers qui peuvent sauter de cime d'arbre en cime d'arbre.

Les températures d'environ 100°C sont à l'autre bout de l'échelle, la chaleur de vaporisation latente de l'eau tend, en pratique, à refroidir l'environnement. cela maintient une température relativement basse pendant une période de temps qui varie selon le degré d'humidité de la végétation et de l'air (Zuccaro, 1991 *In* Borsali, 2005).

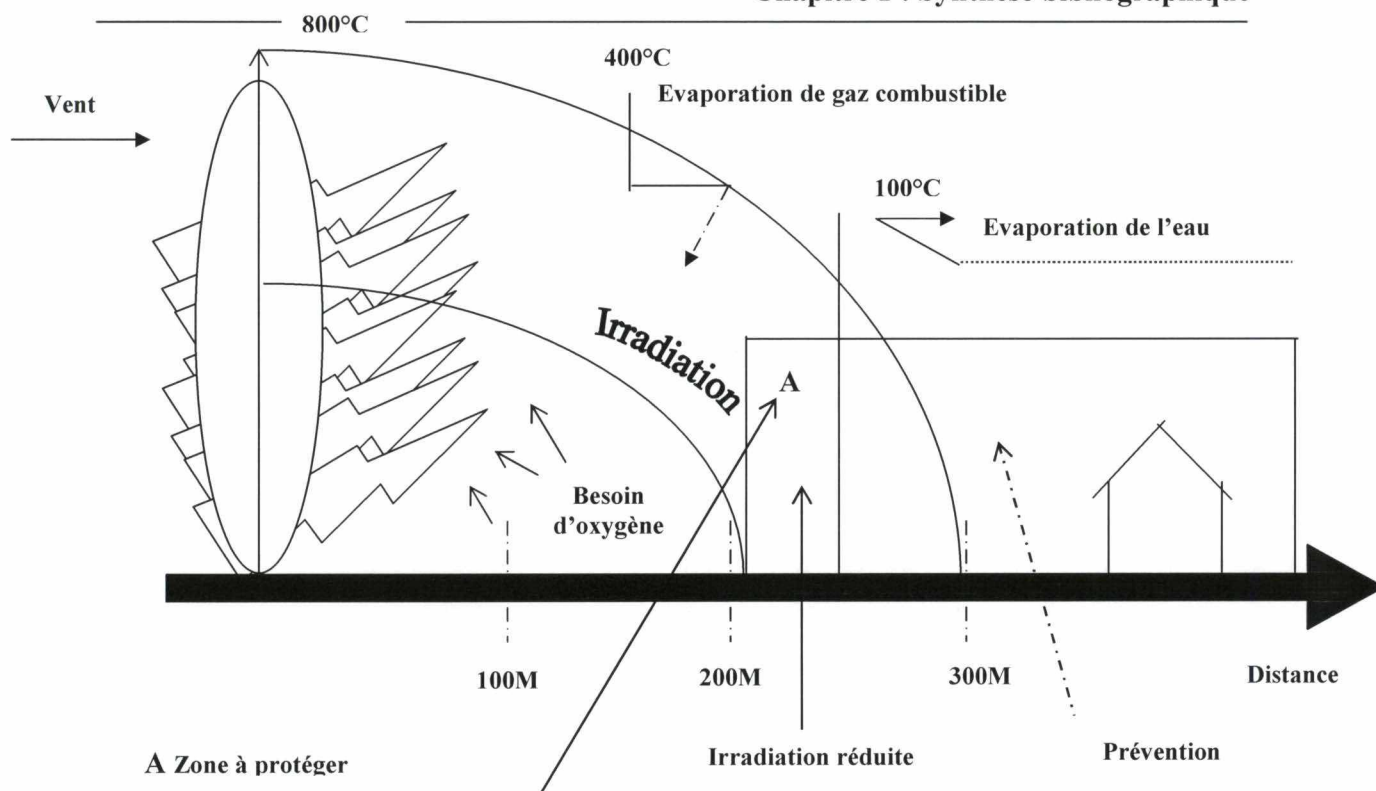


Figure 1.6 : Propagation de l'incendie par irradiation (Zuccaro, 1991).

1.3.2. Les feux de forêts en région méditerranéenne

La forêt méditerranéenne brûle depuis des temps très reculés et pourtant elle est toujours présente dans le paysage. Le feu représente le premier péril naturel pour les forêts et les zones boisées du bassin méditerranéen. Il détruit plus d'arbres que toutes les autres calamités naturelles - attaques de parasites, insectes, tornades, gelées, etc...

L'évolution de la forêt méditerranéenne est conditionnée par les incendies puisqu'après chaque feu, les espèces principales de la communauté végétale préexistante se réinstallent par un processus d'auto-succession (Ferran et Vallejo, 1998). Ces nouvelles communautés végétales présentent une relative stabilité écologique et floristique (Lepart et Escarré, 1983). Les plantes pyrophytes ou pyrophiles constituent un « pool » d'espèces très compétitives contribuant par leur pouvoir de colonisation et d'occupation à uniformiser et banaliser les formations végétales et à réduire considérablement la diversité floristique (Barbero *et al.*, 1988).

Dans certains pays de la région méditerranéenne (i.e. France, Espagne, Portugal, Italie) l'exode rural et la déprise agricole opérés à partir de la fin des années 1960, accompagnés

d'une politique d'éradication systématique des feux, ont favorisé la recrudescence des grands feux (Amouric, 1985 ; Pausas, 2004).

1.3.2.1. Les causes des incendies :

Contrairement aux autres parties du monde, où un pourcentage élevé de feux est d'origine naturelle (essentiellement la foudre), le bassin méditerranéen se caractérise par la prévalence de feux provoqués par l'homme. Les causes naturelles ne représentent qu'un faible pourcentage (de 1% à 5% en fonction des pays), probablement à cause de l'absence de phénomènes climatiques comme les tempêtes sèches. (Alexandrian, 1998)

Les départs de feu dans les forêts méditerranéennes sont dans leur grande majorité d'origine humaine, mais tous les incendiaires ne sont pas des pyromanes. Le plus souvent, les feux sont liés à des négligences ou des malveillances (Alexandrian, Gouiran, 1992 *In* Borsali, 2005). Malgré les campagnes d'information et de sensibilisation, il est assez désolant de constater que les gestes d'incivilité (jets de mégots, grillades en forêt et autres bris de verre) déclenchent encore et toujours des départs de feux. (Esnault, 1995 *In* Borsali, 2005). Ces feux prennent rarement un caractère catastrophique mais ils ont en revanche un effet indirect très négatif en obligeant les services de lutte à disperser leurs moyens sur le terrain. Les feux intentionnels sont beaucoup plus dévastateurs puisqu'ils sont pensés, préparés, prémédités pour créer le plus de dommage possible, notamment en allumant plusieurs départs de feu simultanés un jour de grand vent. Les motifs de ces incendies volontaires sont surtout la protestation contre la création d'un parc naturel, des revendications politiques contre le pouvoir, l'opposition contre le reboisement d'anciens pâturages, le conflit entre les chasseurs et d'autres utilisateurs de la forêt, la spéculation sur la requalification d'espaces forestiers en terrains urbanisables, la recherche d'emploi dans la lutte contre l'incendie ou dans les travaux de restauration, et la liste est encore longue (Velez, 2000 *In* Borsali, 2005).

La végétation méditerranéenne, bien que brûlant facilement, ne s'enflamme pas toute seule. Contrairement à d'autres forêts dans le monde (en particulier la taïga), la foudre ne provoque qu'une faible proportion des éclosions d'incendies, le plus souvent moins de 5%. Les éruptions volcaniques, autre cause naturelle possible des incendies de forêt, sont rares autour de la Méditerranée. L'homme est en réalité responsable de la plus grande partie des feux, dans des proportions qui varient entre 92 % et 98 % selon les pays concernés (Velez, 2000 ; Colin *et al.*, 2001 ; Porrero Rodriguez, 2001 *In* Borsali, 2005).

Une autre caractéristique commune à tout le bassin méditerranéen est le taux élevé de feux de cause inconnue estimé à 56 % en moyenne dans les cinq pays d'Europe du Sud; entre 50 et 77 % dans la plupart des autres (Chypre, Maroc, Tunisie et Turquie). Il est à noter, toutefois, que certains pays connaissent une proportion relativement faible de feux de cause inconnue, entre 25 et 47 % en Croatie, en Grèce et au Portugal (Delattre, 1993). La chaleur et le vent certes stimulent la propagation des feux, mais il faut réaffirmer avec force qu'ils n'en sont pas la cause directe. (Clement, 2005)

Parmi les origines connues, ce sont les causes involontaires (négligence ou accident) qui sont les plus fréquentes dans l'ensemble des pays, (Canakcioglu, 1986). Le manque d'entretien des forêts auquel s'ajoutent les facteurs climatiques défavorables créent des conditions plus ou moins favorables à la propagation des feux. C'est surtout les fortes températures estivales, les vents chauds et violents qui en sont des causes dominantes, toutefois, il n'y a pas toujours de corrélation stricte entre les conditions météorologiques et les feux de forêt. Les causes accidentelles varient d'un pays à l'autre ; certaines sont liées aux installations fixes (lignes électriques, décharges) et d'autres sont directement associées aux activités humaines (fours à charbon mal réglés, feux non maîtrisés, fumeurs, feux de camp, feux allumés par les bergers). La liste est très longue et ne peut être résumée à quelques cas. Il semble, toutefois, que ces incendies involontaires soient directement liés aux activités agricoles et forestières: les parties en cause sont principalement les résidents permanents (et rarement les touristes de passage) (Alexandrian, 1998).

Paradoxalement, la cause fondamentale des feux de forêt est liée à l'élévation du niveau de vie. En Europe de l'Ouest, des bouleversements sociaux et économiques de grande envergure ont donné lieu à un transfert de population de la campagne vers les agglomérations, une décélération considérable de la croissance démographique, un abandon des terres arables et une perte d'intérêt pour les ressources forestières en tant que source d'énergie. Cela s'est traduit par un accroissement des terres boisées, une érosion de leur valeur financière, un exode des populations responsables de la forêt et, surtout, une augmentation de la quantité de combustible (Le Houérou, 1987).

1.3.2.2. Quelques chiffres sur les feux de forêts

Les feux de forêts dans le bassin méditerranéen représentent une part importante des incendies de la planète puisqu'il est recensé en moyenne 60 000 feux par an dans les pays à risque d'incendie de la zone méditerranéenne (figure 1.7). Dans certains pays méditerranéens,

plus de 20 000 feux de forêt sont enregistrés annuellement. Ces feux détruisent chaque année jusqu'à 700 000 ha dans cette région et le plus souvent ces incendies éclatent durant la saison sèche. (Système d'information des feux de forêts européen-EFFIS, 2010)

La fréquence de feux dans les forêts de *pin d'Alep* est comparable à celle des territoires non boisés. D'après les statistiques, la fréquence du passage du feu est tous les 60 ans au maximum ; si la fréquence devient plus grande, la régénération naturelle pourra devenir impossible.

Actuellement dans l'ensemble du bassin méditerranéen, les feux de forêt atteignent aujourd'hui le chiffre d'environ 50 000 par an, c'est-à-dire deux fois plus que dans les années 70. Les séries statistiques ne coïncidant pas, il est difficile de mesurer avec certitude l'évolution sur toute la zone. Dans les pays qui disposaient de données dès les années 50, une forte augmentation à partir du début des années 70 est à noter : en Espagne de 1 900 à 8 000, Italie de 3 400 à 10 500 ; en Grèce de 700 à 1 100, Maroc de 150 à 200 et Turquie de 600 à 1 400. Seule l'ex-Yougoslavie s'écarte de la tendance générale de 900 à 800.

Les superficies brûlées dans les pays méditerranéens peuvent être estimées à environ 600 000 ha par an, soit près du double des années 70. Toutefois, la tendance observée est beaucoup moins uniforme que pour l'incidence des feux. Une aggravation de la situation est constatée en Grèce (de 12 000 à 39 000 ha), en Italie (de 43 000 à 118 000 ha), au Maroc (de 2 000 à 3 100 ha), en Espagne (de 50 000 à 208 000 ha) et en ex-Yougoslavie (de 5 000 à 13 000 ha).

En Algérie et à Chypre, aucune tendance à partir des statistiques n'est décelable, mais certaines années présentent un maximum très élevé durant les années 1957, 1958 et 1983 en Algérie et 1974 à Chypre. Enfin, les superficies totales incendiées sont restées relativement stables en Croatie, en France, en Palestine et en Turquie. Il est intéressant de noter qu'en dépit de toutes les mesures prises, aucun pays ne fait état d'une amélioration de la situation (Le Houérou, 1987).

Actuellement, malgré la mise en place de réseaux de surveillance, le développement d'actions de prévention et le financement des moyens de lutte, environ 50 000 incendies ravagent chaque année entre 700 000 ha et 1 million d'ha de forêt méditerranéenne, causant des dommages écologiques, économiques et humains sévères. En Europe, les cinq pays (Portugal, Espagne, France, Italie, et Grèce) membres de l'EFFIS (European Forest Fire Information System) ont recensé 52 795 incendies en 2009 affectant une surface totale de 323 896 hectares pour ces territoires (JRC scientific report, 2010). En 30 ans, 14 360 304 ha de forêts ont été incendiés dans ces 5 pays. (Guenon, 2011)

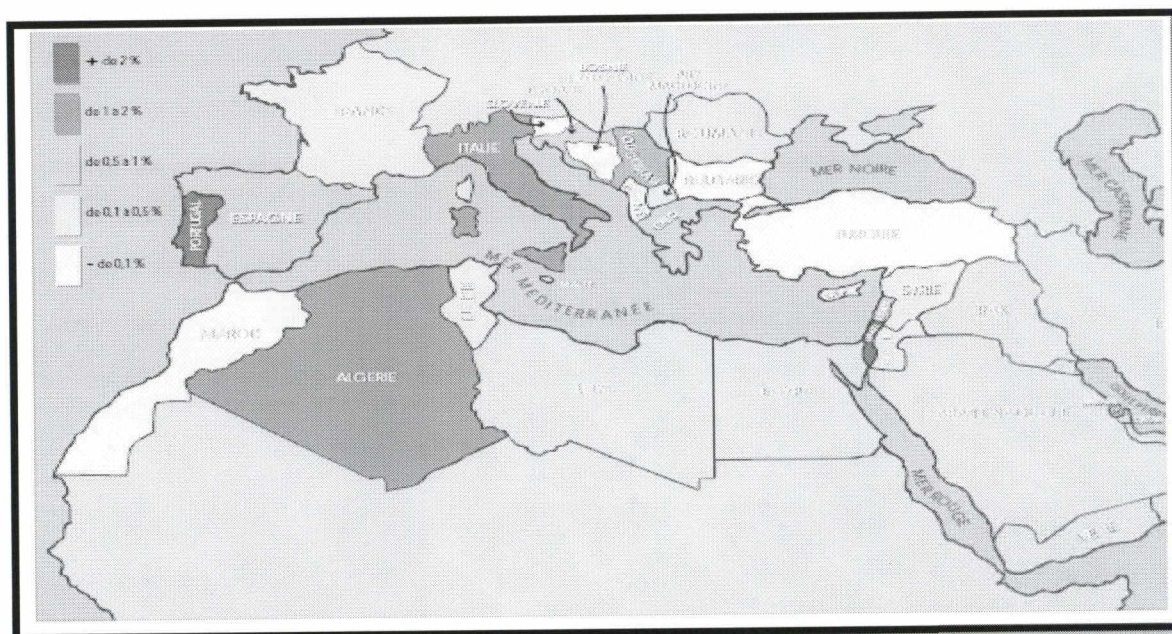


Figure 1.7 : Importance des feux de forêts en région méditerranéenne (Jappiot *et al*, 2001).

Depuis les grands incendies des années 80, les orientations prioritaires de la politique de défense des forêts contre l'incendie (D.F.C.I) reposent sur le renforcement de la gestion spatiale du risque, la réduction des causes de feu, la mise aux normes des équipements et le renforcement de la surveillance. Elles mettent également en avant l'intérêt de juxtaposer parcelles boisées, parcelles débroussaillées et parcelles agricoles ; ainsi que le compartimentage des massifs forestiers par la mise en place de discontinuités appelées coupures de combustible (Fayein, 2003).

1.3.3. Les incendies de forêts en Algérie

1.3.3.1. Historique

Depuis près de 4 000 ans, les pasteurs et les cultivateurs ont pris l'habitude de brûler la forêt pour obtenir un pâturage meilleur et précoce, ainsi que des terres de culture (Le Houerou, 1980). Ainsi, dans le passé, l'homme a allumé la plupart des feux à des fins agricoles ou pastorales. Cependant, les faibles rendements agricoles obtenus l'ont obligé à conquérir sans cesse de nouvelles terres. (Kunholtz-Lordat, 1938, 1958).

Les Algériens, pendant la colonisation française, ont eu également recours à ces techniques. Pour pratiquer la culture dans les montagnes où ils s'étaient réfugiés, ou bien pour renouveler et améliorer les pâturages pour leurs troupeaux, ils mettaient le feu aux

broussailles : technique considérée plus pratique et moins onéreuse que le débroussaillage. (De Ribbe, 1866). Il est fort probable qu'ils aient hérité cette technique de leurs ancêtres ; celle-ci se pratique de nos jours en Kabylie pour amender les cultures et au parc national d'El Kala pour accroître les terrains agricoles. (Monnier, 1981). Par ailleurs, il ne faut pas oublier que le feu a été, en certaines occasions, utilisé comme arme de guerre (Trabaud, 1980, 1982, Guillem et Trabaud, 1980). Ce procédé a en effet été utilisé par l'armée française en Algérie pendant la guerre de libération, en incendiant les bois (forêts et maquis) pour empêcher la résistance de s'y réfugier. On estime que plus de 70% des bois du massif forestier de Bou-Taleb (monts du Hodna) ont été détruits ainsi, vers la fin des années cinquante (Madoui, 2000).

Velez (1992) abonde dans le même sens pour toute l'Algérie et note que de vastes forêts de Pin d'Alep ont été incendiées pour qu'elles ne puissent servir de refuge aux insurgés pendant la guerre d'indépendance d'Algérie. 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) comme le montre la figure 1.8, soit une moyenne de 41 258 ha/an. Durant cette époque, le feu a mis en péril le patrimoine forestier et les dégâts qu'il a causés ont pris la proportion de véritables désastres. Les incendies catastrophiques, de plus de 100 000 ha/an (exceptionnellement de plus de 150 000, voire 200 000 ha), en 1881, 1892, 1894, 1902, 1913, 1919, 1956, 1957 et 1958, marquent des années tristement célèbres dans les statistiques algériennes sur ce sujet. (Meddour et al, 2008).

Pour l'époque coloniale, les données sur le nombre d'incendies sont disponibles pour la période 1876-1915, où il a été enregistré un total de 11 135 feux, soit une moyenne de 378 feux/an. Une dizaine d'années dépasse cette moyenne annuelle, comme par exemple lors des années 1891 à 1893. Mais, les fréquences annuelles des feux les plus élevées se sont présentées plus tard à 3 reprises, soit en 1902 (475 feux), 1910 (482 feux) et en 1913, avec une valeur record de 696 feux pour cette période. (Meddour et al, 2008).

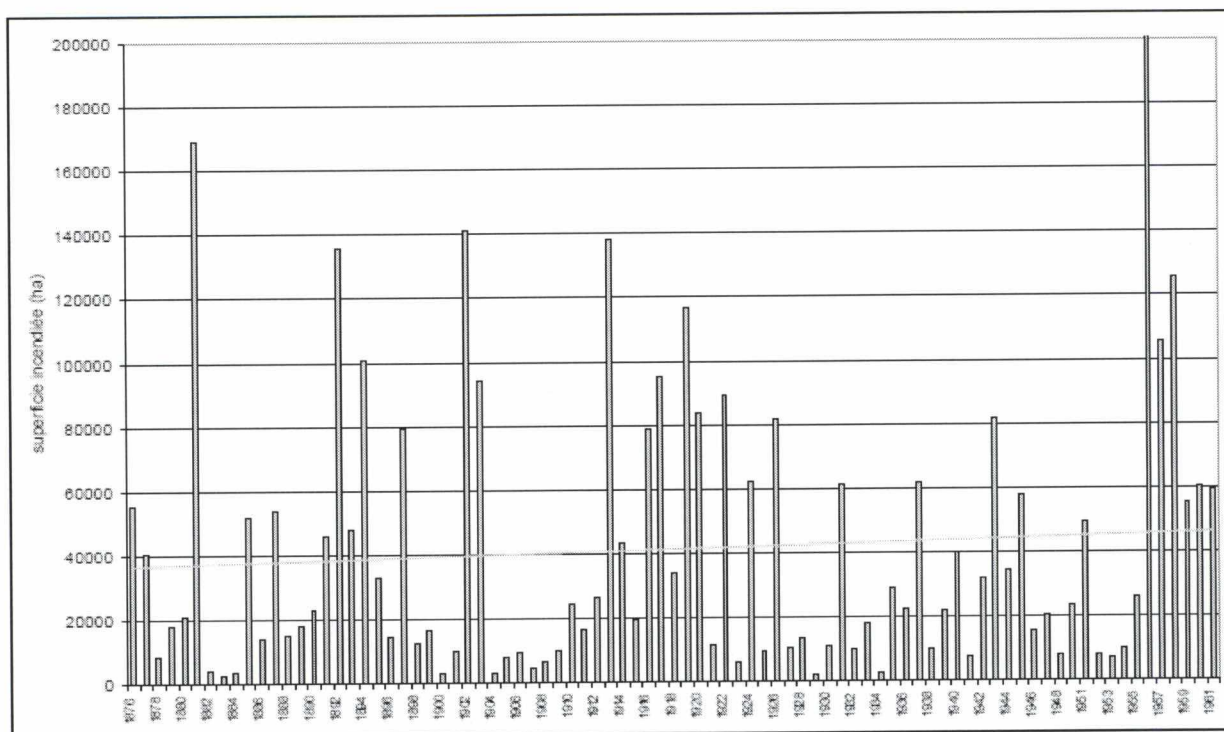


Figure 1.8 : Evolution annuelle des superficies parcourues par le feu en Algérie (période 1876-1962) (Meddour et al ,2008)

1.3.3.2. Situation actuelle

Au rythme actuel de destruction du patrimoine végétal par les incendies, dans un siècle au plus la couverture végétale forestière sera anéantie. Annuellement les feux de forêts détruisent en moyenne près de 2 % de la surface forestière nationale alors que les reboisements ne sont que de l'ordre de 1% soit une perte de l'ordre de 15.000 hectares par an, en supposant que tous les reboisements réussissent mais ce n'est malheureusement pas le cas.

La forêt algérienne, à l'instar des autres forêts du pourtour méditerranéen est chaque année, ravagée par les incendies (Megrerouche, 2006 *In* Borsali, 2012). Actuellement fragile, elle a besoin d'être protégée car la déforestation ne cesse de s'accroître en raison des incendies répétés de forêts. Eu égard à cette situation, l'Algérie figure au premier rang des pays de la biosphère qui devraient bénéficier impérativement de strictes mesures de protection puisqu'elle présente de nombreux atouts en rapport avec sa grande diversité biologique et son impact sur l'équilibre socioéconomique du pays (Arfa, 2008).

L'incendie représente sans aucun doute le facteur de dégradation le plus ravageur de la forêt en Algérie (Meddour et al ,2008) puisqu'en moyenne, annuellement plus de 30.000 hectares au moins sont saccagés. Face à cette situation, il est impossible de rester

indifférent à cette éradication de la couverture végétale qui risque de menacer l'équilibre écologique du pays (Missoumi *et al*, 2002 *In* Borsali, 2012).

La forêt algérienne est connue pour sa sensibilité aux incendies qui restent très fréquents en période estivale et détruisent annuellement plus de 30 000ha. Le feu reste le facteur le plus redoutable et le plus dévastateur, pouvant causer d'énormes préjudices (Chevou, 2005 *In* Borsali, 2012). En effet, depuis 1963 à nos jours, la forêt algérienne enregistre 1.321.995 ha de superficie incendiée (Chevou, 2005 *In* Borsali, 2012). La constitution naturelle de nos forêts est exposée chaque année à des ravages d'incendies rendant la protection des forêts une tâche difficile due à la nature des essences.

Selon Rebai 1982 (*In* Borsali, 2012), les causes d'incendies en Algérie pour la courte période 1979-1982 (4 ans) sont réparties comme suit : inconnues, 56,7 % ; volontaires, 16,3 % et involontaires, 27 %. Il y a lieu de noter d'une part, l'imprécision des catégories de causes qui sont plus que vagues (volontaires, involontaires) et d'autre part, le taux très élevé des causes inconnues par rapport aux données historiques, près de 57 % contre seulement 30-35 %. Pour la période plus récente de 1986-2002 (17 ans) (tableau 1.8), les données disponibles portent sur un nombre total de 21 578 feux et montrent que la part des incendies d'origine inconnue est en progression exponentielle et regrettable, elle est de l'ordre de 75,8 %, sur le total des incendies déclarés. Ces feux ont parcouru en tout 68,5 % de la surface incendiée durant cette période.

Un autre facteur déterminant et favorisant le déclenchement des feux de forêt, c'est l'absence d'une véritable gestion sylvicole des forêts algériennes. En effet, cette gestion sylvicole est limitée actuellement à quelques coupes d'assainissement après incendies (D.G.F, 2010).

Les causes des incendies restent généralement fortement liées aux conditions de vie et de travail difficile des populations rurales et pastorales, dont les conséquences à long terme sont bien naturellement ignorées par ces populations (Si Bachir, 2008 *In* Borsali, 2012).

Tableau 1.8 : Importance des incendies de forêts par catégories de causes en Algérie période (1986 - 2002). D.G.F, 2010.

Catégories de causes	Nombre de feux	%	Superficie incendiée (ha)	%
Inconnues	16 364	75.8	408 310	68.45
Intentionnelle	4 479	20.7	166 072	27.84
Accidentelles	232	1.07	12 527	2.10
Imprudences	503	2.33	9 475	1.59
Totale	21 578	100	59 6384	100

1.3.4. Bilans et analyses des incendies de forêt dans la wilaya de Saida

En 1847, la forêt occupait encore près de 5 millions d'hectares mais elle a été attaquée depuis par les incendies accidentels et l'ancienne pratique de la culture sur brûlis. (Bayle, 1981). La régression souvent alarmante des espaces forestiers semi-aride, qui pourtant renferment des potentialités forestières et pastorales, nous incite à concevoir et finaliser des projets de restauration des écosystèmes. En effet la stabilité et la productivité des écosystèmes doivent obligatoirement être basées sur la composante écologique en vue de leur gestion durable. (Leutereuch-Belarouci, 2000)

La dégradation anthropique, la pression du pâturage, les incendies répétés liés aux conditions écologiques sévères ont fait de la forêt d'El-Hassasna une forêt située dans la wilaya de Saida ; un matorral dégradé dont le volume sur pied reste inférieur à 1 mètre cube par hectare (Saada, 1983). Les causes des incendies de forêts dans la wilaya de Saida pour les dernières années son d'origine inconnue selon les sources de la conservation des forêts. (Conservation des forêts, 2010).

Selon le BNEDER (1990) : «La fréquence et l'intensité des incendies de 1994 à 1998 sont inquiétantes et les incendies de 1972 à 1977 montrent que les superficies touchées par le feu représentent 4067 hectares. Le nombre total des incendies a été de 50, ce qui représente une superficie moyenne sur 6 ans de 81 ha/an. Le nombre moyen annuel était d'environ 08 incendies et les statistiques concernant cette dernière décennie 1980-1990 font état d'une surface de 4690 ha, soit une moyenne annuelle de 469 ha.

Les incendies de forêts sont les plus importants par rapport aux feux de broussailles et alfa ; ils représentaient 81% de la superficie totale. Les bilans établis font état d'une perte moyenne annuelle sur dix ans de 2260 ha (tableau annexe 4). A ce rythme la zone perdrait toute sa couverture forestière en moins d'un siècle. Les feux de forêt dans la wilaya de Saida représentent une part importante des incendies de l'Algérie en effet, l'intensité et la fréquence des incendies se sont accentués depuis une dizaine d'années détruisant ainsi une superficie moyenne annuelle de 2265,74 hectares, avec une absence de régénération naturelle mettant en péril la pérennité de toutes les formations forestières.

Une récapitulation des superficies incendiées dans la région d'étude comme le montre le tableau 1.9 et les tableaux en annexe 3 permet d'en faire une analyse où il y a lieu de souligner :

- que tous les ans il y a des incendies

- que c'est la forêt qui brûle le plus comparée aux formations dégradées puisqu'elle représente plus de 64%.

Tableau 1.9 : Bilan des incendies des forêts de Saïda. Conservation des forêts de Saïda (2011)

Année	Nombre de foyers	Superficie incendie (ha)				Total	Superficie moyenne incendiée / feu
		Forêts	Matorral	Broussaille	Alfa		
1990	1	2	-	-	-	2	2
1991	9	3,2	0	3,12	0	6,32	0,70
1992	34	57,19	271,84	6,43	-	334,66	9,86
1993	13	15,92	18,07	0,24	-	34,43	2,63
1994	11	5990	-	-	-	5990	544,54
1995	2	260	350	-	-	610	305
1996	13	240,5	4	228	-	772,5	36,35
1997	24	710	496,5	0,15	-	1206,65	50,28
1998	106	3906,8	2384,5	0	0	6291,3	59,35
1999	7	133	-	-	-	133	13,3
2000	7	26,53	55	0,03	-	81,56	9,06
2001	22	204,8	-	0,07	-	204,87	7,32
2002	12	75,6	-	-	-	75,6	4,45
2003	35	258,82	459,5	8,06	-	726,38	8,97
2004	17	105,25	36,5	13	-	282,25	7,40
2005	32	130,76	88,2	93,03	183,2	495,19	8,67
2006	46	50,49	23,06	99,19	5,23	177,69	4,02
2007	28	370,71	197,35	9,26	1,3	578,62	26,24
2008	18	148,88	11,8	1,2	8	169,88	11,32
2009	64	372,75	652,25	471,95	419	1919,95	42,58
2010	32	27,75	615,35	122	5,5	765,1	23,91
Total	572	13090,95	5663,92	1055,73	622,23	20432,83	1177,95
Moyenne/an	27,23	623,37	269,71	50,27	29,63	973	/
%	/	64,07	27,72	5,17	3,04	100	/

1.3.4.1. Bilan des incendies de forêt d'Ain El Hadjar :

Dans le but d'avoir plus de précision sur ce phénomène une analyse des incendies de forêt dans la commune d'Ain El Hadjar (figure 1.9) et de Fénouane où se localise notre étude s'impose puisque les données sont assez maîtrisées. Les formations forestières couvraient 15 506 hectares en 1998, avec une dominance des vieilles futaies de pin d'Alep (découlant d'une absence de régénération naturelle) et de formations dégradées (matorral et garrigue avec présence de chêne-vert) qui représentent plus de 72 % de l'espace. Ces formations végétales connaissent une dégradation quasi-permanente imposée par les incendies qui restent, en plus du surpâturage, un facteur dégradant inquiétant, avec en moyenne plus de 200 hectares incendiés annuellement. (Conservation des Forêts, 2010)

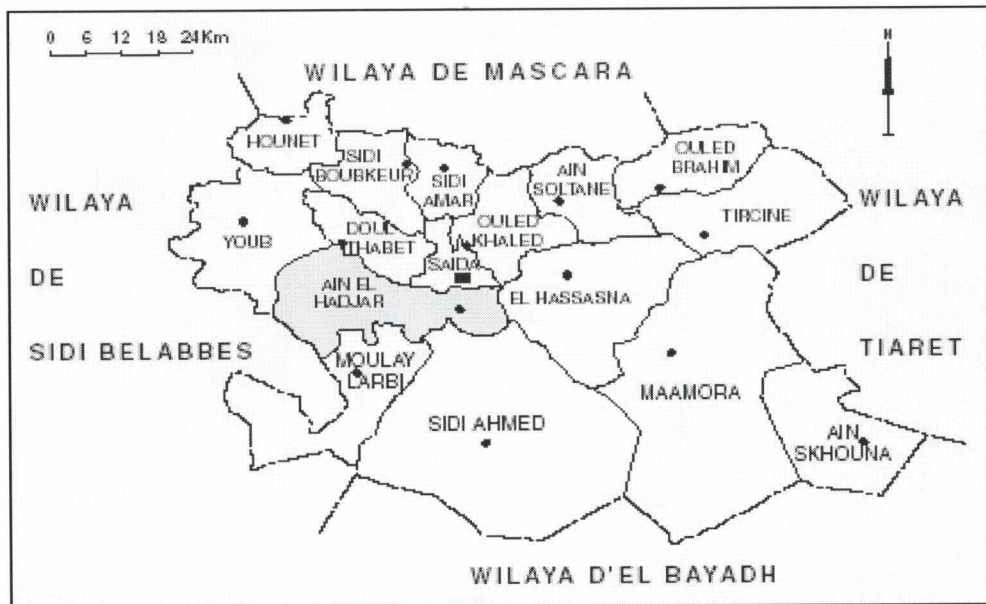


Figure 1.9 : Localisation de la commune d'Ain El Hadjar. (Labani et al, 2006)

Les incendies de forêt dans la commune d'Ain El Hadjar sont très importants (tableau 1.10) par rapport aux autres communes touchées par les feux dans la wilaya de Saida et elle se classe au premier rang dans cette région. (Conservation des Forêts, 2010)

Tableau 1.10 : Nombres d'incendies dans la commune d'Ain El Hadjar de 1998 à 2009
Source : conservation de foret de la wilaya de Saida (2010)

Année	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Nbre d'incendie	07	02	01	10	6	4	3	2	10	7	3	7
Sup. incendiée(Ha)	768,3	85	10,5	61,8	71	28,02	89,5	15,06	18,06	355,7	121,2	280,0

1.3.4.2. Incendie dans la forêt de Fénouane :

Les principales causes de développement des incendies dans la Forêt de Fenouane comme dans toute les autres forêt en Algérie, sont dues à la composition floristique et notamment à la stratification des végétaux qui jouent un rôle prépondérant comme le soulignait Benabdeli (1983) sur les causes et les facteurs stimulant les incendies.

L'intensité, la fréquence et l'importance de l'incendie de cette forêt sont en rapport avec le milieu physique et végétal qui se caractérise par les facteurs climatiques déterminants, la structure et la composition de la végétation. La naissance et la propagation des incendies dans cette forêt sont due à plusieurs facteurs (DGF, 2010):

- l'imprudence et la malveillance provoquée par l'homme
- les facteurs climatiques qui influent sur les risques d'incendie sont le déficit en eau et l'élévation de la température qui favorisent l'éclosion des feux.
- le parcours par ses effets de piétinement et de broyage des débris organiques, de défoliation des espèces vivaces entraînant une dessiccation de la strate buissonnante la plus inflammable,
- les travaux forestiers notamment de pré aménagement entraînant la destruction totale de la végétation ligneuse et l'installation d'une strate herbacée dense se desséchant pendant l'été, période propice aux incendies.

Le Tableau 1.11 illustre bien le nombre d'incendie qu'a subit la forêt de Fénouane durant ces 20 dernières années:

Tableau 1.11 : Nombre d'incendie dans la forêt de Fenouane (1990 - 2010). Conservation des forêts de Saïda (2011).

Année	Nombre de foyers	Superficie incendiée (Ha)
1990	0	00
1991	0	00
1992	0	00
1993	1	0,2
1994	0	00
1995	0	00
1996	1	24
1997	2	84
1998	7	370,3
1999	1	25
2000	1	10,5
2001	5	47,3
2002	1	3
2003	5	2
2004	1	0,50
2005	3	8,56
2006	1	10
2007	2	2,2
2008	0	00
2009	4	124
2010	0	00

1.4. Effets des incendies sur les écosystèmes forestiers

Le Bassin méditerranéen se caractérise par une formidable diversité à la fois floristique et faunistique. Vittorio Ducoli (2002) note que le milieu méditerranéen possède une des plus grandes biodiversités du monde avec les régions tropicales. J. Blondel (2005) cite à ce propos l'expression de Myers : "l'aire méditerranéenne est considérée comme un point sensible (hot spot) de biodiversité mondiale". Un bref inventaire permet de donner un aperçu de cette biodiversité. La flore terrestre méditerranéenne est composée par 25 000 à 30 000 espèces de plantes supérieures (7 % de la flore mondiale estimée) (Bonnier et *al.*, 2002). Malheureusement toute cette richesses floristique où du moins ce qu'il en reste est menacée par les incendies récurrent et toujours plus violents.

En zone méditerranéenne, le problème des incendies est aigu car les conditions climatiques sont particulières (régime hydrique, sécheresse estivale...). L'impact du feu, même s'il peut être positif dans certaines conditions (rénovation de la couverture forestière, fragmentation du paysage, adaptations...), peut être mesuré, outre ses conséquences directes sur les biens et les personnes, à travers les atteintes qu'il porte aux fonctions de la forêt (le feu affecte brutalement ses fonctions paysagère, de loisirs, de production, de protection...). La

répétition des incendies, l'érosion, le surpâturage, ou diverses pressions humaines sont autant de facteurs qui aggravent les conséquences écologiques de ces incendies en limitant la régénération de la végétation.

Les incendies de forêt influencent positivement et négativement de nombreuses façons la diversité biologique ils modifient la biomasse, altèrent les sols et le cycle hydrologique, et influencent le cycle de vie des végétaux et des animaux. La fumée dégagée par les forêts en flammes peut réduire de façon notable l'activité photosynthétique (Davies et Unam, 1999) et compromet souvent la santé des êtres humains et des animaux.

Le feu est un facteur essentiel pour l'organisation des communautés biologiques et en premier lieu de la végétation dans de nombreux biomes (Bradstock *et al.*, 2002 *In* Borsali, 2012). La dynamique spatiale et temporelle des feux crée une mosaïque de brûlis de formes et de dimensions variables qui induit à son tour une mosaïque de végétation à différents stades dynamiques.

Il a été montré que l'intensité du feu et la structure des taches incendiées influencent la dynamique de régénération des communautés végétales impactées (Turner *et al.*, 1997 ; Caturla *et al.*, 2000 *In* Borsali, 2012). Les schémas dynamiques post-incendie sont principalement déterminés par l'intensité du feu et les stratégies biologiques des espèces en place. L'augmentation de la fréquence des incendies modifie la structure et la composition des communautés végétales (Reich *et al.*, 2001; Curt *et al.*, 2009 *In* Borsali, 2012). Le feu sélectionne ainsi des communautés végétales adaptées aux faibles conditions de ressource avec un potentiel de compétition souvent fort.

Ceci implique qu'il n'existe pas de régime d'incendie qui serait favorable à toutes les espèces et que l'occurrence d'incendies crée une dynamique de déséquilibre compétitif en donnant l'avantage tours à tours à différents compétiteurs (Abbott et Burrows, 2003 *In* Borsali, 2012). Une forte intensité combinée à une longue durée du passage du feu entraînerait les plus gros dommages à la fois sur la végétation et sur le sol. Dans des forêts méditerranéennes de pins, le feu diminue les activités enzymatiques déhydrogénases, uréases, phosphatases alcalines, arylsulfatases et certaines protéases. Cette diminution va de pair avec une baisse de la respiration basale et la perte de biomasse microbienne (Hernández *et al.*, 1997). Les incendies sont nécessaires si ils constituent un stress et donc ne dépasse pas le seuil de tolérance des espèces mais ils sont également une perturbation et à ce titre tue des espèces et détruit des habitats, en particulier si la fréquence est importante la suite de chapitre à pour objectif de décrire justement les différents effets positifs et négatifs des incendies sur la végétation et les sols.

1.4.1 .Effets des incendies sur la végétation

Reflétant le climat dominé par de longues sécheresses estivales, les forêts méditerranéennes sont souvent caractérisées par des essences pyroclimaciques, c'est-à-dire par des essences qui dépendent de la présence du feu durant leur cycle reproductif. Les pins forment les plus grands peuplements sur les rives à la fois septentrionales et méridionales de la Méditerranée. Le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) est particulièrement répandu sur les côtes de l'Espagne, de la France, de l'Italie, de la Grèce, de la Turquie, du Maroc, de l'Algérie et de la Tunisie. Le pin pinier (*P. pinea*), le pin maritime (*P. pinaster*) et le pin de Corse (*P. nigra*), dans la partie occidentale du bassin, et *P. brutia* dans la partie orientale, sont les autres essences principales.

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. (Trabaud, 1995). D'autres essences, en particulier les chênes sclérophylles vivaces, le chêne vert (*Quercus ilex*), le chêne liège (*Q. suber*) et *Q. coccifera*, ont acquis une résistance morphologique au feu. Par exemple, *Q. suber* a une écorce épaisse caractéristique qui isole le cambium, ce qui lui permet de résister à des incendies sporadiques. De même, la présence d'un grand nombre de bourgeons dormants chez les chênes assure la production de pousses et de rejets si la partie aérienne de la plante est endommagée par le feu. Toutefois, ces réactions adaptatives n'assurent pas une protection permanente.

Après des incendies répétés, les arbres sont remplacés par un couvert arbustif ligneux qui n'est pas simplement résistant au feu mais qui est typiquement pyrophyte, comme dans le cas de la déhiscence des cistes ou d'autres espèces qui produisent des graines isolées par un tégument épais, des rizhomes ou des racines traçantes. (Trabaud, 1995). Les végétaux de la forêt méditerranéenne doivent se maintenir dans des conditions climatiques et édaphiques (sols pauvres et superficiels) difficiles. Leur évolution les a amenés à adopter certaines stratégies de défense : sclérophyllie, capacité à rejeter, production de graines et germination liées aux perturbations, système racinaire complexe (étendu, profond), tolérance des tissus au faible potentiel hydrique et leur environnement. (Godel, 2007). La végétation forme une mosaïque, qui relate l'histoire des feux, certaines parties ayant été brûlées plus que d'autres, sur une période donnée. (Bekdouche, 2010). Les espèces tuées par le feu, et se reproduisant par germination de la graine dépendent de la fréquence des feux pour persister dans les communautés incendiées (Bekdouche, 2010).

En effet pour ces espèces, l'espace entre les feux successifs doit être suffisant pour permettre aux individus de produire des graines et d'alimenter la banque de semences du sol. Ce temps, varie selon les espèces : la première année pour les herbacées annuelles, entre la deuxième et la troisième année pour les espèces du genre *Cistus* (Trabaud et Oustric, 1982 ; Roy et Sonié, 1992 ; Tavsanoğlu et Gurkan, 2005 ; Duguay et Vallejo, 2008 Bekdouche, 2010) et entre six à huit ans pour les espèces du genre *Pinus* (Daskalidou et Thanos, 2004 ; Rigolot, 2004 ; Eugenio et al., 2006 Bekdouche, 2010). Si un autre feu survient avant que ces espèces aient atteint leur maturité sexuelle, des changements dramatiques dans la composition et la physionomie de la végétation peuvent se produire (Arianoutsou, 1999 Bekdouche, 2010).

Le passage d'un feu se traduit par l'altération plus ou moins poussée d'organes vitaux du végétal, au niveau du feuillage, du tronc et des racines. Il en découle une perte de vigueur de l'arbre pouvant entraîner sa mort. Dans presque tous les cas, après l'incendie, la végétation retourne rapidement à son état initial, sans intervention humaine.

Cependant, la reconstitution du couvert végétal dépend de l'intensité et de la fréquence des feux. La FAO (2001) a ainsi défini 3 dynamiques de végétation selon le régime d'incendie:

- Suite à un feu modéré, la couverture végétale se reconstitue progressivement, par rejets, par germination, ou à partir d'organes souterrains de survie (bulbes, rhizomes). L'écosystème évolue vers un état comparable à la situation floristique initiale, avant le feu, progressivement pour la structure, quasi immédiatement pour la composition, mis-à-part l'apparition de végétaux transitoires colonisateurs qui disparaissent petit à petit.

- Un feu intense réduit les capacités de régénération : la chaleur peut détruire les organes souterrains de survie ou les graines, et donc limiter fortement la régénération de la végétation. Il en résulte un appauvrissement floristique.

- Des feux répétés conduisent à un appauvrissement floristique marqué. De nombreux végétaux n'ont pas le temps d'arriver à maturité sexuelle avant le passage d'un nouveau feu.

Les espèces ayant les capacités de dissémination et de résistance à la chaleur les plus élevées (ciste, calycotome) constituent alors l'essentiel de la couverture végétale.

Les végétaux méditerranéens sont bien adaptés au retour périodique des incendies. Leur aptitude à la reconquête permet aux plantes de la Méditerranée de resurgir des sols calcinés dès la première ou la seconde année après le passage d'un feu. Le pin d'Alep ou le pin brutia, ne sont pas seulement résistants au feu. Ce sont des pyrophiles actives qui favorisent les incendies car elles ont besoin de leur passage régulier pour se reproduire. Les fortes températures atteintes lors d'un incendie font éclater les cônes, permettant ainsi

l'essaimage des pignons. La teneur en résine très inflammable des pins augmente fortement le risque d'incendie (Clément, 2005).

L'incendie dégrade les peuplements végétaux et après des passages répétés, certaines essences disparaissent. Aux forêts succèdent maquis et garrigues encore plus vulnérables au feu car ils sont denses et composés principalement d'essences facilement inflammables.

Les résultats des recherches les plus récentes montrent qu'il n'y a aucune profonde modification des communautés actuellement en place : celles-ci, après le passage des incendies, tendent vers une structure et une composition spécifique identiques à celles d'origine. Un bon exemple est celui du pin d'Alep, objet de nombreuses études, du fait de la fréquence élevée des incendies dans les pinèdes. 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 approche de sa maturité. (Alexandrian, 1997). Le brûlage réalisé dans la zone de Montpellier sur le Pin d'Alep confirme la sensibilité des jeunes résineux au feu. Et permet de constater que les individus adultes subissent sans dommage le passage du feu puisque, deux mois plus tard, ils ne présentaient plus des dégâts que sur moins d'un tiers du houppier. Le feu n'affecte pas les peuplements adultes en terme de survie et peut-être utilisé pour supprimer une régénération de pins envahissante ainsi que des individus malades. (Orazio, 1999)

Pour les arbres, le paramètre qui change de manière précoce est le flux de sève qui est plus faible une semaine après l'échauffement. Ceci peut s'expliquer par l'empêchement de la création de nouveau xylème, la limitation de l'expansion racinaire par destruction de phloème ou par des phénomènes de cavitation. Les travaux de Wagener et Harrington sur l'aspect saisonnier de la résistance du Pin d'Alep laissent penser que la résistance serait plus forte en hiver.

Avec 80% du cambium détruit, les pins d'Alep continuent d'avoir une activité physiologique normale si le houppier n'est pas trop affecté. Ce résultat conforte le fait que le brûlage dirigé peut être appliqué au Pin d'Alep, même dans des peuplements jeunes.

La sensibilité des peuplements au feu est très variable. Les feux sauvages peuvent aboutir à la régression progressive de la hêtraie mais n'influe que sur l'aspect de la chênaie. Ainsi il peut être observé les différents peuplements de chênes (cf ci-dessous) selon le régime d'incendie :

- Les futaies et taillis adultes, de bonne vitalité avec un sous bois peu développé et sans arbre jeunes témoignent d'une gestion régulière par un feu puissant. Le risque est le dépassement de l'âge limite de survie.

- Une accumulation de plates herbacées et ligneuse dans le même peuplement signale une baisse de la fréquentation pastorale et de la fréquence des feux.
- Un taillis jeune équienne et embroussaillé est le résultat d'un incendie qui passe de manière régulière ne laissant pas au peuplement le temps de vieillir.

Selon l'espèce, l'âge, la taille, l'épaisseur et l'état de son écorce, l'arbre est plus ou moins vulnérable au passage du feu. Les conséquences pour les peuplements peuvent être insignifiantes et se résumer à un simple roussissement des aiguilles ou une baisse de la croissance, tout comme elles peuvent se traduire par une attaque massive de pathogènes et une mortalité très forte. (Orazio, 1999)

1.4.1.1. Effets sur le tronc

L'écorce protège les tissus sous-corticaux (phloème et xylème) responsables de la croissance en diamètre et de la circulation de la sève. Ceux-ci sont plus ou moins altérés suivant l'échauffement du tronc lors du passage du feu. Les tissus faiblement endommagés sont régénérés par les assises cambiales, avec apparition d'un bourrelet de cicatrisation. En revanche, la destruction du phloème empêche le stockage des assimilats de la photosynthèse dans les racines et la durée de survie de l'arbre est alors de un à deux ans (utilisation des réserves accumulées avant l'incendie). Si en plus le xylème est détruit, toute communication entre le feuillage et le système racinaire est supprimée, et l'arbre meurt alors en quelques semaines. La résistance au feu varie suivant les espèces, notamment en fonction de l'épaisseur de l'écorce. (FAO, 2001)

Selon l'épaisseur de l'écorce, l'arbre est plus ou moins sensible au feu. Par exemple, le chêne liège a une très bonne résistance au feu grâce à son écorce épaisse et isolante, mais certains arbres mourront quelques semaines après l'incendie.

Un tronc d'arbre touché par un incendie sera plus ou moins affaibli selon l'intensité du feu (hauteur des flammes, intensité et durée de la radiation thermique), la capacité de cet arbre à résister à la chaleur (épaisseur de l'écorce, voisinage d'autres arbres), de la capacité de régénération des tissus brûlés (formation d'un cal cicatriciel sur les parties brûlées, production de rameaux de substitution), et de l'infestation de l'arbre par des parasites opportunistes et des insectes. Le feu génère des blessures thermiques sur le cambium des troncs et Gill (1974 *In* Borsali, 2000) a démontré que les blessures sont différentes selon le comportement du feu et le sens du vent. Hare, 1965 (*In* Borsali 2000) a fixé la température létale du cambium à 60°C pendant 1 seconde.

Les dégâts sur le cambium sont corrélés à la mortalité et peuvent être estimés en prenant en compte l'une des variables suivantes : la hauteur de carbonisation du tronc (Wyant et *al.*, 1986 *In* Borsali 2000), le pourcentage de la circonférence basale carbonisée (Peterson et Arbaugh 1986 *In* Borsali 2000), l'intensité de la carbonisation sur les quadrants (Ryan et *al.*, 1988 *In* Borsali 2000) ou la résistance électrique du cambium (Bara et *al.*, 1994 *In* Borsali 2000). L'écorce par la protection du cambium qu'elle induit joue donc un rôle essentiel pour la survie des individus. L'épaisseur de l'écorce et son humidité sont donc des paramètres essentiels pour expliquer la résistance des peuplements au passage du feu. Cette constatation permet de réaliser des modèles de prédiction de survie basés sur le diamètre à 1,3 m des arbres et la hauteur de carbonisation. La chaleur n'entraîne pas seulement la destruction du cambium, mais celle de tous les organes exposés aux flammes. (Orazio, 1999)

Duhoux 1994, (*In* Borsali 2000) a démontré que les organes de la partie aérienne du Pin pignon (aiguilles, bourgeons, jeunes pousses) sont beaucoup plus résistants au stress thermique que ceux du pin d'Alep.

1.4.1.2. Effets sur le feuillage

La destruction par le feu des feuilles ou des aiguilles est à l'origine de la réduction temporaire de l'activité photosynthétique et de la croissance du végétal. L'altération des bourgeons arrête toute croissance du rameau. La résistance de ces organes vitaux à la chaleur est variable suivant les essences : dans certains cas, une couche de cellules protectrices recouvre les aiguilles (ex : cires) ou les bourgeons (ex : écailles). Le stade de développement du végétal conditionne également sa résistance au stress thermique. Sur le plan visuel, les effets du feu sur le feuillage se traduisent par le roussissement du houppier. Ce roussissement est suivi par la chute des feuilles ou des aiguilles. (FAO, 2001). Après le passage du feu, le feuillage des arbres et arbustes est souvent brûlé

Les travaux d'Orazio, (1999) sur les effets du brûlage dirigé sur l'écosystème forestier donne un aperçu sur la composition chimique des feuilles avant et après un feu. Il a montré que les teneurs en N et P des feuilles vivantes dans un peuplement naturel de *Pinus halepensis* sont semblables à celles d'une zone non brûlée que celle d'une zone juste après le brûlage. A partir de juin sous le feu montant et d'août sous le feu descendant, les concentrations de N et P dans les aiguilles vivantes sont significativement plus élevées que sur les aiguilles des arbres d'une forêt qui n'a pas subi de feux. Dans le peuplement *Quercus coccifera* « débroussaillé » les concentrations restent les mêmes.

Les pousses apparues en Mai dans les placettes brûlées sont plus riches en N et P que celle du même âge de la parcelle non brûlée. Dans le peuplement « débroussaillé » le passage du feu n'engendre pas de changement sur les teneurs en éléments. (Orazio, 1999)

En ce qui concerne la composition chimique des feuilles tombées, il a montré que le brûlage engendre une accélération du renouvellement des aiguilles. On trouve plus d'aiguilles tombées dans le peuplement naturel que dans le « débroussaillé ». Aussi on trouve plus d'aiguilles tombées après feu montant que dans feu descendant

Les aiguilles tombent plus dans la zone brûlée que dans la zone non brûlée, elles enrichissent le sol en N et P d'autant plus qu'elles ont un ratio C/N et C/P 3 à 6 fois plus faible que sur la zone non incendiée. (Orazio, 1999)

1.4.1.3. Effets sur les racines

L'altération du collet (zone d'insertion des racines maîtresses) est à l'origine d'une perte de vigueur de l'arbre, pouvant entraîner sa mort. L'échauffement du sol lors du passage du feu peut également être responsable de l'affaiblissement de l'arbre, les terminaisons racinaires situées dans les couches superficielles du sol étant affectées.

Les dégâts sur les racines sont très difficiles à estimer du fait du caractère souterrain de ces organes. Le degré de carbonisation du sol, traduit par une note de carbonisation, peut être un indicateur de l'intensité de l'altération. (FAO, 2001).

1.4.1.4. Effets du feu sur la régénération

La chaleur du feu favorise la régénération de certaines essences forestières. C'est le cas de *Quercus coccifera* (France, Italie), de *Quercus calliprinos* (Syrie), de *Pinus brutia* (Syrie, Liban) et de *Pinus halepensis* :

- Pour *Quercus calliprinos* et *Quercus coccifera*, l'ouverture du milieu et l'absence de la végétation concurrente favorisent la régénération par émission de rejets. Néanmoins, si le feu est trop fort, la capacité à rejeter diminue voire disparaît, suite à l'altération plus ou moins irrévocable de l'assise cambiale.

- Pour *Pinus brutia* et *Pinus halepensis*, un feu modéré favorise la régénération par maturation accélérée, cela dans les semaines qui suivent l'incendie. En revanche, un feu intense provoque la mort de la quasi-totalité des graines. L'embryon meurt suite à l'éclatement du tégument sous l'effet de la chaleur. (FAO, 2001)

Dans les garrigues méditerranéennes, après incendie, la dynamique de colonisation végétale des espaces dénudés est principalement expliquée par la régénération végétative des

espèces (rejets, drageons), par le stock de semences du sol et les apports par les vents (Trabaud, 1976).

Pour le pin d'Alep, séchés par la chaleur du feu, les cônes libèrent leurs graines en quelques jours et leur dissémination se produit dès les premières heures après le passage du feu, culmine entre deux et quatre jours après l'incendie, et est pratiquement terminée au bout d'une semaine. On relève alors entre 100 et 250 graines / m² dans les pinèdes denses. La plupart d'entre elles ne parcourent qu'une faible distance, inférieure à 20 m, en absence de vent fort. Les conditions météorologiques dans la semaine qui suit l'incendie jouent donc un rôle primordial. Par la suite, seules les graines provenant des lisières ou de pins survivants pourront compléter la régénération. (Cemagref, 2000)

Dans le cadre d'une régénération, les branches basses peuvent atteindre le sol et sont gênantes pour l'arbre. Rigolot et Valette (1990) ont montré que le brûlage dirigé peut être utilisé pour l'élagage des jeunes peuplements. Sacket, 1984 (*In* Borsali 2000) explique que le feu engendre une bonne fructification et prépare un milieu propre et fertilisé. Sur le système racinaire les blessures thermiques peuvent réduire la masse racinaire et créer des portes d'entrée pour les champignons pathogènes (Littke et Gara, 1986 *In* Borsali 2000).

La probabilité d'obtention d'une régénération naturelle après incendie est importante. Celle-ci dépend néanmoins des conditions climatiques qui suivent l'incendie. Les précipitations de fin d'été favorisent nettement la germination des graines. Sur pente forte, la création de fascines, permet de retenir les graines et les éléments fins du sol en cas de précipitations de forte intensité. Ailleurs, aucune mesure particulière n'est nécessaire pour favoriser le développement d'une régénération naturelle. Les travaux éventuels de broyage doivent être conduits rapidement après l'incendie, au plus tard avant l'été qui suit celui de l'incendie. A défaut ils risquent de causer des dégâts irrémediables sur les régénérations. (Alexandrian, 1997, Grogno, 2001, FAO, 2001)

1.4.1.5. Les successions végétales méditerranéennes post-incendies

Les successions végétales correspondent au processus de reconstitution de la végétation après destruction totale ou partielle d'une communauté végétale préexistante. Les successions secondaires concernent la colonisation par les arbres et arbustes d'une végétation herbacée préexistante. (Clements 1916; Gleason 1926 *In* Borsali 2000).

Connaître la trajectoire végétale après le feu permet à l'Homme de situer son intervention pour la mise en œuvre du processus de restauration et pour l'orientation des activités y afférant. Il existe deux hypothèses sur la trajectoire des successions végétales ; la

première hypothèse prédit que la végétation tend à évoluer vers la structure de l'écosystème de référence, Cette hypothèse requiert une analyse simultanée de la végétation, qui permet de reconstituer la séquence chronologique d'une succession à partir de la juxtaposition de ses étapes. Tout d'abord, cette hypothèse suppose que les divers groupements végétaux étudiés commutent ou se substituent au cours du temps. Autrement dit, elles constituent un ensemble de phases qui s'insèrent dans une trajectoire végétale. Ensuite, les successions des forêts brûlées contiennent des ensembles caractéristiques de l'écosystème de référence. Ceci mettra en évidence les espèces qui apparaissent et qui disparaissent au cours du temps. Cette hypothèse permet ainsi de percevoir la trajectoire écologique ou le chemin évolutif des formations végétales après perturbation (feux), en établissant une suite cohérente des paramètres spécifiques et dynamiques mesurés à différents stades après le brûlis (mesure séquentielle), et en comparant ces paramètres avec ceux de la référence choisie. (Frost *et al.*, 1986 *In* Borsali 2000)

La seconde suppose que le comportement de la végétation est lié à la teneur en matière organique du sol. Cette hypothèse admet la relation sol-plante. Elle tient compte des conditions où la végétation utilise le sol, mais aussi de l'évolution des caractéristiques pédologiques selon l'âge de brûlis, plus précisément de la teneur en matière organique du sol. Le comportement de la végétation est surtout caractérisé par l'évolution de leur effectif et de leur taille. (Robisoa, 2010 *In* Borsali 2012)

Au niveau de l'ensemble des attributs vitaux, l'effet de la perturbation se traduit, d'une façon générale par une augmentation des thérophytes, des taxons rudéraux et des anémochores. Ces effets de la perturbation sont d'autant plus visibles que le site est petit. (Bonnet, 2003)

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. Ces communautés végétales sont riches en composés allélopathiques, phytotoxiques et limitent la colonisation par une nouvelle végétation, et pourraient également contrôler l'activité, la taille et la structure des communautés microbiennes et de fait les cycles biogéochimiques (Hart *et al.*, 2005).

1.4. 2 .Effets des incendies sur les propriétés des sols

Un incendie de forêt a des impacts multiples sur les paramètres physico-chimiques et biotiques du sol. C'est la conséquence de l'échauffement du sol. L'effet dépend de la quantité de chaleur reçue, qui varie avec l'intensité du feu, et de son temps de résidence. Un feu lent provoquera un échauffement du sol plus important qu'un feu rapide.

Comme le sol est mauvais conducteur, la température décroît en fonction de la profondeur. Le transfert de la chaleur à travers le sol dépend surtout de sa teneur en eau. Le sol est peu conducteur mais, quelque soit le feu, ce sont les couches superficielles, les plus riches en matière organique et les plus actives biologiquement, qui sont les plus exposées. Les microorganismes, les racines et les graines sont des éléments très sensibles à la chaleur.

1.4.2.1. Effets du feu sur la matière organique (MO)

La minéralisation de la matière organique du sol constitue une source importante d'éléments nutritifs pour les végétaux. Grâce à leurs propriétés d'adsorption, les composés organiques jouent aussi un rôle essentiel dans l'immobilisation et/ou la transformation d'un certain nombre de fertilisants (azote, phosphore...) et de micropolluants (rôle de filtre environnemental). En outre, les matières organiques permettent de renforcer la cohésion entre les particules minérales, ce qui améliore la rétention de l'eau et la structure des sols, tout en réduisant leur sensibilité à l'érosion. La fraction organique du sol représente également un important réservoir de carbone, dont les variations jouent positivement ou négativement sur les niveaux de CO₂ atmosphérique, responsable en grande partie des changements climatiques. Les facteurs qui influent sur le contenu en MO des sols sont à la fois naturels et anthropiques. (Wesemael, 2006)

La diminution de la teneur en matière organique lors d'une température intense (et donc d'un feu) confirme l'existence d'un seuil entre 200°C et 300°C pour la destruction de la MO.

Cette expérimentation confirme l'existence de changements dans la répartition de la matière organique du milieu après brûlage, ainsi que l'importance des végétaux dans la genèse et la rétention des cendres à la surface du sol. Raison et *al.*, (1985) ont établi que près de 100% de l'azote contenu dans la matière organique qui brûle se volatilise contre 50 à 60% du Phosphore. Les pertes en pourcentage des quantités initiales sont hiérarchisées ainsi : N>K>P>Ca. Les cendres sont riches en matière organique (cendres noires 90%, cendres

grises 12 à 55%) et concentrent les cations peu volatils P, K et Ca. Elles constituent une fertilisation perceptible pendant de nombreux mois.

González-Pérez *et al.*, (2004) ont classé les principales modifications de la matière organique induites par le feu:

- Le déplacement des groupements oxygénés terminaux (diminue la solubilité)
- La diminution de la longueur des chaînes carbonées (alcanes, acides gras, alcools)
- La cyclisation des sucres et des lipides
- La formation de composés azotés hétérocycliques
- La condensation de macromolécules telles que les substances humiques
- La production de composés pratiquement inaltérables appelés « black carbon »

Ponomarenko et Anderson (2001) suggèrent que le feu est un facteur d'humification entraînant des réactions de polymérisation et de polycondensation. Les charbons produits par la combustion incomplète de résidus végétaux pourraient avoir un rôle écologique sensible notamment dans les sols fréquemment incendiés pouvant représenter jusqu'à 35 à 40 % du carbone organique total (Schmidt *et al.*, 1999). Zackrisson *et al.*, (1996) estiment que les quantités de charbons entre 984 à 2074 kg. ha⁻¹ peuvent avoir un rôle écologique non négligeable, notamment en atténuant les facteurs qui inhibent la nitrification tels que les composés phénoliques (DeLuca *et al.*, 2002, 2006) et améliorant de fait la disponibilité de l'azote. En effet, ces charbons possèdent des propriétés d'adsorption efficaces et peuvent ainsi réduire la phytotoxicité des phénols. Cependant ce carbone organique est très faiblement biodisponible et ses propriétés diminuent au cours du temps et finissent par disparaître au bout d'un siècle (Guénon, 2010).

Les résultats montrent que les variations du taux de MOS suite à un feu sont principalement liées à son intensité (valeurs maximum des températures et durée des fortes températures). Juste après le feu, on note qu'une intensité forte du feu entraîne une diminution de la MOS, tandis qu'une intensité modérée favorise une augmentation. La diminution importante en matière organique et en azote après un feu violent est la conséquence des températures élevées, et de leur durée, qui favorisent la volatilisation, la combustion et la minéralisation de la MOS. Inversement, les augmentations notées sur les parcelles soumises à un feu modéré sont attribuables à la faible combustion de la matière organique en raison la brièveté des températures élevées à la surface de sol, ainsi qu'au dépôt de résidus végétaux partiellement brûlés comme cela a déjà été décrit par Andreu *et al.*, (1996) ainsi que par Giovannini et Lucchesi (1997). Des feux d'intensité forte ou modérée ont un impact important sur l'écosystème, impact particulièrement marqué pendant les premiers mois qui suivent le

feu. Avec le temps, les différences entre parcelles soumises à des feux de forte ou de moyenne intensité s'estompent progressivement. (Rubio, 2000). Les résultats de Guenon et *al.*, (2009) montrent que 4 incendies en 40 ans, comparativement aux sols non incendiés, diminuent la quantité de matière organique des sols de 42%, tout en augmentant son degré d'aromaticité de 70%.

1.4.2.2. Effets du feu sur la disponibilité des nutriments

S'il y a globalement une perte en éléments minéraux à partir du combustible, il y a simultanément enrichissement du sol avec l'apport de cendres contenant des éléments minéraux provenant de la combustion de la végétation et de la litière. Ces cendres sont encore riches en carbone ; les cendres noires en contiennent plus de 90 % et les cendres grises encore 12 à 55 % (Raison et *al.*, 1985) . Elles concentrent surtout les cations peu volatils, comme le phosphore, le potassium et le calcium, sous forme minérale ou facilement minéralisable par les microorganismes.

Beaucoup de ces éléments minéralisés sont sous forme soluble ou aisément soluble, donc rapidement disponibles pour les végétaux et les microorganismes (Raison et *al.*, 1986) . L'activité des microorganismes est probablement stimulée aussi par l'incorporation au sol de cendres riches en matières organiques facilement minéralisables. Cette stimulation de l'activité des microorganismes, qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu, est, avec la reprise de la végétation, un des mécanismes majeurs de conservation des éléments minéraux après les feux (Woodmansee et Wallach, 1981). Les pertes en éléments minéraux au cours d'un feu sont généralement faibles si on les compare aux quantités stockées dans le sol et dans la biomasse aérienne des écosystèmes forestiers ; mais tous ces éléments ne sont pas également mobilisables. Or les feux affectent plus spécialement le pool des éléments les plus mobiles de l'écosystème, ceux qui sont recyclés dans la litière pour être remis à la disposition des plantes. (Gillon, 1990)

Les études des effets à long terme d'une modification du régime des feux sur le capital d'éléments minéraux d'un écosystème montrent que les conséquences sont plus de caractère fonctionnel que quantitatif. Ainsi, Wells (1971) fait le bilan de l'azote total contenu dans la litière et le sol d'une forêt soumise depuis vingt ans à des régimes de feux différents. Il ne constate pas d'appauvrissement par rapport à la forêt témoin non brûlée, mais une répartition différente de cet azote entre le sol (0-10 cm) et la litière, en faveur du sol en forêt brûlée, et cela d'autant plus que les feux ont été plus fréquents. Vance et Henderson (1984), après trente ans de brûlages périodiques sous Chêne, ou Bell et Binkley (1989), après vingt-cinq ans de

traitements similaires sous Pin, ne constatent pas non plus de diminution de l'azote total du sol, mais une réduction de son taux de minéralisation qu'ils attribuent à l'altération des qualités du substrat. Gillon, 1990).

Le phosphore du sol n'est pas altéré par le feu de la même manière que l'azote puisqu'il est peu volatile et difficilement lessivé. Cependant, le brûlage de la végétation et des litières modifie fortement sa disponibilité notamment en minéralisant le phosphore organique en orthophosphate (Cade-Menun *et al.*, 2000) qui est la seule forme du phosphore utilisable dans le monde vivant. Ce pic de disponibilité va rapidement disparaître par des mécanismes de séquestration soit en se liant avec des oxydes métalliques dans les sols acides (Al et Fe) soit à des particules minérales calciques ou par précipitation en phosphate de calcium dans les sols neutres et alcalins (Certini, 2005). Cette disponibilité du phosphore dans le temps est fortement variable et dépend de nombreux facteurs comme , le brûlage de la végétation et des litières qui modifie fortement sa disponibilité notamment en minéralisant le phosphore organique en orthophosphate PO_4^{3-} (Cade-Menun *et al.*, 2000) qui est la seule forme du phosphore utilisable dans le monde vivant (Guénon, 2010).

1.4.2.3 .Effets du feu sur les propriétés physiques des sols

Les propriétés physiques du sol qui sont sensibles à la chaleur sont la texture et la stabilité des agrégats et, de ce fait, la porosité, la capacité d'infiltration et la capacité de rétention en eau. La texture du sol peut être affectée par l'échauffement ; c'est en fait uniquement la fraction de terre fine (particules inférieures à 2 mm) qui est touchée, c'est-à-dire la proportion relative de sable, de limon et d'argile. Elle est modifiée au niveau granulométrique par des températures supérieures à 200°C, et au niveau minéral au-delà de 400°C. (Gomendy, 1992)

Ces températures ne sont atteintes que dans le cas de brûlages de rémanents rassemblés en andains ou en tas. Les particules élémentaires du sol sont agglomérées en formant des agrégats de forme et de taille variées. Une perte de stabilité des agrégats est souvent la conséquence d'une destruction de la matière organique du sol. (Gillon, 1990). Mais il faut atteindre des températures supérieures à 170°C pour que les constituants de la matière organique soient touchés. La porosité des sols correspond au volume des espaces lacunaires qui peuvent être remplis d'air ou d'eau. Elle peut être affectée soit par le colmatage des pores par les cendres, soit par un affaissement de la structure consécutivement à la perte de matière organique. De façon générale, la porosité des sols semble toujours être légèrement affectée par des échauffements significatifs et ne peut être restaurée que par l'activité des

organismes du sol sur plusieurs années. La capacité d'infiltration de l'eau dans le sol, étroitement liée à la porosité du sol, est donc aussi affectée par les cendres qui obstruent les pores. (Gillon, 1990) Sa diminution peut aussi être due à la création d'une couche hydrophobe, mais ce phénomène, répandu pour les sols nord-américains, n'a jamais encore été observé en France à notre connaissance. La capacité de rétention en eau du sol ou capacité au champ est la quantité d'eau restant dans le sol après ressuyage. Ce paramètre ne diminue que si la matière organique est détruite, ou la texture modifiée. En région méditerranéenne, Bertrand *et al.*, (1986) ne notent pas de baisse de ce paramètre dans le cas de brûlages dirigés de puissance modérée. (Giovannini, 1997) montre enfin que l'érodabilité des sols, caractéristique liée à l'altération de ses propriétés physiques, est d'autant plus forte et durable que le feu a été intense. (Gomendy, 1992 in Rigolot, 1993)

1.4.2.4. Effets du feu sur les communautés microbiennes et leurs activités

Les microorganismes du sol ont de nombreux rôles fonctionnels dans les écosystèmes forestiers ; ils sont une source de nutriments essentiels et des catalyseurs de transformations nutritives ; ils jouent aussi un rôle important au niveau des racines des plantes en améliorant leurs aptitudes notamment chez les légumineuses sous l'action des rhizobiums. (Hart, 2005) Le feu change la structure communautaire microbienne du sol à court terme principalement par la mortalité microbienne induite par la chaleur. Sur le long terme, le feu peut modifier les communautés du sol en changeant leurs compositions via des changements induits par les plantes et l'environnement du sol. Les bactéries ont tendance à être plus résistantes à la chaleur induite par le feu que les moisissures. Elles augmentent en abondance relative comparativement aux champignons après des feux d'intensité modérée. (Pietikainen et Fritze, 1995).

En règle générale, il est admis que le feu stimule les microorganismes du sol, par augmentation du pH du sol avec l'incorporation des cendres, et surtout par modification des conditions microclimatiques du sol. En effet, la suppression ou la diminution des couches protectrices que représentent la litière et la végétation soumet le sol au rayonnement solaire direct et entraîne une élévation générale de sa température après le feu (Raison *et al.*, 1986) . L'activité des microorganismes est probablement stimulée aussi par l'incorporation au sol de cendres riches en matières organiques facilement minéralisables. (Gillon, 1990). Cette stimulation de l'activité des microorganismes, qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu, est, avec la reprise de la végétation, un des mécanismes majeurs de conservation des éléments minéraux après les feux (Woodmansee et Wallach, 1981 *in* Gillon, 1990).

Les modifications de la qualité de la matière organique sont corrélées avec une diminution de la diversité microbienne. Les sols dont la qualité de la matière organique est la plus riche en fonctions aromatiques (forte fréquence d'incendie) possèdent également la plus forte résistance de la diversité microbienne à de nombreux stress hydriques. La diversité microbienne et sa stabilité sont fortement contraintes par la qualité de la matière organique, elle-même fortement modifiée au-delà de 3 feux successifs. (Guénon *et al.*, 2009)

En région méditerranéenne, Dumontet *et al.*, (1996) ont observé une réduction persistante de la biomasse microbienne pendant plus de 11 ans après un feu unique.

Hart *et al.*, (2005) ont émis l'hypothèse que la résilience des communautés végétales post-incendie serait le facteur principal qui contrôlerait la dynamique de retour du fonctionnement microbien par la nature et la quantité de leurs apports. La disponibilité des ressources, la composition d'une communauté en espèces adaptées aux perturbations ne sont pas les seules explications possibles d'un retour rapide des fonctions microbiennes. La nouvelle communauté peut en effet comporter des taxons qui sont fonctionnellement redondants avec ceux de l'ancienne communauté. Dans ce cas la fonction se maintiendrait après la perturbation et pourrait rapidement retrouver son niveau initial si la population qui l'exerce retrouvait également une abondance optimale. (Guénon, 2010)

1.4.1.5. Résilience des forêts post incendie

Westman (1978, 1986 *In* Guénon, 2010) définit la résilience d'un écosystème après une perturbation comme étant sa vitesse de récupération. Plus précisément, le terme résilience désigne l'aptitude d'un écosystème à revenir à sa trajectoire antérieure, de succession progressive, après disparition des perturbations externes qui l'en avaient dévié (Holling, 1973 ; Connell & Slayter 1977 *In* Guénon, 2010). Il est donc essentiel si l'on veut gérer les ressources naturelles de tenir compte de la vitesse de récupération ou de cicatrisation des milieux. En 1982, Walker & Noy-Meir proposent une nouvelle définition de la résilience comme étant la capacité d'un système à absorber une perturbation sans changer de façon qualitative son comportement. En outre, un écosystème résilient est généralement stable (Walker 1980) et Walker & Noy-Meir, 1982 (*In* Guénon, 2010) définissent un système stable comme « *a system which changes very little over time, and responds slowly and little to outside pressure* ». La résilience présente donc une « limite d'élasticité » qui une fois dépassée peut conduire le système vers un nouvel état d'équilibre « métastable » (Godron 1984, Friedel 1991, Laycock 1991, Aronson *et al.*, 1993ab et 1995 *In* Guénon, 2010), dérivé de l'écosystème original. Les perturbations peuvent néanmoins être parfois

génératrices de nouveaux équilibres en aboutissant à des écosystèmes capables de faire face plus efficacement à des perturbations du même type en améliorant les mécanismes de régénération (Holling 1978). La définition a récemment évolué et montre que la résilience est la capacité d'un système à absorber un changement perturbant et à se réorganiser en intégrant ce changement, tout en conservant essentiellement la même fonction, la même structure, la même identité et les mêmes capacités de réaction (Walker et *al.*, 2004). La résilience est donc la capacité d'une forêt de supporter (absorber) les pressions externes et de retrouver, avec le temps, son état original après avoir subi des perturbations comme les feux. Sur une période de temps appropriée, l'écosystème forestier résilient est capable de préserver son « identité », sur le plan de sa composition taxonomique, sa structure, ses fonctions écologiques et le rythme de ses processus. Les données scientifiques disponibles soutiennent fortement la conclusion que la capacité des forêts de résister au changement ou de se régénérer à la suite de perturbations dépend de la biodiversité à multiples échelles (Thompson et *al.*, 2009).

La résilience d'un écosystème forestier à des conditions environnementales changeantes est déterminée par ses ressources biologiques et écologiques, en particulier i) la diversité des espèces, y compris les micro-organismes, ii) la variabilité génétique au sein des espèces (c'est à- dire la diversité des caractéristiques génétiques au sein des populations d'espèces) et iii) le pool régional d'espèces et d'écosystèmes. La résilience est également influencée par la grandeur des écosystèmes (en général, plus ils sont grands et moins ils sont fragmentés, plus ils sont résilients) et par la condition et le caractère du paysage environnant. (Thompson et *al.*, 2009).

Chabrierie en 2002 a largement abordé la notion de succession végétale dans sa thèse. Selon cet auteur, depuis le début du 20ème siècle, les successions végétales ont fait l'objet de nombreux travaux (Clements 1916; Gleason 1926). Les successions végétales correspondent au processus de reconstitution de la végétation après destruction totale ou partielle d'une communauté végétale préexistante. Les successions secondaires concernent la colonisation par les arbres et arbustes d'une végétation herbacée préexistante. Par la suite, le concept de succession et de dynamique de la végétation a été souvent repris et reste un thème central dans les études des écosystèmes. (Robisoa, 2010)

La végétation méditerranéenne est dominée par des plantes pyrophytes qui se sont adaptées aux incendies au fil du temps. Le feu agit en termes de pression de sélection sur les stratégies adaptatives des plantes en modifiant les traits morphologiques et physiologiques en

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 (e.g. sérotinies stimulées par la chaleur ou la fumée).

Les arbres qu'on trouve le plus souvent dans les pays du bassin méditerranéens surtout ceux du sud sont les pins d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dont la présence doit attester l'occurrence de feux anciens. Les résultats de Fournier, 2012 ont mis en évidence la survie de certains pins d'Alep au passage de plusieurs feux, créant ainsi des populations polymodales de pin. Les pins survivants présentent une réponse significativement négative en termes de croissance radiale l'année suivant les épisodes de feux. En effet, le succès de régénération du pin d'Alep est dépendant du régime des feux (notamment de l'intensité de ceux-ci). La dynamique des populations de pins contribue de façon importante à la structure des communautés végétales en raison de la biomasse spécifique et de la nécromasse produite. Adapté au feu, présentant des cônes sérotineux, le pin d'Alep domine largement la canopée durant la première partie de la dynamique post-feu (70 premières années). Avec de longues périodes sans incendie (> 100 ans), il tend à disparaître par sénescence au profit d'autres espèces d'arbres, majoritairement des chênes (*Quercus ilex* L., *Quercus pubescens* L.). L'analyse de la composition du sous-bois montre que la plupart des espèces végétales sont présentes tout au long de la succession post-feu tel que prédit par le modèle théorique de Egler (1954). Mais la diversité spécifique est maximale les années succédant aux épisodes de feu ce qui ne permet pas de soutenir l'hypothèse du niveau intermédiaire de perturbation en lien avec la diversité (Connell 1978). Les résultats de Fournier, 2012 montrent un changement de densité des principales espèces du sous-bois, en relation avec la composition de la canopée contribuant à une baisse de la diversité de Shannon. Ainsi, nous observons un changement de cortège végétal, aux alentours de 80 ans après le feu, correspondant au renversement de la pinède en chênaie.

1.5. Synthèse et conclusions de l'étude bibliographique

Les massifs forestiers, tous groupements confondus occupent 174.361 hectares soit 26 % de la surface totale de la wilaya de Saida. Le secteur forestier demeure un espace marginalisé car peu générateur d'emploi et de volume des investissements qui ne représentent que 25% du total durant la période 1980-2010. Peu rentable économiquement et socialement puisque peu créateur d'emploi (pour des raisons de mauvaise utilisation des formations

forestières) c'est un territoire qui n'a pu être valorisé et réhabilité en matière de lutte contre l'érosion éolienne et hydrique, de gestion des ressources en eau, de préservation de la biodiversité utile et des équilibres écologiques. Les investissements de ce secteur sont considérés injustement comme improductifs et car il semble qu'ils n'ont pas contribué à spécialiser cet espace et l'intégrer dans l'économie locale ; ce qui est totalement faux. Les investissements doivent être revus dans le contexte d'une nouvelle politique d'aménagement et de mise en valeur de cet espace stratégique en mettant en relief ses rôles surtout écologique et stratégique en matière de développement durable. (Benabdeli, 2010).

Le feu risque de mettre en cause l'existence même de la forêt lorsqu'il est provoqué avec des objectifs d'extension de terrains agricoles, de zones urbanisables, de terrains de parcours ou tout simplement pour créer des postes de travail temporaires pour les riverains de la formation détruite. L'intensité et la fréquence des feux sont si redoutées que l'on parle dans la région de « la part du feu » pour accepter l'ampleur des dégâts que commet ce fléau. D'autre part, la fréquence des incendies fait peser une menace permanente sur la sécurité publique et sur la qualité du cadre de vie. Enfin la dynamique de la biodiversité est fortement influencée par le régime de perturbations. Marc (1916) note : " Parmi toutes les causes de destruction qui menacent la propriété forestière algérienne, il n'en est certes, pas de plus grave que l'incendie. Etant donné les conditions climatiques du pays, la constitution des boisements, la mentalité et les habitudes des populations indigènes qui vivent à leur contact ".

" Les principales causes de développement des incendies sont liées entre elles et forment un ensemble cohérent et synchronisé. On remarque que la composition floristique et notamment la stratification des végétaux jouent un rôle prépondérant " soulignait Benabdeli (1983) sur les causes et les facteurs stimulant les incendies. L'intensité, la fréquence et l'importance de l'incendie sont en rapport avec le milieu physique et végétal qui se caractérise par les facteurs climatiques déterminants, la structure et la composition de la végétation.

Les impacts due aux feux conduisent à la résilience, des stades régressifs de végétation (garrigues) qui occupent des surfaces importantes et à partir desquels la reconstitution spontanée de peuplements forestiers est très difficile surtout en zone semi aride où les conditions de survie de ces peuplement sont fortement liées aux facteurs de l'environnement et notamment aux ressources d'eau.

Cette partie bibliographique nous a permis de donner un aperçu sur les forêts dans le bassin méditerranéen, l'état des forêts en Algérie et les effets du feu sur cette écosystème, plusieurs résultats récents ont été donnés sur cette thématique et cela nous permet de construire notre partie pratique et les plans d'expériences choisies.

Chapitre 2

RECONSTITUTION POST INCENDIE DES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES DE SOLS FORESTIERS ALGERIENS (FORET DE FENOUANE, WILAYA DE SAÏDA)

**Une partie de ce chapitre 2 correspond à un article publié dans la
revue *Ecologia mediterranea* – Vol. 38 (1) – 2012 : Amine Habib
Borsali, Kheloufi Benabdeli, Raphaël Gros**

2.1. Introduction

Le secteur forestier en Algérie est confronté depuis les années 1965 à une recrudescence des incendies qui détruisent en moyenne 48 000 ha par an, soit 12% de surfaces forestières.

Sous l'effet des feux répétés, une végétation pyrophyte se développe sur des sols dégradés et à partir de laquelle la régénération spontanée des peuplements forestiers et les reboisements sont très difficiles (Benabdeli 1996). En 1955, la forêt dite économique s'étendait sur 2 397 000 ha et les formations dégradées de matorrals et de garrigues recouvraient seulement 780 000 ha (Boudy 1955). En 2005, le patrimoine forestier ne couvre plus que 1 527 796 ha tandis qu'en 2010 cette superficie n'est que de 1 492 176 ha (DGF 2010). Les forêts algériennes jouent un rôle stratégique majeur tant sur le plan socio-économique qu'environnemental. Les forêts algériennes sont composées essentiellement de pin d'Alep (*Pinus halepensis*), de chêne vert (*Quercus rotundifolia*), de chêne zeen et afars (*Quercus mirbikii* et *Quercus faginea*), de chêne-liège (*Quercus suber*) et d'autres espèces forestières très peu représentées comme le pin maritime (*Pinus pinaster*) et le thuya (*Tetraclinis articulata*). Elles assurent actuellement une production annuelle estimée à 9 800 tonnes de bois et 15 000 tonnes de liège qui ne couvre que 10% des besoins de l'industrie et du secteur de la construction. Sous l'effet des facteurs de dégradation et surtout des incendies (DGF 2010), la production a connu un recul de 50% entre 2008 et 2009.

Cette perturbation millénaire est cependant un élément structurant des écosystèmes méditerranéens qui présentent un fonctionnement stable et en équilibre avec un régime d'incendie récurrent (Pausas *et al.*, 2008 ; Guénon *et al.*, 2011). Quézel et Médail (2003) affirment que la majorité des formations forestières sclérophylles méditerranéennes est parcourue en moyenne par un feu tous les 25 ans. Un accroissement de la fréquence des incendies, associé à une aridification du climat (GIEC 2007) et réduisant le temps entre deux feux à moins de 20 ans (Vennetier *et al.*, 2008), pourrait potentiellement affecter l'équilibre préexistant et conduire ces écosystèmes dans un état instable dont les fonctions et les services ne seraient plus assurés correctement. En Algérie, les études traitant de la dynamique postincendie des écosystèmes forestiers analysent très rarement l'impact du feu sur les sols. On incrimine souvent l'aridification et l'érosion dans les échecs récurrents des reboisements sans se soucier des conséquences d'une perte de résilience des propriétés microbiologiques sur la fertilité des sols incendiés. Pourtant, les communautés microbiennes du sol régulent la dynamique des cycles biogéochimiques (Berg 2000), interviennent dans la séquestration du

carbone (Bardgett *et al.*, 2008), l'émission de gaz à effet de serre (Billings & Ziegler 2005) et augmentent la quantité et l'efficacité de l'acquisition par les plantes des nutriments (Bradley *et al.*, 1997). Les incendies engendrent la mort des micro-organismes les plus sensibles du sol (Hernández *et al.*, 1997). Ces mortalités affectent directement les activités microbiennes impliquées dans les cycles biogéochimiques (Boerner & Brinkman 2003). Dans les sites dont l'accroissement du nombre d'incendies engendre une réduction de temps entre deux feux à moins de 20 ans, l'érosion et les brûlages successifs appauvrissent progressivement le sol en matière organique et donc sa capacité de rétention en eau (Chandler *et al.*, 1983). La chaleur produite par le feu entraîne la volatilisation de l'azote organique (Fisher et Binkley 2000). L'augmentation du pool d'ions ammonium (NH_4^+) après le passage du feu peut favoriser le développement des bactéries nitrifiantes (Hart *et al.*, 2005). Cependant, si le retour de la végétation n'est pas rapide, les nitrates vont être transférés dans les couches profondes par lessivage et subir la dénitrification en l'absence d'oxygène par les communautés dénitrifiantes. En outre, les résultats de Boix Fayos (1997) montrent que le feu diminue la capacité de rétention des sols en eau et crée à la surface des sols une fine couche continue et hydrophobe. Ces modifications des propriétés physiques favorisent le ruissellement et l'érosion (DeBano 2000). La disponibilité des ressources, le taux de mortalité engendré par le dernier feu et l'altération des propriétés physiques sont les principaux facteurs du contrôle de la résilience des fonctions microbiennes des sols incendiés et à long terme de la fertilité des sols (Hart *et al.*, 2005 ; Guénon *et al.*, 2011). La gestion durable des forêts algériennes doit donc être éclairée par une évaluation de la qualité physico-chimique des sols incendiés et de la vulnérabilité des activités microbiennes à cette perturbation. L'objectif de cette étude est d'évaluer les dynamiques de retour à court et à long terme (entre 2 et 20 ans) des propriétés physico-chimiques et microbiologiques de sols après un incendie pour la région forestière de Fénouane assez représentative des formations forestières de l'étage semi-aride affectée par une recrudescence d'incendies et soumise à des difficultés de reboisement. Pour répondre à cet objectif, 25 parcelles d'échantillonnage réparties dans la forêt de Fénouane (monts de Saïda) ont été sélectionnées sur la base de la date précise du dernier incendie connu. Ces stations géo-référencées permettent d'étudier, dans des conditions climatiques, forestières, géographiques et géologiques homogènes et connues, les sols d'une chronoséquence de 2, 4, 8, 13 et 20 ans après le dernier feu. Nous émettons l'hypothèse que la dynamique de retour postincendie des propriétés microbiennes est fortement dépendante de l'impact du feu sur les propriétés physico-chimiques des sols, en particulier sur les teneurs en carbone organique et en eau.

2.2. Matériels et Méthodes

2.2.1. Présentation de la Zone d'étude

Situation géographique : La zone d'étude est localisée dans la forêt de Fénouane (34° 45' 11,38'' N 0° 02' 54,16'' O) (figure 2.1) ; Cette forêt des piémonts méridionaux de l'atlas tellien se trouve à une altitude moyenne de 850 m avec une superficie de 2 537 ha. Elle est située dans la commune de Sidi M'barek à une trentaine de kilomètre de la wilaya de Saïda qui est localisée au nord-ouest de l'Algérie et est limitée au nord par la wilaya de Mascara, au sud par celle d'El Bayadh, à l'est par la wilaya de Tiaret et à l'ouest par la wilaya de Sidi bel Abbés. (B.N.E.F, 1990)

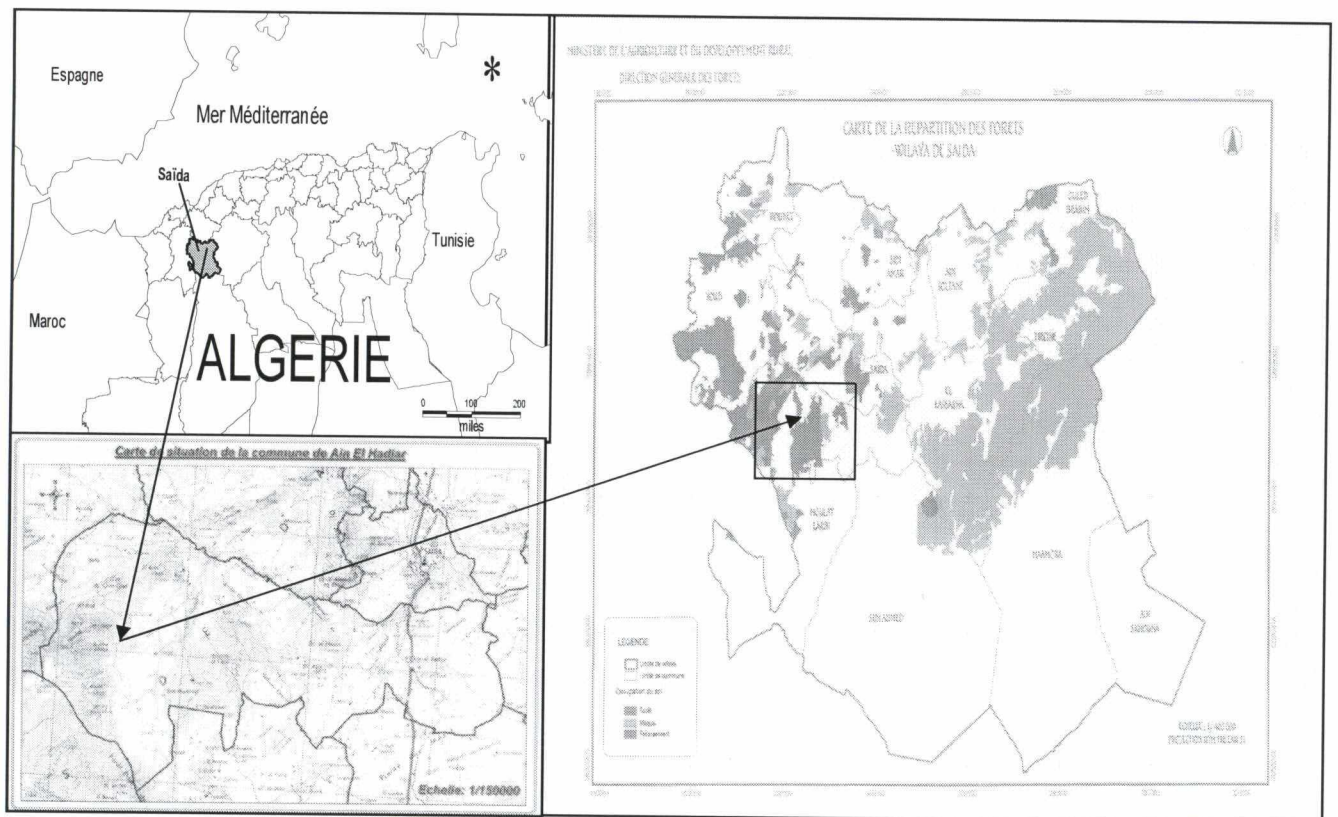


Figure 2.1 : Localisation géographique de la Forêt de Fénouane

Climat : le climat est du type méditerranéen appartenant à l'étage bioclimatique semi-aride à variante fraîche (Tableau 2.4). La zone est caractérisée par des précipitations moyennes annuelles de 348 mm (Tableau 2.1) avec un régime pluviométrique saisonnier de type HPAE (précipitations hivernales > printanières > automnales > estivales) (Tableau 2.2) ; les températures moyennes annuelles (Tableau 2.3) sont de 16,5°C

Chapitre 2: Reconstitution post incendie des propriétés physico-chimiques et microbiologiques

avec un «m» de 3 °C et «M» de 32 °C induisant une amplitude thermique importante de 29 °C pour l'année de 2009 (ONM 2009).

Tableau 2. 1 : Moyennes mensuelles de la pluviométrie (1990-2009) **Source :** O.N.M (2009)

Station	Pluviométrie Moyenne sur 20 ans											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Ain El Hadjar	42	38,5	51	35,3	15,2	4,7	4,5	2,6	14,7	22,6	32,5	31,6

Tableau 2. 2 : Régime pluviométrique saisonnier. O.N.M (2009)

Station	Pluviométrie (mm)	Q2	Régime saisonnier des pluies				HPAE
			H	P	E	A	
Ain El Hadjar	362	68,5	112,3	102,5	12,2	70,5	

Tableau 2.3 : Moyennes mensuelles des températures M+m/2 (1990-2009). O.N.M (2009)

Station	Température Moyenne sur 20 ans											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Ain El Hadjar	5,5	7,3	9,4	12,1	14,3	21,4	25,7	24,2	20	15,4	10	6,9

Tableau 2. 4 : Valeur du quotient pluviométrique

Station	P (mm)	T° C (Max)	T° C (m)	Q ²	Zone bioclimatique
Ain El Hadjar	362	34,2	02	38,78	Semi Aride frais

P: Pluviométrie moyenne annuelle, M: Moyenne des maximums du mois le plus chaud, m: Moyenne des minimums du mois le plus froid, T: Température moyenne annuelle.

Végétation : Dans ces conditions bioclimatiques semi arides fraîches, la végétation est caractérisée par une diversité floristique représentative des groupements thermo-xérophiles de l'Oranie et dominés par le Pin d'Alep et le Thuya (Benabdeli 1996), avec un sous-bois broussailleux qui joue un rôle non négligeable dans la régénération du Pin d'Alep et dans l'atténuation des effets du parcours. Constituée de formation à base essentiellement d'espèces arborescentes et arbustives très xérophiles et à forte capacité de rejeter (B.N.E.F, 1990).

Géologie : Selon Lucas (1952), le territoire de la wilaya de Saida est constitué essentiellement de terrains secondaires ; généralement de grès jurassiques et crétacés à dureté variable suivant le degré de consolidation de même que des couches calcaires, marneuses ou dolomitiques. Les dépressions et les vallées sont recouvertes de terrains d'origine continentale (fluviales et

éoliens) d'âge Tertiaire souvent indifférencié (Mio-Pliocène) et Quaternaire de manière étendue. Notre site d'étude repose sur des grès massifs du Franchetti et des calcaires du jurassique avec intercalation carbonatée et argiles sableuses sur toute sa partie centrale et sud (BNEDER, 1982).

Pédologie : Les sols de la wilaya de Saida, évoluent dans des conditions biogéographie très contrastées, ils sont toute fois largement conditionnés dans leur répartition par l'orographie. Dans notre zone d'étude on distingue, les sols bruns et bruns calcaires largement étendu au nord de la forêt. On trouve aussi les sols bruns rouges : parmi ces sols on distingue les sols brun rouges à horizon humifère, et les sols bruns rouges méditerranéens à texture légère. Les lithosols sont assez étendus et se retrouvent sur presque tous les versants dénudés. Ils sont peu épais (moins de 20 cm généralement) et très morcelés. S.A.T.E.C (1976) et le B.N.E.D.E.R (1992).

2.2.2. Choix de la chronoséquence post incendie et prélèvement des sols

Histoire d'incendie : Une enquête réalisée auprès des services forestiers régionaux et locaux a permis de déterminer avec exactitude les dates des feux dans la forêt de Fénouane sur une période de 20 ans soit entre 1990 à 2009. Dans ce massif forestier, 25 parcelles de 400 m² chacune ont été sélectionnées en fonction de la date du dernier incendie connu pour étudier, dans des conditions climatiques, orographiques et géo-pédologiques assez homogènes, les propriétés chimiques et microbiennes des sols et le devenir des communautés végétales après le passage du feu d'une chronoséquence de 2, 4, 8, 13 et 20 ans après le dernier feu (figure 2.2). A partir de ces données, nous avons défini 5 modalités qualitatives de régime d'incendie ; Pour des raisons statistiques (représentativité et traitement des données), cinq placettes par modalité de feu ont été considérées.

- 1 – Modalité **I. 2009** regroupant 5 parcelles (S1, S2, S3, S4, S5) indépendantes brûlées en 2009.
- 2 – Modalité **II. 2007** regroupant 5 parcelles (S6, S7, S8, S9, S10) indépendantes ayant subi un feu en 2007.
- 3 – Modalité **III. 2003** regroupant 5 parcelles (S16, S17, S18, S19, S20) indépendantes ayant subi un feu en 2003.
- 4 – Modalité **IV. 1998** regroupant 5 parcelles (S11, S12, S13, S14, S15) indépendantes ayant subi un feu en 1998.

5 – Modalité T. Témoin regroupant 5 parcelles (S21, S22, S23, S24, S25) indépendantes n'ayant subi aucun feu depuis au moins 1990.

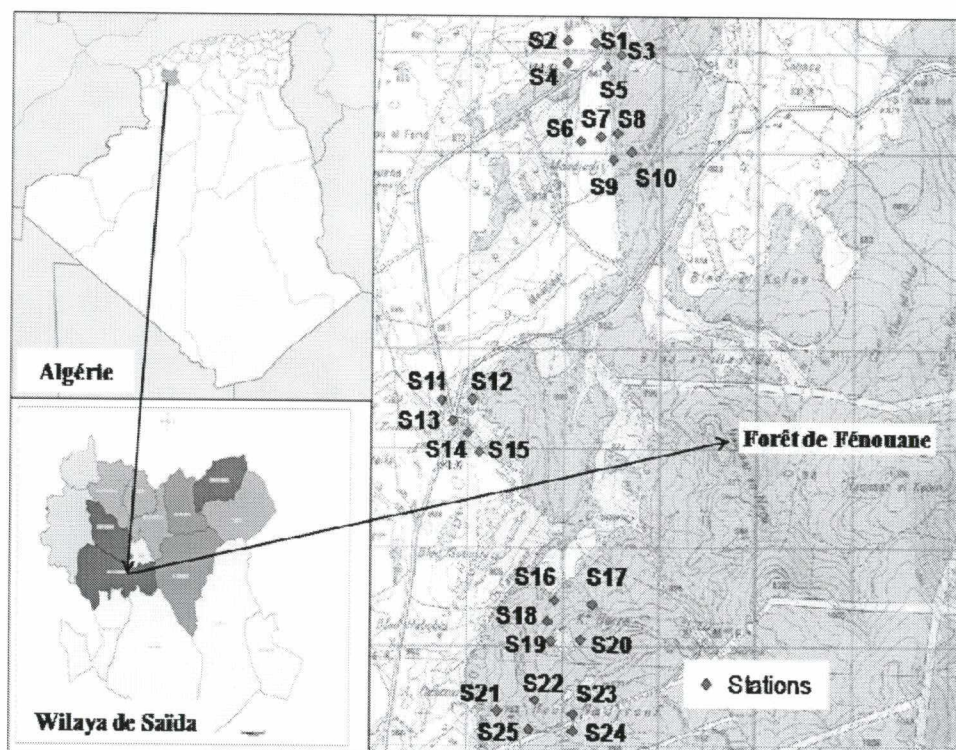


Figure 2.2 : Localisation des parcelles d'étude dans la forêt de Férouane (Borsali ,2009).

Tableau 2. 5 : Histoire d'incendies et caractéristiques générales des parcelles étudiées

Modalités de temps depuis le dernier feu	Code des parcelles (figure 2.2)	Date du dernier feu connu à partir de 1990	Associations phytosociologiques	Espèces végétales dominantes	Profils pédologiques profonds des horizons (cm) .Type de sol
2 ans	S1, S2, S3, S4, S5	2009	Groupe de pin d'Alep à Alfa	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Stipa tenacissima</i> , <i>Cistus villosus</i>	A/(B)/(B)C 0-30/30-45/45-70 Brun calcaire
4 ans	S6, S7, S8, S9, S10	2007	Groupe de pin d'Alep à Alfa	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Stipa tenacissima</i> , <i>Cistus villosus</i>	A/(B)/(B)C 0-30/30-45/45-70 Brun calcaire
8 ans	S16, S17, S18, S19, S20	2003	Groupe de pin d'Alep à chêne Kermès ou à Thuya et chêne Kermès	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Tetraclinis articulata</i> , <i>Quercus coccifera</i>	A/(B)C 0-25/25-60 Brun calcaire
13 ans	S11, S12, S13, S14, S15	1998	Groupe de pin d'Alep à Olivier sauvage ou à chêne Kermès	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Quercus coccifera</i>	A/(B)/C 0-10/10-35/35-60 Brun calcaire
Témoin	S21, S22, S23, S24, S25	Aucun feu depuis au moins 1990	Groupe de pin d'Alep à Olivier sauvage ou à chêne Kermès	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Quercus coccifera</i>	A/(B)/C 0-10/10-35/35-60 Brun calcaire

Caractéristiques générales des placettes : Afin d'éviter l'influence d'autres facteurs que celle du régime de feux sur la variabilité entre les sites, les placettes sélectionnées présentent des caractéristiques très homogènes sur le plan climatique, orographiques et géo-pédologiques :

- Une zone d'étude réduite et une gamme d'altitudes peu étendue (800–950m) pour bénéficier de conditions climatiques homogènes ;
- Un seul type de sol (brun calcaire selon la CPCS, calcosol selon le RP) ;
- Des sites exposés très majoritairement à l'Est ou à l'Ouest (bilan radiatif neutre) ;
- Des situations de pentes moyennes représentatives de ce type de relief (10-25%).

Echantillonnage des sols : Sur chaque parcelle d'étude, cinq échantillons de sol ont été prélevés aléatoirement, après avoir éliminé la litière, à une profondeur comprise entre 0 et 5 cm correspondant à l'horizon de surface organo-minéral A. Les cinq échantillons de sol ont ensuite été mélangés pour obtenir un échantillon composite (1 kg). Les échantillons composites ont été tamisés à 2 mm, séchés à l'air avant d'effectuer certaines analyses physico-chimiques, ou conservés 15 jours à 4 °C dans l'attente des analyses microbiologiques.

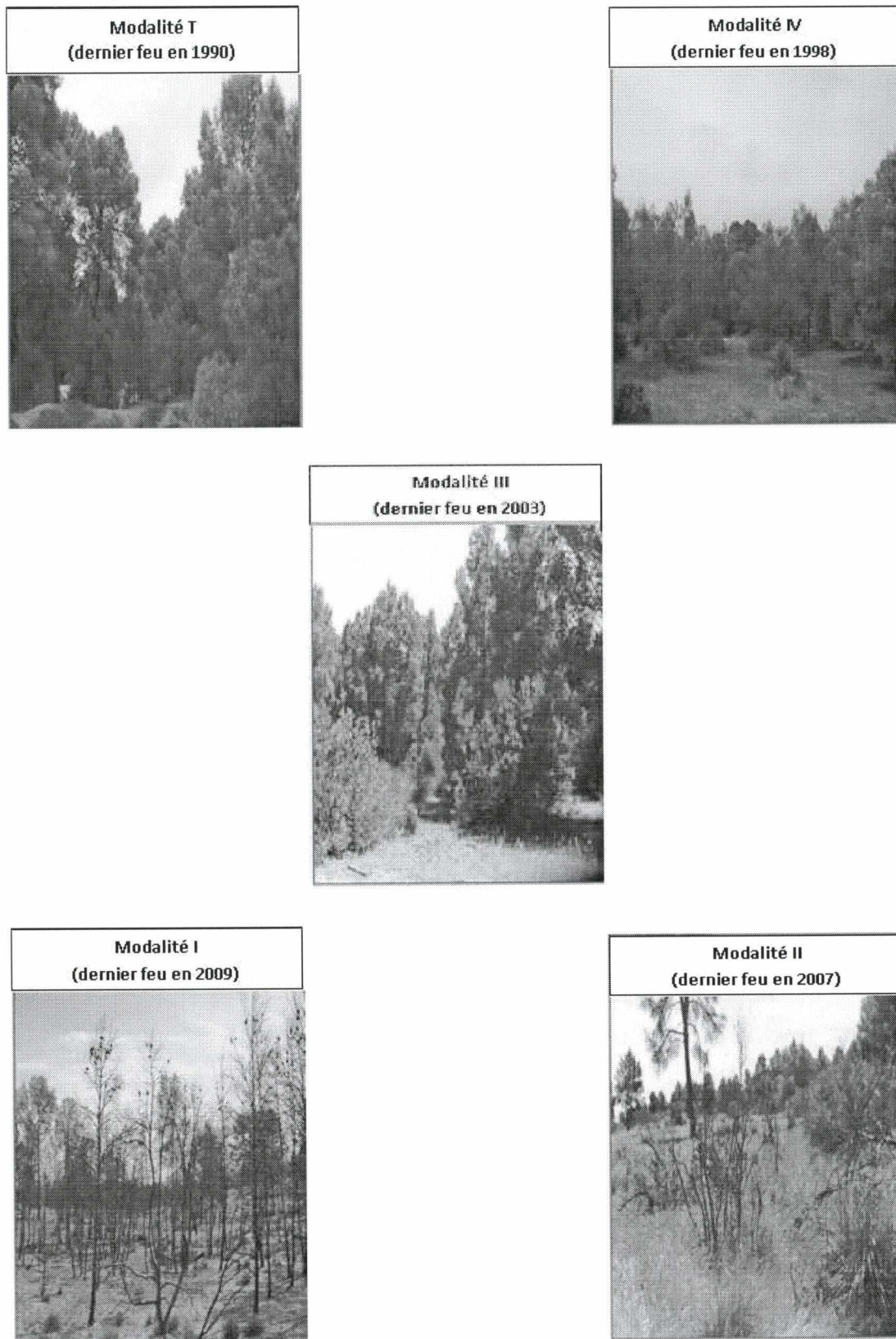


Figure 2.3 : Photos des parcelles caractéristiques de chaque modalité d'incendie.

2.2.3. Analyses physico-chimiques des sols

Les analyses de sol ont été réalisées dans l'équipe 'Vulnérabilité des écosystèmes microbiens' de l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie' d'Aix-Marseille Université durant les années (2010, 2011 et 2012) sous la direction du Docteur Raphael Gros.

2.2.3.1. Analyse granulométrique :

La distribution granulométrique (%) de 3 fractions (sables de 2000 μm à 50 μm , limons grossiers de 50 μm à 2 μm , argiles < 2 μm) de la terre fine a été déterminée par sédimentation selon la méthode de la pipette de Robinson (Aubert 1979) et tamisage.

2.2.3.2 Capacité de rétention :

La capacité de rétention en eau a été déterminée par la méthode Bouyoucos. L'échantillon est humidifié pendant 12 heures par ascension capillaire dans un filtre de Buchner à verre fritté. Puis le filtre est placé sur une fiole à vide reliée à une trompe à eau pour éliminer l'eau dans les pores d'un diamètre inférieur à 8 μm . La différence entre le poids humide et poids sec (après séchage à 105 °C) permet de connaître la capacité de rétention en eau en (%) du poids sec (Soltner 1996).

2.2.3.3. Humidité gravimétrique:

La teneur en eau gravimétrique (% masse sèche) a été estimée par dessiccation d'une aliquote d'échantillon à 105 °C pendant 24 heures. Elle a été obtenue en soustrayant la masse d'un échantillon de sol séché à celle de cet échantillon avant séchage.

2.2.3.4. Mesure du pH

Le pH des sols a été mesuré dans une suspension de sol : eau distillée (1 : 2,5). La mesure a été effectuée après 2h de stabilisation à température ambiante à l'aide d'un pH mètre Métrom (Hérisau, Suisse).

2.2.3.5. Mesure des teneurs en carbonates de calcium :

Les teneurs en carbonates de calcium ont été déterminées par le calcimètre de Bernard (Aubert 1979). Dans une fiole pour calcimètre de Bernard on a introduit dans le doigt 5ml de HCL au $\frac{1}{2}$ avec une pipette droite, puis on a pesé 10 g de terre finement broyée qu'on a introduit dans la fiole, ensuite on a humidifié la terre avec de l'eau déminéralisé sans excès.

Après fermeture de la fiole en la raccordant au calcimètre, on s'assure que le niveau du liquide arrive à la hauteur du repère zéro.

2.2.3.6. Teneurs en carbone organique total et azote total

Les concentrations en carbone total (CT) et azote total (NT) ont été mesurées en utilisant un analyseur élémentaire CN FlashEA 1112 (ThermoFisher).

Le carbone organique (CO) est obtenu par une soustraction des concentrations en carbone inorganique (CaCO_3) aux concentrations en CT. Le rapport CO/NT a été calculé.

2.2.3.7. Dosages de l'azote ammoniacal et nitrique

Les quantités d'ions ammonium (μg de N-NH_4^+ .g⁻¹ de sol sec) et nitrate (μg de N-NO_3^- .g⁻¹ de sol sec N) ont été déterminées par spectrophotométrie selon les protocoles de Mulvaney (1996) et de Keeney & Nelson (1982) à partir d'une solution d'extraction de sol (1 : 10 KCl M). 5g (équivalent sec) de sol frais ont été mis en suspension dans 50 mL d'une solution molaire de KCl. Après une agitation de 1 heure, la suspension a été filtrée sur papier Whatman n°5. La teneur en ammonium (μg de N-NH_4^+ .g⁻¹ de sol sec) contenus dans la solution filtrée a ensuite été dosée par colorimétrie. L'intensité de la coloration verte émeraude qui se forme après ajout de salicylate est mesurée au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 667nm. L'absorbance de la coloration jaune de l'acide salicylique nitraté est lue au spectrophotomètre à 410 nm.

2.2.3.8. Dosages du phosphore inorganique

Le phosphore inorganique assimilable a été extrait par la méthode Olsen & Sommer (1982). 2 g équivalent sec de sol frais ont été mis en suspension dans 25 mL d'une solution d'acide sulfurique normale. Après une agitation d'1 heure, les extraits sont filtrés sur papier Whatman n°5. La quantité de phosphore sous la forme d'orthophosphates (μg P- PO_4^{3-} .g⁻¹ de sol sec) dans les extraits a été dosée par spectrophotométrie selon le protocole décrit par Murphy & Riley (1962).

2.2.3.9. Analyse spectrométrique des sols dans le proche infrarouge (SPIR)

La spectroscopie du proche infrarouge (SPIR) est une technique analytique non destructive basée sur l'interaction entre un rayonnement lumineux dans le domaine proche infrarouge (10 000-4000 cm^{-1} ou 800-2500 nm) et les molécules de l'échantillon. Les liaisons

C-H, N-H, O-H, S-H, C=O et O-H, constitutives de la plupart des molécules biologiques (Bellon-Maurel *et al.*, 2003), présentent une forte polarisation et un grand déséquilibre massique et sont donc les plus susceptibles d'être mises en vibration. La SPIR mesure ainsi des intensités d'absorption de radiations électromagnétiques par la matière organique des sols. Cependant, dans la zone du proche infrarouge, les absorptions ne sont pas dues aux vibrations fondamentales des molécules, mais aux vibrations harmoniques et aux vibrations de combinaisons. Ainsi, et parce que les bandes d'absorption des diverses liaisons chimiques d'un sol peuvent se chevaucher, le spectre d'absorption recueilli est complexe et son interprétation très difficile. La SPIR apparaît comme un outil précieux pour prédire les teneurs en C et N des sols (Cozzolino et Moron, 2006 ; Brunet *et al.*, 2007) et estimer les processus de décomposition de la matière organique dans les sols et les litières (Joffre *et al.*, 1992 ; Gillon *et al.*, 1993 ; Coûteaux *et al.*, 2005). Elle est également de plus en plus appliquée pour la prédiction des activités microbiennes du sol (Cécillon *et al.*, 2008).

L'acquisition des spectres des échantillons de sol séchés à l'air et tamisés a été réalisée à l'Institut des Sciences Moléculaires de Marseille avec un spectromètre Nicolet Antaris muni d'une sphère d'intégration. Les données enregistrées en réflectance (R) sont automatiquement converties en absorbance (A) par la relation $A = \log(1/R)$. Les spectres ont été acquis avec le logiciel Omnic 2.1 entre 4500 et 10 000 cm^{-1} et une résolution nominale de 4 cm^{-1} . Chaque spectre est obtenu en accumulant 100 interférogrammes.

La capacité prédictive des activités microbiennes et des paramètres d'incendie par la SPIR a été analysée par régression des moindres carrés partiels (RMCP) (Tenenhaus, 1998). La RMCP consiste à ajuster un modèle statistique linéaire reliant une matrice de variables explicatives X (les descripteurs, ici la matrice des valeurs d'absorbance PIR) à une matrice de variables réponses Y (i.e. propriétés du sol mesurées par des méthodes conventionnelles de référence). Durant le processus de modélisation, la RMCP résume les descripteurs (matrice X) en une série de composantes t_h (aussi appelées facteurs) deux à deux orthogonaux. A la différence de l'analyse en composantes principales et des autres méthodes de régression linéaire multivariée, ces composantes sont construites de manière à expliquer au mieux la matrice Y, et l'information contenue dans cette matrice réponse est prise en compte pour le calcul des B-coefficients (matrice B). De la même manière, les variables réponses sont résumées dans une série de composantes u_h (scores Y, pas de contrainte d'orthogonalité). Les séries de facteurs (u_h , t_h) sont construites par la RMCP de manière à ce que leur covariance soit maximale. Le nombre de composantes ne peut pas excéder le nombre de variables explicatives. La procédure RMCP étant une modélisation empirique, il est essentiel de

déterminer un nombre optimal de composantes (h) garantissant une complexité correcte tout en évitant un sur-ajustement du modèle et donc une puissance prédictive très faible ou nulle (Roger, 2005). Par ailleurs, les modèles de régression étant construits dans un but prédictif, il est important de pouvoir tester de manière fiable leur robustesse. Différentes méthodes permettent d'évaluer la robustesse et donc de valider les modèles en précisant leur puissance prédictive. Certaines méthodes utilisent le jeu de données initial pour réaliser une validation croisée du modèle (cas de jeux de données avec peu d'individus), d'autres valident le modèle sur un jeu de données spécialement acquises pour une validation indépendante (cas de jeux de données avec de nombreux individus).

Dans cette thèse, les échantillons ont été subdivisés en deux jeux distincts : le premier, composé des $\frac{3}{4}$ des échantillons (choisis aléatoirement), sert à la construction d'un modèle de calibration tandis que le deuxième, constitué du quart des échantillons restant, sert à la validation du modèle de calibration par prédiction. Le nombre de composantes sélectionnées a été déterminé par l'examen de la courbe PRESS (Predicted Residual Error Sum of Squares). La valeur PRESS est un indicateur de l'erreur de prédiction dans une RMCP. Chaque fois que l'on rajoute une composante représentant une information utile au modèle d'étalonnage multivarié, les valeurs de l'erreur du modèle et du PRESS sont réduites. La valeur du PRESS atteint un minimum pour un nombre donné de composantes. Ce nombre est alors utilisé pour la construction du modèle définitif. Le R^2 du modèle de calibration et l'erreur standard de calibration (ESC) ont été calculés et testés par validation croisée complète (« full cross validation »). Le modèle de calibration a par ailleurs été construit en sélectionnant les longueurs d'onde les plus appropriées obtenues par la méthode de projection des variables importantes (Cécillon *et al.*, 2008). L'évaluation de la performance de la prédiction a été estimée par la valeur du R^2 du modèle de prédiction, l'erreur standard de prédiction (ESP) et l'écart prédictif des résidus (RPD pour « residual predictive deviation »). Le RPD est le *ratio* de l'écart type des données mesurées sur l'erreur type de la prédiction. L'ESC et l'ESP ont été analysées au regard de l'erreur standard de la mesure (ESM). Pour améliorer les modèles, des pré-traitements mathématiques tels que la « multiplicative scatter correction » (MSC), la « standard normal variate » (SNV) ou la dérivée première, ont été appliqués aux spectres. Chaque modèle RMCP a été construit avec le logiciel Unscrambler 9.2 (Camo Process AS, Norvège) afin de réduire au minimum l'ESC et de maximiser le R^2 de la calibration et le RPD.

2.2.3.10. Mesure de la stabilité structurale

La mesure de la stabilité structurale a été réalisée en suivant la méthode proposée par Le Bissonnais et Souder (1995). L'objectif de cette méthode est de donner une description réaliste du comportement des agrégats du sol à des contraintes physiques existant en conditions naturelles. Ce test s'articule autour de trois prétraitements différents correspondant à différents mécanismes de désagrégation : i/ l'humectation rapide par immersion (humectation brutale de type pluie intense), ii/ la désagrégation mécanique par agitation après réhumectation (cohésion des agrégats indépendamment des phénomènes d'éclatement), iii/ l'humectation lente par capillarité (humectation lente correspondant à des pluies modérées). La méthode se déroule en 4 phases : I/ sélection et préparation des agrégats, II/ application des 3 types de contraintes, III/ tamisage des échantillons, IV/ pesée des fractions et calcul de l'indice de stabilité structurale.

Après échantillonnage du sol dans des conditions d'humidité modérées, des agrégats compris entre 3 et 5 mm sont sélectionnés par tamisage et sont mis à l'étuve pendant 24 heures (40°C). 5 g sont pesés pour chaque prétraitement. Dans nos expériences, les mesures ont été effectuées sur trois répétitions.

Les agrégats subissent ensuite l'un des trois prétraitements ci-dessous :

Humectation Rapide (HR) : Les agrégats sont versés dans un bécher contenant 50 ml d'eau déminéralisée. Après 10 mn au cours desquelles la désagrégation a lieu, l'excès d'eau est évacué par pipetage et l'échantillon est transféré sur un tamis de 50 μm grâce à une pipette d'éthanol.

Désagrégation Mécanique (DM) : Les agrégats sont immergés dans l'éthanol pendant 30 mn. L'excès d'éthanol est ensuite évacué et l'échantillon est transféré dans un erlenmeyer contenant 50 ml d'eau déminéralisée. L'erlenmeyer est agité manuellement en effectuant 10 retournements successifs. L'échantillon est laissé à décanter pendant 30 mn puis l'excès d'eau est évacué. L'échantillon est transféré sur un tamis à 50 μm de la même façon que pour le prétraitement à l'humectation rapide.

Humectation Lente (HL) : Les agrégats sont placés sur un papier filtre posé sur une mousse préalablement humidifiée. Les échantillons sont laissés à réhumecter par capillarité pendant 30 mn, puis sont transférés sur un tamis de 50 μm comme précédemment.

Après chaque prétraitement, les agrégats sont placés sur un tamis de 50 μm lui-même disposé sur l'appareil de Hénin. Un mouvement hélicoïdal est appliqué à 5 reprises sur le tamis qui se trouve immergé dans un bain d'éthanol. Ceci permet une première séparation

granulométrique des éléments inférieurs à 50 µm. La fraction restée dans le tamis est récupérée et séchée à 40 °C pendant 24 h. Elle est ensuite passée sur une colonne de 6 tamis de tailles décroissantes : 2000 µm, 1000 µm, 500 µm, 200 µm, 100 µm et 50 µm. La masse de sol restant sur chacun des tamis est mesurée et exprimée en fonction de la masse initiale. La fraction inférieure à 50 µm est déduite de la masse initiale. La mesure de la stabilité structurale est exprimée sous la forme du Diamètre Pondéral Moyen exprimé en mm tel que :

Diamètre Pondéral Moyen = Σ (diamètre moyen d'une fraction x masse pour cette fraction)

2.2.4 Analyses microbiologique des sols

2.2.4.1. Respiration basale

La respiration basale ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g}$ de sol sec) a été mesurée selon le protocole décrit par Anderson & Domsch (1978), pour évaluer l'état physiologique des communautés microbiennes des sols. Dix grammes (équivalent sec) de sol frais conservé à 4°C ont été pesés dans un flacon en verre (117 mL). Les flacons ont été fermés avec un bouchon hermétique immédiatement après le remplacement (4 minutes) de leur atmosphère interne par une atmosphère de concentration en CO₂ stable, puis incubés 4 heures à 25°C. Après incubation, une aliquote d'atmosphère du flacon (1 mL) a été injectée à l'aide d'une seringue dans un chromatographe en phase gazeuse (Chrompack CHROM 3 – CP 9001). Le chromatographe était équipé d'un détecteur TCD et d'une colonne remplie (Porapak) dans laquelle circule de l'hélium à un flux de 60 mL.h⁻¹. Les valeurs obtenues ont été ajustées à 22 °C en accord avec la loi des gaz parfaits à $Q_{10} = 2$. Les concentrations ambiantes en CO₂ ont été soustraites aux concentrations en CO₂ mesurées après incubation pour obtenir la quantité de CO₂ produite par les microorganismes hétérotrophes contenus dans l'échantillon.

2.2.4.2. Biomasse microbienne

La biomasse microbienne a été estimée par la méthode de respiration induite par ajout de glucose (Anderson & Domsch 1978). Un mélange de talc et de glucose (1 000 µg C g⁻¹ sol) a été ajouté aux dix grammes (équivalent sec) de sol. Une incubation de 100 minutes a été réalisée pour atteindre un taux maximal de respiration induite. Les flacons ont été fermés avec un bouchon hermétique immédiatement après le remplacement (4 minutes) de leur atmosphère interne par une atmosphère de concentration stable en CO₂, puis incubés 90 minutes à 22 °C. La concentration en CO₂ des flacons a été analysée par chromatographie en

phase gazeuse et corrigée de la même manière que décrite précédemment pour la respiration basale. Les taux de respiration induite ont été convertis en valeur de biomasse microbienne en utilisant l'équation donnée par Beare *et al.*, (1990).

2.2.5. Activités enzymatiques

2.2.5.1. Mesure de l'activité des hydrolases du diacétate de fluorescéine (FDAse)

L'activité FDA hydrolase permet d'évaluer l'activité d'une large gamme d'enzymes (*e.g.* estérases, protéases, lipases, cutinases) impliquées dans l'hydrolyse de molécules carbonées. L'activité FDAse a été mesurée selon la méthode modifiée de Green *et al.*, (2006). Quatre mL de tampon phosphate de potassium à 60 mM (pH 7) plus 50 µL de solution de fluorescéine diacétate (2 mg/mL d'acétone) ont été ajoutés à 1 g de sol frais et incubés à 30°C pendant 1 heure. La réaction a été arrêtée en ajoutant 2 mL d'acétone et le mélange a été immédiatement centrifugé pendant 2 minutes à 12 000 g (4 °C). La fluorescéine libérée à partir de la FDA a été mesurée dans le surnageant à 490 nm. Pour chaque échantillon, un témoin est réalisé dans des conditions identiques en remplaçant le tampon contenant le substrat par le tampon seul. L'activité FDA hydrolase est exprimée en µmole de fluorescéine libérée par minute (U) et par gramme de sol sec (U.g-1).

2.2.5.2. Mesure de l'activité des uréases (Ur)

Les uréases sont des enzymes impliquées dans le cycle de l'azote. L'activité Ur a été évaluée selon la méthode adaptée de Tabatabai & Bremner (1972). Dans un tube à essai, 1 g de sol frais a été pesé puis mélangé avec 6 mL de tampon acétate de sodium (50 mM, pH 6) contenant 20 mM d'urée. Le milieu réactionnel a été incubé pendant 2 heures (37 °C) puis centrifugé (2 mn, 4 °C, 12 000 g). La quantité d'ammonium (N-NH₄⁺) libéré par les uréases a été quantifiée par la méthode de Mulvaney (1996). Pour chaque échantillon, un témoin est réalisé dans des conditions identiques en remplaçant le tampon contenant le substrat par le tampon seul. L'activité Ur est exprimée en µmole de N-NH₄⁺ libéré par minute (U) et par gramme de sol sec (U.g-1).

2.2.5.3. Mesure de l'activité des phosphomonoestérases alcalines (Pmb)

Les phosphomonoestérases alcalines sont des enzymes impliquées dans le cycle du phosphore. L'activité PMB a été mesurée selon la méthode de Tabatabai & Bremner (1969). Le milieu réactionnel est constitué de 1 g de sol frais, de 5 mL de tampon NaOH-glycine (0,1

M, pH 9,0) plus 1 mL d'une solution de p-nitrophényl phosphate (pNPP, 5 mM, NaOH-glycine à 0,1 M et pH 9,0). Après une incubation de 1 h à 30 °C, la réaction a été arrêtée par l'ajout de 1 mL de CaCl₂ (0,5 M) et 4 mL de NaOH (0,5 M). Après une centrifugation de 2 minutes à 12 000 g, la quantité de p-nitrophénol (p-NP) libérée à partir du p-NPP a été mesurée sur le surnageant à 412 nm. Pour chaque échantillon, un témoin est réalisé dans des conditions identiques en remplaçant la solution p-NPP par 1 mL de tampon acétate seul. Les activités PMA et PMB sont exprimées en μ mole de p-NP libéré par minute (U) et par gramme de sol sec (U.g-1).

2.2.5.4. Mesure de l'activité des phénol-oxydases (PO)

Les enzymes de type phénol-oxydase sont impliquées dans la transformation des composés organiques aromatiques (lignine, phénols, charbon) et sont principalement d'origine fongique (Baldrian 2006). L'activité PO de type tyrosinase (EC 1.14.18.1) a été mesurée en utilisant le protocole de Saiya-Cork et *al.*, (2002). Le milieu réactionnel est constitué de 0,5 g de sol frais et de 6 mL d'une solution de L-Dopa (3,4 dihydroxyphénylalanine, ϵ M = 620 L.mol⁻¹.cm⁻¹) à 25 mM dans un tampon acétate (pH 6,5, 50 mM). Après 15 minutes d'incubation à l'obscurité et à température ambiante, les tubes ont été centrifugés pendant 3 minutes à 12 000 g (4 °C). La densité optique du surnageant a été déterminée au spectrophotomètre à 590 nm. Les témoins sont réalisés dans les mêmes conditions que les essais mais en ajoutant 6 mL de tampon acétate sans Dopa. L'activité PO est exprimée en U g-1 de sol sec (1U = 1 μ mole de Dopachrome min⁻¹).

2.2.6. Analyses statistiques

Les analyses de variance (ANOVA) à 1 facteur ont été utilisées pour tester les effets du temps depuis le dernier feu sur les propriétés physico-chimiques et microbiologiques des sols. Le test post-hoc des moindres différences de Fisher (LSD) a été utilisé pour réaliser des comparaisons multiples de moyennes. Les analyses de régressions multiples pas à pas ont été utilisées 1) pour déterminer les paramètres physico-chimiques des sols qui expliquent le plus les dynamiques de retour postincendies de la biomasse microbienne, et 2) pour déterminer les paramètres physicochimiques et microbiologiques (*i.e.* biomasse microbienne) qui expliquent le plus les dynamiques de retour postincendies des activités enzymatiques. Seules les variables dépendantes (microbiennes) ou indépendantes (physico- chimiques et microbiennes) significativement affectées par le temps depuis le dernier feu ont été utilisées pour la

construction de ces régressions. Lorsque cela était nécessaire, les données ont été transformées (*i.e.* log10 ou racine carré) pour respecter les conditions de normalité et d'homogénéité de la variance requises pour utiliser ces tests paramétriques. Les analyses statistiques ont été effectuées sur Statistica 6.0.

2.3. Résultats

2.3.1. Propriétés chimiques des sols

Les paramètres chimiques des sols sont consignés dans le tableau 2.7. Les concentrations en carbone organique (CO) et en azote total (NT) entre les parcelles incendiées récemment (2 ans et 4 ans après le dernier feu) et les parcelles non incendiées depuis 20 ans ne sont pas significativement différentes. Nous avons cependant enregistré des concentrations six fois plus faibles en CO dans les sols non incendiés depuis 8 ans que dans les sols non incendiés depuis 20 ans (2 fois plus faibles pour les teneurs en NT). Ces concentrations augmentent après 13 ans sans incendies mais restent significativement plus faibles que dans les sols les plus anciennement incendiés. Deux puis quatre années après le feu, le rapport CO/NT atteint des valeurs comprises entre 16,9 et 15,9. Celles-ci diminuent ensuite significativement pour atteindre, 8 ans après le dernier feu, une valeur de 7,5, puis augmentent progressivement pour être à 24,4 en absence de feu pendant 20 ans. Le pH des sols, généralement alcalin, ainsi que les quantités d'azote nitrique et de phosphore assimilable ne sont pas significativement dépendants du temps depuis le dernier feu. Les sols non incendiés depuis 2, 4, 8 et 13 ans possèdent des quantités en azote ammoniacal environ cinq fois supérieures (test LSD ; $P < 0,05$) à celles mesurées dans les sols non incendiés depuis au moins 20 ans.

2.3.2. Propriétés physiques des sols

Les paramètres physiques des sols sont consignés dans le tableau 2.7. Sur la base de la composition granulométrique moyenne, les sols étudiés possèdent une texture allant du limoneux au limoneux fin. Le temps depuis le dernier feu n'a pas d'incidence significative sur les proportions en sables, en limons et en argiles des sols (ANOVA : $P > 0,05$). La capacité de rétention en eau, corrélée négativement aux teneurs en sables ($r = -0,48$, $P < 0,05$) et en CO ($r = -0,41$, $P < 0,05$), est significativement plus élevée pour les sols non incendiés depuis 2

Chapitre 2: Reconstitution post incendie des propriétés physico-chimiques et microbiologiques

ans et 8 ans (test LSD). La teneur en eau gravimétrique au moment du prélèvement est significativement moins élevée dans les sols incendiés depuis 2 ans.

Les résultats des mesures des stabilités structurales portés dans le tableau 2.6, représentent la moyenne des diamètres pondéraux des 25 placettes de prélèvements de sol, à raison d'une moyenne de 05 placettes pour chaque station d'étude.

Tableau 2.6 : Diamètre pondéral moyen (mm) exprimant la stabilité structurale des sols prélevés le long de la chronoséquence post-incendie

Prétraitements	Temps depuis le dernier feu				
	20 ans	13ans	8ans	4 ans	2 ans
Humectation rapide	0,64 a	0,93 b	0,78 a	0,70 ab	0,64 a
Désagrégation mécanique	0,98 a	1,05 b	0,62 a	0,76 ab	0,8 a
Humectation lente	0,52a	0,88b	0,53a	0,38ab	0,54a

Les stabilités structurales mesurées après les différents prétraitements évoluent toutes en fonction du temps depuis le dernier feu. Les variations sont plus importantes lorsque les agrégats sont préalablement soumis à une humectation rapide et à une désagrégation mécanique.

Les différences entre les modalités de feu 20 ans, 8 ans, 4 ans et 2 ans ne sont significatives pour aucun des trois tests. Ces type de feux présentent des diamètres pondéraux moyens compris entre 0.4 et 0.8 mm et donc une stabilité structurale qualifiée d'instable selon

Le Bissonais et Souder (1995). Ces sols sont donc sensibles à la battance et au ruissellement. Par contre les sols non incendiés depuis 13 ans présentent des différences significatives avec les autres modalités pour chacun des trois tests, avec des diamètres pondéraux moyens compris entre 0.8 et 1.3, ils possèdent donc une stabilité « moyennement stable à des dispositions à la battance fréquente » et à des risques de ruissellement variables en fonction des paramètres climatiques et topographiques.

Chapitre 2: Reconstitution post incendie des propriétés physico-chimiques et microbiologiques

Tableau 2.7: Propriétés physico-chimiques des sols prélevés le long d'une chronoséquence post-incendie.

	Valeur de F et significativité	Temps depuis le dernier feu				
		>20 ans	13 ans	8ans	4 ans	2 ans
<i>Caractéristiques granulométriques et propriétés physiques</i>						
Teneurs en argiles (%)	1,9NS	9,8±5,2	18,6±6,2	18,1±5,3	12,2±6,3	13,2±7,4
Teneurs en limons (%)	2,1NS	43,7±14,7	31,5±16,3	49,4±10,9	42,4±9,7	51,3±5,1
Teneurs en sables (%)	2,0NS	46,5±15,4	49,9±16,2	32,5±7,9	45,4±8,8	35,7±7,2
Capacité de rétention en eau (%)	13,9***	31,4±0,9 a	31,8±1,1 a	35,8±0,9 b	31,5±1,7 a	34,3±1,1 b
Teneur en eau gravimétrique (%)	9,5***	8,7±1,3 a	6,1±2,4 a	7,2±2,0 a	11,1±3,8 a	2,8±0,7 b
<i>Propriétés chimiques</i>						
Teneurs en CO (%)	7,1**	2,79±1,10 c	1,51±0,64 ab	0,50±0,27 a	2,32±0,91abc	2,42±1,04 bc
Teneurs en NT (%)	4,2*	0,114±0,039a	0,111±0,029a	0,062±0,021b	0,146±0,056a	0,140±0,020a
Ratio CO/NT	12,4***	24,4±4,9 c	13,2±2,3 a	7,5±2,4 b	15,9±1,4 a	16,9±6,1 a
Quantité d'azote ammoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ /g)	6,3**	6,1±2,3 b	34,0±15,5 a	35,3±7,6 a	28,7±18,7 a	35,9±4,5 a
Quantité d'azote nitrique (mg N-NO ₃ ⁻ /g)	2,3NS	1,2±0,6	2,3±3,0	2,0±1,9	2,6±1,4	1,7±1,9
Quantité de phosphore assimilable (mg P-P ₂ O ₅ /g)	2,4NS	7,5±3,4	11,5±4,8	14,6±4,8	15,92±2,1	13,3±7,5
pH eau	0,3NS	7,8±0,1	7,8±0,1	7,8±0,2	7,8±0,1	7,7±0,1
Teneurs en CaCO ₃ (%)	6,1**	19,1±9,7 b	6,8±3,3 a	2,5±0,8 a	7,5±11,3 a	24,8±11,4 b

Ce tableau consigne les valeurs moyenne (± écart-types); CO : carbone organique; NT : azote total; La valeur F de l'ANOVA est présentée avec son seuil de significativité (* : P<0,05; ** : P<0,01; *** : P<0,001; NS : non significatif). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes.

2.3.3 .Prédiction de certaines propriétés du sol et du temps depuis le dernier feu par la spectroscopie du proche infra rouge (SPIR)

A partir des spectres acquis dans le proche infrarouge, nous avons construit des modèles de régressions multiples pour évaluer la prédictibilité de certaines propriétés microbiennes (respiration basale, respiration microbienne et FDA hydrolase) et du temps depuis le dernier feu par utilisation de cet outils non destructif, rapide et non onéreux. Notre choix s'est porté sur ces paramètres parce que c'était les seuls disponibles pour 50 échantillons (nombre minimum d'échantillons nécessaires pour la construction de modèles robustes). Le nombre d'échantillons utilisés pour la construction des modèles de calibration et de prédiction, le nombre de facteurs considérés lors de cette construction, ainsi que les paramètres permettant d'évaluer la qualité des modèles (i.e. les coefficients de corrélation R^2 , les écart-types de validation croisée ETVC, les écart-type de prédiction ETP, les déviations résiduelles prédictives RPD et les valeurs de biais) sont consignés dans la Tableau 2.8.

Nos résultats indiquent que la prédiction est le plus précise pour le temps depuis le dernier feu ($R^2=0.93$, ETP=1,94, RPD=3.84). Ce modèle de prédiction est considéré comme satisfaisant avec une précision qui avoisine 1 ans et demis (Biais = 1,61).

Pour la respiration basale et la biomasse microbienne, les modèles de calibration présentent des qualités satisfaisantes ($R^2=0.98$ et 0.97) mais les modèles de prédiction peuvent être améliorés (RDP compris entre 1,1 et 1,4), en particulier leur précision qui pourrait être augmentée par l'emploi d'un plus grand nombre d'échantillons.

La FDA hydrolase présente des modèles de calibration et de prédiction non satisfaisante ($R^2=0,6$ et RDP=1,16). Ce résultat peut s'expliquer soit par le faible nombre d'échantillon pris en compte dans cette analyse, soit par l'impossibilité de prédire cette activité enzymatique qui est corrélée indirectement aux caractéristiques chimiques du sol et en particulier à l'évolution des teneurs en carbone.

Tableau 2.8 : Paramètres des modèles de calibration et de prédiction du temps depuis le dernier feu et des activités microbiennes par spectroscopie du proche infra rouge .

Variables	Calibration					prédiction				
	N	transformation	F	R ²	ETVC	N	R ²	ETP	RPD	biais
Temps depuis le dernier feu	30	SNV	10	0,93	2,45	12	0,93	1,94	3,84	1,61
Respiration basale	30	aucune	12	0,98	0,00026	8	0,73	0,0012	1,43	0,00027
Biomasse microbienne	31	aucune	12	0,97	0,000019	9	0,82	0,00074	1,15	-6,95.10-5
FDA hydrolase	31	MSC	6	0,62	0,00022	10	0,69	0,00025	1,16	-3,4.10-5

N : Nombre d'échantillons de sol utilisé pour les modèles de prédiction et de calibration

SNV : Standard normal variate

MSC : Multiplicative scatter correction

ETVC : Ecart type de validation croisé

F : Nombre d'axe d'ACP conservé

R² : Coefficient de corrélation entre variables mesurées et variables prédites pour les modèles de calibration et de prédiction

ETP : Erreur type de prédiction

RPD : Residual predictive deviation

2.3.4. Propriétés microbiennes des sols

2.3.4.1. Respiration basale et biomasse microbienne

Aucune différence significative de respiration basale microbienne (figure 2.4) n'a été mesurée sur cette chronoséquence post incendie. La seule différence significative de biomasse microbienne a été mesurée entre les sols non incendiés depuis 2 ans et les sols non incendiés depuis 8 ans.

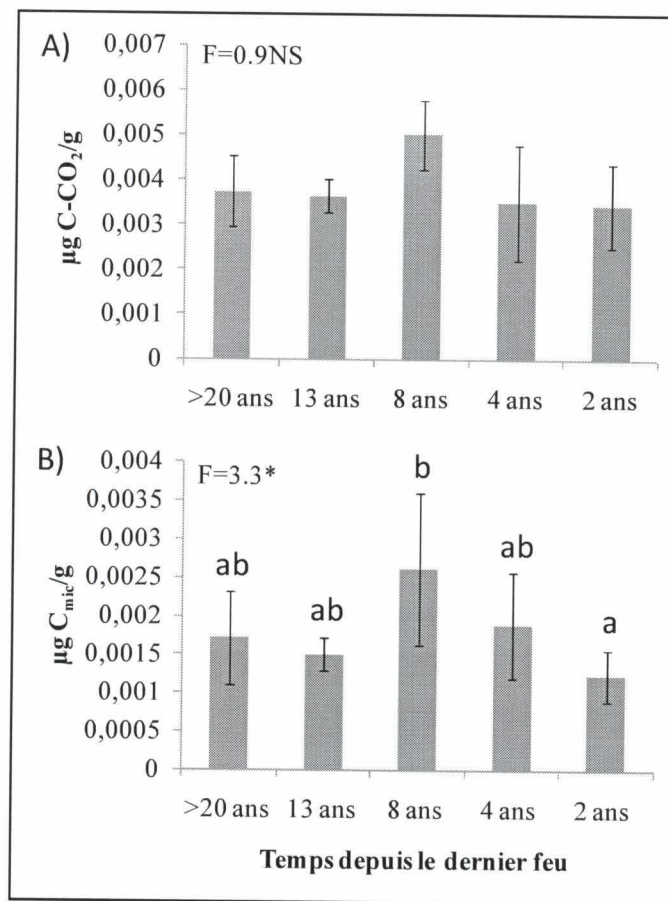


Figure 2.4 : Respiration basale (A) et biomasse microbienne (B) de sols prélevés le long d'une chronoséquence postincendie. La valeur F de l'ANOVA est présentée avec son seuil de significativité (* : $P < 0,05$; non significatif).

NS : Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

2.3.4.2. Activités enzymatiques

Les 4 activités enzymatiques (figure 2.5) sont significativement dépendantes du temps depuis le dernier feu mais chacune d'elles présente une dynamique de retour postincendie différente. En effet, deux ans après le dernier feu, les activités FDA hydrolases (figure 2.5.A)

sont 40% plus faibles ($P < 0,05$) que dans un sol non incendié depuis au moins 20 ans. Quatre années ont été suffisantes pour que cette activité retrouve le niveau mesuré dans les sols non incendiés depuis au moins 20 ans. Néanmoins, une augmentation significative des activités FDA hydrolases est observée 8 ans après le dernier feu comparativement aux sols non incendiés depuis 2 ans. Malgré une diminution non significative mais sensible des activités phosphomonoestérases alcalines 2 ans après le dernier feu comparativement aux sols non incendiés depuis 20 ans (figure 2.5B), nous avons mesuré une augmentation significative de ces activités entre 2 et 4 ans. Ces activités diminuent ensuite progressivement pour être significativement plus basses 13 ans après le dernier feu mais atteignant alors un niveau similaire à celui des sols non incendiés depuis 20 ans. Deux ans après le dernier feu, les activités uréases (figure 2.5C) perdent 50 % de la valeur mesurée dans les sols non incendiés depuis 20 ans. Cette perte d'activités uréases se maintient pendant au moins 13 ans sans incendies. Finalement, les activités phénol-oxydases ont augmenté 4 ans après le dernier feu (figure 2.5D) comparativement aux sols non incendiés depuis au moins 20 ans. Une diminution progressive de cette activité est ensuite enregistrée pour retrouver un niveau similaire dans les sols non incendiés depuis 13 ans.

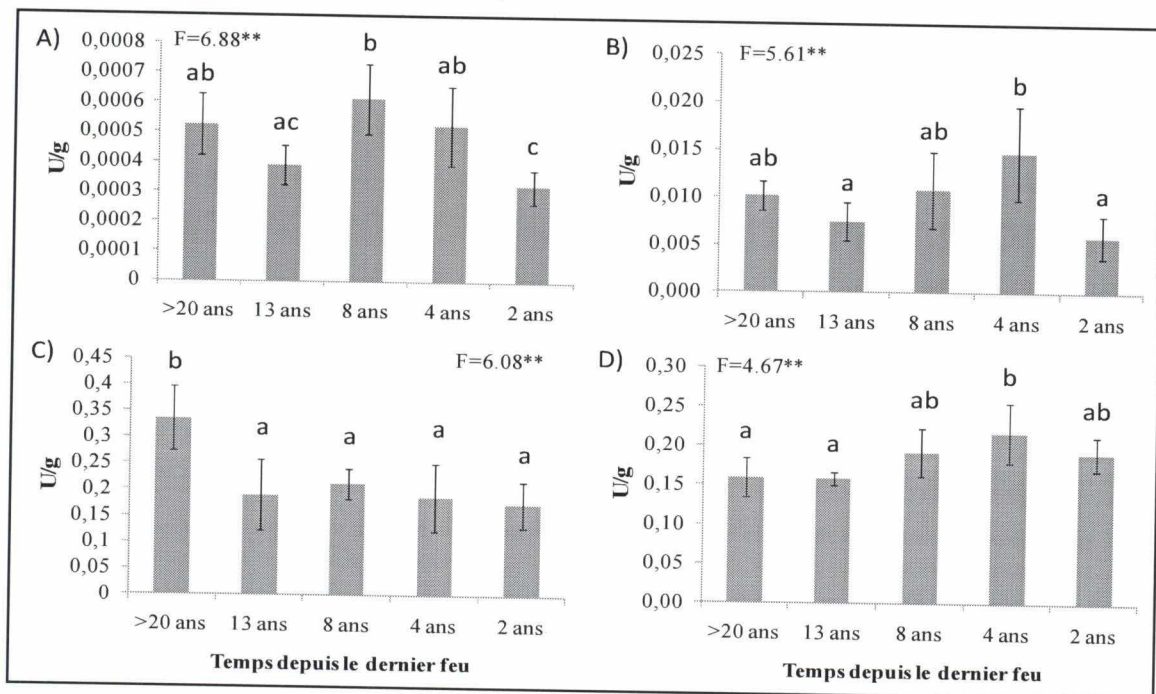


Figure 2.5 : Dynamiques de retour postincendies des activités enzymatiques FDA hydrolases (A), phosphomonoestérases alcalines (B), uréases (C) et phénol-oxydases (D). La valeur F de l'ANOVA est présentée avec son seuil de significativité (** : $P < 0,01$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

2.3.5. Paramètres physico-chimiques explicatifs des dynamiques microbiennes post incendies

L'identification des propriétés physico-chimiques et microbiennes impliquées dans les dynamiques post incendies des activités enzymatiques a été réalisée par des analyses de régressions multiples pas à pas. Les résultats de ces régressions sont présentés dans le tableau 2.9. Parmi les 8 paramètres physico-chimiques et microbiologiques utilisés comme variables prédictives, la biomasse microbienne et la teneur en eau gravimétrique sont les seules variables significatives mais plus ou moins bien corrélées aux différentes activités enzymatiques. Dix-neuf pour cent de la variabilité de la biomasse microbienne sont expliqués par les teneurs en eau tandis que celles-ci expliquent 75 % des variations d'activité phosphomonoestérase alcaline et 35 % des variations d'activité uréase. Quarante-deux pour cent de la variance de l'activité FDA hydrolase sont expliqués par la biomasse microbienne contre 19 % pour l'activité phénol- oxydase. En outre, les teneurs en azote ammoniacal et CO contribuent à améliorer très faiblement et non significativement l'explication de certaines de ces dynamiques microbiennes.

2.4 Discussion

2.4.1. Reconstitution post incendie de certaines propriétés physiques des sols

Les propriétés physiques, qu'elles soient des caractéristiques (texture, structure...), des processus (transfert de chaleur, érosion) ou des réactions (hydrophobicité), influencent le compartiment minéral et les interactions entre celui-ci et les compartiments chimique et biologique du sol. La croissance des végétaux et des micro-organismes telluriques dépendent en effet largement de certaines propriétés telles que la granulométrie, la porosité, la densité ou encore la teneur en eau. Les incendies peuvent produire des changements importants de ces propriétés (Neary *et al.*, 2005) qui, en retour, affecteront profondément l'écologie des plantes (Whelan 1995) et les fonctions des communautés microbiennes (Hart *et al.*, 1997). La distribution granulométrique, la capacité de rétention en eau et la teneur en eau gravimétrique (teneur en eau lors du prélèvement) ont été mesurées dans cette étude pour rendre compte d'éventuelles perturbations, le long d'une chronoséquence postincendie, des propriétés physiques de sols représentatifs des formations forestières de l'étage semi-aride algérien.

Tableau 2.9 : Résultats des régressions multiples permettant d'identifier les facteurs explicatifs des dynamiques de retour post-incendie des propriétés microbiennes.

Variables microbiennes prédites	Termes du modèle	R ² du modèle	Résultats de l'ANOVA
Biomasse microbienne	Teneur en eau (+, R ² =0,19, P<0,05) CO (+, R ² =0,05, P>0,05)	0,26	F _(2,22) =3,9 ; P<0,05
Activité FDA hydrolase	Biomasse microbienne (+, R ² =0,42, P<0,001) Teneur en eau (+, R ² =0,10, P<0,05)	0,52	F _(2,22) =12,2 ; P<0,01
Activité phosphomonoestérase alcaline	Teneur en eau (+, R ² =0,75, P<0,001) Biomasse microbienne (+, R ² =0,13, P<0,05) Teneurs en ammonium (+, R ² =0,02, P>0,05)	0,90	F _(2,22) =43,2 ; P<0,001
Activité uréase	Teneur en eau (+, R ² =0,38, P<0,01) Biomasse microbienne (+, R ² =0,03, P>0,05)	0,41	F _(2,22) =7,7 ; P<0,01
Activité phénol oxydase	Biomasse microbienne (+, R ² =0,19, P<0,05) Teneurs en ammonium (+, R ² =0,08, P>0,05)	0,27	F _(2,22) =4,1 ; P<0,05

Les symboles + et - indiquent respectivement une corrélation positive ou négative entre les variables indépendantes et la variable dépendante.

Dans les sols incendiés depuis 2 ans, nous avons mesuré des teneurs en eau gravimétrique très faibles (2 %) et significativement plus basses que sous les autres régimes d'incendies (tableau 2.7). La teneur en eau gravimétrique des sols dépend en premier lieu des conditions climatiques (températures et précipitations) précédant les prélèvements. Dans notre étude, les conditions climatiques sont homogènes, en intensité et périodicité, entre les régimes d'incendies et ne peuvent donc expliquer ces différences. Par contre, cette diminution des teneurs en eau pourrait être une conséquence des impacts du dernier feu sur certaines propriétés physico-chimiques des sols et sur la végétation.

Les services algériens de gestion forestière ne disposent pas de donnée sur l'intensité des incendies. Néanmoins, il est probable, compte tenu de l'utilisation du feu par les éleveurs pour favoriser le développement des herbacées et permettre ainsi le pâturage du bétail, que l'intensité de ces incendies dit «de sol» fut modérée. Les feux d'intensité modérée créent une fine couche de constituants organiques hydrophobes à la surface des sols diminuant ainsi leur perméabilité et donc l'infiltration des eaux de pluies (Imeson *et al.*, 1992). Dans ce contexte et associée à l'incinération de la litière et à la minéralisation de la matière organique du sol, l'érosion des particules fines peut s'accroître (Neary *et al.*, 2005) et contribuer à une diminution de la capacité de rétention des sols en eau (Boix Fayos 1997). Cependant, l'augmentation de la capacité de rétention en eau mesurée dans les sols non incendiés depuis deux ans exclut cette hypothèse. En effet, la capacité de rétention en eau est corrélée à la granulométrie, sensiblement moins sableuse dans certains sols, mais sans rapport direct avec le temps depuis le dernier feu. Par conséquent, nous suggérons, en accord avec les travaux de Bremer & Ham (1999), que l'élimination de la végétation arbustive par le feu de 2009 et son remplacement 2 ans après par une végétation herbacée pourraient avoir accéléré l'assèchement du sol par un accroissement de l'évaporation puis de l'évapotranspiration. En outre et malgré une reconstitution des teneurs en eau 4 ans après le dernier feu, l'intense assèchement des sols récemment incendiés pourrait ralentir, voire altérer à long terme, la dynamique de retour des propriétés microbiennes et des fonctions écosystémiques supportées par ces communautés.

2.4.2. Reconstitution post incendie des propriétés chimiques des sols

Le premier effet visible du feu sur les propriétés chimiques des sols est généralement la perte de matière organique allant de la faible volatilisation de certains composés, la carbonisation de cette matière jusqu'à son oxydation complète (Certini 2005 ; Guénon *et al.* 2011). L'absence de différence significative de teneurs en carbone organique entre les sols

récemment (2 et 4 ans après le dernier feu) et anciennement incendiés (plus de 20 ans après le dernier feu) suggère une reconstitution très rapide (en moins de 2 ans) soit *via* des apports conséquents de matière organique fraîche sous la forme par exemple de litières ou de racines (Johnson & Curtis 2001), soit par des apports en charbons issus de la carbonisation des végétaux lors de l'incendie. Nos résultats ne permettent pas d'écarter l'une des hypothèses. En effet, selon Schmidt *et al.*, (1999) la combustion incomplète de résidus végétaux peut représenter jusqu'à 35 à 40 % du carbone organique total des sols incendiés. L'augmentation concomitante des teneurs en azote total aux teneurs en carbone organique, avec comme conséquence une diminution du rapport C/N, suggère également des apports de matières organiques fraîches riches en azote. Nos résultats ont par ailleurs révélé une forte diminution, 8 ans après le dernier feu, des concentrations en C et N qui atteignent ici des valeurs critiques pour des sols forestiers de la zone semi-aride (Annabi *et al.*, 2009). Dans la forêt de Fénouane, une érosion hydrique linéaire des sols est observable dans la totalité des parcelles étudiées. Ce processus est en partie favorisé par l'aménagement de pistes carrossables pour la lutte contre les incendies et son intensité n'a jamais été quantifiée dans la forêt de Fénouane. Néanmoins, l'absence de l'horizon (B) et les très faibles teneurs en CaCO₃ des sols non incendiés depuis 8 ans nous indiquent que l'érosion est plus intense dans ce stade postincendie et explique en partie les très faibles teneurs en carbone organique. En outre, les incendies sont fréquemment utilisés pour favoriser le développement d'une végétation herbacée et permettre ainsi la pâture des ovins et des caprins. Les parcelles non incendiées depuis 2 et 4 ans sont concernées par ce parcours pastoral. Il est donc possible que les fèces et les urines des animaux aient enrichi les sols récemment incendiés en carbone organique et en azote total, et ainsi stimulé la minéralisation biologique des matières organiques récalcitrantes et des charbons. L'accélération de la minéralisation des matières organiques du sol après des apports de matières organiques labiles est un processus largement décrit dans la littérature sous le terme de "priming effect" ou « sur-minéralisation » (Kuzyakov *et al.*, 2000 ; Bell *et al.*, 2003). La sur-minéralisation des charbons a été observée après un apport de glucose en conditions contrôlées (Hamer *et al.*, 2004) mais n'a jamais été étudiée en conditions naturelles. Si les parts relatives de l'érosion et de la sur-minéralisation dans la diminution des teneurs en carbone devront être estimées précisément, nos résultats actuels mettent en exergue la vulnérabilité des sols non incendiés depuis 8 ans à une combinaison des incendies, de l'érosion et de certains usages agropastoraux. Les sols non incendiés depuis 2 ans contiennent des quantités en ammonium environ cinq fois supérieures à celles mesurées dans les sols non incendiés depuis au moins 20 ans. Ces résultats sont en accord avec la littérature qui rapporte

que les ions ammonium sont produits directement par la combustion de la matière organique (Wan *et al.*, 2001). La persistance de ces fortes concentrations en ammonium 13 ans après le dernier feu suggère soit un faible prélèvement par la végétation, soit une activité microbienne nitrifiante particulièrement réduite. En effet, Covington & Sachett (1992) rapportent que les ions nitriques sont produits à partir des ions ammonium par la nitrification qui généralement se met en place quelques mois après l'incendie. Sans exclure la première hypothèse, les concentrations identiques en ions nitriques entre les régimes d'incendies semblent soutenir l'hypothèse d'une nitrification très faible dans les sols récemment incendiés. Cette interprétation contredit les travaux de Carreira *et al.*, (1994), qui ont montré une augmentation de la nitrification après un seul feu de faible intensité dans les sols des garrigues semi-arides du sud de l'Espagne, et devra donc être confirmée par des mesures d'activités nitrifiantes.

2.4.3. Différences d'évolution de la stabilité structurale en fonction du dernier feu

Le critère le plus important pour apprécier la résistance d'un sol à l'érosion est la stabilité structurale qui est l'aptitude de la terre à résister à l'action dégradante de l'eau. Cette résistance reflète leur comportement à l'humectation lorsqu'ils sont soumis à l'impact des gouttes de pluie. De nombreuses études se sont intéressées aux principales propriétés du sol influençant la stabilité structurale (par exemple Le Bissonnais, 1996b ; Kay, 1997 ; Bronick et Lal, 2004) mais les connaissances sur l'effet du feu sur la stabilité du sol restent parcellaires. La stabilité structurale est influencée par de nombreuses caractéristiques des sols dont les plus souvent évoqués sont la texture, la nature minéralogique des argiles, la teneur en matière organique et l'état et l'histoire hydrique.

Nos résultats montrent que les sols non incendiés depuis 20 ans, 8 ans, 4 ans et 2 ans sont instables et les sols non incendiés depuis 13 ans est moyennement stable. Les diamètres pondéraux moyens obtenus semblent être corrélés aux textures des sols, plutôt limoneuses avec de faible taux d'argile pour les sols non incendiés depuis 20, 8, 4 et 2 ans et plutôt sableuse avec une plus grande quantité d'argile dans les sols non incendiés depuis 13 ans. En effet, Kheyrahi et Monnier, 2002 ont mis en évidence l'influence de la composition granulométrique sur la stabilité structurale en l'absence des autres facteurs. Ils en ont tirés un triangle structural où les sols limoneux apparaissent comme les plus instables au contraire des sols argileux. Par ailleurs, Le Bissonnais, 1996b a montré que la stabilité structurale augmente avec la teneur en argile, sans toute fois qu'il soit possible d'établir de corrélations significatives généralisables à tous les types de sols. L'effet de la teneur en argile dépend en

particulier de la teneur en eau (Gollany *et al.*, 1991). Les sols limoneux et limono-sableux sont les plus sensibles à l'érosion et à la battance, alors que les sols argileux plus fins résistent mieux à l'action du cisaillement par l'eau de ruissellement.

On remarque que la stabilité structurale n'est pas corrélée à l'évolution des teneurs en carbone organique et donc en matière organique. Pourtant les matières organiques favorisent l'agrégation des particules et ont ainsi une influence positive sur la stabilité structurale. Leur influence est d'autant plus grande que la teneur en argile est faible. Elles agissent essentiellement en modifiant la cohésion et la mouillabilité du sol. Cependant, Abiven (2004) dans son étude sur les relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol n'observe pas de corrélation entre la concentration en C total et les tests de stabilité. En outre, Rouan (2001) a même observé une relation négative entre le carbone organique du sol et la stabilité structurale. L'objectif de cette étude était de voir si le temps depuis le dernier feu avait un effet sur la stabilité structurale qui influence fortement l'érosion observé sur ces placettes. Nous avons observé aucun effet ; le feu endommage et ravage le couvert végétal, cela sous entend un risque d'érosion particulièrement élevé sur ces sols particulièrement instables.

2.4.4. Prédiction par la spectroscopie du proche infra rouge (SPIR)

Un écosystème, ou un compartiment de l'écosystème, devient automatiquement moins vulnérable aux incendies si les conséquences des perturbations peuvent être anticipées. Cette anticipation repose sur notre capacité, tant technique que financière, à caractériser les propriétés des sols avant et après incendies et ceci dans des situations pédoclimatiques les plus diversifiées possibles. La spectroscopie du proche infra rouge est un outil qui permettrait, par son faible coût et la vitesse d'acquisition analytique, de remplacer les mesures édaphiques traditionnelles coûteuses en temps et en argent. L'objectif de notre étude était donc ici de tester la prédictibilité par spectroscopie du proche infra rouge des caractéristiques microbiennes de sols forestiers algériens incendiés et d'un paramètre caractéristique du régime d'incendie ; le temps depuis le dernier feu. Les spectres dans le proche infra rouge et les analyses microbiologiques conventionnelles ont donc été réalisés sur les sols prélevés au cours des deux campagnes de prélèvements (i.e. 2009 et 2010), soit sur 50 échantillons, permettant de garantir une certaine robustesse aux modèles de prédiction, tant sur le plan statistique que sur le plan de l'hétérogénéité des prélèvements. Nos résultats ont montré que

les informations contenues dans les spectres de sol infra rouge peuvent être utilisées pour prédire le temps depuis le dernier feu avec une erreur qui se rapproche d'une année et demie.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Guénon et *al.*, (2011). La qualité des modèles s'explique en partie par la forte corrélation d'une part entre les signatures spectrales et les teneurs en carbone du sol, et d'autre part entre l'évolution de ces teneurs et le temps depuis le derniers feu. Pour le rétablissement des propriétés microbiennes du sol, les spectres bien de qualité moyenne pourrait être améliorés. En effet des travaux similaires aux notre rapportent une grande efficacité de la SPIR pour prédire ces propriétés microbiennes après perturbation (Schimann et *al.*, 2007 ; Cécillon et *al.*, 2008) Guénon et *al.*, (2011) ont également montré que les prédictions de la respiration basale et de la biomasse microbienne étaient satisfaisantes mais pouvaient être amélioré. Le nombre d'échantillons utilisés dans notre étude reste faible en comparaison des études citées précédemment. Si cet outils semble prometteur et d'un très grand intérêt pour prédire et donc anticiper les incidences des incendies sur la qualité des sols, nous suggérons d'augmenter l'effort d'échantillonnage en particulier pour prendre en compte les très fortes hétérogénéités spatio-temporelle, pédoclimatiques et fonctionnelles des forêts algériennes créés par les incendies..

2.4.5. Reconstitution post incendie des propriétés microbiennes des sols

Les stocks d'éléments nutritifs nécessaires à la croissance de la végétation peuvent dépendre en partie de la reconstitution post incendie de la biomasse et des activités microbiennes impliquées dans la dynamique des cycles biogéochimiques. Les incendies engendrent la mort immédiate des microorganismes les plus sensibles du sol (Hernández et *al.*, 1997). Ces mortalités affectent les activités respiratoires et enzymatiques microbiennes (Boerner & Brinkman 2003). Nos résultats ont révélé une résilience complète de la biomasse microbienne 2 ans après un incendie et un pic de biomasse 8 ans après le dernier feu. Hamman et *al.*, (2007) ont montré que la biomasse microbienne des sols sableux développés sur un substrat granitique du Colorado et supportant une forêt de *Pinus ponderosa* revenait à son niveau initial 14 mois après un feu. En région méditerranéenne, Dumontet et *al.*, (1996) soulignent une réduction persistante plus de 11 ans après un feu unique d'une pinède à pin d'Alep, de la biomasse microbienne de sols formés sur des dunes fossiles du quaternaire. Les dynamiques de retour sont donc très variables et dépendent de la quantité de ressources disponibles, de l'adaptation des communautés aux incendies, et des conditions climatiques stressantes qui peuvent limiter la recolonisation microbienne. Les résultats de régressions multiples révèlent que les teneurs en eau contrôlent fortement la biomasse microbienne mais

celles-ci ne sont cependant pas significativement différentes entre les parcelles incendiées depuis 4, 8, 13 et 20 ans. Par conséquent, nous suggérons que des apports de matières organiques, notamment par les déjections des animaux pâturant dans les formations herbacées post incendies, ont pu stimuler la croissance microbienne et donc favoriser la résilience rapide de la biomasse microbienne. Cette résilience serait d'autant plus rapide que les teneurs en eau seraient élevées. Le pic de biomasse microbienne serait alors la conséquence d'une hyperstimulation de la croissance microbienne au cours des 8 premières années et qui aboutirait à des teneurs en carbone très faibles dans ces sols. La méthode SIR permet d'évaluer la part active de la biomasse microbienne mais les mesures d'activités enzymatiques reflètent le potentiel métabolique microbien *in situ* et donc la dynamique potentielle des cycles des nutriments. Les régressions multiples indiquent que les dynamiques de retour de ces activités sont principalement sous le contrôle des teneurs en eau et de la biomasse microbienne. En comparaison des sols non incendiés depuis 20 ans, les activités FDA hydrolases et phosphomonoestérases demeurent sensiblement plus faibles deux ans après un incendie et ceci malgré la résilience de la biomasse microbienne. Nos résultats sont cohérents avec ceux de Boerner & Brinkman (2003) qui ont montré une diminution à court terme des activités hydrolytiques attribuable à l'altération de la qualité de la matière organique. Ces résultats suggèrent également un temps de résilience insuffisant donc une plus forte vulnérabilité de ces écosystèmes récemment incendiés. Quatre et huit ans après le dernier feu, les activités FDA hydrolases ont sensiblement augmenté confirmant ainsi l'hypothèse d'une stimulation microbienne. En outre, l'augmentation des activités phénoloxydases révélerait une oxydation importante des composés organiques aromatiques et notamment des charbons. Cette stimulation de la croissance microbienne suppose par ailleurs un accroissement de la demande en nutriments, en particulier en azote et en phosphore inorganiques, et donc une augmentation des activités uréases et phosphatases. La très bonne corrélation entre la biomasse microbienne et l'activité phosphomonoestérase alcaline ($r = 0,71$; $P < 0,01$), une enzyme dont la synthèse est induite par des quantités insuffisantes en phosphore assimilable, confirme également l'hypothèse de la stimulation microbienne. En outre, nous suggérons que la production d'ammonium lors de l'incendie serait suffisante pour soutenir la croissance microbienne mais s'accompagnerait d'une répression de la synthèse des uréases (Ajwa *et al.*, 1999). L'appauvrissement en carbone résultant de la stimulation de la croissance microbienne dans les huit premières années engendrerait une réduction sensible des activités enzymatiques 13 ans après le dernier feu. D'après les caractéristiques chimiques et microbiologiques, les

sols non incendiés depuis 8 et 13 ans seraient aussi vulnérables à une nouvelle perturbation que les sols récemment incendiés.

2.5. Conclusions

Cette étude a montré que la reconstitution post incendie des caractéristiques physico-chimiques et la résilience des propriétés microbiennes des sols de la forêt de Fénouane sont fortement dépendantes des conditions climatiques et des usages agropastoraux des systèmes incendiés. Deux ans après l'incendie, la destruction de la végétation et l'incinération des matières organiques du sol ont engendré une diminution des teneurs en eau et une augmentation des teneurs en carbone récalcitrant à la biodégradation microbienne. Dans ces conditions ne favorisant pas la résilience microbienne, les sols récemment incendiés pourraient être particulièrement vulnérables à une nouvelle perturbation. Des apports de matières organiques animales facilement minéralisables pourraient avoir stimulé les activités microbiennes et, par co-métabolisme, la minéralisation des charbons et le déstockage du carbone des sols. Une nouvelle fois, la résilience des propriétés microbiennes constatée 8 ans après le dernier feu semble transitoire et suggère un nouveau stade d'importante vulnérabilité à un nouvel incendie. Le rôle des déjections animales dans le contrôle des activités microbiennes et des stocks de carbone devra être confirmé expérimentalement. Néanmoins, les résultats de notre étude de terrain suggèrent que des apports de matières organiques exogènes (compost, fumier...) 8 ans après un feu devraient être envisagés pour compenser les pertes en carbone, fertiliser les sols et créer une litière qui limiterait l'évaporation. Finalement, ce travail décrit les dynamiques de reconstitution postincendie des propriétés physico-chimiques et microbiologiques des sols incendiés une seule fois entre 1990 et 2009 mais ne tient pas compte de l'histoire d'incendie qui précède cette période. Pourtant les travaux récents de Guénon *et al.*, (2011) ont montré un effet significatif d'une augmentation du nombre de feux et d'une diminution du temps moyen entre les feux sur la dynamique de reconstitution à court et long terme des propriétés édaphiques. Les travaux à venir devront, dans le contexte d'abandon des usages et d'évolution bioclimatique accélérée, étudier les dynamiques postincendies de reconstitution des sols sous un régime d'incendies récurrents.

Chapitre 3

IMPACT DES INCENDIES SUR LA
VEGETATION DES FORETS DES
ZONES SEMI ARIDES : CAS DE LA
FORET DE FENOUANE (MONTS DE
SAIDA, ALGERIE OCCIDENTALE)

3.1. Introduction

L'évolution de la forêt méditerranéenne est conditionnée par les incendies, depuis longtemps, ils ont un rôle prépondérant dans la dynamique des communautés végétales dans le bassin méditerranéen (Trabaud, 1980,1992). Il est généralement admis que les activités humaines agricoles et pastorales au moins dès le Néolithique (Carcaillet, 1998 ; Guillerm & Trabaud, 1980) se sont ajoutées à cette tendance naturelle d'ignition et de propagation des feux et ont ainsi modifié le régime des incendies (Guillerm & Trabaud, 1980 ; Lloret & Mari, 2001 ; Trabaud, 1987). Ces pressions anthropiques (feux pastoraux, agriculture, pâturage, etc.) se sont poursuivies de façon discontinue jusqu'à la fin du XIXe siècle (Guillerm & Trabaud, 1980). Le feu est une perturbation majeur de ces écosystèmes (Lloret et Mari, 2001 ; Blondel, 1995 ; Trabaud ,1976 ; 1984 in Tatoni, 1992 ; Whelan ,1995).

La forêt algérienne est directement liée au climat méditerranéen qui caractérise tout le nord de l'Algérie. Elle regroupe des formations très hétérogènes et inégalement réparties en fonction de la distribution des méso-climats, de l'orographie et de l'action anthropique. Les caractères du milieu confèrent à la forêt une vulnérabilité et une fragilité accentuées par une exploitation qui dure depuis quelques millénaires (Arfa, 2008). La forêt couvre environ 4 100 000 ha dont 2 800 000 ha de formations dégradées et cet espace ne représentent que 2% de la superficie du pays estimée à 2,388 millions de km². L'essence prédominante reste le pin d'Alep qui occupe 880 000 ha et se rencontre principalement dans les zones semi-arides. Chaque année environ entre 35 000 et 48 000 ha en moyenne sont parcourus par les incendies qui représentent un véritable fléau auquel très peu d'espèces peuvent résister. (Benabdeli, 2008). C'est le facteur de dégradation le plus ravageur de la forêt. Les incendies sont responsables de la régression des massifs forestiers surtout dans les zones sensibles comme les hauts plateaux. Il n'existe plus en Oranie occidentale (monts de Tlemcen et monts de Dhaya) que des lambeaux des vastes massifs forestiers qui occupaient jadis une superficie appréciable permettant un équilibre écologique et agricole. Actuellement les formations végétales ne sont représentées que par des groupements dégradés dans leur ensemble à tel point que sous les multiples et permanentes agressions ; la couverture végétale est sérieusement menacée de disparition. (Benabdeli, 2010). Suite à cette situation dramatique, l'état à investi beaucoup de moyens humains et matériels pour remédier à ce fléau. Plusieurs études mais généralement très sommaires ont été réalisées sur les reboisements et seules quelques unes ont été éditées comme celle de Moravec (1990) et Meddour (1992). Cependant plusieurs travaux en mémoire d'ingénieur ont été soutenus dans ce domaine. Par contre il

existe très peu de travaux sur la réponse de la végétation post incendie dans les forêts algériennes et à part l'étude de Rebai (1975) sur la région de Mostaganem et Madoui (2006) sur les monts du Hodna. Très peu de recherches existent sur le devenir et l'évolution de la végétation après un incendie dans une zone semi aride caractérisé par une sécheresse estivale et un vent chaud chargé de sable (sirocco) qui souffle régulièrement sur une végétation très combustibles constituer en majorité par un sous bois broussailleux, l'asséchant encore plus et favorisant les incendies et parmi les conditions naturelles qui favorisent les incendies, le rôle du vent et des broussailles est relevé depuis les temps les plus anciens. (Challot, 2004).

En plus dans ces zones il est de coutume que les activités humaines agricoles et pastorales soient très répandues et surtout ancrées dans l'esprit des populations qui vivent dans ces régions, et représentent une pression non négligeable favorisant ainsi la propagation des feux.

Les statistiques sur les causes des incendies de forêt en Algérie sont loin d'être complètes, mais il est évident que la plupart des incendies sont déclenchés par l'homme. Les causes exactes des feux de forêts sont variables d'une région à l'autre et sont difficiles à établir avec exactitude (Arfa ,2008). Dans la région d'étude le parcours en forêt reste une activité quasi permanente durant toute l'année, le cheptel y trouvant des unités fourragères appréciables, ainsi la surface de cet espace reste stable mais sa dégradation se poursuit à un rythme alarmant avec en plus un facteur dégradant inquiétant qui est le feu avec plus de 200 hectares incendiés chaque année (Labani, 2006).

L'originalité de notre étude réside dans la forêt qu'on a choisie pour étudier la réponse de la végétation aux incendies, en effet la zone d'étude est localisée dans la forêt de Fénouane (Sidi M'barek, Wilaya de Saïda, Algérie). Cette forêt des piémonts méridionaux de l'atlas tellien s'étend sur une superficie de 2.537 ha et s'élève à une altitude moyenne de 850 m. Le climat est du type méditerranéen appartenant à l'étage bioclimatique semi-aride à variante fraîche. La zone est caractérisée par des précipitations moyennes annuelles de 348 mm et des températures moyennes annuelles de 16.5°C.

Au niveau de ces zones semi arides, dans un contexte normal hors incendie, la végétation est en lutte continuelle contre le climat très rude et un sol très pauvre en nutriment et en matière organique. Le passage d'un feu même à faible intensité se traduit directement par l'altération des organes vitaux du végétale, au niveau du feuillage, du tronc et des racines, il en découle une perte de vigueur des arbres pouvant entraîner leurs mort.

Des feux répétés conduisent à un appauvrissement floristique marqué. De nombreux végétaux n'ont pas le temps d'arriver à maturité sexuelle avant le passage d'un nouveau feu.

Les espèces ayant les capacités de dissémination et de résistance à la chaleur les plus élevées (ciste, calycotome) constituent alors l'essentiel de la couverture végétale dans ces zones.

L'objectif de cette étude est d'évaluer, pour la région forestière de Fénouane assez représentative des formations forestières de l'étage semi-aride affectée par une recrudescence d'incendies et soumise à des difficultés de reboisements, l'impact des incendies sur la végétation. Pour répondre à cet objectif, 25 stations forestières réparties dans la forêt de Fénouane (monts de Saida) ont été sélectionnées sur la base de dates précises d'incendies. Ces stations géo-référencées permettent d'étudier, dans des conditions climatiques, forestières et géologiques homogènes et connues, la végétation d'une chrono-séquence de 2, 4, 8, 13 et 20 ans après le dernier feu.

3.2. Matériels et Méthodes

3.2.1. Zone d'étude et chronoséquence post incendie

La zone d'étude prise en considération pour l'analyse de la végétation au cours de la chronoséquence post-incendie, à savoir la forêt de Fénouane, a été décrite dans le chapitre 2.

3.2.2. Méthode d'étude de la végétation

Les feux de forêt éliminent toute la végétation qui se trouve à la surface du sol. Afin d'étudier le devenir de ces communautés brûlées, il est essentiel de suivre leur évolution, au cours du temps, soit en mode diachronique sur des placettes expérimentales, soit par l'approche comparative sur des placettes parcourues par des feux dont on connaît la date du dernier incendie celle qu'on a utilisé dans notre travail. La difficulté d'échantillonner des parcelles de mesure, due par exemple à la difficulté d'accès à certaines zones géographique, rend parfois l'estimation de la végétation réelle difficile. De plus, l'échantillonnage est davantage utilisé pour décrire de nouvelles espèces que pour avoir des estimations quantitatives réalistes (Pavé, 2007).

3.2.2.1. Echantillonnage

La population à étudier est généralement trop importante pour qu'on puisse effectuer des mesures dans tout l'ensemble. Certaines unités sont donc sélectionnées suivant une procédure bien définie. Un échantillon est ainsi un ensemble d'individus choisis comme représentatifs d'une population. L'échantillonnage est utilisé pour des raisons économiques

dans la plupart des inventaires car les forêts à inventorier sont généralement trop vastes pour être entièrement parcourues.

Il existe plusieurs méthodes d'échantillonnage mais l'objectif principal est la représentativité de la population de départ. Pour l'étude envisagée, le choix a porté sur l'échantillonnage aléatoire stratifié car la stratification s'avère nécessaire quand la population à étudier est variable dans l'espace. Celle-ci est faite alors dans le but de diminuer l'effet de la variabilité de la population sur la généralisation des résultats ou à des fins de comparaison. Elle permet ainsi d'avoir des unités homogènes suivant des critères précis. L'échantillonnage aléatoire peut être fait à l'intérieur de chaque strate.

3.2.2.2. Relevés de végétation

Trois conditions sont exigées pour la réalisation d'un relevé pour l'étude de la dynamique de la végétation d'après Walter (2006) :

- Dimensions adéquates, pour contenir un échantillon d'espèces représentatives de la communauté ;
- Uniformité de l'habitat, le relevé ne débordera pas sur deux habitats différents ;
- Homogénéité de la végétation, en n'incluant qu'un stade successional ou qu'une phase dynamique ;

Les inventaires doivent être des outils de diagnostic et de suivi de l'évolution des écosystèmes forestiers (CIRAD, 1999). Ils constituent un ensemble d'activités permettant d'obtenir, avec une certaine précision, une ou plusieurs informations qualitatives et/ou quantitatives concernant une plantation ou une forêt naturelle définie par ses limites géographiques (Andrianjaka, 1998). Quelques conditions ont dues être respectées afin que les données issues des relevés soient exploitables et surtout comparables ; elles justifient aussi d'autre part le choix de ces sites de relevés et sont au nombre de trois :

- Du fait que la connaissance de la fréquence, de l'intensité et de la durée des perturbations (feux) n'a pas été possible, la première condition a été de fixer une échelle de temps ou une période à considérer pour l'étude. La période fixée est de 20 ans, entre 1990 et 2009 puisque durant cette période, la personne ressource auprès de laquelle l'enquête a été effectuée a déjà été présente sur les lieux, et connaît au moins la date du dernier feu qui c'est produit dans ce laps de temps.
- La deuxième condition repose sur le fait que les stations à étudier n'ont été brûlées qu'une seule fois au cours de la période considérée, c'est-à-dire au cours des 20 dernières années (avec une intensité et une durée qui ont fait que la forêt a été complètement défrichée).

- La troisième condition implique la toposéquence où des études antérieures dans la forêt de Fénouane et ses environs ont démontré que les formations végétales diffèrent selon la toposéquence (plateau- crête- versant- bas-fond ou vallée).

La méthode des relevés floristique initiée par Braun-Blanquet (1884-1980) en 1915, est la plus utilisée, parmi les plus fiables et les plus reproductibles entre les différentes méthodes d'étude de la végétation. Elle se fonde sur des critères de composition floristique, dont l'inventaire est reconnu comme un outil de base pour évaluer la diversité biologique (Parizeau, 1997). La quantification de la végétation et sa répartition est mesurée par une **échelle mixte d'abondance-dominance de Braun-Blanquet** (Van der Maarel, 1979 ; Rivas-Martinez, 1987; Gillet *et al.*, 1991 ; Gillet, 2000 ; Dufrière, 2003 ; Delpéch, 2006) à travers les indices suivants :

r : individus très rares et leur recouvrement est négligeable

+ : individus rares et recouvrement très faible

1 : individus peu ou assez abondants, mais de recouvrement faible < 1/20 de la surface

2 : individus abondants ou très abondants, recouvrant 1/20 à 1/4 de la surface

3 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 1/4 à 1/2 de la surface

4 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 1/2 à 3/4 de la surface

5 : nombre d'individus quelconque, recouvrant plus de 3/4 de la surface

A partir de l'échelle de Braun-Blanquet, plusieurs auteurs ont établi une transformation des coefficients d'abondance-dominance (AD) à des valeurs quantitatives, correspondant aux recouvrements (R%) moyens, à la médiane des classes en général et notre choix c'est porté sur celle proposé par Dufrière (1998,2003)

Tableau 3.1:Correspondance des valeurs de l'échelle de Braun-Blanquet et Dufrière (98, 03)

Braun-Blanquet (1964)		Dufrière (1998, 2003)
AD	Classe de R %	R % moyen (= médiane des classes en général)
5	75-100	87.5
4	50-75	62.5
3	25-50	37.5
2	5-25	15
1	< 1	2.5
+		0.2
R		0.1

Pour la stratification, la proposition donnée par Gordon *et al.*, (1968) et commenté par Long (1974), où on peut distinguer les strates suivantes a été adoptée :

- Strate Arboré : Supérieur à 4 m de hauteur
- Strate Arbustive : 2 à 4 m de hauteur
- Strate Sous-Arbustive : 1 à 2 m de hauteur
- Strate herbacée : 0 à 0,5 m de hauteur

De ce fait, les relevés floristiques ont été effectués selon la méthode de Braun-Blanquet *et al.*, (1964) qui consiste à attribuer aux espèces végétales rencontrées selon les strates, des indices d'abondance-dominance, mis à part le coefficient de sociabilité qui n'a pas été pris en compte dans notre étude car il possède, toutefois, une valeur informative moindre que le coefficient de recouvrement, c'est pourquoi on l'utilise de moins en moins (Géhu & Rivas-Martinez, 1981 ; Ozenda, 1982). Gillet (2000) note que l'abandon récent de cet indice par la plupart des phytosociologues, s'explique par le fait d'une redondance avec l'abondance-dominance.

Avec la liste floristique sont également notées les principales caractéristiques stationnelles tel que le type de sol, la pente, l'exposition et les différentes strates (arborescente, arbustive et herbacée) et les coordonnées géographiques à l'aide d'un GPS. Le niveau taxonomique retenu est celui de l'espèce identifié dans la nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques (Quezel et Santa ; 1962-1963).

Les relevés ont été faits selon un échantillonnage subjectif, sur le terrain le choix des emplacements de ses relèves est fait selon deux niveaux de perception :

- Un premier niveau selon la superficie incendié en respectant l'air minimal (400 m²) pour que toutes les espèces soient représentées dans chaque station.
- Un deuxième niveau selon l'homogénéité écologique de chaque station en termes d'exposition, de lumière et de topographie.

Sur chaque relève sont portées les espèces de chaque strate présente dans chaque modalité de feu affecté par les coefficients d'abondance-dominance.

Les relevés appartenant à chaque état ont été regroupés en un seul relevé « synthétique » qui représente chaque modalité de feu et la présence de chaque espèce par strate affecté des coefficients d'abondance-dominance (Tableau en Annexe 3)

3.2.2.3. Traitements de données et analyses statistiques

Les relevés de végétation ont été analysés en comparant, pour les différents stades de la chronoséquence post-incendie, le recouvrement total, le recouvrement par strate (arborescente, arbustive, sous-arbustive, herbacée), le recouvrement par type biologique (Phanérophyte, Nanophanérophytes, Chamephytes, Hémicryptophytes, Géophytes, Thérophytes), le recouvrement par stratégie de régénération post-incendie (S : régénération par semi, R : régénération par rejet de souche).

Les modifications dans la structure de la végétation au cours de la chronoséquence post-incendie ont été analysées par une mesure de la richesse spécifique (S) qui correspond au nombre total de taxons présents au cours de l'inventaire, de chaque modalité de temps depuis le dernier feu et par les calculs des indices de diversité de Shannon- Wiener 1949 (H') :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

H' : indice de biodiversité de Shannon

S = nombre total d'espèces;

i : une espèce du milieu d'étude

p_i : Proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu, ou abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce), qui se calcule de la façon suivante :

$$p(i) = n_i/N$$

où est le nombre d'individus pour l'espèce i et N est l'effectif total (les individus de toutes les espèces).

L'indice de Shannon permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces) (*Grall, J. et Coïc, N., 2005*).

L'indice de Shannon-Wiener est le plus couramment utilisé et est recommandé par différents auteurs (*Gray et al., 1992*).

Et d'équitabilité de Pielou 1966 (J').

$$J' = H'/H'_{\max}$$

$$H'_{\max} = \log S \text{ (S= nombre total d'espèces)}$$

L'indice d'équitabilité permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équité répartition des individus dans les espèces). (Grall, J. et Coïc, N., 2005)

Deux types d'analyses ont été effectués : une analyse en composantes principales (ACP) calculées sur une matrice de corrélation, qui permet de grouper les espèces végétales sur une carte factorielle à 2 dimensions. Ces dimensions, ou composantes principales permettent de structurer les types de feu par groupe végétal. Une analyse exploratoire (analyse factorielle des correspondances (AFC)) effectuée pour suivre l'évolution de la composition floristique et les regroupements entre communautés. L'AFC est la méthode la plus utilisée pour étudier la dynamique de la végétation (Randriambanona et al., 2007). Ainsi, l'AFC peut distinguer les espèces caractéristiques des différentes strates d'âge. Selon Hill, 1973 in Chabrierie, 2002, l'Analyse Factorielle des Correspondances ou AFC est une méthode standard pour analyser un jeu de données floristiques simple (relevés x espèces). L'AFC permet d'examiner les variations de composition spécifique entre les relevés et de mettre en évidence des gradients floristiques. Les gradients floristiques correspondent à des successions d'espèces représentées sur une carte factorielle et sont particulièrement prononcés dans le cas des successions secondaires (Balent, 1991 in Chabrierie, 2002). Ainsi, l'AFC maximise la variance inter-espèces et inter-relevés, c'est-à-dire qu'elle disperse au maximum les espèces et les relevés le long des différents axes factoriels. Tout changement de position d'une espèce et d'un relevé fait baisser la corrélation entre les espèces et les relevés (Balent et al., 1995).

La variation spatiale de la composition floristique a été estimée à l'aide du coefficient de similitude de Sorensen calculé sur l'ensemble des relevés.

L'indice de Sorensen = $2c / (a+b+2c)$, où a et b représente respectivement le nombre totale d'espèces des relevés et c le nombre d'espèces communes aux relevés.

3.3. Résultats et discussions

3.3.1. Evolution de la richesse floristique

La richesse floristique exprime le nombre total d'espèces présentes sur une surface donnée (Fournier et Sasson, 1983 in Ramanantsara, 2008). Au total 48 espèces appartenant à 23 familles ont été inventoriées. Les trois familles les plus diversifiées sont celles des *Cistaceae*, *Poaceae* et *Lamiaceae* avec respectivement 7, 7 et 6 espèces. La richesse spécifique globale des 25 placettes est faible, seulement 48 espèces et peut s'expliquer par la pauvreté des sols rencontrés, la fermeture de certains peuplements et peut-être une certaine

Chapitre 3 : Impact des incendies sur la végétation

uniformisation de la végétation due à l'aridité climatique et aux pressions permanentes qui s'y exercent. La richesse globale de chaque placette oscille entre 28 et 41 espèces. (Tableau 3.2)

Tableau 3.2 : Inventaire des espèces végétales

Espèce	Acn	Strate	Famille	Fm . Biol	St R	Nom commun
<i>Pinus halepensis</i> Mill	PH	SA	<i>Pinaceae</i>	PHL	S	Pin d'Alep
<i>Quercus rotundifolia</i> Lam	QR	SA	<i>Fagaceae</i>	PHL	R	Chêne vert
<i>Tetraclinis articulata</i> (Vahl .)	TA	SA	<i>Cupressaceae</i>	PHL	RS	Thuya de Berbérie
<i>Olea europea</i> L	OE	SA	<i>Oleaceae</i>	PHL	R	L'olivier
<i>Arbutus unedo</i> L	AU	SAR	<i>Ericaceae</i>	NPh	R	Arbousier
<i>Quercus coccifera</i> L.	QC	SAR	<i>Fagaceae</i>	NPh	R	Chêne kermès
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	PL	SAR	<i>Anacardiaceae</i>	NPh	R	Pistachier lentisque
<i>Pistacia terebinthus</i> L	PT	SAR	<i>Anacardiaceae</i>	NPh	R	Pistachier terebinthe
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	JO	SAR	<i>Cupressaceae</i>	PHL	R	Genévrier cade
<i>Phillyrea angustifolia</i>	PA	SAR	<i>Oleaceae</i>	NPh	R	Filaire à feuille étroite
<i>Génista quadriflora</i>	GQ	SSAR	<i>Fabaceae</i>	NPh	RS	Genêt
<i>Calycotome spinosa</i> L	CSP	SSAR	<i>Fabaceae</i>	NPh	RS	Calycotome épineux
<i>Rosmarinus tournefortii</i>	RT	SSAR	<i>Lamiacées</i>	NPh	S	Romarin
<i>Cistus ladaniferus</i>	CL	SSAR	<i>Cistaceae</i>	NPh	S	Ciste à gomme
<i>Cistus libanotis</i> L	CLI	SSAR	<i>Cistaceae</i>	NPh	S	Ciste du Liban
<i>Cistus salviifolius</i> L	CS	SSAR	<i>Cistaceae</i>	NPh	SR	Ciste à feuilles de sauge
<i>Cistus villosus</i>	CV	SSAR	<i>Cistaceae</i>	NPh	S	Ciste glanduleux
<i>Globularia alypum</i>	GA	SSAR	<i>Globulariaceae</i>	Ch	S	Globulaire buissonnante
<i>Stipa tenacissima</i> L	ST	SSAR	<i>Poaceae</i>	H	R	L'alfa
<i>Chamaerops humilis</i> L.	CH	SSAR	<i>Arecaceae</i>	NPh	R	Palmier nain
<i>Ampelodesma mauritanica</i> (Poir.)	AMP	SSAR	<i>Poaceae</i>	H	R	Diss
<i>Asphodelus microcarpus</i> SALZM	AM	SH	<i>Liliacées</i>	G	S	Asphodèle
<i>Erodium botrys</i> L	EB	SH	<i>Geraniaceae</i>	Ch	S	Filaire à feuille large
<i>Linum strictum</i> L	LSL	SH	<i>Linaceae</i>	Th	S	Lin dressé
<i>Avena clauda</i> DUR	AC	SH	<i>Poaceae</i>	Th	S	Avoine sauvage
<i>Lolium perenne</i> L	LP	SH	<i>Poaceae</i>	H	S	Ray-grass anglais
<i>Anthericum liliago</i> L.	AL	SH	<i>Anthericaceae</i>	G	S	Phalangère à fleurs de lis
<i>Ornithogalum narbonense</i> L	ON	SH	<i>Hyacinthaceae</i>	H	S	Ornithogale de Narbonne
<i>Reseda alba</i> L	RA	SH	<i>Resedaceae</i>	Th	S	Réséda blanc
<i>Lavandula stoechas</i> L.	LST	SH	<i>Lamiaceae</i>	Ch	S	Lavande a toupet
<i>Hordeum murinum</i> L	HM	SH	<i>Poaceae</i>	Th	S	Orge des rats
<i>Aegilops triaristata</i> WILD	AT	SH	<i>Poaceae</i>	Th	S	Aegilops
<i>Scilla peruviana</i> L	SP	SH	<i>Liliacées</i>	H	S	Scille du Pérou
<i>Urginea fugax</i> MORIS	UF	SH	<i>Asparagaceae</i>	G	S	Scille éphémère
<i>Muscari racemosum</i> L	MR	SH	<i>Hyacinthaceae</i>	H	S	Muscari à grappe
<i>Teucrium pseudochamaepitys</i> L	TP	SH	<i>Lamiaceae</i>	Ch	S	Germandrée à allure de Pin
<i>Thymus ciliatus</i> DESF	TC	SH	<i>Lamiaceae</i>	Ch	S	Thym cilié
<i>Thymus fontanesii</i>	TF	SH	<i>Lamiaceae</i>	Ch	S	Thym
<i>Thymus algériensis</i> Boiss.et Reut.	TA	SH	<i>Lamiaceae</i>	Ch	SR	Thym d'Algérie
<i>Anagallis monelli</i>	AMN	SH	<i>Primulacées.</i>	Th	S	Le Mouron de Monel
<i>Thapsia garganica</i> L	TG	SH	<i>Apiaceae</i>	H	S	Thapsia
<i>Ferula communis</i> L	FC	SH	<i>Apiaceae</i>	H	S	Férule commune
<i>Ophrys speculum</i> link	OS	SH	<i>Orchidaceae</i>	G	S	Ophrys bécasse
<i>Papaver rhoeas</i> L	PR	SH	<i>Papaveraceae</i>	Th	S	Coquelicot
<i>Fumana thymifolia</i> L	FT	SH	<i>Cistaceae</i>	Ch	S	Fume terre à feuilles de thym
<i>Helianthemum helianthemoides</i> (Desf.)	HH	SH	<i>Cistaceae</i>	Ch	S	Hélianthème
<i>Helianthemum pilosum</i> L	HP	SH	<i>Cistaceae</i>	Ch	S	Hélianthème poilu
<i>Dactylis glomerata</i> L.	DG	SH	<i>Poaceae</i>	H	S	Le dactyle pelotonné

St.R : Stratégie de régénération après le feu ; **R :** Rejet de souche ; **S :** Régénération par graine ; **SR :** Rejet de souche + Régénération par graine. **Fm .Biol :** Formes biologique : **PHL :** Phanérophyte, **NPh :** Nanophanérophyte, **Ch :** Chamaephyte, **H :** Hémicryptophytes, **G :** Géophytes, **Th :**Thérophyte. **Acn :** Acronyme

Le test non paramétrique (Kruskal Wallis) révèle un effet significatif du temps depuis le dernier feu sur la richesse floristique ($H= 23,61$ $p < 0,001$). Les types de feu (20 ans, 13 ans et 2 ans) diffèrent d'une façon significative de la modalité 4 ans et la modalité 8 ans diffère de la modalité 20 ans, par contre le test révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre les types (20 ans, 13 ans et 2 ans), (13 ans, 8 ans et 2 ans) et (8 ans et 4 ans) (Figure 3.1).

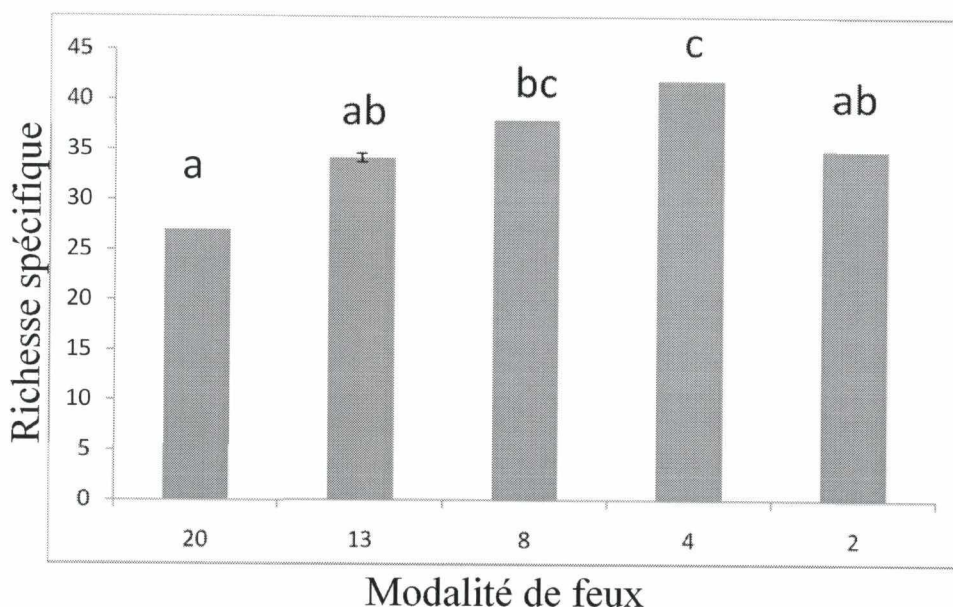


Figure 3.1 : Evolution de la richesse Spécifique (S) post-incendie des différents types de Feu ($H= 23,61$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

La richesse spécifique a tendance à augmenter dans les types 13 ans, 8 ans et 4 ans par rapport aux types 20 ans et 2 ans par contre une diminution semble s'accroître pour le type 20 ans. L'exploitation de la figure 3.1 et du tableau 3.2 permet de noter que la richesse floristique est très importante dans les placettes qui ont brûlé depuis 4 ans avec une moyenne de 41 espèces soit 85 % de la totalité des espèces recensés, suivie en deuxième position des placettes qui ont brûlé depuis 8 ans avec 37 espèces soit 77 %.

La richesse floristique diminue sensiblement dans les types 13 ans et 2 ans avec un pourcentage pareil pour toutes les placettes soit 72 % et 35 espèces identifiées. Cette richesse floristique décroît d'un peu plus de la moitié pour le type de 20 ans avec 28 espèces inventoriées soit 58 % par rapport au type de 4 ans la plus importante.

Trabeau et Lepart (1980) montrent que sur la rive nord de la méditerranée, les espèces apparaissent graduellement et qu'elles sont peu nombreuses pendant les premières années après feu pour atteindre leur maximum aux types intermédiaires et diminuent avec une certaine stabilisation dans les stades les plus âgés.

Egler (1954) et Trabaud (1990) précisent qu'une communauté revient à un état quasi-initial après une perturbation comme l'incendie. Les résultats obtenus dans la forêt de Fenouane s'écartent un peu de ce modèle et montrent des différences de végétation en fonction des types de feu, avec un maximum de richesse floristique pour les types 4 ans et 8 ans, un minimum pour le type témoin brûlé depuis plus de 20 ans (T) et un état intermédiaire stable pour les types 2 ans et 13 ans.

Ces résultats pourraient s'expliquer pour les types de 4 ans et 8 ans qui sont les plus riches floristiquement en raison de leurs richesses en taxons à cause de l'ouverture du milieu créée par le feu et de la richesse minérale de la couche superficielle du sol (Quézel, 1979 ; Daget, 1994 ; Trabeau, 1980 ; Trabeau et Lepart, 1980 ; Papavassilou *et al.*, 1994 ; Tolhurst, 1994 ; Ne'eman et Izhaki, 1999 ; Capitano et Carcaillet, 2008, Bekkouche, 2010). Madaoui, 2006) montrent que le nombre généralement élevé d'espèces pendant les premières années peut être attribué à l'ouverture du couvert végétal créé par le passage du feu et à la disparition des espèces concurrentes.

D'autres travaux montrent qu'il y'a un pic de plantes annuelles, à croissance rapide et à court cycle végétatif qui survient immédiatement après un feu (Trabaud *et al.*, 1997 ; Bonnet 2001 ; Bonnet *et al.*, 2002 ; Buhk *et al.*, 2006) et que la végétation latente joue un rôle important dans les premiers stades de recolonisation post-incendie ; les taxons peuvent également provenir de la pluie de graines (Bakker *et al.*, 1996).

Au type de 13 ans on a la même richesse floristique qu'au type de 2 ans avec un pourcentage identique de 72% et qui représente un niveau de la richesse floristique spécifique des premières années (2 ans) après un feu comme la montre Trabeau. Pour le type de 13 ans, elle correspond à la théorie de la perturbation intermédiaire qui prédit une diminution de la richesse spécifique à cause de la disparition des espèces qui se sont installées durant les premières années (4 ans) au fur et à mesure que le peuplement avance dans l'âge et que la végétation se renferme (Trabeau 1970, 1980b). Madaoui, 2006 aboutit aux mêmes résultats avec un pic de richesse floristique à 4 ans estimé à 122 espèces et une richesse de 7-8 ans et 2-3 ans (63 espèces et 62 espèces) en analysant l'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill dans le nord de la forêt de Bou-Taleb en Algérie.

D'autre part, les placettes témoins présentent le plus bas taux de richesse floristique, que les types perturbés par les feux ; en conformité avec le model de Trabaud et Lepart (1980) qui prédise une stabilisation de la richesse floristique aux stades les plus anciens. Pour expliquer ce résultat deux hypothèses peuvent être avancés : la première liée à l'état du sol très pauvre en matière organique ou bien liée à une perturbation secondaire comme le pâturage (perçu comme un stress) empêchant la végétation de perdurer dans le temps. Dans ce volet Vennetier *et al.*, (2008) en étudiant l'impact des incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols, montrent que la maturité des communautés n'a pas un lien direct avec la richesse spécifique, une communauté mature n'étant pas forcément plus riche en espèces, mais plus intimement liée à leur âge depuis le dernier feu et les traits de vie des espèces présentes.

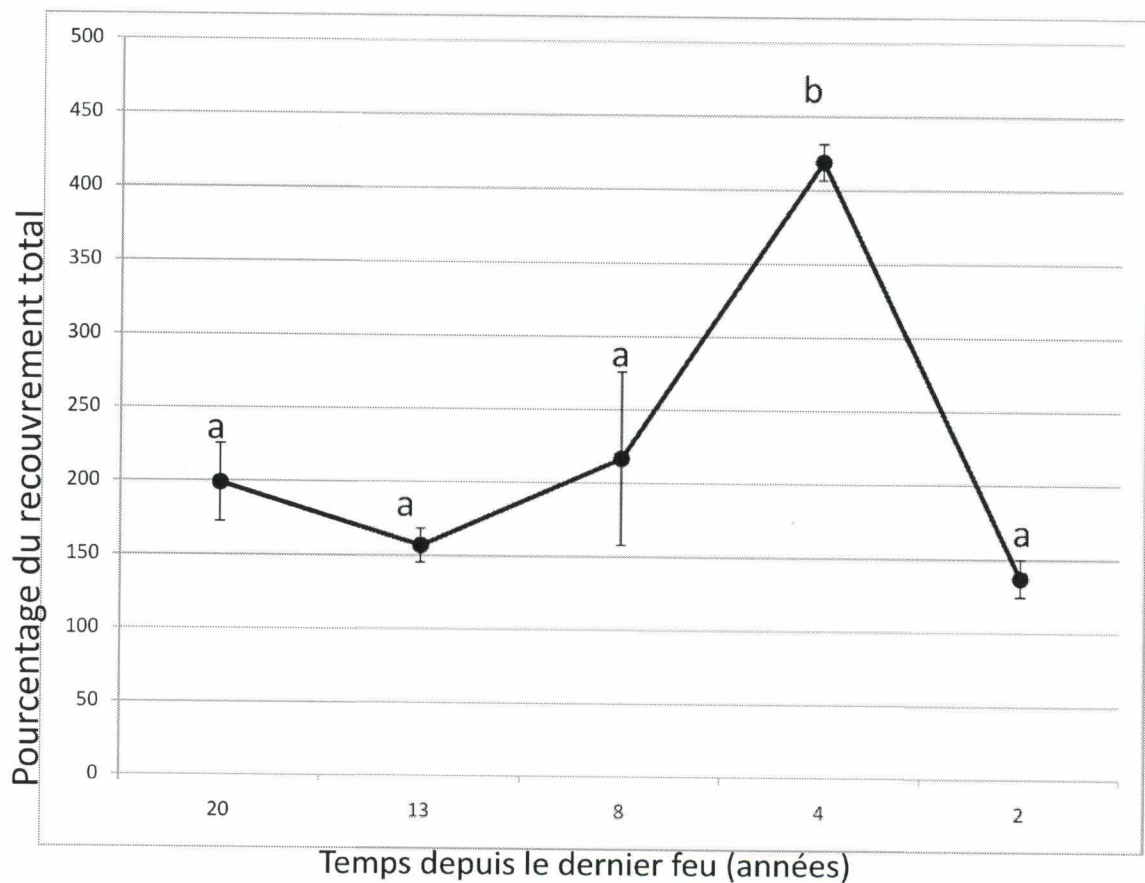


Figure 3.2: Taux de recouvrement total post-incendie par modalités de feu.

Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les modalités de feu.

Le recouvrement de la végétation par modalité de feux toutes espèces confondues montre que les taux de recouvrement post-incendie des types 20 ans, 13 ans, 8 ans et 2 ans sont identiques ; alors que le type de 4 ans présente une différence par rapport aux autres avec un fort taux de recouvrement. Le recouvrement totale évolue rapidement les premières années pour atteindre son maximum à 4 ans. Donc cette zone possède plus de végétation que les autres et la cause principale est l'effet du feu qui favorise l'installation de nouvelles espèces pyrophytes propices aux premières années après un incendie ; ces dernières espèces tendent à disparaître après une longue période sans feu.

3.3.2. Evolution de la diversité floristique

La diversité suit un peu le même modèle que la richesse floristique avec le maximum de diversité, qui est obtenu pour la modalité (4 ans) ce qui corrobore avec les travaux de Taton et Bonnet (2003) sur l'impact des incendies de forêt sur les écosystèmes méditerranéens qui ont trouvés un pic de diversité les premières années après le feu.

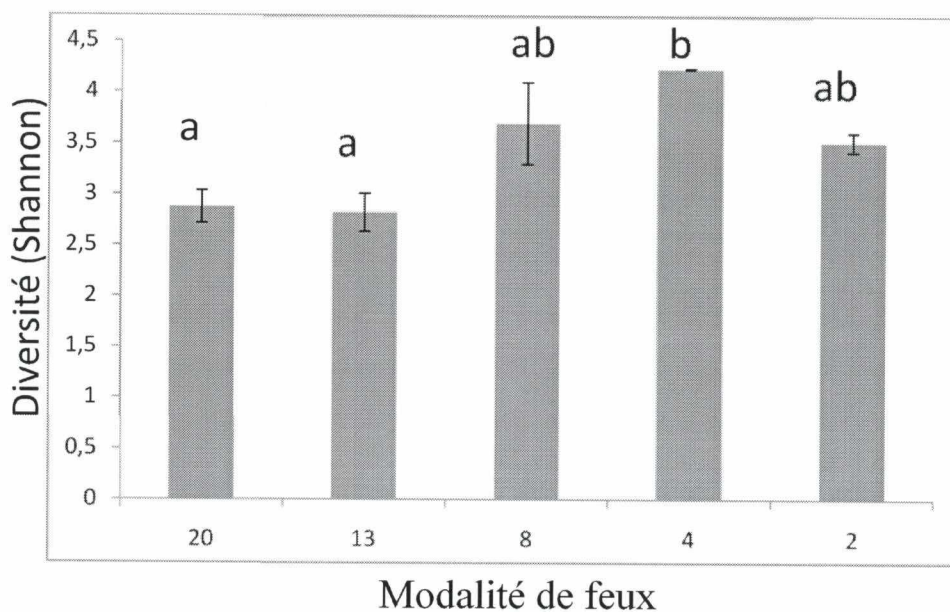


Figure 3.3 : Valeurs de la diversité floristique de Shannon par type de feux ($H = 20,08$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Le minimum est enregistré pour les types brûlés depuis 13 ans et 20 ans. Les types de 2 ans et 8 ans présentent un niveau intermédiaire de diversité, ce qui correspond à la théorie de la perturbation intermédiaire qui prédit une augmentation de la richesse spécifique pour des régimes de perturbations moyens,

La diversité des espèces augmente avec le niveau de perturbation incendie (Naveh, 1974) et les raisons de cette évolution sont les mêmes que celles reprises dans la richesse floristique. La coévolution de la richesse et de la diversité floristique a été citée par Tarrega et Luis-Calabuig (1987) dans l'étude des formations forestières du Nord-Ouest de l'Espagne, Capitanio et Carcaillet (2008) au niveau d'une pinède à Pin d'Alep au Sud de la France et Bekdouche (2010) dans son étude de l'évolution après feu de l'écosystème subénaire de Kabylie (Nord Algérien)

Les relevés de végétation affirment une diversité floristique commune à toutes les parcelles, constituée d'espèces présentes dans plus d'un tiers des relevés et correspondant aux milieux forestiers semi-arides.

La faible biodiversité des types de 13 ans et 20 ans semble indiquer une limite à la résilience de l'écosystème, d'un point de vue floristique et à la stabilisation de cette biodiversité qui indique une tendance à la stabilité des communautés incendiées comme l'a montré Bekkouche (2010).

Dans le chapitre 3 les analyses statistiques pourront déterminer si les effets des feux sont plus significatifs sur les sols des types 13 ans et 20 ans se traduisant par un impact négatif sur la diversité fonctionnelle de la communauté végétale. Une autre perturbation telle que le surpâturage très présent dans ces milieux forestiers peut également en être la source. De récents travaux théoriques et expérimentaux ont clairement mis en évidence que la perte de biodiversité impactait profondément les biens et services des écosystèmes (production primaire, fertilité des sols, séquestration du carbone, etc. ...) et plus généralement leur fonctionnement (Hooper *et al.*, 2005; Loreau, 2000)

L'indice d'équitabilité (J'), représente le rapport de la diversité spécifique observée à la diversité maximale théorique. Cet indice est d'autant plus fort que la communauté est plus proche d'une distribution uniforme de l'abondance entre espèces

Nos résultats montrent qu'il existe des différences de végétation ($H= 20,03$ $p < 0,001$) en fonction des modalités de feu avec la plus importante équitabilité étant pour la modalité (4 ans), les plus fortes valeurs d'équitabilité se trouvent dans les parcelles ayant subi des feux récents. Les indices d'équitabilité et de diversité moyens par site augmentent tous après l'incendie (Bonnet et Taton .2003) et la plus faible pour les modalités brûlées

depuis 13 ans et 20 ans en effet, O'Leary (1990) explique la diminution d'équitabilité comme étant la réduction graduelle de la richesse spécifique conjointement à la dominance progressive de quelques espèces. Puis on remarque sur la figure 3.4 une équitabilité intermédiaire pour les modalités 8 ans et 2 ans.

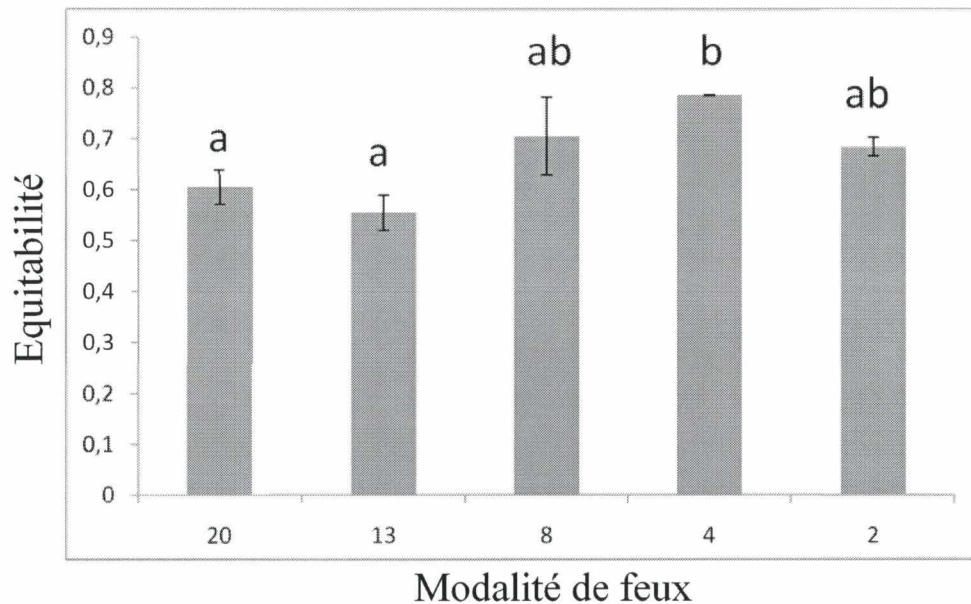


Figure 3.4 : Valeurs de l'équitabilité Pielou par type de feux ($H= 20,03$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Le test révèle que les types 20 ans, 13 ans, 8 ans et 2 ans diffèrent d'une façon significative du type de 4 ans. La figure 3.4 met en relief les mêmes résultats énoncés précédemment dans la diversité :

- la relative homogénéité des placettes des modalités (20 ans, 13 ans, 8 ans et 2 ans) vis-à-vis de ces deux quantités : diversité moyenne, équitabilité moyenne ;
- une certaine homogénéité des placettes des modalités (4 ans) : forte diversité, forte équitabilité ;

L'influence du feu sur les indices de richesse, diversité et équitabilité suit les mêmes patrons de recolonisation végétale post-incendie décrit par plusieurs auteurs.

3.3.3. Dynamique des strates post incendies

Une analyse verticale présente les profils structuraux, permettant de visualiser l'architecture des strates. Ces profils dénotent les états de développement, et surtout la dynamique de succession perçue à travers la représentation schématique d'une chaîne de végétation ou «caténa de végétation». D'autre part, cette analyse verticale fait ressortir la structure des hauteurs répartissant les espèces en nombre de tige par classe de hauteurs. (Fournier et Sasson, 1983 in Ramanantsara, 2008). Sur les 25 placettes, la végétation a été mesurée en pourcentage de recouvrement, par modalité de feu pour les 4 strates de hauteur délimitées par les valeurs en mètres: > à 4, 2-4, 1 - 2, 0 - 0,5.

3.3.3.1. Strate arborescente : supérieur à 4 m

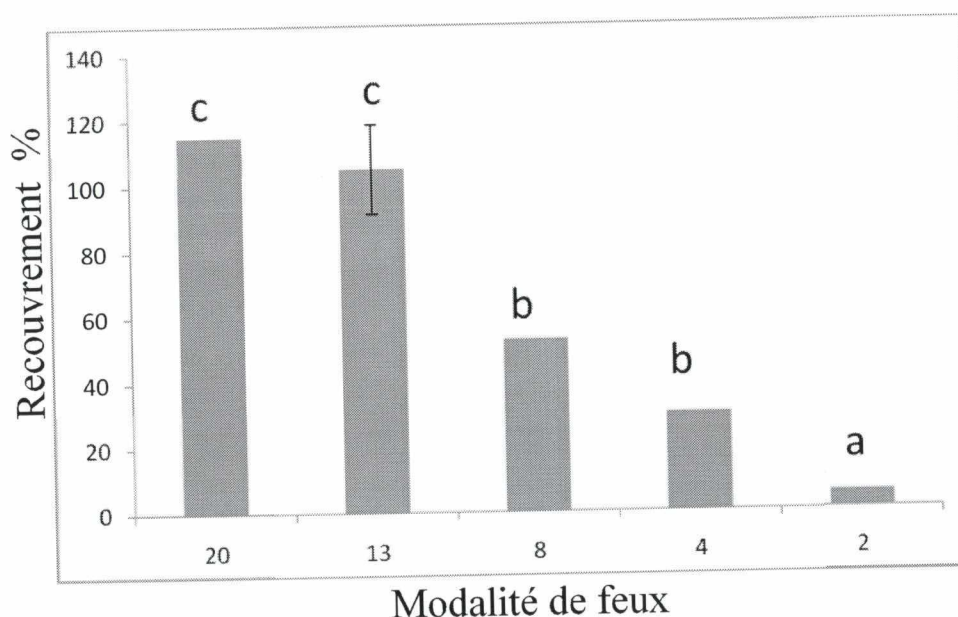


Figure 3.5 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate Arborescente des différentes modalités de Feu ($H= 22,71$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

D'une manière générale, la strate arborée joue un rôle important dans la détermination des paysages et de la physionomie générale de la végétation méditerranéenne (Ajbilou *et al.*, 2003, 2006). Le Recouvrement de la végétation de la strate arborescente toutes espèces confondues, pour chaque modalité de feu indique que les maximums de densité de végétation gagnent en hauteur avec le temps comme l'a démontré Vennetier, *et al.*, (2008) dans leur étude sur l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols de la

région des Maures. La figure 3.4 montre qu'il ya des différences significatives ($H= 22,71$ $p < 0,001$) entre les modalités (20 ans, 13 ans) les modalités les plus anciennes, (8 ans, 4 ans) les types intermédiaire et le type de 2 ans qui est le plus récent.

Dans la zone d'étude cette strate est surtout occupée par les espèces : *Pinus halepensis* Mill., *Quercus rotundifolia*. L. Ce sont des espèces qui s'installent dans le temps sur le type non brûlé depuis au moins depuis 8 ans. La stabilisation du recouvrement de cette strate après 13 ans sans feux, montre un retour à l'état de son recouvrement initial En effet les pinèdes mettent plus de temps pour retrouver leurs état d'avant le feu du faite de la reprise de l'essence forestière par la seul voie de semi mais elles sont résistantes aux feux et le Pin d'Alep occupe la majorité de l'espace. Comme le montre les travaux de Meddour (1992) dans l'arboretum de Meurdja (Algérie) la régénération de ce pin d'Alep est importante après le passage du feu.

Les pins, connus comme " pyrophytes actifs" sont, selon Kuhn holtz - Lordat (1938), des plantes dont la propagation, la multiplication ou la reproduction sont stimulées par le feu. Trabaud (1970, 1980) admet comme "véritables pyrophytes", les plantes qui sont à la fois résistantes au feu et favorisées par lui. Plusieurs auteurs s'accordent aussi à reconnaître une rapide recolonisation des pineraies brûlées par une abondante régénération du Pin d'Alep.

L'impact du passage d'un feu sur un peuplement se traduit généralement sur la strate arborescente par un roussissement foliaire plus ou moins marqué, une carbonisation du tronc et éventuellement la mort des individus. Les mécanismes en jeu sont de natures physique (transferts thermiques) et biologiques (mortalité cellulaire) et sont maintenant mieux connus.



Figure 3.6 : Dégâts causés aux arbres par un incendie d'intensité modérée dans un peuplement de Pin d'Alep dans la forêt de Fénouane

Le passage du feu induit généralement la destruction de la strate arborée avec une mortalité variable selon la gravité des dommages et la résistance de l'espèce. Les dommages à l'origine de la mortalité concernent le houppier, le cambium et le système racinaire. L'action du feu sur les végétaux ligneux est très grave puisqu'elle les mutile d'une façon désordonnée au point d'entraîner souvent leur dépérissement et leur mort (Aubréville, 1950).

À titre d'exemple, un pin d'Alep de 25 cm de diamètre avec une épaisseur d'écorce voisine de 2 cm ne peut donc survivre plus de dix minutes à un feu. Un tel arbre risque moins de mourir de dégâts au cambium (les temps de séjour excèdent rarement quelques minutes) que d'éventuels dégâts dans son houppier. (Photo 3.5) Dans certains cas, la combustion de l'arbre peut être totale et se poursuivre jusque dans les racines ; après incendie, il ne reste alors plus qu'un trou dans le sol à l'emplacement de l'arbre. (ONF, 2012)

3.3.3.2. Strate Arbustive : 2 à 4 m de hauteur

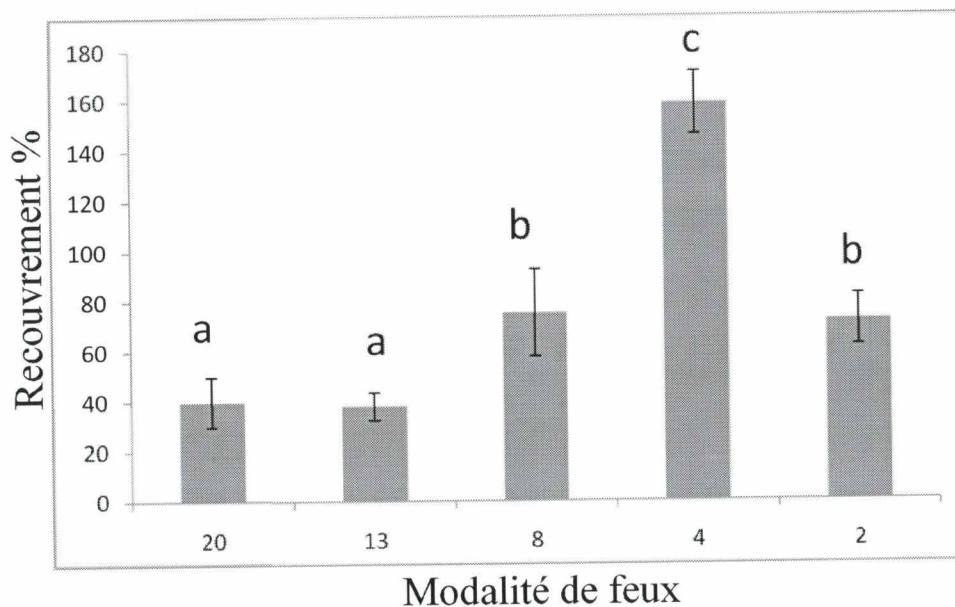


Figure 3.7 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate arbustive des différents types de feu ($H= 20,92$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Les espèces de la strate arbustive ont une écologie particulière car ils subissent l'effet de l'ombre projetée par la strate arborée (Specht & Specht, 1989; Specht *et al.*, 1990) et répondent d'une manière différente à celle-ci et aux variables physiques communes (par exemple la disponibilité des eaux et la fertilité des sols). Les arbustes tiennent un rôle positif

important dans le processus de régénération des strates sous arbustive et herbacée, notamment par la création d'un abri qui protège les jeunes pousses d'un excès de lumière et de chaleur, du piétinement et de l'herbivorie (Pulido et *al.*, 2010). La strate arbustive peut aussi augmenter la disponibilité en eau, notamment par le phénomène d'ascenseur hydraulique et de certains nutriments (Moreno et Rolo, 2012).

Le test statistique révèle un effet significatif du temps depuis le dernier feu sur le taux de recouvrement de la strate arbustive ($H= 20,92$ $p < 0,001$). On observe le taux le plus important dans le type de 4 ans, résultat de la reprise des espèces végétales comme *Pistacia lentiscus*, *Quercus coccifera* .L , *Juniperus oxycedrus*.L , *Phillyrea angustifolia* avec près de 37,5 % suivie des types 2 ans et 8 ans et enfin le type 13 ans et 20 ans qui enregistrent le plus bas recouvrement ; ce modèle diffère du précédent celui de la strate arborée qui gagne en hauteur avec le temps.

Les arbustes occupent très peu l'espace durant les deux premières années suivant le feu comme l'a montré Bekdouche dans ses travaux en 2010 ; ensuite la strate arbustive atteint un recouvrement important à 4 ans après feux ce qui rejoint aussi les résultats de Bekdouche qui note un taux de recouvrement post-incendie maximal de cette strate entre 5 et 9 ans. Dans ces placettes une très grande prolifération de ces espèces composées essentiellement de la filaire, le lentisque et le chêne kermès est observée. Elle est causée par les ouvertures du milieu par l'incendie et par des espèces qui rejettent vigoureusement de souches.

Ensuite le taux de recouvrement a tendance à régresser dans les types 13 ans et 20 ans et tend vers une stabilisation dans la station témoin sans pour autant refermer le milieu comme le montre certains auteurs. Cet état peut être expliqué par le fait qu'il n'y a pas une grande diversité floristique dans cette strate représentée initialement par six espèces et en plus par l'aridité climatique et édaphique qui empêche l'épanouissement de ce type de végétation caractéristique des formations ouvertes. Bekdouche (2010) dans ces travaux sur la subéraie de Kabylie montre qu'elle se renferme totalement et devient difficilement pénétrable au bout de cinq à sept ans. Les arbustes échappent normalement assez bien aux flammes car leur couvert bas et la concurrence exercée par leurs racines réduisent la puissance déjà faible de la strate herbacée, à leur approche. Le regroupement fréquent des animaux broutant leurs jeunes pousses ou cherchant un abri contre le soleil dénude souvent le pourtour de leur pied. Le feu qui pourrait les atteindre est donc rare et peu violent, ne posant donc guère de problème, en temps normale. (FAO, 2010)

3.3.3.3. Strate Sous-Arbustive : 1 à 2 m de hauteur

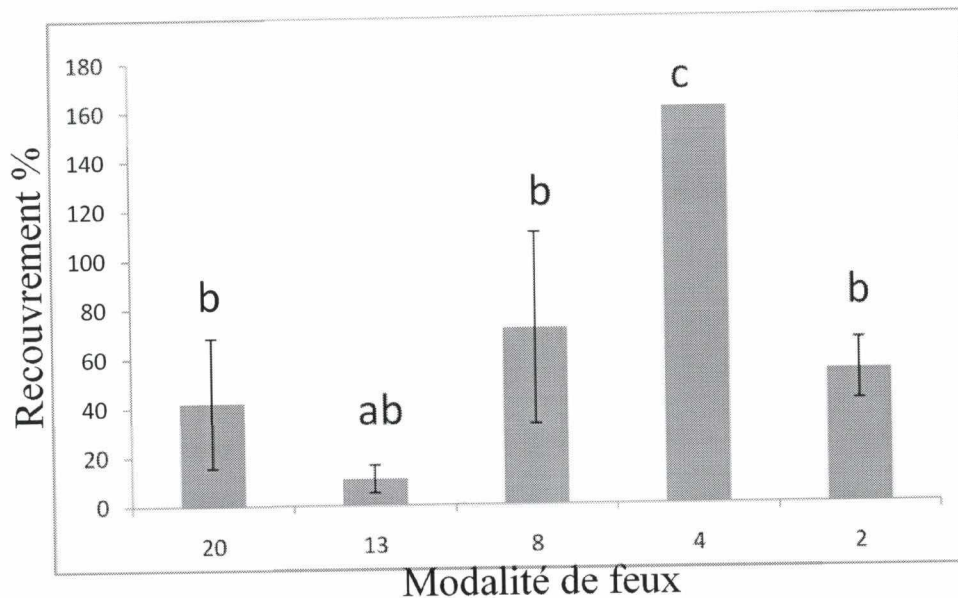


Figure 3.8 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate sous-arbustive des différents types de feu ($H= 17,64$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts- types).

On retrouve ici presque les mêmes résultats que ceux de la strate arbustive sauf pour le type 13 ans qui régresse. Les résultats de cette occupation sont essentiellement dictés par la présence du ciste qui est une espèce héliophile avec un comportement colonisateur qui s'accommode à la sécheresse. Cette espèce se propage de façon remarquable après ouverture du milieu et se distingue par sa forte présence durant les premières années qui suivent un feu avec un pic pour la 4^{ème} année post incendie. En effet, l'incendie provoque un fort développement des plantules de cistes, d'autant plus rapide que, la première année, les formations à ciste sont très sensibles à de forts bouleversements tels qu'un incendie. Les travaux d'Orazio (1999) sur les effets du brûlage dirigé sur l'écosystème forestier réalisé au Muy (France), montrent que la dynamique des cistes est la suivante : très forte germination sur toute la surface parcourue par le feu (800 semis par ha) durant les premières années qui suivent un feu, puis diminution lente et régulière de la densité moyenne. Cependant, après 2 ou 3 ans, la densité reste beaucoup plus forte que dans la cistaie adulte.

La germination est favorisée par le feu (3 à 5 fois plus qu'avant incendie) et pour une durée d'au moins 12 saisons. Les fortes densités de cistes observées après brûlage confirment les exemples déjà cités dans la littérature traitant de l'effet stimulant du feu sur la germination de leurs graines. Le feu interviendrait plus par scarification du tégument imperméable de la

graine que stimulation physiologique Les cistes s'étendent par la présence de leurs graines qui bénéficient de l'ouverture et de la scarification générées par le feu. Cette banque de semences peut rester en dormance pendant de très longue période dans le sol en attendant des conditions meilleures. (Orazio, 1999).

La présence du calycotome dans les premières années qui suivent l'incendie caractérise une certaine dégradation de la forêt, généralement abondant dans les matorrals et les zones soumise aux défrichements (Kadik, 1983).

3.3.3.4. Strate Herbacée : 0 à 0,5 m de hauteur

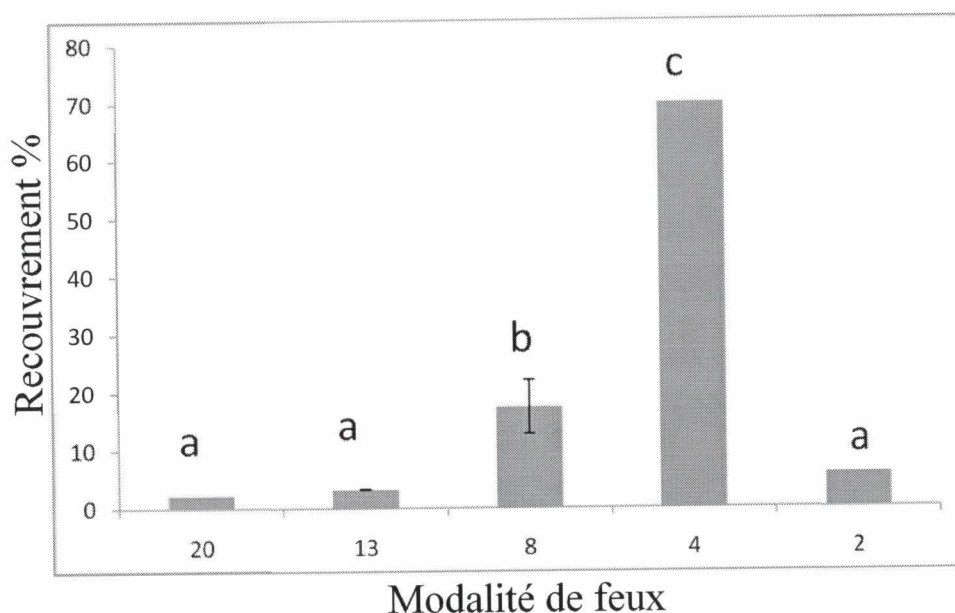


Figure 3.9 : Evolution du recouvrement post-incendie de la strate herbacée des différents types de feu ($H= 23,81$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Le test paramétrique nous révèle qu'il y'a une différence significative ($H= 23,81$ $p < 0,001$) entre les types d'incendie 2 ans, 13 ans, 20 ans, 8 ans et 4 ans. Le feu influence fortement le recouvrement de la strate herbacée de la modalité 4 ans ce qui rejoint les résultats de Trabaud (1983a) qui signale que la végétation recouvre très vite les parcelles brûlées occupant tous l'espace dénudé avant de croître trois ans après le feu. Par contre on retrouve le même recouvrement à 13 ans et 20 ans qu'à deux ans après un feu.

La strate herbacée ne présente pas un recouvrement important dans toutes les placettes mis à part dans le type 4 ans avec un recouvrement moyen de presque 70 %. Trabeau (1983a) observe un recouvrement de la strate herbacée de 95 % de la surface du sol trois ans après un

feu et similaire avec Forgeard (1990) pour les landes britanniques. Bekkouche (2010) dans son travail sur l'évolution après feu de la subéraie en Kabylie note que la strate herbacée est caractérisée par un recouvrement faible tout au long de ses observations. Les résultats obtenus concordent avec ceux de Trabaud (1987) qui avait mis en évidence l'augmentation des herbacées, principalement annuelles dans les premières années suivant l'incendie. Celles-ci proviennent en grande partie de la banque de graines (Trabaud *et al.*, 1997 ; De Lillis *et al.*, 1999) 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 exprimée par la suite. Leck *et al.*, (1989) et Thompson *et al.*, (1997) indiquent que les banques de graines en région méditerranéenne sont essentiellement constituées de taxons persistants correspondant à des espèces herbacées. Ces taxons herbacés profitent des perturbations pour s'exprimer et recréer leur stock semencier.

Les pics observés correspondent bien au schéma général décrit habituellement après incendie (Trabaud, 1994 ; O'leary, 1990), d'autres travaux de Debazac (1959), Le Houerou (1980) confirment que la strate herbacée gagne en recouvrement juste après le feu à la faveur de l'ouverture de la végétation et dès que le recouvrement des ligneux se referme, celui des herbacées diminue en raison d'une certaine compétition. Une strate herbacée bien implantée limite ou retarde la réinstallation d'une strate arbustive et arborescente. Dans la forêt de Fenouane le pin d'Alep, le chêne vert et kermès et le lentisque présentent un bon recouvrement dans les placettes qui ont brûlées depuis 13 ans et 20 ans et donc empêchent la strate herbacée de s'épanouir. Par contre profitant d'une bonne ouverture 4 ans après l'incendie, les espèces herbacées s'installent avec une prédominance des hélanthèmes, des résédas blanc, des asphodèles et de quelques graminées.

3.3.3.5. Evolution de toutes les structures verticales après un incendie

Les observations faites sur la figure 3.10 montre une différence de l'évolution du recouvrement entre les différentes strates tout type d'espèces confondus, on remarque que les modalités (20 ans et 13 ans évoluent dans le même sens, ainsi que les modalités 2 ans et 8 ans , par contre la modalité qui diffère des autres est celle de 4 ans .

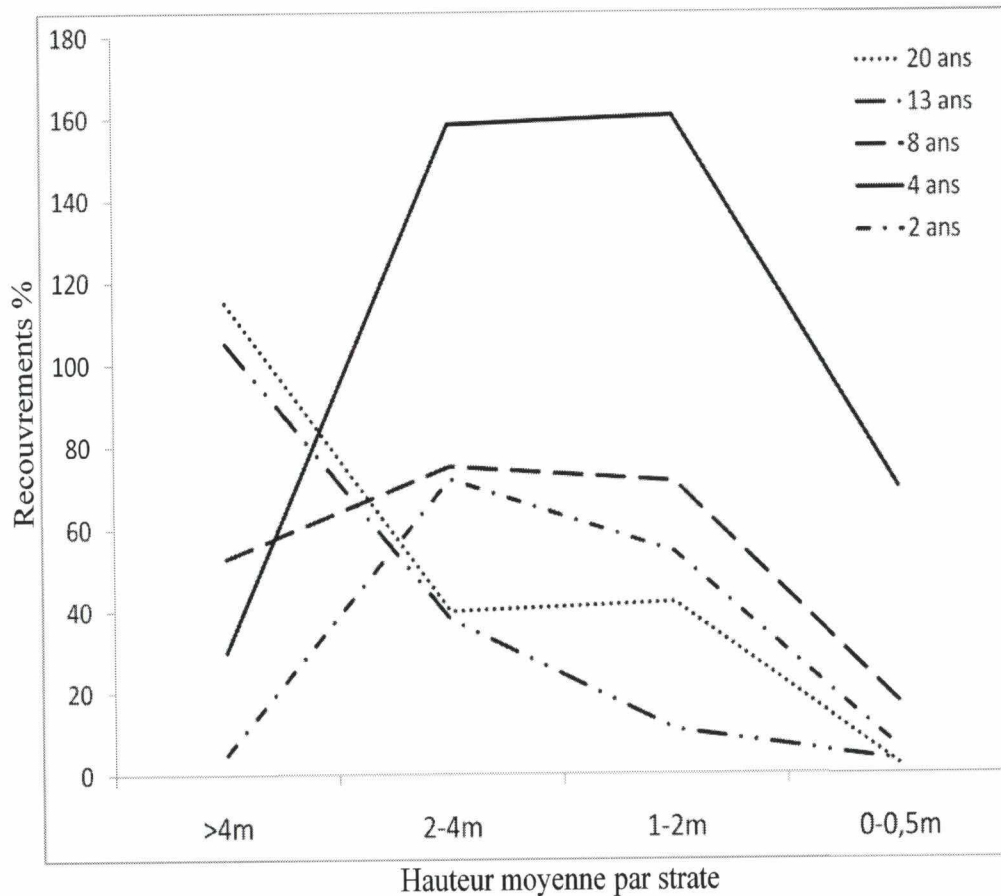


Figure 3.10 : Recouvrement de la végétation par strate toutes espèces confondues pour chaque type de feu.

Après incendie toute la végétation est détruite et ce n'est qu'à la quatrième année que la strate buissonnante commence à se développer avec un taux de recouvrement avoisinant les 70% où dominent les cistes qui envahissent le terrain abondamment avec *Cistus ladaniferus* qui occupe le plus le terrain avec 37,5 % que *Cistus libanotis* et *Cistus salviaefolius*. L avec 15 % et le *Cistus villosus* qui n'apparaît que timidement avec 2,5 % de recouvrement dans cette modalité. D'autres espèces comme le romarin (*Rosmarinus tourneforti* 37,5%), la Globulaire, l'Alfa et le Diss (*Globularia alypum*, *Stipa tenacissima* et *Ampelodesma mauritanica*) occupent faiblement l'espace avec 0,2 %. Les cistes ont tendance à diminuer voir disparaître pour certaines espèces comme (*Cistus ladaniferus* et *Cistus libanotis*) 13 et 20 ans après incendie dans ces modalités on remarque une diminution des *Cistus salvifolius* et *Cistus villosus* qui occupent respectivement un taux de recouvrement de 15% et 2,5 % à la modalité 4 ans et de 0,2 % aux types 13 et 20 ans, en effet les *Cistaceae* perdent de leur dominance au profit des espèces dominantes de l'état d'avant le feu, reconstituant par conséquent les faciès détruits (Bekdouche, 2010). Benabdeli (1996) note que c'est à la deuxième année que la strate

arbustive commence à se développer avec un taux de recouvrement avoisinant les 20% où dominant les cistes. Vennetier et *al.*, (2008) montrent qu'un couvert plus dense permet une disparition plus rapide après incendie des espèces héliophiles et notamment des cistes. Trabaud et Oustric (1989) montre dans une étude comparative des stratégies de régénération après incendie chez deux espèces de cistes qu'il y a une absence de germination dans les zones non brûlé.

Les cistes et calycotome sont remplacés progressivement par des semis de chêne vert, chêne kermès et des arbousiers. L'incendie favorise toutes les espèces feuillues rejetant de souche telle que le chêne kermès, le lentisque, la filaire en plus des espèces se multipliant rapidement par semis après le passage du feu comme le romarin, la globulaire, le genêt, le calycotome et les cistes. Les genêts occupent les vides et les clairières; l'alfa, grâce à sa faculté de rejeter de souche s'impose également sous forme de petites touffes dispersées.

Les Hélianthèmes, (*Helianthemum helianthemoides* (Desf.) et *Helianthemum pilosum* L) qui font partie aussi de la famille des *Cistaceae* et Réséda blanc sont les espèces qui occupent le plus la strate herbacée dans le type 4 ans avec un pourcentage de recouvrement dans cette modalité de l'ordre de 15% pour diminuer dans les types les plus anciens à 0,2% à cause de la fermeture du milieu et l'absence de lumière due à la strate arboré qui est essentiellement occupé par les espèces suivantes : *Pinus halepensis* Mill, *Quercus rotundifolia* Lam, *Tetraclinis articulata* (Vahl) . Ozenda (1982) note que dans un peuplement très serré, la compétition s'établit entre les espèces et celles qui présentent la croissance la plus rapide et la plus vigoureuse, comme les pins par exemple, éliminent les autres.

Tetraclinis articulata (Vahl) n'est pas présent dans les premiers types de feu (2 ans et 4 ans) on le retrouve qu'à partir de la 8^{ème} année après feux avec un faible taux de recouvrement de 0,2 % et ce n'est qu'à partir de 13 ans après le feu qu'on trouve un recouvrement appréciable de l'ordre de 15% . Terras et *al.*, 2008 dans son étude sur la dynamique phytoécologique du thuya de Berbérie montre que cinq ans après l'incendie, la régénération de la végétation est remarquable, mais le *Tetraclinis articulata*, qui se régénère naturellement, ne domine cependant pas, car ses accroissements en hauteur restent faibles face à l'incendie comparés aux autres espèces le thuya se caractérise par une lenteur dans l'occupation de l'espace, il arrive avec le temps à recoloniser son aire. Après incendie, le thuya arrive à se développer et reconstituer son groupement végétal, quelles que soient les conditions climatiques et les pressions anthropozoogènes qui s'y exercent.

3.3.4. Evolution post-incendies des types biologiques

Les végétaux ne sont pas tous adaptés de la même manière au passage de l'hiver comme le montre la classification des types biologiques de Raunkiaer : les phanérophytes, ont les feuilles qui tombent ou non et les zones les plus sensibles (méristèmes) sont protégées par des structures temporaires de résistance qui sont les bourgeons, quant aux chaméphytes, ils ont les feuilles qui tombent ou non, par contre les géophytes, passent la période froide protégées par le sol, les thérophytes qui sont des plantes annuelles passent l'hiver à l'état de graine, l'ensemble de la plante meurt.

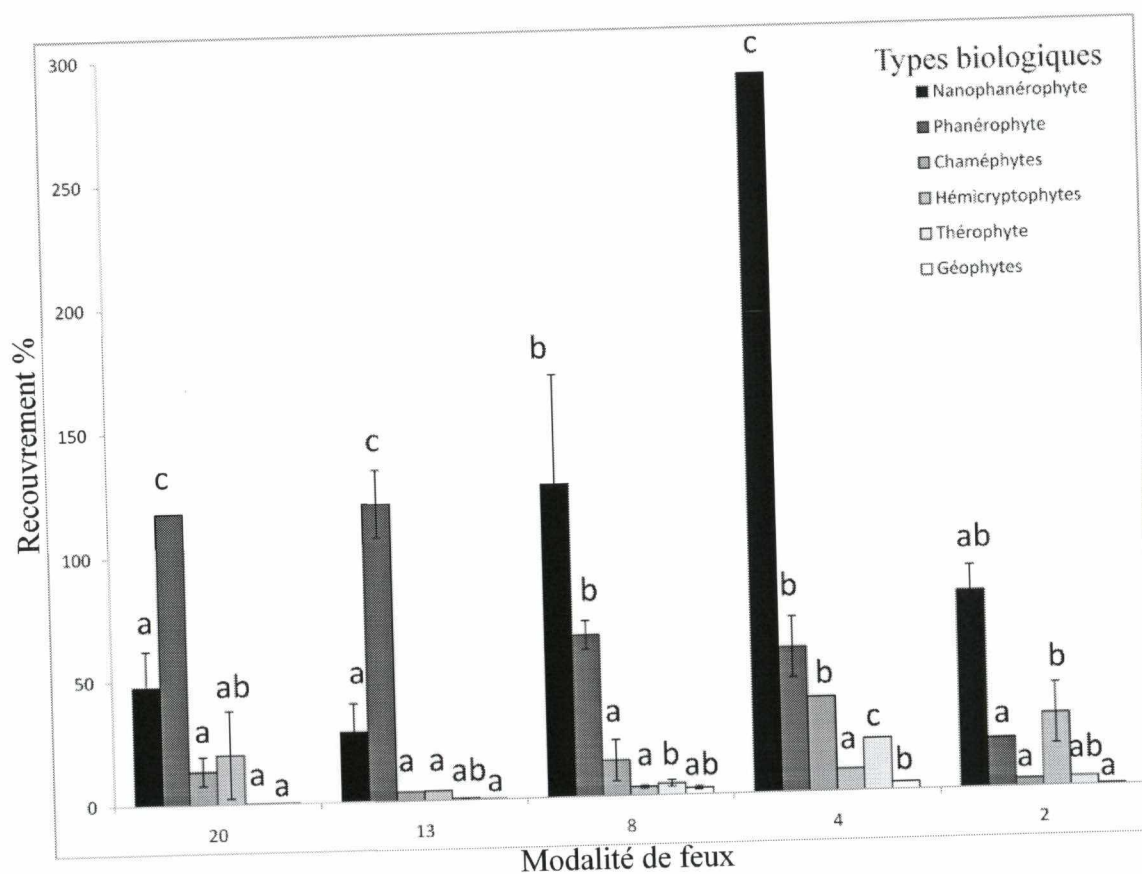


Figure 3.11 : Evolution post-incendie des types biologiques par modalités de Feu .Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Les hémicryptophytes, ont une stratégie mixte qui combine celle des géophytes et des chaméphytes.

Le passage du feu a-t-il un effet sur les formes biologiques des plantes ?

La figure 3.10 montre l'évolution de la richesse floristique en tenant compte des différents types biologiques ; elle renseigne sur l'importance de chaque type biologique à chaque stade et leur rôle dans l'évolution de la richesse floristique post-incendie. Une dominance des Nanophanérophytes dans le type 2 ans, 4 ans et 8 ans plus accentuée dans le type 4 ans est à noter, indicatrice de la présence de la strate buissonnante dominée par les cistes, par contre dans les types les plus anciens 13 et 20 ans, il y a une dominance des Phanérophytes qui correspond au recouvrement liée aux ligneux hauts comme le pin d'Alep qui gagne de plus en plus d'espace avec l'âge.

Les géophytes, les thérophytes, les hémicryptophytes et les chaméphytes évoluent de la même manière dans tous les types après incendie.

L'analyse de la structure de la flore et de l'importance relative des types biologiques les uns par rapport aux autres montre que presque la moitié des familles rencontrées dans les Nanophanérophytes sont représentées par plusieurs espèces appartenant à la structure arbustive et sous arbustive. Deux familles sont les plus représentées, il s'agit des *Cistaceae* et des *Fabaceae*. Les fortes densités de la famille des cistes observées après feux confirment les exemples déjà cités dans la littérature traitant de l'effet stimulant du feu sur la germination de leurs graines. Le feu interviendrait plus par scarification du tégument imperméable de la graine que stimulation physiologique. La reprise rapide des cistes est accomplie par la germination massive des graines durant toutes les premières années de la succession post incendie issues de leur banque de semences du sol dont la dormance est brisée par l'impact du feu (Auld et O'Connell, 1991 ; Roy et Sonié, 1992 ; Thanos et al., 1992 ; Herranz et al., 1998 ; Ferrandis et al., 1999 ; Baeza et Vallejo, 2006 ; Bekdouche, 2010)

En 2008, Vennetier précise que le pâturage d'hiver affecte 22 à 42 % des jeunes plantules de ciste, ce qui confirme son impact régressif 8 ans après feux. D'importantes fluctuations annuelles de la densité des cistes, avec une forte germination pendant les quatre années qui suivent le feu sont observées. L'augmentation des espèces au type 4 ans est favorisée par les conditions du milieu créées après le passage du feu, à savoir l'enrichissement en éléments minéraux de la couche superficielle du sol et l'élimination de la strate épigée. Les espèces héliophiles, étrangères à la communauté, exploitent cette situation et profitent du milieu ouvert temporairement ; alors que leur régression à partir du type 8-13 ans est due

essentiellement à la concurrence interspécifique imposée aux herbacées par le sous-bois des pinèdes comme l'ont montré les travaux de Madaoui (2006).

3.3.5. Stratégie de régénération post-incendies des différents taxons

Au printemps, suivant un incendie de forêt, les arbres qui ont survécu au feu repoussent en entamant une vigoureuse croissance et les plantes sortent en abondance de la terre brûlée. Il a été clairement démontré que la banque de semences et le nombre d'espèces sont considérablement réduits dans le cas d'une longue période sans feu (Keeley et *al.*, 2005, Bekdouche, 2010).

Si le feu est certes un agent de destruction de la forêt, il est également le principal agent de renouvellement des forêts, et la plupart des essences arborescentes.

La connaissance des mécanismes de régénération naturelle des essences forestière est fondamentale pour comprendre l'évolution de la composition floristique après feu. Les mécanismes de régénération des essences en peuplement pur, ont fait l'objet de nombreuses études, et sont relativement bien compris. Par contre, le comportement de peuplements mixtes n'a pas souvent été exploré, et les interactions possibles entre les différentes espèces au moment de la recolonisation du territoire brûlé sont à l'heure actuelle encore peu connus.

Cette partie de recherche vise à identifier et à analyser les principaux types de stratégies de régénération par modalité de feu. En effet, beaucoup d'espèces méditerranéennes ont adopté des stratégies leur permettant de survivre aux incendies.

3.3.5.1 Stratégie de régénération post-incendies par rejet de souche

Beaucoup d'espèces dominantes des écosystèmes méditerranéens après incendie reprennent par la voie végétative (Lioret, 1998, Bekdouche, 2010). La dynamique de « rejets » des souches après le passage du feu a été étudiée par comparaison des taux de recouvrement des espèces qui rejettent les souches présentent par modalité de feu.

Quatre ans après le passage du feu, on observe, dans les parcelles brûlées le plus fort taux de recouvrement des plantes qui se régénèrent par rejets de souche (figure 3.11). Par contre, sur les parcelles des autres types on remarque une certaine homogénéité du taux de recouvrement. Cependant, la moyenne de ce taux des placettes brûlées depuis 4 ans reste plus élevée que celle des rejets des autres placettes.

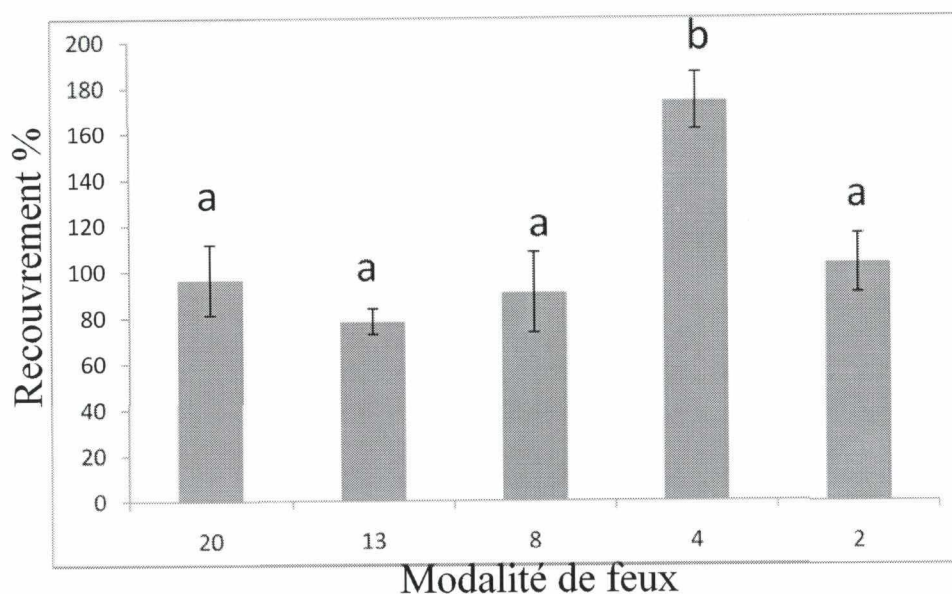


Figure 3.12 : Evolution du recouvrement des espèces qui se régénèrent par rejet de souche (R) après incendie des différents types de feu ($H = 16,07$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Le feu a un effet inducteur sur l'émission des rejets de souche dans la parcelle brûlée depuis 4 ans (le nombre de plantes à rejets augmentant fortement dans ce type) ce qui corrobore l'hypothèse d'un déclenchement dû au passage du feu et à un phénomène hormonal. Les espèces qui rejettent des souches présentent dans cet type sont essentiellement *Quercus*, *Arbutus*, *Juniperus*, *Phillyrea*, et *Pistacia* qui sont de plus en plus remplacées par des chaméphytes adaptées au feu ou par une flore éphémère à base des thérophytes qui ne protégeant en aucun cas les sols exposés à l'érosion. L'adaptation du chêne au feu induit une écorce épaisse, la présence d'un pivot, l'aptitude à produire des rejets vigoureux, la résistance à la carie après blessures et la possibilité de bénéficier des lits de germination créés par le feu (Abrams, 1997).

Le type de stratégie de régénération favorisé après un incendie n'est pas encore clair (Fernandez-Santos et al., 2004 in Bekdouche 2010). Crosti et al., (2006), montre qu'il existe un model biogéographique et phylogénique dans le comportement des espèces lors de la régénération après incendie.

3.3.5.2 Stratégie de régénération post-incendies par semis

Il ya des espèces qui n'ont pas la capacité de survivre au feu, leur régénération repose entièrement sur la germination des graines (Ferrandis et *al.*, 1999 in Bekdouche, 2010).

La germination des graines est le principale mécanisme adopté par la majorité des espèces répertoriées dans nos placettes avec près de 67 %.

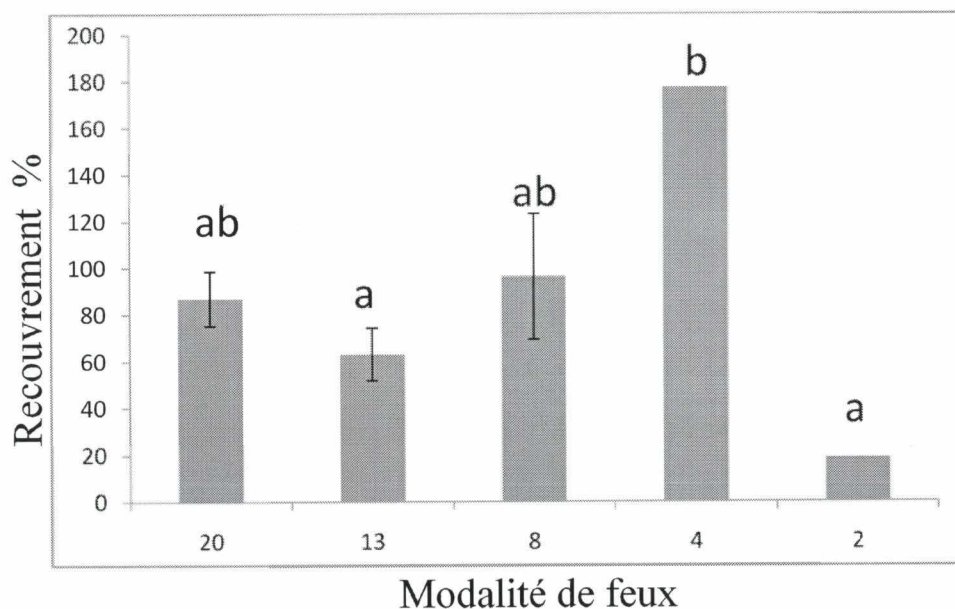


Figure 3.13 : Evolution du recouvrement des espèces qui se régénèrent par semis (M) après incendie des différents types de feu ($H= 20,63$ $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Le test statistique nous montre qu'il existe une différence significative ($H= 20,63$ $p < 0,001$) entre les différents types de feu 20 ans, 8 ans et 4 ans sont différentes de 2 ans et 13 ans. Le type 4 ans présente le plus fort taux de recouvrement des espèces qui se régénèrent par semis, par contre le type 2 ans a un faible taux de recouvrement cela peut être due à l'effet du feu qui stimule ces plantes. En effet, la fumée dégagée par le combustible stimule la germination des graines jusqu'à un maximum et puis une diminution est observée en raison des concentrations élevées ou de la durée d'exposition qui inhibent la germination (Light et *al.*, 2002 in Bekdouche, 2010) ou devient carrément létale (Keeley et Fotheringham, 1998).

La principale espèce qui se régénère par semis et présente dans la strate arborescente est le *Pinus halepensis* Mill. Vennetier (2003) montre dans ces travaux sur le pin d'Alep que la chaleur dégagée par les flammes favorise l'ouverture des cônes : Les graines commencent à

tomber quelques heures après le feu, avec un pic entre le 2^{ème} et le 4^{ème} jour pour s'arrêter au bout de 6 à 8 jours. La quantité de cette pluie de graines est indépendante de la puissance du feu. Les cônes résistent aux feux les plus violents, leurs écailles peuvent être calcinées à l'extérieur sans que les graines soient touchées. Plus de 90% d'entre elles tombent autour du semencier dans un rayon de 10 m.

3.3.5.3 Stratégie de régénération post-incendies par rejet de souche et semis

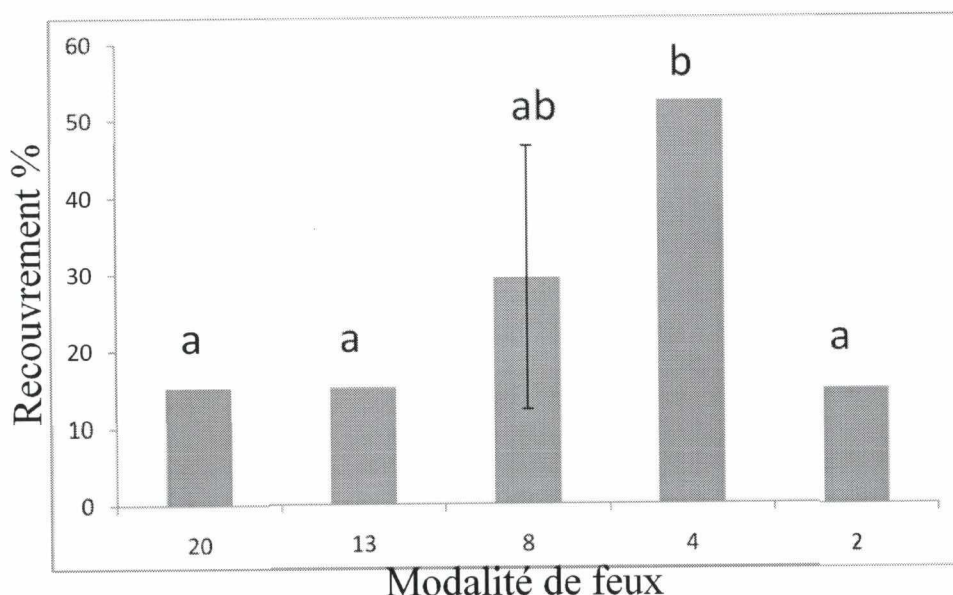


Figure 3.14 : Evolution du recouvrement des espèces qui se régénèrent par rejet de souche et semis (RS) après incendie des différents types de feu ($H= 17,61$, $p < 0,001$). Les lettres minuscules identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes (\pm écarts-types).

Le pourcentage de plantes qui régénèrent par rejet de souche et semis inventorié dans les placettes de tous les types de feu est relativement faible de l'ordre de 10 % et représenté essentiellement par les familles suivantes : *Cupressaceae*, *Fabaceae*, et *Lamiaceae*. Les mêmes résultats que le précédent test avec une dominance des espèces du type 4 ans sont retrouvés. Apparemment ce mode de régénération serait stimulé aussi par les incendies. Dans les placettes, quatre années, sont nécessaires pour avoir un pic de régénération de ces familles.

3.3.6. Impact des incendies sur l'évolution de la composition floristique par modalité de feu

L'ACP permet une ordination des temps depuis le dernier feu dans un plan factoriel en tenant compte des différences de recouvrement et de composition de la végétation. Un cercle de corrélation, correspondant à une projection des espèces végétales sur la carte factoriel et sous la forme de vecteurs, permet d'interpréter l'ordination des types d'incendie.

3.3.6.1. Résultats de l'ACP

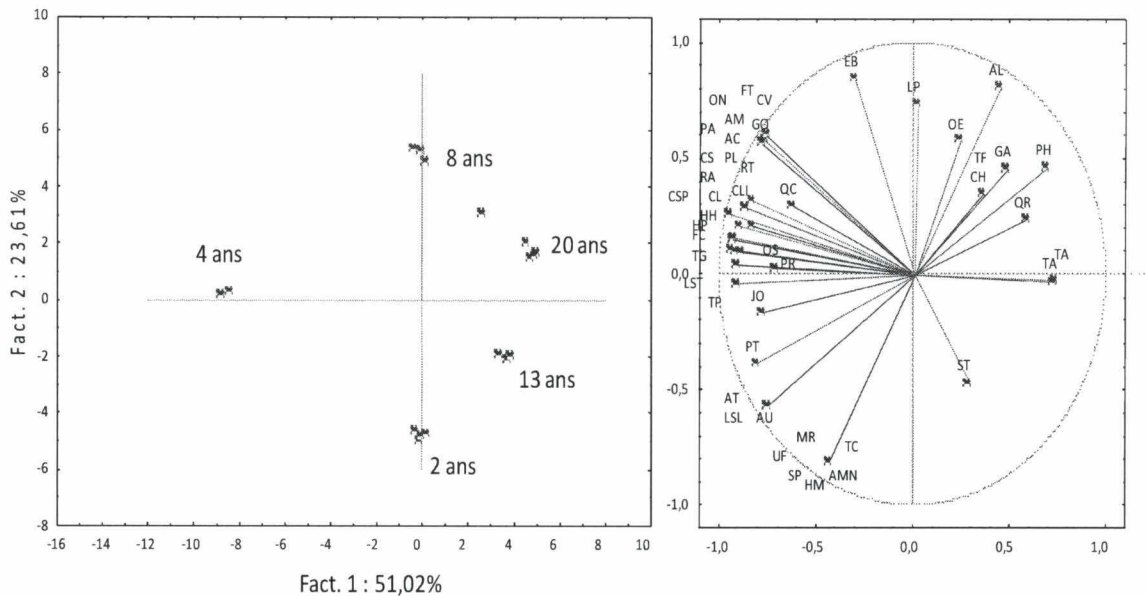


Figure 3.15 : Impact du feu sur la composition floristique des différentes modalités d'incendie (ACP)

Les deux axes de la première ACP sur plan expliquent respectivement 51 % et 24% d'inertie. Le long de l'axe 1 s'observe une différence significative (PERMANOVA ; $P < 0,05$) entre la modalité 4 ans et les modalités (20 et 13 ans)

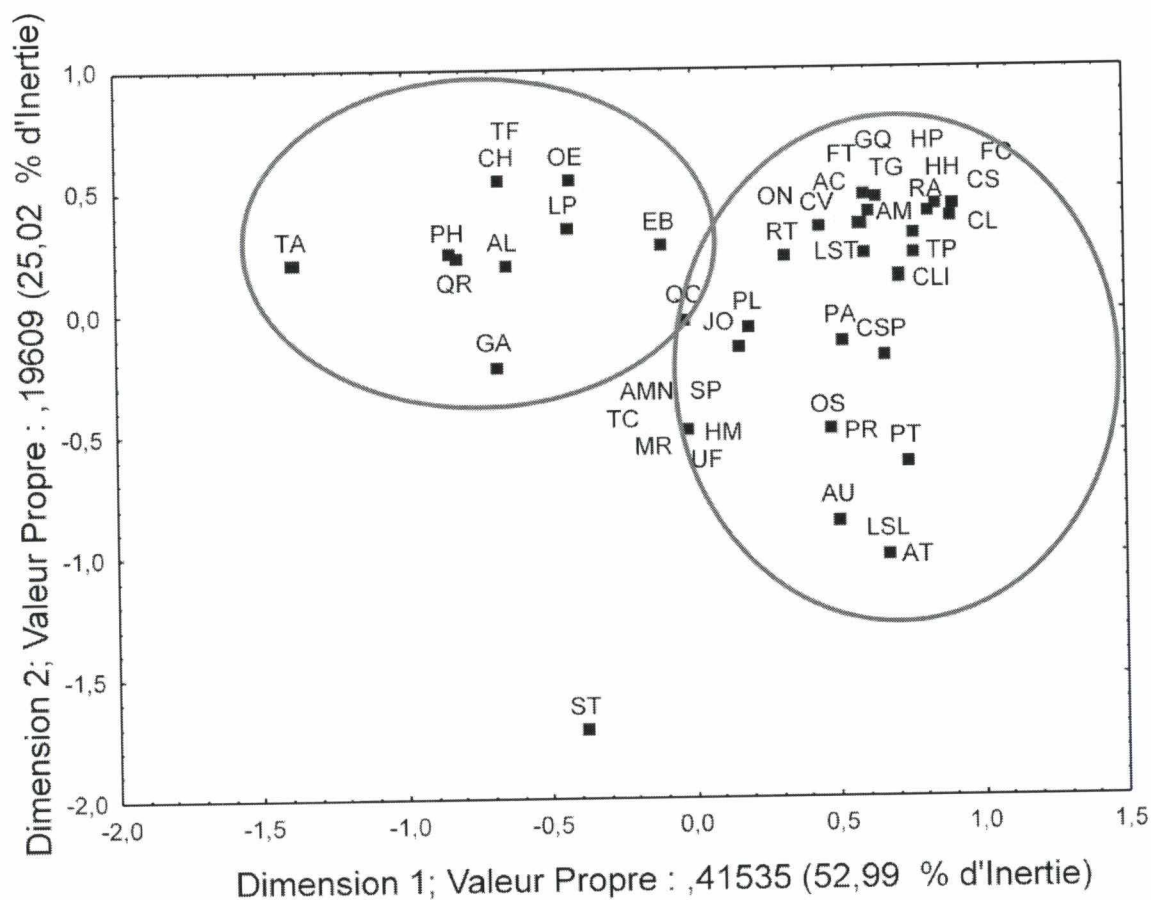
L'axe 2 de l'ACP sépare les types de 8 ans de 2 ans. (PERMANOVA ; $P < 0,05$)

Les résultats montrent une augmentation de la richesse et de la diversité floristique dans les placettes incendiées depuis 4 ans par rapport aux types 20 ans et 13 ans. Cette différence est démontré par le faite que cette richesse floristique est maximale à 4 ans qui suit le feu avec près de 35 espèces inventoriées sur un totale de 48 espèces, cette richesse décroît dans les types 13 ans et 20 ans avec respectivement 35 et 28 espèces retrouvés dans ces types.

La deuxième ACP qui à été réalisée pour illustrer l'effet du dernier feu sur la composition floristique montre cette tendance et regroupe les espèces par régime d'incendie.

Ainsi il ressort celles qui sont favorisées par le feu avec un nombre important dans les parcelles incendiées depuis 4 ans et parmi lesquelles figurent les espèces comme les cistes, les calycotomes, certaines graminées et les hélianthèmes. Il semble que dans la forêt de Fénouane 4 ans sont nécessaire pour avoir un maximum de richesse et diversité floristique. Dans le type 4 ans, d'autre espèces assez semblables aux types 13 et 20 ans comme les pyrophytes sont présentes. Selon Trabeaud (1970) les espèces les plus importantes en présence sont *Pinus Halepensis*, *Quercus rotundifolia*, *Phyllarea augustifolia*, *Juniperus oxycedrus*, *Cistus salviaefolus*, *Cistus villosus* et *Helianthemum helianthoide*.

3.3.6.2. Résultats de l'AFC



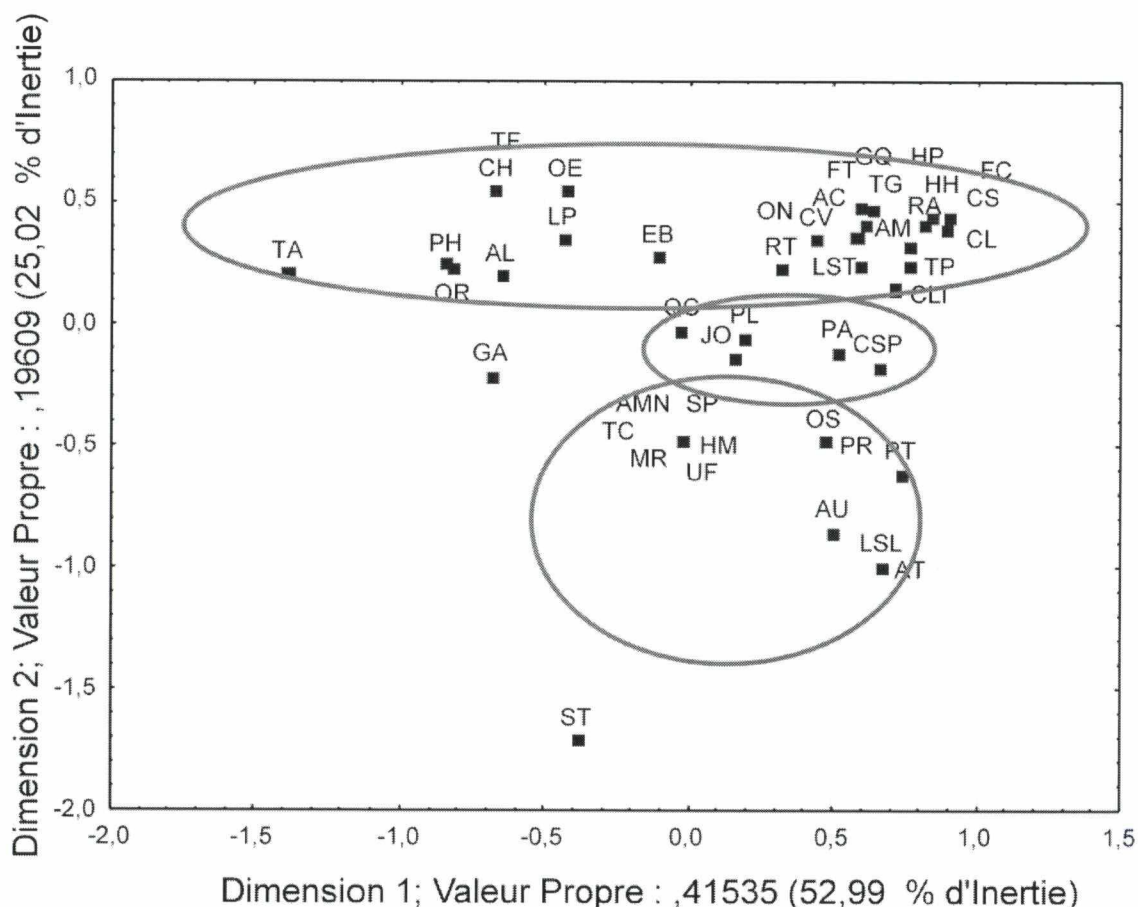


Figure 3.16 : Impact du feu sur la composition floristique des différentes modalités d'incendie (AFC).

Codage des espèces : Pour une certaine simplification de la description de la végétation sur l'AFC, les espèces végétales ont été affectées d'un code qui contient les premières lettres du nom de l'espèce concerné,

Pinus halepensis Mill (PH), *Quercus rotundifolia* Lam (QR), *Tetraclinis articulata* (Vahl.) (TA) *Olea europea* L (OE), *Arbutus unedo* L (AU), *Quercus coccifera* L.(QC) ,*Pistacia lentiscus* L. (PL), *Pistacia terebinthus* L (PT), *Juniperus oxycedrus* L.(JO), *Phillyrea angustifolia* (PA) , *Génista quadriflora* (GQ),*Calycotome spinosa* L(CSP), *Rosmarinus tournefortii* (RT), *Cistus ladaniferus* (CL), *Cistus libanotis* L (CLI), *Cistus salviifolius* L (CS), *Cistus villosus* (CV), *Globularia alypum* (GA),*Stipa tenacissima* L (ST),*Chamaerops humilis* L. (CH),*Ampelodesma mauritanica* (Poir.)(AMP), *Asphodelus microcarpus* SALZM (AM), *Erodium botrys* L (EB), *Linum strictum* L (LSL), *Avena sterilis* L. (AC), *Lolium perenne* L (LP), *Anthericum liliago* L. (AL), *Ornithogalum narbonense* L(ON), *Reseda alba* L (RA), *Lavandula stoechas* L.(LST), *Hordeum murinum* L (HM), *Aegilops triaristata* WILD

(AT), *Scilla peruviana* L (SP), *Urginea fugax* MORIS (UF), *Muscari racemosum* L (MR), *Teucrium pseudochamaepitys* L (TP), *Thymus ciliatus* DESF (TC), *Thymus fontanesii* (TF), *Thymus algériensis* Boiss.et Reut.(TA), *Anagallis monelli* (AMN), *Thapsia garganica* L (TG), *Ferula communis* L (FC), *Ophrys speculum* link (OS), *Papaver rhoeas* L (PR), *Fumana thymifolia* L (FT), *Helianthemum helianthemoides* (Desf.)(HH), *Helianthemum pilosum* L (HP), *Dactylis glomerata* L.(DG)

Interprétation de l'axe I

Le premier axe oppose les espèces végétales présentes dans les types de feu anciens par rapport aux espèces qui se réinstallent juste après un feu. Grace aux résultats de l'AFC, onze espèces végétales ont été individualisées dans le premier nuage à gauche qui sont essentiellement des espèces arborescentes faisant partie des forêt de pin d'Alep et de thuya de l'étage semi-aride qui se développent à des altitudes entre 700 et 1300 m sur un substrat calcaire des monts de Dhaya et des monts de Saida comme l'ont souligné Hadjaj-Aoul et Loisel en 1999. Les espèces qui sont caractéristiques de ces formations sont essentiellement *Pinus halepensis* Mill , *Tetraclinis articulata* (Vahl .), *Olea europea*, *Quercus rotundifolia*, *Quercus coccifera*, *Globularia alypum*.. Ces espèces illustrent bien les caractéristiques édapho-climatiques de la zone d'étude.

Une des caractéristiques observée dans ce groupe est la présence de nombreux phanérophytes, en grande majorité, de taxons compétiteurs rejetant de souche après incendie. Plusieurs auteurs ont montré que les capacités de rejets de souche dépendent de trois facteurs principaux : l'intensité de la perturbation, l'âge de l'individu et la saison (Bond & Midgley, 2001 ; Bond & Van wilgen, 1996). Dans notre zone d'étude, la présence de ces espèces rejetant de souche et se regroupant dans le même nuage sur l'AFC serait éventuellement liée à une intensité moindre du feu et à l'âge des espèces

Le deuxième groupe concerne les espèces qu'on trouve dans les modalités de feu plus récente donc qui en tendance à être favorisé par les incendies. Citons les plus importantes : *Phillyrea angustifolia*, *Juniperus oxycedrus*., *Cistus villosus*, *Cistus ladaniferus*, *Cistus libanotis* L, *Cistus salviifolius* L, *Génista quadriflora* et, *Helianthemum helianthemoides* (Desf.), *Helianthemum pilosum* L. Ce cortège floristique supporte bien les conditions climatique xérique et des sols pauvres en nutriments et en eau. Se sont essentiellement des herbacés et se régénérant par semis. Trabaud (1987) avait montré que l'augmentation des herbacées, principalement annuelles dans les premières années suivant l'incendie. Celles-ci

proviennent en grande partie de la banque de graines (Trabaud *et al.*, 1997 ; De lillis *et al.*, 1999) et profitent de l'espace libéré par le feu (Bonnet ,2003).

D'une manière générale, ces résultats révèlent une distribution typique des espèces végétales dans les forêts de l'ouest algérien qui sont scindé en deux groupes ici en fonction du temps d'incendie. Il ressort dans cette AFC que c'est le facteur feu qui participe plus que d'autres à l'explication de la distribution des espèces végétales sur le territoire d'étude.

Interprétation de l'axe II

Le pourcentage de présence dans les différentes stations semble être le facteur le plus discriminant selon l'axe II (53% d'inertie). Cet axe (II) oppose donc les espèces les plus présentes dans tous les types de feu aux espèces les moins représenté dans ces modalités. C'est donc un axe de richesse floristique qui marque cette différence. Le test complémentaire de Tukey montre que la modalité de quatre après feu admet une richesse floristique la plus importante que l'ensemble des autres modalités. La richesse la plus faible est notée durant les types les plus anciennes. Le premier nuage comprend les espèces végétales les plus représentés dans notre zone d'étude dont les plus importantes sont : *Pinus halepensis* MILL, *Quercus rotundifolia* L, *Quercus coccifera* L., *Pistacia lentiscus* L, *Rosmarinus tourneforti*, *Cistus ladaniferus*, *Cistus salviaefolius* L, *Reseda alba* L, *Helianthemum helianthoide* DESF, *Helianthemum pilosum* L. Se sont des espèces généralement favorisé par le feu et typique des espèces des écosystèmes méditerranéen, en effet plusieurs auteurs ont montré que le feu est considéré comme une force sélective qui sélectionne les espèces végétales dominantes des écosystèmes méditerranéen (Naveh,1975 ; Arianoutsou et Margaris ,1981 ; Chritodoulakis *et al.*, 1986). On retrouve aussi dans ce cortège floristique des espèces annuelles amenées surtout par anémochorie, se sont des espèces imprévisibles qui aime les milieux ouvert.

3.3.6.3. Matrices des indices de similitude de Sorensen

Pour analysé les similitudes floristique entre les différentes modalités qui se sont développés après incendie le choix a porté sur le calcul d'une matrice d'indice de similitude de Sorensen (1948) tel que préconisé par Legendre et Legendre (1979b). Les indices par type de feu sont donnés dans le tableau suivant :

Tableau 3.3 : Pourcentages des indices de similitude de Sorensen estimés entre les différentes modalités d'incendie

Modalité de feu	2	4	8	13
2	//////////	//////////	//////////	//////////
4	60,91	//////////	//////////	//////////
8	71,23	72,50	//////////	//////////
13	70,61	76,64	70,57	//////////
20	64,52	69,57	78,00	82,43

Les résultats de l'indice de similitude floristique de Sørensen (1948), montre une petite différence entre les types de feu et révèlent que le degré de ressemblance entre eux varie entre 60 % et 82 %. Le maximum est enregistré pour les types de 13 ans et celui de 20 ans avec un coefficient de 82,43 %. La similitude la plus faible est observée entre les types de 2 ans et de 4 ans avec un coefficient de 60,91%.

La plus faible similitude est affichée durant les premières années après feu (2 et 4 ans) où l'incendie a le plus d'impact sur la végétation et du fait de l'instabilité du milieu. Bekdouche en 2010 dans son étude sur l'évolution après feu de la subéraie de Kabylie note que la variation spatiale la plus forte ou la similarité la plus faible est affichée durant les premières années du fait de l'instabilité du milieu.

On observe des similitudes importantes, comme celle enregistrée entre les types 8 ans et 20 ans avec un coefficient de 78% et les types de 13 ans et 20 ans avec un coefficient de 82,43%. Cela montre que, plus les pinèdes avancent en âge, plus elles se ressemblent et retrouvent leur état antérieur et qu'à partir de 8 ans, leur reconstitution est bonne comme la montré Madaoui (2006) dans son étude sur l'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill dans le nord de la forêt de Bou-Taleb (Algérie). Des similitudes de plus en plus importantes sont observées au cours de la succession, et plus les pinèdes du versant nord avancent en âge, plus elles se ressemblent et retrouvent leur état antérieur et qu'à partir de 7 ans, leur reconstitution est totale. Le même résultat est noté par Trabeaud (1993) en observant que la composition floristique s'homogénéise avec l'avancé de la succession pour les communautés végétales des Albères (France).

Cet indice montre une grande divergence entre les premières années après feu et les types les plus anciens qui sont exprimés en fonction de la richesse et de la diversité de la végétation. La répartition apparaît comme hétérogène sur l'ensemble des sites bien que les

espèces fréquentes sont identiques sur tous les sites, malgré une grosse disproportion dans la représentativité des différentes espèces.

3.3.7. Apport de l'étude de l'impact des incendies sur la végétation forestière

Les résultats obtenus dans ce chapitre constituent un volet déterminant dans la pratique de l'écologie des perturbations en forêt. Cette technique prend de l'importance, avec la prise de conscience du fait que la fréquence de certains événements devenus avec le temps de plus en plus fréquents et dont les conséquences sont souvent désastreuses pour les écosystèmes forestiers. Ces phénomènes naturels ou anthropiques pourraient sensiblement augmenter dans l'avenir en raison de l'augmentation générale de la pression anthropique (changements climatiques, gestion forestière, incendies).

Dans le cadre d'une gestion forestière, cette prise de conscience implique une meilleure distinction entre les effets des perturbations anthropiques et celles des perturbations naturelles sur les structures des peuplements à différentes échelles (Aber et *al.*, 2000; Dale et *al.*, 2001). Tout l'enjeu actuel consiste à comprendre en quoi la connaissance du processus de perturbation peut aider les praticiens à développer des stratégies d'interventions opportunistes et polyvalentes permettant de préserver l'intégrité écologique de ces écosystèmes (Schütz 1999 ; Mitchell et *al.*, 2002).

Dans ce volet Benabdeli (2012) note : « Sans la compréhension des perturbations des écosystèmes forestiers, il est utopique de vouloir engager des programmes de réhabilitation ».

3.4. Conclusion

Ce chapitre a permis d'étudier la recolonisation végétale après incendie dans une forêt de l'ouest algérien située dans l'étage bioclimatique semi-aride dans un contexte climatique et édaphique particulier. Les résultats obtenus sont assez originaux puisque les premiers dans la région et s'écartent légèrement du modèle de la reconstitution végétale post incendie tel constaté dans les pays du bassin méditerranéen. Les résultats montrent également des différences de végétation en fonction des types de feu, avec un maximum de richesse floristique pour les types de 4 ans et 8 ans, un minimum pour le type témoin brûlé depuis plus de 20 ans (T) et un état intermédiaire stable pour les types 2 ans et 13 ans et avec une particularité qui est la faible richesse et diversité floristique. L'inventaire de toutes les espèces végétales de la zone d'étude a permis d'enregistrer 48 espèces végétales ce qui est très faible par rapport aux autres forêts d'Algérie et du pourtour méditerranéen. Cela est dû certainement à l'aridité du climat, au type de sol et surtout au surpâturage.

Il a également été démontré qu'après le feu, la majorité des espèces végétales apparaissent dès les premières années qui suivent le passage de l'incendie ; cela est dû à l'ouverture du milieu qui influence les patrons d'organisation de la végétation dans les quatre premières années post-incendie. Cette ouverture du milieu entraîne une augmentation de richesse floristique. Les résultats qu'on a trouvés concordent avec ceux retrouvés par Trabaud (1987) qui avait mis en évidence l'augmentation des herbacées, principalement annuelles dans les premières années suivant l'incendie. Celles-ci proviennent en grande partie de la banque de graines (Trabaud *et al.*, 1997 ; De lillis *et al.*, 1999) et profitent de l'espace libéré par le feu ; ce sont des espèces définies comme fugaces (Trabaud & Lepart, 1980) .

Le feu a aussi un effet sur la répartition verticale de la végétation. Au cours de la reconstitution du couvert, la nouvelle stratification tendrait vers un état métastable voisin de l'initial en effet la végétation évolue généralement en direction d'un type de formation semblable à celui qui préexistait. Vennetier, *et al.*, 2008 dans son étude de l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols de la région des Maures a montré que les maximums de densité de végétation gagnent en hauteur avec le temps .

L'étude de l'évolution de la richesse floristique en tenant compte des différents types biologiques montre une dominance des Nanophénerophytes dans la modalité 2 ans, 4 ans et 8 ans plus accentuée dans la modalité 4 ans, indicatrice de la présence de la strate buissonnante dominée par les cistes, par contre dans les types les plus anciens 13 et 20 ans il y a une dominance des Phanérophytes qui correspond au recouvrement lié aux ligneux hauts comme

le pin d'Alep qui colonise de plus en plus d'espace avec l'âge. Les géophytes, les thérophytes, les hémicryptophytes et les chaméphytes évoluent de la même manière dans tous les types après incendie.

Les résultats obtenus soulignent la similitude floristique entre les types ayant atteint leur maximum entre le type 13 ans après feu et le type 20 ans, confirmant que plus les pinèdes avancent en âge, plus elles se ressemblent et retrouvent leur état antérieur et qu'à partir de 8 ans, leur reconstitution est bonne alors que le minimum s'observe entre la modalité 2 ans et la modalité 4 ans. Cette faible similitude affichée durant les premières années après feu 2 et 4 ans serait due sans doute à l'impact l'incendie sur la végétation et à l'instabilité du milieu. Ce sont généralement les mêmes espèces qui existaient avant le passage du feu qui s'installeraient progressivement après avec un petit ensemble d'espèces qui se montrent indifférentes au passage du feu comme (*Quercus*, *Phillyrea*) qui ont un grand pouvoir de régénération par voie végétative et (*Pinus*, *Cistus*) qui se reproduisent par voie sexuée à partir des semences.

Il ressort de cette étude phytoécologique que la forêt de Fénouane est très fragile et le peu d'espèces végétales qu'elle renferme pourrait diminuer pour atteindre un niveau critique à cause de l'aridité climatique et édaphique accentuée par les incendies et le surpâturage. En effet la multiplication des incendies et l'augmentation des surfaces brûlées pourraient évidemment constituer une réelle menace sur la richesse et diversité floristique de cette zone. Le grand problème actuel de ces régions du semi-aride découle du fait que les cycles récurrence du feu se raccourcissent rapidement aujourd'hui, où la fréquence des incendies est élevée, les peuplements forestiers n'ont pas le temps de se restructurer entre deux passage successifs du feu.

Chapitre 4

SYNTHÈSE ET DISCUSSION GÉNÉRALE

4.1. Introduction

Les écosystèmes forestiers et autres espaces boisés méditerranéens sont une composante importante des territoires. Ils contribuent au développement rural, à la réduction de la pauvreté et fournissent différents services 'monétarisables' (produits alimentaires, bois, tourisme...) aux populations méditerranéennes. (FAO, PAM/PNUE, 2013)

Par leurs impacts sur la végétation et les sols, les incendies constituent une vraie menace pour ces écosystèmes en particulier dans un contexte de changement climatique. Le feu est un phénomène planétaire qui serait survenu entre 420 et 350 millions d'années (Goudsblom, 1992 ; Scott et Glasspool, 2006), peu de temps après l'apparition des végétaux terrestres mais bien avant celle de l'Homme. La récurrence naturelle des incendies depuis des millénaires a créé une mosaïque de paysages composée d'espèces adaptée et résistante et donc en équilibre avec la perturbation. Malheureusement, l'aridification du climat et les changements d'usage et de modes d'occupation des terres accroissent la vulnérabilité des écosystèmes méditerranéens qui confrontés à une augmentation contemporaine de la fréquence des feux pourraient basculer dans un état alternatif et ainsi ne plus assurer les mêmes services écosystémiques et peut-être même se désertifier. Divers auteurs (Naveh, 1974, 1975; Trabaud, 1974, 1980; Arianoutsou, 1984; Terradas, 1987 ; Guénon et *al.*, 2011, 2012 ; Guénon et Gros, 2013) ont, depuis quelques années, abordé ce problème, considérant surtout le devenir des communautés végétales et la qualité des sols après le traumatisme créé par le feu.

L'état de dégradation avancé des formations forestières de la wilaya de Saida est dû essentiellement à la forte et intense fréquence des incendies, le pacage et le surpâturage. Benabdelli (1996) souligne que la couverture végétale dans ces régions est soumise presque en permanence à des agressions d'origine humaine et animale face auxquelles la végétation, malgré ses facultés de résistance, n'arrive plus à riposter et se maintenir.

Guénon (2010) montre que l'augmentation de la fréquence des feux, outre la disparition des espèces trop lentes à recoloniser le milieu, risque d'appauvrir le sol en matière organique et en nutriments, d'altérer les fonctions microbiennes minéralisatrices et, à terme, de mettre en péril la dynamique de la végétation et l'intégrité des écosystèmes.

Dans cette thématique, les objectifs de la thèse étaient d'analyser, pour une région semi-aride, les dynamiques de retour post-incendie 1/ des propriétés physico-chimiques et microbiologiques des sols et 2/ des communautés végétales. Pour cela, 25 placettes de 400 m² chacune ont été sélectionnées en fonction de la date du dernier incendie connu pour

étudier, dans des conditions climatiques, orographiques et géo-pédologiques assez homogènes, les propriétés chimiques et microbiennes des sols et le devenir des communautés végétales après le passage du feu d'une chronoséquence de 2, 4, 8, 13 et 20 ans après le dernier feu.

Les dynamiques de retour des propriétés édaphiques ont été présentées dans le chapitre 2. L'évolution de la composition floristique et de la structure de la végétation après un incendie a été analysée dans le chapitre 3.

Les principaux résultats de ces chapitres, les dynamiques de retour post incendies des relations sol-végétation et la vulnérabilité des forêts algériennes sont synthétisés et discutés ci-dessous.

4.2. Résistance et dynamique de retour post-incendies des propriétés édaphiques

La résistance est définie comme la capacité inhérente d'une fonction écologique à supporter un stress environnemental ou une perturbation (Holling, 1973 ; Grimm et Wissel, 1997). La stabilité des processus écologiques fait actuellement débat autour de deux hypothèses centrales et opposées. La première prédit des fonctions écologiques plus stables dans les écosystèmes non perturbés que dans les écosystèmes perturbés ou stressés (Loreau 2000). La seconde hypothèse prédit qu'un écosystème subissant des stress successifs est plus stable qu'un écosystème subissant un stress pour la première fois (Odum, 1981). En absence de stress ou de perturbation préalable, les ressources sont présumées suffisantes pour procurer l'énergie nécessaire à la reconstruction des dommages engendrés par un stress unique, et permettraient d'assurer la sauvegarde à un niveau minimal des fonctions de l'écosystème (allocation de l'énergie pour accroître la reproduction ou l'espérance de vie) (phénomène d'habituation) (Aarts and Nienhuis 1999; Naeem and Li, 1997). A l'opposé, il est probable que les populations et/ou fonctions sélectionnées par des stress précédents supportent plus efficacement les stress ultérieurs, assurant ainsi une pérennité des fonctions (phénomène d'adaptation) (Guénon, 2010).

Dans ce travail de recherche qui a bénéficié d'un plan d'expérience robuste on s'est heurté à quelques difficultés notamment pour la prédiction avec l'outil SPIR à cause d'une faible variété d'histoires d'incendies connus et du faible nombre d'échantillon récolté. Durant cette expérimentation un grand nombre de paramètres physico-chimiques (Analyse granulométrique, teneurs en eau, en azote et en carbone ; pH ; dosages de l'azote ammoniacal

et nitrique ; dosages du phosphore inorganique et spectrométrie des sols) et microbiologiques (activités respiratoires, enzymatiques; biomasse microbienne) a été étudié afin de cerner au mieux la réponse des sols aux incendies.

Les analyses menées au laboratoire et les observations de terrain ont permis de faire les constatations suivantes :

Le temps depuis le dernier feu n'a pas d'incidence significative sur la texture des sols de notre zone.

On a montré aussi que dans les sols incendiés depuis 2 ans, les teneurs en eau gravimétrique sont très faibles (2 %) et significativement plus basses que sous les autres régimes ce qui prouve qu'un feu engendre, probablement par destruction des matières organique, déstructuration et érosion de l'horizon de surfaces, une faible capacité de rétention en eau. Cette démarche a pu être enrichie par l'étude du bilan hydrique qui nous a permis de voir la disponibilité réelle d'eau que renferme le sol pour les plantes (réserve utile) et pour le maintien des activités microbiennes. En effet, Guénon (2010) a révélé l'importance des stress hydriques sur les communautés microbiennes et de leurs fonctions.

On note aussi, l'absence de différence significative de teneurs en carbone organique entre les sols récemment (2 et 4 ans après le dernier feu) et anciennement incendiés (plus de 20 ans après le dernier feu). En Algérie, Rachis (1987) constate dans une subéraie du subhumide, un accroissement du carbone organique dans les parcelles incendiées, puis une diminution progressive pour atteindre des valeurs stables des parcelles, non incendiées au bout de 2 ans après le feu et ce résultat est en parfaite accord avec Bekdouche (1997) et Lounis (1998). Nos résultats ont par ailleurs révélé une forte diminution, 8 ans après le dernier feu, des concentrations en C et N qui atteignent ici des valeurs critiques pour des sols forestiers de la zone semi-aride.

Les études sur les dynamiques de retour post-incendies des teneurs en azote sont assez contradictoires. Gillon, 1990, mentionne que les caractéristiques des feux sont donc essentiellement variables, leur impact sur le combustible et le sol est donc hétérogène, non seulement entre feux dans des écosystèmes différents, mais au cours du même feu. C'est une des raisons pour lesquelles on trouve des résultats si différents, voire contradictoires, dans l'abondante littérature concernant l'impact du feu sur les milieux, en particulier sur leur richesse en éléments minéraux et la fertilité des sols. Stock et Lewis (1986) ont ainsi montré un net accroissement d'azote minéral dans le sol après le passage des feux, sous forme de NH_4^+ essentiellement. La production immédiate d'azote ammoniacal au niveau du sol ne semble pas liée à l'apport de cendres d'origine végétale, mais serait due à l'oxydation de la

matière organique du sol et à l'hydrolyse des protéines (Raison, 1979). Les sols non incendiés depuis 2 ans contiennent des quantités en ammonium environ cinq fois supérieures à celles mesurées dans les sols non incendiés depuis au moins 20 ans. Ces résultats sont en accord avec la littérature qui rapporte que les ions ammonium sont produits directement par la combustion de la matière organique (Wan *et al.*, 2001).

Plusieurs travaux rapportent une relation entre la stabilité structurale et la sensibilité du sol à l'érosion. Dans la Forêt de Fénouane, des observations de terrain nous ont permis de constater une accentuation de l'érosion dans les parcelles récemment incendiées. En absence de végétation stabilisatrice, les sols sont en effet plus vulnérables au transport hydrique des particules fines d'argile et de limon. De nombreux auteurs ont observé et mesuré des augmentations des taux d'érosion des sols après des incendies de forêt. 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, et la modification des caractéristiques physico-chimiques des sols, entraînent une diminution des propriétés d'infiltration du sol. Pour cette raison nous avons cherché à établir un lien entre le temps depuis le dernier feu et la stabilité structurale du sol et donc avec l'érodabilité des sols. Ce travail a révélé l'instabilité des agrégats issus des parcelles non incendiées depuis 8, 4 et 2 ans. Les MWD obtenues semblent être corrélés avec les textures de ces modalités qui sont plutôt limoneuse avec de faible taux d'argile probablement érodés lors des événements pluvieux orageux caractéristiques de la région.

L'étude de la reconstitution post incendie des propriétés microbiennes des sols a révélé une résilience complète de la biomasse microbienne 2 ans après un incendie et un pic de biomasse 8 ans après le dernier feu. Guénon (2010) a montré que la totalité des activités microbiennes sont restée fortement impactées 4 ans après le dernier feu et ceci sans différence entre les feux fréquents et peu fréquents.

Les activités enzymatique, FDA hydrolases et phosphomonoestérases demeurent sensiblement plus faibles deux ans après un incendie en comparaison des sols non incendiés depuis 20 ans et ceci malgré la résilience de la biomasse microbienne. Par contre, quatre et huit ans après le dernier feu, les activités FDA hydrolases ont sensiblement augmenté confirmant ainsi l'hypothèse d'une stimulation microbienne.

D'après les caractéristiques chimiques et microbiologiques, les sols non incendiés depuis 2, 4, 8 et 13 ans seraient particulièrement vulnérables à une nouvelle perturbation telle que le surpâturage ou l'érosion. Ces perturbations supplémentaires pourraient en effet ralentir la dynamique de reconstitution post-incendies des qualités chimiques et microbiennes des sols.

Il ressort de cette étude que les feux dans les pinèdes à pin d'Alep de l'étage semi-arides et sur sols calcaires agissent directement sur le capital d'éléments minéraux et les activités microbiennes du sol. A l'échelle de l'écosystème, ils provoquent des pertes importantes au cours de la combustion de la végétation et des litières. Au niveau des sols et sur une période de 2 ans après l'incendie, les apports en cendres d'origine végétale augmentent les teneurs en éléments minéraux. L'élévation des températures tue les cellules microbiennes et ainsi réduit la biomasse et les activités enzymatiques impliquées dans la minéralisation de la matière organique. En outre, la perte de carbone et d'azote et la destruction de la végétation peuvent également modifier indirectement les activités biologiques et les processus de minéralisation.

L'importance de ces impacts dépend de l'intensité du feu et de sa durée un paramètre qui n'a pas été pris en considération dans cette étude à cause du manque de données dans la wilaya de Saida, qui varient aussi selon la quantité et les caractéristiques du combustible et selon les conditions météorologiques et topographiques. En effet comme nous l'avons souligné, les conditions climatiques de cette région sont très rudes avec des températures pouvant atteindre 45 °c sous ombre en été et des précipitations irrégulières et faibles (350 mm/an). Ces stress contribuent à l'assèchement du sol et peuvent également se surajouter aux conséquences des incendies. Il ressort ainsi que la reconstitution post-incendie des caractéristiques physico-chimiques et des propriétés microbiennes des sols de la forêt de Fénouane sont fortement dépendantes des conditions climatiques et par ailleurs des usages agropastoraux des systèmes incendiés. L'ensemble de nos résultats suggèrent que l'écosystème étudié est dégradé et devrait bénéficier d'une action de restauration urgente.

En effet, les caractéristiques physicochimiques et biologiques des sols sont totalement ignorées lors des actions de reboisement et en particulier pour identifier les espèces les plus adaptées aux nouvelles propriétés du milieu. En outre, plusieurs travaux récents confirment l'intérêt des études pédologiques et microbiologiques pour augmenter les chances de réussite des reboisements après incendie.

Les recherches en écologie ont fait progresser la connaissance sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers et sur l'impact des activités humaines. Les résultats obtenus permettent aux forestiers de mieux mesurer l'importance des modifications qu'apporte un incendie à une forêt de *Pinus halepensis*. Non seulement ils peuvent améliorer en conséquence leurs pratiques, mais ils prennent également conscience de la nécessité de réparer les milieux dégradés.

Dans les pays développés, une nouvelle discipline tend à se structurer, actuellement, sous la forme d'une discipline de l'écologie, tant fondamentale qu'appliquée : l'écologie de la restauration. En France, le programme national de recherche "Recréer la nature", lancé par le ministère de l'Environnement et le Muséum National d'Histoire Naturelle depuis 1995, puis le programme 'Ingénierie Ecologique' financé par le CNRS en 2007, proposent dans cet esprit d'affiner les approches techniques, écologiques, voire socio-économiques, nécessaires à la mise en place d'un projet de restauration.

Les résultats obtenus permettent de lancer un projet de réhabilitation des écosystèmes forestiers incendiés à différentes périodes dans le but de mettre au point des techniques d'intervention sous forme de procédures. Benabdeli en 2012 précise à ce sujet : « Ainsi l'écologie de la restauration verra le jour en Algérie puisque que cette science se propose d'étudier les actions nécessaires pour "recréer" les écosystèmes dégradés ».

Les écologues de la restauration s'accordent pour définir la restauration comme « *la transformation intentionnelle d'un milieu pour y établir un écosystème considéré comme indigène et historique. Le but de cette intervention est d'imiter la structure, le fonctionnement, la diversité et la dynamique de l'écosystème* » (Society for Ecological Restoration, 1990).

Selon Vallauri et Chauvin (1997) quatre idées principales soutiennent la démarche de l'écologie de la restauration :

- Avant de restaurer, il est nécessaire d'obtenir la disparition du (des) facteur(s) de dégradation des milieux. Le diagnostic des causes profondes des dégradations et la prise de conscience de leur importance ne sont pas toujours évidents, ni unanimement partagés
- Une fois dégradé, l'écosystème est bien souvent lent ou incapable de se reconstruire ; sa résilience est faible ou nulle, un seuil d'irréversibilité écologique a pu être franchi.
- L'homme possède en partie la capacité de réparer les écosystèmes. Le traitement des écosystèmes dégradés ou leur réhabilitation peuvent débiter par des opérations d'ingénierie écologique. C'est le domaine sans doute le plus délicat et pour lequel la majorité des chercheurs et ingénieurs de la restauration travaille aujourd'hui.
- La restauration d'un système écologique viable, complexe, diversifié et dynamique par définition, est un processus écologique demandant du temps. À partir d'un espace dégradé, la restauration n'est que très rarement possible sans une longue phase d'accompagnement.

- Finalement, et considérant que les feux sont des facteurs structurant les écosystèmes forestiers semi-arides, il est nécessaire de rétablir un régime d'incendie 'idéal', autrement dit en équilibre avec le fonctionnement de l'écosystème de référence.

La restauration des sols est une entreprise délicate qui nécessite du temps, des siècles et la non destruction du sol forestier lors d'une opération d'aménagement devrait donc être une priorité. Malheureusement tous les travaux forestiers après incendie et engagés en Algérie dans les années 1980 se traduisent par une perturbation supplémentaire du sol forestier qui est déjà modifié par la chaleur de l'incendie.

Toutefois, bien des projets de restauration forestière sont confrontés à des sols déjà dégradés par les incendies et de l'érosion qui en découle. La stabilisation du sol par le génie biologique engage des processus pédologiques conduisant à la fragmentation du substrat et l'accumulation de matières minérales et organiques dans les horizons superficiels. Des travaux forestiers de préparation du sol (sous-solage, remodelage, drainage,...) peuvent participer à améliorer les caractéristiques du sol où des fertilisants organiques peuvent être également apportés.

La contrainte édaphique s'exprimera également de façon différente selon le type et l'intensité de l'activité biologique se mettant progressivement en place. Ainsi, l'étude biologique et fonctionnelle des sols réhabilités permettrait d'évaluer l'état d'avancement du processus de restauration.

4.3. Dynamique de recolonisation des pinèdes du semi aride

La recherche écologique essaye d'établir les relations qui existent entre biodiversité et perturbation. On se pose toujours la question : est-ce la perturbation qui détermine la diversité des communautés végétales ou est-ce la diversité qui détermine la gravité de la perturbation ? Hughes (2007) montre dans son étude que la sévérité des incendies pouvait être la cause d'une augmentation locale de biodiversité végétale et en retour cette richesse floristique pouvait augmenter la sévérité des feux au cause de la densité des formations et ceci pour un large éventail d'écosystème.

En Algérie et plus particulièrement dans la wilaya de Saida, l'incendie combiné à d'autres perturbations favorisent la perte de biodiversité. En effet, la surface forestière méditerranéenne surtout de la rive sud a diminué de façon drastique au cours des dernières décennies. Plusieurs pays d'Afrique du nord présentent des taux de déforestation extrêmement élevés. En Algérie notamment, les sources de ces pertes forestières massives sont nombreuses

mais le feu constitue une des causes les plus fatales. Les forêts des hauts plateaux algériens sont certes les plus touchées par cette spirale de dégradation. Pourtant, ces forêts abritent des espèces de faune et de flore unique. La flore de la forêt de Fénouane présente une structure considérablement modifiée par les activités humaines. La végétation ligneuse restante est morcelée en îlots plus ou moins étendus eux même séparés par des formations herbeuses. Le plus souvent, les feux sont pratiqués délibérément en vue de libérer des terres à vocation agricole et d'obtenir un pâturage, ou accidentellement, lorsque le feu prévu pour redonner vigueur aux pâturages, se répand dans la forêt.

La forêt de Fénouane, écosystème particulier d'un point de vue climatique et floristique, ne contient pas beaucoup d'espèces végétales et moins encore une grande diversité. Notre étude a en effet révélé 48 espèces au totale. Plusieurs études ont rapporté une relation positive entre la richesse en espèces végétales et le fonctionnement des écosystèmes. Robert (2009) montre qu'une grande partie de la fonction d'un écosystème particulier est effectué par un faible nombre d'espèces dominantes compétitives qui excluent d'autres taxons d'un habitat et dans ce cas, il est possible d'obtenir une relation négative entre richesse et le fonctionnement des écosystèmes. D'un point de vue superficie, Fénouane est l'une des plus grandes forêts de la daïra d'Ain EL Hadjer et vient juste après celle de Djaafra Chéraga. Cette forêt est exposée régulièrement aux passages des feux et à d'autres perturbations, comme la plupart des formations végétales de cette zone. Elle joue un rôle de régulation des cycles biogéochimiques, et servant aussi d'habitat à des espèces végétale et animale.

L'objectif de l'étude de la végétation dans le chapitre 3 était de répondre à trois questions:

- Comment la végétation répond-elle à l'incendie ?
- Quelle est l'évolution des communautés végétales au cours d'une chronoséquence post-incendie ?
- Quels sont les facteurs édaphiques impliqués dans la recolonisation par la végétation des sols incendiés ? (cette question sera abordée dans le dernier chapitre de la synthèse)

L'étude de la dynamique de recolonisation des pinèdes du semi aride doit intervenir dans une finalité de rétablir une intégrité écologique dans ces parties brûlées de la forêt, voire dans l'ensemble du massif. Cette étude a montré l'effet du feu sur la richesse floristique et leurs capacités à résister à cette perturbation en se basant sur des informations de terrain sur les successions végétales de la forêt de Fénouane. Une approche synchronique, permettant une analyse simultanée des végétations à différents date après l'incendie, a été adoptée pour

l'étude de cette végétation. Il est intéressant d'étudier quelles sont les espèces qui se réinstallent après le feu et l'évolution post-incendies de la structure des formations végétales.

La question qui se pose alors est de savoir quels sont les taxons qui vont finalement occuper le territoire incendié ?

Nos résultats montrent que suite au passage du feu, une phase de colonisation herbacée s'étale sur environ quatre années. Parmi les espèces qui recolonisent rapidement les milieux incendiés nous retrouvons *Helianthemum helianthenoide* DESF, *Helianthemum pilosum* L, *Asphodelus microcarpus* SALZM, et *Reseda alba* L.

Les zones brûlées ces dernières années et avec un court intervalle de temps entre les feux (2 ans et 4 ans) présente une richesse floristique des herbacées supérieure aux autres modalités et caractérisées par la dominance des Thérophytes.

Il semblerait aussi qu'un intervalle de temps entre les feux court favorise la présence des Hémicryptophytes et des Chamaephyte durant les premières années qui suivent un feu pour ensuite diminuer où disparaître dans les modalités les plus anciennes. Ces dernières sont alors dominées par les Phanérophytes.

Une strate sous arbustive s'installe aussi durant les premières années avec la dominance des cistes comme l'a montré Bekdouche (2010). La reprise rapide de ces espèces pyrophytes est favorisée par la germination massive des graines à partir de leur banque de semence du sol dont la levée de la dormance est assurée soit par le choc thermique (Auldet O'Connell, 1991 ; Keeley et Bond, 1997 ; Hanley et Fenner, 1998 ; Herranz et al., 1998), soit par l'insolation forte des milieux dénudés (Bazzaz, 1998) ou encore par la fumée produite par la combustion de la végétation (Crosti et al., Dayamba et al., 2008). Un stade de couverture arbustive succède à cette première phase et donc 8 à 13 années après le dernier feu et est dominé par *Quercus coccifera* L, *Pistacia lentiscus* L, *Juniperus oxycedrus* L et *Phillyrea angustifolia*.

La strate arbustive ne semble pas beaucoup souffrir de l'incendie ; la plupart des espèces sont en effet retrouvées dans tous les stades de la chronoséquence post-incendie. La récurrence ou la gravité des incendies ne semble pas affecter la capacité de régénération du *Quercus coccifera* L. Cette espèce, après huit et treize ans récupèrent à la fois couverture et biomasse. La reprise rapide des *Quercus coccifera* à été démontré par plusieurs auteurs (Trabaud 1990, Sabaté 1986, Papió 1988, Abad et al., 1997, Ferran 1996, Pausas et al., 1999). Delitti ,2005 montre dans son étude dans les Garrigues de la région de Valence (Est de l'Espagne) que bien que les incendies récurrents n'ont pas d'incidence sur la présence de *Quercus*, il induit cependant une perte dans sa biomasse trois ans et demi après un feu et que

le totale de sa couverture n'a pas été touchés par la récurrence des feux par contre ils ont augmenté sa capacité de régénération. Trabaud (1992) montre que certaines espèces ligneuses comme *Quercus coccifera*, *Q. ilex* et *Q. pubescens* ont une résistance très forte aux feux.

Enfin, nos résultats indiquent l'installation d'une séquence pré-forestière 20 années après le dernier feu avec une dominance du pin d'Alep, espèce forestière la plus répandue en Algérie. Le pin d'Alep est une essence de l'étage semi-aride, se contentant de 350 mm de pluie et s'adaptant à tous les sols. Néanmoins, le pin d'Alep marque le paysage essentiellement sur sols calcaires. Très inflammable en été, il facilite la propagation du feu par ses cônes (pommes de pin) et parfois même par ses racines. Il recolonise toutefois bien les terrains incendiés (Meddour, 1992). Connus comme "pyrophyte actif", selon Kuhnholz - Lordat (1938), ces ligneux sont des plantes dont la propagation, la multiplication ou la reproduction en région méditerranéenne est stimulée par le feu. Quézel (1980) montre que les incendies de forêts, quand ils ne sont pas fréquents, favorisent l'extension des conifères. Ainsi, l'extension du pin d'Alep, est certainement, d'après cet auteur, liée à l'occurrence du feu. Le pin d'Alep dont les cônes éclatent au feu projettent les graines à des distances de plusieurs mètres, permettent à une partie d'entre elles d'échapper au feu. Après incendie des pinèdes à *Pinus halepensis*, il s'ensuit très souvent une régénération massive de ce pin, parfois sur d'importantes surfaces avec une densité de plusieurs dizaines de milliers de semis à l'hectare (Lapie, 1909 ; Boudy, 1950 ; Souleres, 1969 ; Sari, 1978).

Sur une échelle de vingt années, il a été déduit que les végétations succédant dans la forêt de Fénouane ont des difficultés à se reconstituer naturellement vers une structure plus ou moins semblable avant le feu, et à condition qu'il n'y ait aucune autre perturbation comme le surpâturage ou de longue période de sécheresse. En effet nos résultats suggèrent que la récurrence des feux peut entraîner une raréfaction de la productivité de la forêt de Fénouane et sa capacité de récupération. Cependant, notre étude ne montre pas un modèle autosuccessif de cette régénération végétale propre aux forêts de la région du semi aride mais suit un patron des communautés méditerranéennes plus générales dominées par les *Cistaceae*. Il ressort de cette étude qu'à priori, le temps depuis le dernier feu contrôle la composition et la structure de la végétation qui a tendance à régresser significativement d'un point de vue richesse et diversité, ces changements affectent à leur tour les caractères physico-chimique, microbiologique et l'écologie des sols sur une grande superficie de la forêt de Fénouane mais aussi le long des zones boisées dans les écosystèmes du semi aride. Buhk (2006) montre que la composition de la végétation est affectée par le feu et qui se traduit par une dégradation des sols sur de grandes surfaces. Le degré d'adaptation de la végétation a été surestimé. En effet

leur pouvoir de régénération est limité et cela est du bien évidemment aux incendies mais aussi une conséquence des changements climatiques pour lesquels l'adaptation ne serait plus suffisante.

Bénabdéli (1996) montre que tous les efforts consentis depuis trente ans pour reconstituer la végétation forestière en Algérie se sont avérés vains car la végétation était considérée comme une ressource inépuisable où toutes les interventions étaient permises même celles à teinte politique ou sociale.

Cependant plusieurs divergences existent entre les études des scientifiques sur cette question de recolonisation végétales post incendie et le climat car aucune étude détaillée sur l'impact des régimes d'incendies et microclimat existe. Beaucoup d'entre elles sont limitées aux descriptions de processus successifs ou aux modes de régénération des espèces après un feu.

Enfin nos résultats montrent, que le passage du feu détruit momentanément toute la végétation épigée et que le mode d'installation des espèces sur les surfaces incendiées s'effectue essentiellement par la végétation d'espèces préexistantes, soit par la banque de graines ou par rejet, soit par dissémination via les territoires non incendiés situés à proximité des zones brûlées. Dans les premiers stades des successions à partir des surfaces libres, la sélection est en faveur des espèces capables d'une implantation massive, des moyens de dissémination efficaces et la présence de peuplements à proximité des surfaces libres (Lemee, 1978). Les appareils végétatifs des espèces survivantes peuvent conquérir rapidement les espaces devenus libres.

Les espèces absentes avant l'incendie apparaissent, particulièrement les anémochores (graminées). Les graines des espèces préexistantes peuvent germer massivement à la suite d'actions favorables de la chaleur du feu (Lemee, 1978), et à la suite des conditions favorables après le passage des feux.

4.4. Relation sol/végétale après un incendie

Les relations entre la végétale et le sol soumis à différents régimes d'incendie ont été déterminées par une analyse de redondance (RDA). La RDA est une forme contrainte de l'ACP dans laquelle les axes explicatifs sont contraints par des combinaisons linéaires des variables explicatives. Concrètement, cette ordination contrainte met en relation deux matrices de données : Une matrice de variables dépendantes (la végétation) et une matrice explicative (les caractéristiques physico-chimiques des sols). Nous avons utilisé une RDA, car

elle ne nécessite pas des conditions de normalité et d'homogénéité de la variance, et peut être utilisée lorsque le nombre de variables dépendantes est supérieur au nombre de sites. La RDA suivie d'un test de permutation de Monte Carlo ont été utilisés pour tester statistiquement les relations entre la composition floristique (et les caractéristique édaphique. La RDA calcule la part de variance expliquée par chacune des variables environnementales ($\lambda-1$) (effets marginaux). Les RDA et les tests de permutation de Monte Carlo ont été réalisés avec CANOCO 4.5 (ter Braak and Smilauer, 2002).

Le suivi pendant deux ans, de la Forêt de Fénouane de l'évolution floristique et des principaux caractères physico-chimique et microbiologique des sols ne nous permet pas d'apporter des réponses définitives quant à l'impact du feu sur la végétation et le sol. Il est bien évident qu'il n'a pas été possible, compte tenu des moyens disponibles et des temps impartis à la réalisation de la thèse d'entreprendre l'ensemble des analyses nécessaire pour ce type de travail.

Dans cette partie nous avons tenté de montrer l'intérêt d'une connaissance approfondie du fonctionnement actuel du sol pour mieux comprendre le comportement d'un couvert végétal après un feu. Les recherches sur les relations sol/végétation sont difficile à mettre en évidence à cause des nombreux paramètres notamment écologiques et climatiques qu'ils induisent sans oublier aussi le faite qu'il existe des relations entre les végétaux tel que par exemple la compétition par rapport aux facteurs du milieu. Malgré cette difficulté on a essayé de répondre à deux questions essentielles :

- existe-t-il une corrélation entre les paramètres du sol étudié et la végétation ?
- la diminution du couvert végétale rend-elle le sol plus vulnérable aux incendies de forêt ?

De nombreuses études scientifiques se sont intéressées aux comportements des végétaux face aux feux et aux effets des incendies sur le sol mais peu de travaux analysent les relations sol/végétation dans les écosystèmes incendiés.

L'approche utilisée dans cette partie n'explique pas les mécanismes d'interaction entre processus de feu et les processus de l'écosystème mais essaye de montrer s'il existe une relation entre le sol et la composition floristique après la perturbation. Pour donner des réponses définitives sur ces relations il faut étudier d'abord l'écologie du feu qui est une partie relevant plus de la biophysique environnementale plus que de l'écologie, par conséquent elle nécessite l'étude de la combustion, le transfert de chaleur, le transfert thermique entre le feu et la végétation et finalement comment ces processus physique affectent les processus écologique des végétaux et du sol et leurs milieu. La littérature traitant de l'écologie du feu est

limité et ceci a été un problème soulevé par plusieurs auteurs aux cours des dernières décennies (Trabaud,1989 ; Johnson,1992 ;Whelan ,1995 et Wilgen,1996).

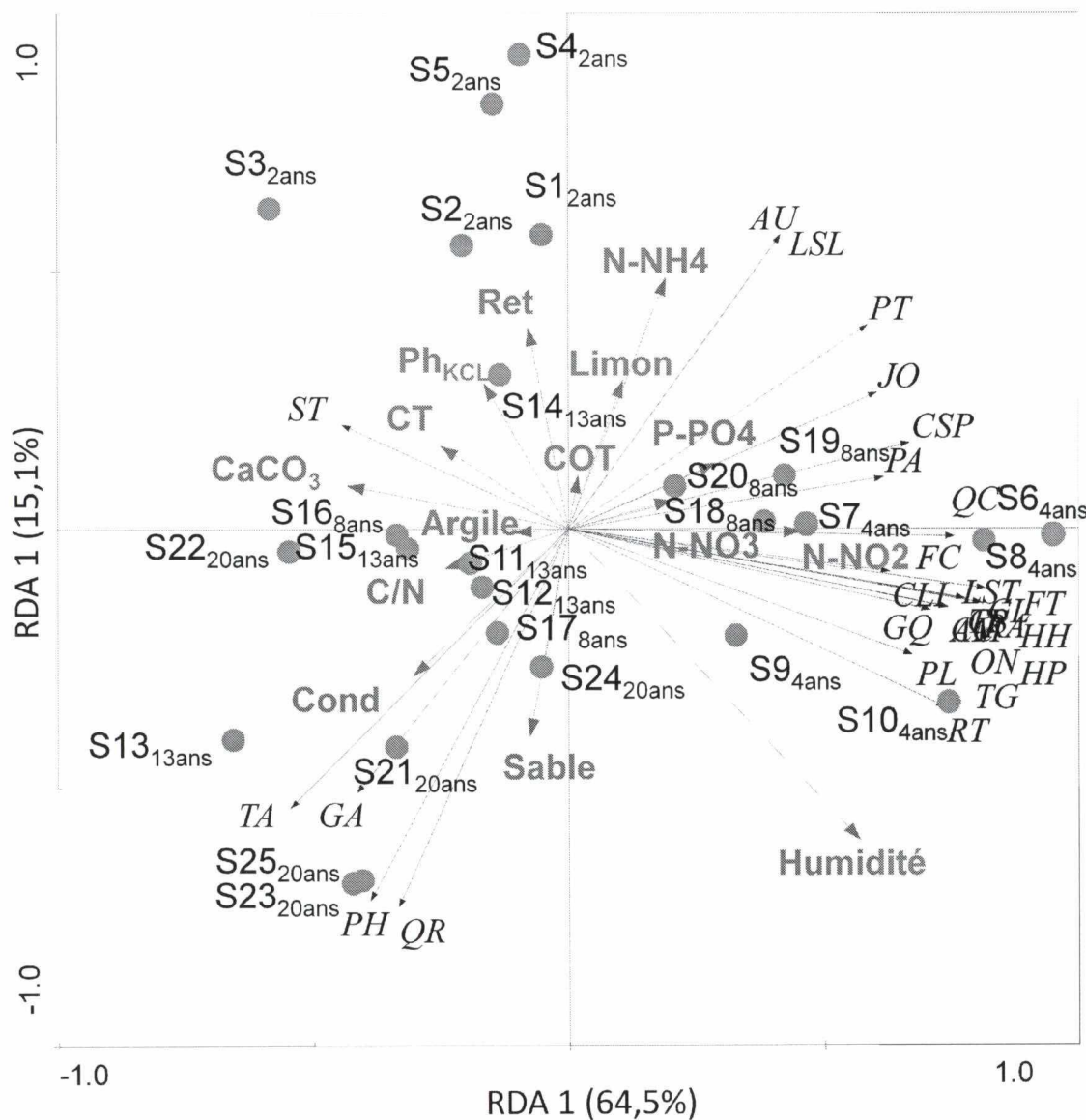


Figure 4.1 : Carte factorielle obtenue par analyse de redondance (RDA) de la composition floristique par modalité d'incendie.

NB : Les correspondances des codes utilisés pour la végétation sont données dans le chapitre 3 de la végétation tableau 3.2.

On observant la figure (4.1), on remarque que l'axe 1 (64%) explique beaucoup plus de variance que l'axe 2 (15%). L'axe 1 explique la différence de composition végétale entre les parcelles non incendiées depuis 13 et 20 ans et les parcelles non incendiées depuis 4 ans et 8 ans ; Les teneurs en CaCO₃, en nitrites et nitrate, ainsi que la conductivité et l'humidité des

sols sont fortement impliqués dans la structuration des communautés végétales le long de l'axe 1. L'axe 2 sépare les espèces végétales des parcelles non incendiées depuis 2 ans des autres modalités de temps depuis le dernier feu. Les teneurs en ammonium, la texture (sable) et dans une moindre mesure la conductivité et l'humidité sont fortement explicatifs de cette structuration végétale le long de l'axe 2. En outre, la RDA a permis de déterminer les variables qui individuellement expliquent le plus de variance comme l'humidité ($\lambda-1=0,19$), le CaCO_3 ($\lambda-1=0,10$) et les nitrites ($\lambda-1=0,19$). L'association des facteurs pédologiques expliquant significativement la plus grande part de variabilité (40%) dans la structuration des communautés végétales est composée de l'humidité ($P=0,014$) et des teneurs en nitrite ($P=0,012$) et ammonium ($P=0,016$).

La RDA a montré que la plupart des espèces végétales des modalités 4 ans, 8 ans et plus au moins 20 ans ont une forte affinité avec la teneur en eau. En effet, la teneur en eau gravimétrique au moment du prélèvement, représentative d'une certaine disponibilité en eau, est significativement plus élevée dans les sols non incendiés depuis au moins 4 ans. Il semblerait que leur présence puisse être contrôlée par l'évolution de la capacité de rétention en eau des sols, elle-même dépendante du temps depuis le dernier feu. La teneur en eau gravimétrique dans les sols n'est qu'une mesure ponctuelle qui dépend, outre du prélèvement par la végétation (et donc de l'évapotranspiration), de la texture et de la structure eux-mêmes sous l'influence de l'érosion, et des teneurs en matières organiques directement sous l'influence du temps depuis le dernier feu. Dans la modalité de 4 ans on a observé une grande concentration de végétation surtout herbacée qui a sans doute favorisé l'humidité de l'eau dans ces sols ; pour les modalités 8 ans et 20 ans c'est grâce aux arbres que compte ces parcelles qu'il y a une bonne rétention d'eau (ref). La RDA ne révèle cependant pas de corrélation entre les teneurs en matière organique (représentées par les teneurs en COT) et la végétation. Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cet état de fait : 1) les taux de matière organique sont globalement trop faibles dans toutes les modalités pour être significativement influents sur la végétation et 2) la M.O n'influe pas sur la richesse floristique. En effet certains auteurs ont montré que la matière organique du sol n'influence pas la densité de la végétation, elle influe par contre sur leur croissance (diamètre ou hauteur selon l'état de développement des plantes).

Nos résultats ont montré aussi qu'il y a une forte corrélation entre *Stipa tenacissima* L et le CaCO_3 , le tableau en annexe 2 nous montre qu'elle est très présente dans la modalité 2 ans et que le taux de CaCO_3 dans cette modalité est de 24,8% (Tableau 2.7). Par contre elle est rare dans les modalités 4 ans et 8 ans qui ont les plus faibles teneurs en CaCO_3 . Kadi-

Hanifi-Achour, 1998 a montré que, les sols sous alfa de matorrals dégradés et formations forestières sont de type carbonaté à croûte calcaire. Ce sont des sols chimiquement pauvres et physiquement très fragiles.

Les teneurs en nitrates et nitrite sont fortement corrélés à la présence végétale dans les modalités 4 ans et 8 ans. Dans le chapitre 2, nos résultats ont montré une concentration identique en ions nitriques entre les régimes d'incendies qui semblent soutenir l'hypothèse d'une nitrification très faible dans les sols récemment incendiés. Les effets conditionnels sont expliqués par les variables (humidité, N.NH₄ et N.NO₂) en effet, les ions ammonium (NH₄⁺) sont produits directement par la combustion partielle de la matière organique tandis que les ions nitrate (NO₃⁻) se forment à partir des ions ammonium par un processus microbien : la nitrification. Elle consiste en l'oxydation des ions ammonium en ions nitrite NO₂⁻ (i.e. nitrification) puis en l'oxydation de ces derniers en nitrate NO₃⁻ (i.e. nitrification). Elle nécessite quelques semaines à quelques mois pour se mettre en place après le passage du feu et il semblerait qu'elles soient étroitement liées à l'humidité du sol conditionnée par la végétation existante (Covington et Sackett, 1992). Andersson *et al.*, (2004) montrent que la destruction de la végétation et la combustion des composés allélopathiques (terpènes, phénols) entraînent l'augmentation de l'abondance des organismes nitrifiants et de fait la nitrification (Hart *et al.*, 2005). Cependant, si le retour de la végétation n'est pas rapide, ces nitrates vont être transférés dans les couches profondes par lessivage et subir la dénitrification (i.e. transformation en azote gazeux) en l'absence d'oxygène par les communautés dénitrifiantes. L'évolution dans le temps de cet azote inorganique dépend du type d'écosystème qui a subi le feu (Covington *et al.*, 1991 ; Covington et Sackett 1992; Grogan *et al.*, 2000) et du temps de retour de la végétation (Weston et Attiwill, 1996). Si la végétation post-incendie comporte des espèces fixatrices d'azote, le *pool* d'azote sera rapidement recouvert (Adams et Attiwill, 1984) voire même pourrait dépasser le niveau pré-incendie (Johnson et Curtis, 2001). Alors d'après nos résultats il y a très peu voir pas d'espèces fixatrice d'azote de type rhizobium ou mycorhize.

Le rôle des métabolites secondaires (polyphénols type tanins condensés) apportés par les espèces pionnières, dans la succession post-incendie principalement les cistes très présents dans les parcelles ayant subi des incendies récents devrait être étudié.

D'après ces résultats, les modifications apportées dans le sol par l'effet du feu sont susceptibles dans certaines conditions (en particulier manque d'eau) de placer la végétation dans des conditions difficiles.

Ces modifications rapides dans la rhizosphère, poseront naturellement des problèmes de nutrition à la plante, qui devra s'adapter et explorer de nouveaux sites. Mais au cours de son évolution la racine contribuera aussi à modifier profondément les structures du sol et à construire de nouvelles structures, participant ainsi activement à la pédogénèse.

Un nombre important de feux en modifiant la structure des communautés végétales, et donc la nature des apports, influencerait indirectement les communautés microbiennes et leurs fonctions. La ressource (organique et minérale) est le facteur le plus important dans la dynamique de retour des communautés microbiennes, mais ses effets sont probablement en interaction avec les processus écologiques (relations plante-sol), les conditions abiotiques (climat, fluctuations saisonnières etc...) et les conditions édaphiques de la zone considérée (roche mère, structure, texture etc...). Les travaux de Hart *et al.*, (2005) supposent que le facteur qui contrôle principalement les communautés microbiennes et leurs activités après feu, est la végétation post-incendie. La qualité et la quantité des apports de cette végétation mais également les relations de compétition et de facilitation entre plantes et micro-organismes seraient donc bien plus importantes que l'effet direct du feu sur ces communautés. La RDA ne nous permet de voir ces corrélations en plus ces activités microbiennes sont normalement fortement corrélés à la présence d'eau. Guénon ,2010 dans son étude à montré que Les stress hydriques appliqués en conditions contrôlées sous la forme de cycles de dessiccation et de ré-humectation ont réduit la biomasse microbienne active de près de 20%. En région méditerranéenne et surtout dans les zones semi arides, les périodes de stress hydriques sont longues et intenses alors que les phases de ré-humectation sont rapides et de courte durée voir inexistante.

Dans la forêt de Fénouane le feu a favorisé une faible couverture végétale durant les deux premières années et une bonne richesse de végétation durant les quatre années qui suivent les feux. En effet, le feu libère les éléments nutritifs et favorise ainsi le lessivage. Et selon Rubio *et al.*, (2000), l'accroissement des taux d'érosion et des pertes en éléments nutritifs sont liés principalement à l'intensité du feu. Et l'érosion est d'autant plus favorisée par la pente des versants.

4.5. Vulnérabilité et résilience de la forêt de Fénouane

La forêt méditerranéenne est née deux fois. Physiquement d'abord, au cours d'un long processus d'adaptation de la flore à des conditions climatiques changeantes à l'échelle géologique. Ce processus, a débuté au Pliocène il y a près de cinq millions d'années.

Socialement ensuite, entre le XIX^{ème} et le XX^{ème} siècle où les fonctions et les valeurs de la forêt méditerranéenne se sont modifiées profondément au gré des évolutions sociétales. La forêt méditerranéenne s'est progressivement imposée dans ses différences et son unité aussi bien aux forestiers qu'aux politiques de tous niveaux (Tillier, 2011).

La forêt est une ressource naturelle renouvelable dans le cas d'absence de grandes perturbations susceptibles de causer des dégâts irréversibles sur sa capacité de renouvellement. Elle offre plusieurs services à la société humaine et qui correspondent aux bénéfices que peuvent en retirer les hommes. Ils comprennent des services de prélèvement (nourriture, eau, bois, fibre, etc.), des services de régulation (climat, inondations, maladies, déchets, etc.), des services culturels (bénéfices récréatifs, esthétiques, spirituels), et des services d'auto-entretien (formation des sols, photosynthèse, cycle des nitrates, etc.). (Bouvron *et al.*, 2010)

La forêt de Fénouane offre surtout des services de prélèvements en relation avec les pâturages des animaux en effet une grande pression s'exerce sur la végétation de cette forêt qui a du mal à se reconstituer. Dans cette zone, le parcours en forêt reste une activité quasi permanente durant toute l'année, le cheptel y trouvant des unités fourragères appréciables, estimées entre 150/ha pour les futaies âgées de pin d'Alep et 250/ha dans les formations basses de chêne-vert (OPU, 1983). La charge pastorale admise ne devait pas dépasser 0,5 équivalent ovins par hectare alors qu'elle en atteint actuellement plus de 4, induisant un surpâturage avec toutes ses conséquences (OPU, 1983). Labani *et al.*, 2006 montre dans son étude sur cette région qu'il y a une augmentation des défrichements des terres forestières pour en faire des espaces de parcours et confirme la menace qui pèse sur l'espace forestier qui est soumis à une pression permanente imposée par les conditions climatiques et les habitudes d'utilisation du sol où domine l'élevage comme activité sûre car rentable et non tributaire des conditions naturelles à un degré élevé. En effet, deux types d'élevage sont pratiqués dans la région, le premier, assez familial et traditionnel, est pratiqué par des agriculteurs pour assurer un revenu à leur famille avec des effectifs inférieurs à 20 ovins et caprins tandis que le second est du type éleveur professionnel avec des troupeaux dépassant les centaines de têtes avec prépondérance d'ovins. Ces deux formes d'élevage constituent la première activité économique de la région. (Labani *et al.*, 2006). L'état de dégradation avancé des formations forestières est dû donc essentiellement aux surpâturages et à la forte et intense fréquence des incendies qui limitent les services de cette forêt.

L'autre service important est celui de régulation d'un point de vue climatique on observe des changements importants avec un rétrécissement des périodes de pluies qui reste

irrégulière durant l'année. En effet les moyennes des précipitations annuelles étaient de l'ordre de 436 mm entre 1913 et 1938 (Seltzer P, 1946) et seulement 357,55 mm entre 1979 et 1998 (ONM, 1998) qui laissent apparaître une différence négative de l'ordre de 78,45 mm. Alors qu'entre 2000 et 2009 elle diminue encore pour atteindre 348 mm par an (ONM 2009). Les ressources en eau superficielles, étaient déjà limitées, le chevelu hydrographique et son organisation en témoignent. Le dérèglement du cycle de l'eau du aux facteurs naturels, réduction de la pluviométrie, aux transformations de l'état de surface par une disparition de la couverture végétale, et une tendance généralisée à l'imperméabilisation des sols, ont pour conséquence un ruissellement important, des inondations et une érosion généralisée même sur faibles pentes. Les résultats obtenu par Bénabelli, 1996 trouvent leurs optimums dans la perturbation du régime des eaux, dans l'accentuation de l'érosion et des inondations et dans l'altération des surfaces forestières. Justement, l'autre problème important et qui découle directement de ces pluies et le manque de végétation est celui de l'érosion (PATW, 2008). Ces risques sont très présents dans la forêt de Fénouane avec apparition des signes dus au ruissellement diffus (BNEF, 1990b). Aussi, les ouvertures du pré aménagement effectuer par Grim et appliquées sur une région montagneuses méditerranéenne favorisent la circulation des eaux ; cette circulation des eaux est un facteur potentiel d'érosion (Burel et Baudry, 1999), le ruissellement linéaire des eaux induit à la création des griffes puis des ravines qui ravage presque la majorité de ces ouvertures. Dans la forêt de Fenouane, l'érosion hydrique linéaire est observable presque dans la totalité des ouvertures créés par le pré aménagement, que se soit sur sols compacts ou meubles avec création de couloir de ruissellement qui véhicule les eaux vers les cours d'eaux.

Les périodes de forte chaleur atteignant certaines années les 46 °C et plus les températures et les moyennes mensuelles de l'évapotranspiration des deux périodes 1913-1938 et 1978-1998 confirment une fluctuation climatique et une nette tendance à l'aridité. Le nombre de jours de sirocco passe d'une moyenne de 30 jours entre 1913 et 1938 à 40 entre 1978 et 1998.

Smithers et Smit (1997) ont indiqué que dans le cas d'un stress naturel, comme ceux d'ordre climatique, l'adaptation diffère selon la fréquence, la durée, la soudaineté et l'amplitude des phénomènes.

Tous ces facteurs rendent la forêt de Fénouane très vulnérable et une fréquence d'incendie importante diminuerait significativement ces capacités de résilience. Nos résultats montre qu'il ya une tendance à l'aridité édaphique qui devrait être prise en charge dans tout programme d'aménagement et d'exploitation de ces espaces boisés.

Différents indicateurs ont été pris en compte pour évaluer la vulnérabilité de la forêt de Fénouane, notamment en évaluant la dynamique de retour des propriétés physico-chimique et microbiologique des sols. Nos résultats montrent que le facteur limitant dans ces sol est l'eau et que malgré une reconstitution des teneurs en eau 4 ans après le dernier feu, l'intense assèchement des sols récemment incendiés pourrait ralentir, voire altérer à long terme, la dynamique de retour des propriétés microbiennes et des fonctions écosystémiques supportées par ces communautés. On observe aussi une nitrification très faible dans les sols récemment incendiés.

Les effets des incendies sur la dynamique de retour n'ont été mesurés que sur quelques paramètres microbiens (activités FDA hydrolase et phosphomonoestérases) qui demeurent sensiblement plus faibles deux ans après un incendie.

D'un point de vue de la végétation, ce travail montre combien cette forêt est vulnérable ; il ressort de cette étude que la forêt de Fénouane est très fragile et que le peu d'espèces végétales qu'elle renferme pourrait diminuer pour atteindre un niveau critique à cause de l'aridité climatique et édaphique, elle-même accentuée par les incendies et le surpâturage. Il est aussi fort probable que la régression du couvert végétale est liée aux travaux de pré-aménagement qui ont été établis de façon uniforme dans un massif forestier de montagne sans l'établissement d'aucune étude préliminaires. Les travaux du pré-aménagement ont engendré une superficie dénudée très importante, elle est de l'ordre 13,2 ha de sol nu pour chaque 100 ha pré-aménagé (Kerrache, 2011). Cette superficie dénudée peut induire de très graves calamités (chablis, érosion, etc...) surtout sous les conditions particulières de la région (climat capricieux, pluie torrentielle, zone montagneuse, forte anthropisation... etc.). La perte de végétation induite par les travaux du pré-aménagement est considérable, ajoutant à cela la perte de litière charriée par les eaux (dans les ouvertures et on bordure des parcelles) qui peuvent également perturber le cycle de reconstitution de la matière organique des sols et rendre la forêt de Fénouane encore plus vulnérable aux incendies de forêt.

Les données scientifiques disponibles soutiennent fortement la conclusion que la capacité des forêts de résister au changement ou de se régénérer à la suite de perturbations dépend de la biodiversité à multiples échelles. Cordonnier (2004), montre que le terme "perturbation", polysémique, est vague et ambigu (Rykiel, 1985; voir Regan et al., 2002 pour la définition des incertitudes sémantiques) cache une grande diversité de situations, de points de vue n'épargnant pas le domaine forestier lui même. Le concept de perturbation doit ainsi être précisé en fonction du contexte écologique et des objectifs de l'étude. Par perturbation,

nous entendons tout événement discret dans le temps et dans l'espace provoquant une réduction de biomasse ou une mortalité des entités fondamentales du système, par exemple les arbres dans un peuplement forestier.

Abugov (1982), Moloney et Levin (1996) et Oshawa et *al.*, (2002) soulignent que les perturbations favoriseraient la coexistence des espèces en créant une hétérogénéité spatiale et temporelle des dynamiques de successions, hétérogénéité permettant aux espèces fugitives de réaliser leur cycle de développement en dépit de la présence de compétiteurs. Une auto-corrélation spatiale ou temporelle des perturbations peut certes modifier quantitativement la relation entre perturbations et diversité sans remettre fondamentalement en cause l'hypothèse des Perturbations Intermédiaires (HPI). Ces conclusions partielles confortent également nos résultats et permettent de mieux appréhender la dynamique des principales espèces forestières après incendie dans le but de mieux orienter les interventions sylvicoles ou de reboisement.

Des perturbations fréquentes et de forte intensité comme c'est le cas sous l'incendie empêchent les espèces les plus compétitives de dominer. Elles favorisent ainsi les espèces moins compétitives, plus résistantes aux perturbations ou meilleures colonisatrices. Cette hypothèse suppose également qu'un pic de diversité soit atteint au cours du temps après une perturbation et installation d'une succession. Les espèces pionnières, peu compétitives dominant les premières phases de la succession puis laissent peu à peu la place aux espèces tolérantes, plus compétitives. Ces observations corroborent avec celles de Rees et *al.*, (2001).

La maîtrise de l'Hypothèse des Perturbations Intermédiaires (HPI) qui est couramment utilisée dans les écosystèmes forestiers perturbés permet de mieux comprendre la dynamique des espèces dominantes et même pionnières après incendies. L'HPI ne peut être utilisée que si des modèles sont définis après respect des pré-requis et une étude de la dynamique après incendie sur plusieurs types d'écosystèmes.

La distribution et la faculté d'occupation du sol des espèces après incendie constituent un bio-indicateur déterminant puisqu'il renseigne sur la capacité des espèces à se régénérer et surtout sur leur potentiel de résilience. Elle permet également de choisir les techniques appropriées pour réussir les opérations sylvicoles et de reboisement. La résilience de l'écosystème est sa capacité à supporter une perturbation, et à se réorganiser en gardant les mêmes fonctions, la même structure, la même identité, et les mêmes processus de régulation. » (Walker et *al.*, 2004; Walker and Pearson, 2007).

L'approche par la notion de résilience explique le choix de caractérisation des fonctions écologiques, puisque ce sont les fonctions qui assurent la résilience de l'écosystème et le maintien des services écosystémiques. (Peterson et *al.*, 1998 ; Carpenter et *al.*, 2001; De

Groot et *al.*, 2002). Les fonctions écologiques se définissent comme les processus biologiques de fonctionnement et de maintien de l'écosystème. La notion de fonction est ici associée aux processus fonctionnels des écosystèmes qui se réalisent sans intervention humaine, et ce indépendamment de leur utilisation plus ou moins directe par l'homme.

En écologie, la résilience est une notion utilisée pour désigner le temps de retour à l'équilibre d'un système après une perturbation ou un stress. Elles varient selon les espèces, les populations et les paysages ou biomes considérés. Depuis les années 1970, sa définition a beaucoup changé. Celle qui est communément admise aujourd'hui est formulée par Holling (1973), qui définit la résilience comme la capacité d'un système à pouvoir intégrer dans son fonctionnement une perturbation ou un stress, sans pour autant changer de structure qualitative. La résilience d'un écosystème forestier est sa capacité à se reconstituer suite à un incendie ; à partir de la banque de graines du sol, des propagules apportées par l'air, l'eau ou des animaux ou à partir de rejets, ou de la cicatrisation d'individus résistants au feu.

Les paysages de la zone semi aride algérienne sont généralement considérés comme dégradés, la dynamique de la végétation étant affectée par des perturbations, anthropiques ou non, et des stress à l'origine des processus de désertification. Les feux de forêt sont les premiers de la liste parmi ces perturbations et sont des phénomènes anciens et récurrents qui ont largement orienté l'évolution et la dynamique de la forêt et des espaces naturels. Ils affectent l'intégrité physique du milieu et la disponibilité de ressources, et modifient la structure des populations, des communautés et de l'écosystème (Pickett et White, 1985). Les stress environnementaux (sécheresses, canicules, salinité...) sont des facteurs internes ou externes à l'écosystème. L'intensité affecte les traits d'histoire de vie (croissance, reproduction, longévité...) et le comportement des organismes et, par ces réponses, affecte tous les niveaux d'organisation écologique (individus, populations, communautés et processus) (Barrett et *al.*, 1976).

Qualifiées de "pyrophytes", certaines plantes comme les Cistes ou les Pins peuvent favoriser les incendies. Plus préoccupants sont les grands feux de forêt qui impactent durablement les paysages et les passages répétés des incendies qui laissent place à des formations non arborées. Nos résultats démontrent qu'il y a un effet du feu avec réduction du couvert végétal, homogénéisation de la flore et diminution des caractéristiques biologique du sol.

L'augmentation en fréquence des feux entraînerait certainement une régression des formations des espèces arborées au profit des formations arbustives. Le facteur limitant la

croissance des arbres est la température et que pendant le siècle à venir, c'est la disponibilité en eau qui conditionnera le développement des forêts.

Tous ces résultats montre combien que la forêt de Fénounae est vulnérable, mais les espèces végétales qui composent cet écosystème possèdent des caractères de résistances au feu et les sols essaye de gardé une certaine stabilité en s'adaptant à ces perturbations. La végétation de ces régions semi arides sont certes en régression mais elles essayent d'utilisé des mécanismes de survie pour surmener l'effet du feu et les aléas climatiques qu'elles subissent depuis des millénaires.

Au-delà de la sensibilité intrinsèque de l'écosystème vis-à-vis d'une perturbation, sa vulnérabilité repose également sur notre capacité à suivre voir à restaurer ses attributs et son fonctionnement. Un écosystème, ou un compartiment de l'écosystème, devient donc automatiquement moins vulnérable aux incendies si les conséquences des perturbations peuvent être anticipées. Cette anticipation repose sur notre capacité, tant technique que financière, à caractériser les propriétés des sols avant et après incendies et ceci dans des situations pédoclimatiques les plus diversifiées possibles pour pouvoir ensuite prédire son évolution potentiel. C'est en sens que nous avons développé des modèles prédictifs du temps depuis le dernier feu, et de certaines propriétés édaphiques à partir de spectres du proche infra-rouge. Nos résultats indiquent que la spectroscopie du proche infra rouge peut-être un outil qui permettrait, par son faible coût et la vitesse d'acquisition analytique, de remplacer les mesures édaphiques traditionnelles couteuses en temps et en argent, et d'établir des modèles robustes de prédiction de la qualité des sols incendiés et donc leur vulnérabilité. Ce travail représente ainsi une piste prometteuse et qui être généralisé aux diverses perturbations que subissent actuellement les forêts algériennes.

Conclusion Générale

CONCLUSION GENERALE

Le feu ne fait pas que brûler le couvert végétal, il détruit aussi la litière et les organismes décomposeurs devant alimenter le sol en matière organique stable (hors charbon) et en nutriments essentiels à la régénération de la végétation. L'élimination, dans l'horizon superficiel, de ces composés organiques fragilise voir détruit également les agrégats. Les dépôts de cendres et de composés organiques aromatiques hydrophobes se surajoutent à la destruction de la structure dans l'accroissement de la vulnérabilité des sols incendiés aux phénomènes d'hydromorphie. Sous ces conditions et en absence de couverture végétale, la diminution de la perméabilité des sols favorisent le ruissellement superficiel et les processus d'érosion s'intensifient. L'érosion détruit l'horizon superficiel et transporte les graines perturbant la régénération naturelle des espèces végétales.

Pour lutter contre ces désagréments causés indirectement par les feux de forêt, plus ou moins longtemps après le feu, il est généralement procédé à la reforestation de ces zones incendiées. Malheureusement, les opérations sont menées avec des moyens mécaniques qui affectent également la couche superficielle du sol et détruisent une fois de plus les espèces végétales résistantes aux incendies. La structure du sol déjà fortement altéré par le feu souffre une nouvelle fois de ces travaux mécaniques amplifiant les processus érosifs.

Pour éviter ces erreurs et optimiser le succès aux opérations de reboisement sur les zones incendiées, les travaux de recherche entrepris dans cette thèse ont montré que la reconstitution post-incendie des caractéristiques physicochimiques et la résilience des propriétés microbiennes des sols de la forêt de Fénouane étaient fortement dépendantes des conditions climatiques et des usages agropastoraux des systèmes incendiés.

Deux ans après l'incendie, la destruction de la végétation et l'incinération des matières organiques du sol ont engendré une diminution des teneurs en eau et une augmentation des teneurs en carbone récalcitrant à la biodégradation microbienne. Dans ces conditions ne favorisant pas la résilience microbienne, les sols récemment incendiés pourraient être particulièrement vulnérables à une nouvelle perturbation.

Des apports de matières organiques animales facilement « minéralisables » pourraient avoir stimulé les activités microbiennes et, par co-métabolisme, la minéralisation des charbons et le déstockage du carbone des sols. Une nouvelle fois, la résilience des propriétés microbiennes constatée 8 ans après le dernier feu semble transitoire et suggère un nouveau

stade d'importante vulnérabilité à un nouvel incendie. Le rôle des déjections animales dans le contrôle des activités microbiennes et des stocks de carbone devra être confirmé expérimentalement mais semble une technique alternative de restauration des terrains incendiés. En effet, les résultats obtenus permettent de proposer des apports de matières organiques exogènes (compost, fumier...) 8 ans après un feu pour compenser les pertes en carbone, fertiliser les sols et créer une litière qui limiterait l'évaporation et l'érosion. La description des dynamiques de reconstitution post-incendie des propriétés physico-chimiques et microbiologiques des sols incendiés une seule fois entre 1990 et 2009 servira de référentiel pour les prochaines études.

L'étude de la recolonisation végétale après incendie dans une forêt de l'ouest algérien assez représentative des écosystèmes forestiers dominants en Algérie a permis de souligner, qu'en fonction du temps depuis le dernier feu, un maximum de richesse floristique 4 ans et 8 ans après le dernier feu, un minimum de richesse floristique 20 ans après le dernier feu et un état intermédiaire stable 13 ans après le dernier incendie. L'inventaire de toute les espèces végétales de la zone d'étude a permis d'enregistrer 48 espèces végétale ce qui est très faible par rapport aux autres forêts d'Algérie et du pourtour méditerranéen. Cela est du certainement à l'aridité du climat, au type de sol et surtout au surpâturage.

Il a également été démontré qu'après le feu, la majorité des espèces végétale apparaissent dès les premières années qui suivent le passage de l'incendie ; cela est du à l'ouverture du milieu qui influence les patrons d'organisation de la végétation dans les quatre premières années post-incendie. Cette ouverture du milieu entraîne une augmentation de richesse floristique. Les résultats obtenus concordent avec d'autres travaux effectués dans le bassin méditerranéen et confirment l'augmentation du recouvrement des herbacées, principalement les espèces annuelles, dans les premières années suivant l'incendie. Celles-ci proviennent en grande partie de la banque de graines et profitent de l'espace libéré par le feu ; ce sont des espèces définies comme fugaces.

Le feu à aussi un effet sur la répartition verticale de la végétation. Au cours de la reconstitution du couvert, la nouvelle stratification tendrait vers un état métastable voisin de l'initial en effet la végétation évolue généralement en direction d'un type de formation semblable à celui qui préexistait.

L'étude de l'évolution de la richesse floristique en tenant compte des différents types biologiques montre une dominance des Nanophanérophyles dans la modalité 2 ans, 4 ans et 8

ans depuis le dernier feu, indicatrice de la présence de la strate buissonnante dominé par les cistes. Dans les types les plus anciens, soit 13 et 20 ans depuis le dernier feu, les phanérophytes dominent la végétation ce qui correspond au recouvrement lié aux ligneux hauts comme le pin d'Alep. Les géophytes, les thérophytes, les hémicryptophytes et les chaméphytes évoluent de la même manière en fonction du temps depuis le dernier incendie.

Les résultats obtenus soulignent également la similitude floristique des forêts non incendiées depuis 13 et 20 ans. Ceci confirme qu'une certaine maturité ou stabilité floristique est atteinte pour les pinèdes dès 13 ans après le dernier feu. Les fortes différences floristiques entre les stades précoces de 2 et 4 ans depuis le dernier feu serait due sans doute à l'impact de l'incendie sur la végétation et les caractéristiques de l'instabilité du milieu. Il ressort de l'étude phytoécologique que la forêt de Fénouane est très fragile et le peu d'espèces végétales qu'elle renferme pourrait diminuer pour atteindre un niveau critique à cause de l'aridité climatique et édaphique accentuée par les incendies et le surpâturage. En effet la multiplication des incendies et l'augmentation des surfaces brûlées pourraient évidemment constituer une réelle menace sur la richesse et diversité floristique de cette zone. Le grand problème actuel de ces régions de l'étage bioclimatique semi-aride découle du fait que les cycles récurrents du feu se raccourcissent rapidement aujourd'hui, la fréquence des incendies est élevée, les peuplements forestiers n'ont pas le temps de se restructurer entre deux passages successifs du feu.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abrams M.D., 1997. Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees - Structure and Function* 11: 474-484
- Abi Saleh, B. 1976. Etude phytosociologique, phytodynamique et écologique des peuplements sylvatiques du Liban. *Droit Econom. Scien. six Marseille III*, 184 p. (thèse)
- Abdelmoumène Y., 2009. *Que faire pour sauver la forêt algérienne ?* Powered by vBulletin™ Version 4.0.8 Copyright © 2013 vBulletin Solutions, Inc. All rights reserved. Content Relevant URLs by vBSEO 3.5.0 RC2 ©2010, Crawlability, Inc
- Adams MA., Attiwill PM., 1984. Role of *Acacia* spp. in nutrient balance and cycling in regenerating *Eucalyptus regnans* F. Muell. forests. II* Field studies of acetylene reduction, *Australian Journal of Botany*, 32:217-223
- Allen H.D., 2001. *Mediterranean ecogeography*, Prentice Hall, Harlow, xxii + 263 p.
- Alexandrian, D. 1995. *Coastal Forest Reconstruction and Protection Project - Republic of Croatia*. Banque mondiale, Washington. 93 p.
- Aouadi, H., 1989. La végétation de l'Algérie nord-orientale: Histoire des influences anthropiques et cartographie au 1/200.000. Thèse de Docteur. Univ. Joseph Fournier, Grenoble1, 108 p
- Arianoutsou-Faraggitaki, M., 1984. Post-fire successional recovery of a phryganic (east Mediterranean) ecosystem. *Acta. Oecol. Oecol. Plant.* 19 (new series volume 5):387-394.
- Arfa A., 2008. Les incendies de forêt en Algérie : stratégies de prévention et plans de gestion, thèse Magister, Université Mentouri, Constantine, 124 P.
- Ajbilou R., Marañón T. & Arroyo J., 2003. Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. *Investigación Agraria. Sistema y Recursos Forestales*, 12: 111-123.
- Ajbilou R., Marañón T & Arroyo J., 2006. Ecological and biogeographical analyses of Mediterranean forest of northern Morocco. *Acta Oecologica* 29: 104-113.
- Ajwa H.A., Dell C.J. & Rice C.W., 1999. Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 31: 769-777.
- Amouric H., 1985. Les incendies de forêts autrefois. DATAR (M.I.P.A.E.N.M.), 1-251.
- Anderson J.P.E. & Domsch K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.

Andersson, A., Michelsen, A., Jensen, M., Kjølter, A., 2004. Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 849-858.

Annabi M., Bahri H. & Latiri K., 2009. Statut organique et respiration microbienne des sols du nord de la Tunisie. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 13 : 401- 408.

A.N.A.T, 1989. Plan d'aménagement de la wilaya de Saida. 234 pages.

A.N.A.T, 2008. Plan d'Aménagement du Territoire de la Wilaya de Saida, Phase I, Evaluation Territoriale, 150P.

Aubréville A 1950 : *Flore forestière soudano-guinéenne: AOF – Cameroun – AEF* Société d'Éditions Géographiques, Maritimes, et Coloniales, Paris.

Aubert G., 1978. *Méthodes d'analyse des sols*. CRDP, Marseille, 189 p.

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 .

Bakker, J.P., E.S. Bakker, E. Rosèn, G.L. Verweij, and R.M. Bekker. 1996a. Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to Juniperus shrubland. *Journal of Vegetation Science* 7:165–176.

Bakker, J.P., P. Poschod, R.J. Strykstra, R.M. Bekker, and K. Thompson. 1996b. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45:461–490.

Baeza M.J., Raventos J., Escarré A. & Vallejo V.R., 2006 . Fire risk and vegetation structural dynamics in Mediterranean shrubland. *Plant Ecol.*, 187: 189-201.

Baldrian P., 2006. Fungal laccases – occurrence and properties. *FEMS Microbiol. Reviews* 30: 215-242. Bardgett R.D., Freeman C. & Ostle N.J., 2008. Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *Internat. Soc. Microb. Ecol.* 2: 805- 814.

Bardgett, R.D., Freeman C., Ostle, N.J., 2008. Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *International Society for microbial Ecology* 2, 805-814.

Barbero, M., Loisel, R., Quézel, P., 1988. Perturbations et incendies en région méditerranéenne française. 409-419.

Bagnouls, F., & Henri Gaussen, 1957. Les climats biologiques et leur classification. *Annales de Géographie*, 66° année, N." 335:193-220.

Baylet F., 1974- Saida bladi, mémoire, 74 p

Beare M.H., Neely C.L., Coleman D.C. & Hargrove W.L., 1990. A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biol. Biochem.* 22: 585-594.

- Beaulieu de J.-L., Miras Y., Andrieu V. & Guiter F. (2005), Vegetation dynamics in north-western Mediterranean regions : instability of the Mediterranean bioclimate, *Plant Biosystems*, n° 139, p. 114-126.
- Bekdouche F., 2010. *Evolution après feu de l'écosystème subéaride de Kabylie (Nord Algérien)*. Thèse de Doctorat en sciences agronomiques. Université Mouloud Mammerie de Tizi Ouzou. Algérie
- Bell J.M., Smith J.L., Bailey V.L. & Bolton H. (2003). Priming effect and C storage in semi-arid no-till spring crop rotations. *Biol. Fertil. Soils* 37: 237-244.
- Benabdeli K., 1995. *L'écodéveloppement : un compromis raisonnable entre l'homme et la nature*. Séminaire national sur l'écodéveloppement, Sidi Bel Abbes 29 et 30 mars 1995.
- Benabdeli K., 1996. *Aspects physionomicostructuraux de la végétation ligneuse face à la pression anthropozoogène dans les monts de Tlemcen et les monts de Dhaya (Algérie occidentale)*. Thèse d'État, Université Djillali Liabes (UDL), Sidi Bel Abbes, 400 p.
- Benabdeli K., 1996. *Evaluation écologique des paysages, classification, potentialités et aménagement du territoire*. Séminaire régional sur l'aménagement du territoire, Arzew 14 mai 1996.
- Benabdeli K., 1996 : Modalités pratiques de prise en charge des problèmes de l'environnement dans l'espace communal. Journées scientifiques sur les collectivités locales face aux problèmes d'environnement et de gestion de l'espace. Sidi Bel Abbes 20-21 mars 1996.
- Benabdeli K., 1996. Impacts socio-économiques et écologiques de la privatisation des terres sur la gestion des espaces et la conduite des troupeaux : cas de la commune de Télagh (Sidi Bel Abbes- Algérie). *Revue Options méditerranéennes* n°32: 185-194.
- Benabdeli K., 2007. *Contraintes entravant la préservation de la biodiversité des espaces naturels en Algérie*. Muséum national d'Histoire Naturelle Paris 6 avril 2007.
- Benabdeli K., 2008. *Impact des fluctuations climatiques sur le développement des espèces envahissantes dans la plaine de Sidi Bel Abbes*. MNHN-Département de Biodiversité Paris 13 Mai 2008.
- Benabdeli K., Harrache D., 2010. *Réflexions sur les stratégies de préservation de la biodiversité en région méditerranéenne. Rôle des seuils de perturbation acceptable des écosystèmes*. Colloque international sur la gestion et la préservation de la biodiversité continentale dans le bassin méditerranéen. Tlemcen 11 au 13 octobre 2010.
- Berchiche T., 1986. Contribution à l'étude socio-économique de la forêt algérienne. Thèse magister Science agronomique : INA d'Alger.
- Berg B., 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecol. Manage.* 133: 13-22.

Bell R.L., Binkley D., 1989. Soil nitrogen mineralization and immobilization in response to periodic prescribed fire in a loblolly pine plantation. *Canadian Journal of Forest Research*, 19, pp. 816-820.

B.N.E.D.E.R., 1982. *Étude du développement agricole de la wilaya de Saïda. Rapport final et annexes*. Bureau national d'études et du développement rural, Alger, 120 p.

B.N.E.D.E.R., 1992- Etude du développement agricole dans la wilaya de Saïda. Rapport final et documents annexes.

B.N.E.D.E.R., 2008. *Etude du développement agricole dans la wilaya de Saïda*. Rapport final et documents annexes. 297 pages.

BNEF., 1990a. Etude d'aménagement des forêts domaniales de Oum Graf et Ain Zeddim, phase II, Etude du milieu, Blida, Algérie, 66P.

BNEF., 1990b. Etude d'aménagement des forêts domaniales de Oum Graf et Ain Zeddim, phase IV, procès verbale d'aménagement, Blida, 10P

Boerner R.E.J. & Brinkman J.A., 2003. Fire frequency and soil enzyme activity in southern Ohio oak-hickory forests. *Appl. Soil Ecol.* 23: 137-146.

Bonnet V., Dutoit T. & Tatoni T., 2002. Spatial gradients of vegetation and soil after fire in the calcareous Provence (France). In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds.), *Fire and biological processes*. Backhuys Publishers, Leiden, 303-314.

Bonnet V. & Tatoni T., 2003. Analyse spatiale et fonctionnelle de la réponse de la végétation après incendie en basse Provence calcaire. *Forêt méditerranéenne*, 24 : 385-402.

Bonnier., 2002. Problématique de la forêt méditerranéenne *Forêt méditerranéenne* hors série n°1 - août 2002 . ISSN. 0245-484 X

Borsali A., 2012. Impact des incendies de forêts sur les propriétés physico-chimiques des sols algériens (Forêt de Fenouane, wilaya de Saïda). *Congrès des doctorants*. Marseille. France

Borsali A., 2012. Mise en place de protocoles expérimentaux édaphiques pour le Suivi des incendies de forêts et de la reconstitution des écosystèmes forestiers des zones semi-arides (cas de la forêt de Fénouane) Saïda Algérie. Colloque international sur *la Géomatique et Gestion des risques Naturels*. Oujda. Maroc .

Borsali A., 2005. Impact des Incendies de Forêts sur les écosystèmes : Étude d'un cas : Forêt de Kounteidat (Sidi Bel Abbès) Algérie. 1^{er} Séminaire International sur *l'Environnement et ses Problèmes Connexes – Bejaïa – Algérie*.

Borsali A., 2005. La végétation du sud ouest de la partie occidentale Algérienne en danger. *XXIII Rencontre Universitaire de Génie Civil – Grenoble France*.

Borsali A., 2000. *Pyrologie forestière et mise au point d'une méthode d'évaluation des risques d'incendies*. Mémoire de Magister Université de Sidi Bel Abbès. 200p

Boix Fayos C., 1997. The roles of texture and structure in the water retention capacity of burnt Mediterranean soils with varying rainfall. *Catena* 31: 219-236.

Boudy P., 1955. *Économie forestière nord-africaine*. Tome IV. *Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie*. Paris, Éd. Larose, 483 p.

Bouvron, M., Teillac-Deschamps, P., Coreau, A., Hernandez, S., Meignien, P., Morandeau, D., Nuzzo, V. (2010). Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. *Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)*. 74p.

Bradley R.L., Titus B.D. & Fyles J.W., 1997. Nitrogen acquisition and competitive ability of *Kalmia angustifolia* L., paper birch (*Betula papyrifera* Marsh.) and black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) seedlings grown on different humus forms. *Plant Soil* 195: 209-220.

Braudel F., 1985: *La Méditerranée L'espace et l'histoire*, Champs –Flammarion, Paris, 223 p.

Braun-Blanquet J., 1952. Irradiation européennes dans la végétation de la Kroumirie. *Comm.S.I.G.M.A.*, 112, 182-194 (1952) & *Vegetatio*, 4(3), 182-194.

Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie*. 3. ed. Wien: Springer.

Bremer D.J. & Ham J.M., 1999. Effect of spring burning on the surface energy balance in a tallgrass prairie. *Agric. For. Meteorol.* 97: 43-54.

Brugnot G., Cassayre Y., 2003 : *De la politique française de restauration des terrains en montagne à la prévention des risques naturels*, Mémoire soumis au XIIème Congrès forestier mondial, Québec City, Canada, 5 p.

Blondel J., 2005. La biodiversité sur la flèche du temps . *Nature Sciences Sociétés*, 13, 296-301.

Blondel J., 2009 : *La production durable de biens et services en forêt méditerranéenne : le point de vue de l'écologie*, Forêt Méditerranéenne, tome XXX, n°2, pp. 133-138

Billings S.A. & Ziegler S., 2005. Linking microbial activity and soil organic matter transformations in forest soils under elevated CO₂. *Glob. Change Biol.* 11: 203-212.

Buhk, C., Götzenberger, L., Wesche, K., Sánchez Gómez, P., Hensen, I., 2006. Post-fire regeneration in a Mediterranean pine forest with historically low fire frequency. *Acta Oecologica* 30, 288-298.

Cade-Menun, B.J., Berch, S.M., Preston, C.M., Lavkulich, L.M., 2000. Phosphorus forms and related soil chemistry of podzolic soils on Northern Vancouver Island II. The effects of clear-cutting and burning. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 1726-1741.

Canakcioglu, H. 1986. Forest fires and fire problems in Turkey. Document présenté au séminaires sur les Méthodes et matériels à utiliser pour prévenir les incendies de forêt, Valence, Espagne, 29 septembre-4 octobre 1986. 10 p.+ annexes.

Capitanio R. & Carcaillet C., 2008. Post – fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity : A discussion of succession models. *Forset. Ecol.Manag.*, 225 : 431- 439.

Carreira J.A., Niell F.X. & Lajtha K., 1994. Soil nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands of varying fire history and successional stage. *Biogeochem.* 26: 189-209.

Certini G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.

Chabrierie, O., 2002 . Analyse intégrée de la diversité des communautés végétales dans les pelouses calcicoles de la basse vallée de la Seine, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Université Paris XI-Orsay, 190p, www.côte-sainte-catherine.com.

Chandler C., Cheney P., Thomas P., Trabaud L. & Williams D., 1983. *Forest fire behavior and effects*. *Fire in Forestry*, vol. I. New York, John Wiley & Sons, 450 p.

Challot, A., 2004. Forêt méditerranéenne et incendies dans l'histoire. *Forêt Méditerranéenne* tome XXV, n° 4, 249-258.

Chalvet M., 2001 : « *L'invention de la forêt méditerranéenne de la fin du XVIIIe siècle aux années 1960.* » Thèse de doctorat de doctorat d'histoire, *Revue d'histoire du XIXe siècle* [En ligne], n° 23, mis en ligne le 15 octobre 2002, <http://rh19.revues.org/index342.html>

CIHEAM-IAMZ, 1993. *Les sols dans la région méditerranéenne : utilisation, gestion et perspectives d'évolution*. (Cahiers Options Méditerranéennes ; v. 1(2)). 269 p

Clément V., Jappiot M. (2005). «La loi et la carte : deux outils de gestion du risque incendie dans les forêts méditerranéennes ». *BAGF*, n°1, p 75-84. COLIN P

Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.

Covington, W.W., DeBano, L.F., Huntsberger,T.G., 1991. Soil nitrogen changes associated with slash pile burning in pinyon-juniper woodlands. *Forest Science* 37, 347-355.

Covington W.W. & Sackett S.S., 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecol. Manage.* 54 : 175-191.

Crosti R., Ladd P.G., Dixon K.W. & Piotto B., 2006. Post fire germination: The effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest. Ecol. Manag.*, 221: 306- 312.

Daget P., 1994. Introduction à la théorie générale de la méditerranéité. *Bull.Soc.Bot.Fr.* 131, Actual. Bot., (2/3/4) :31-36 .

DeBano L.F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellence in wildland environments: a review. *J. Hydrol.* 231: 195-206.

Debazac E.F., 1959. La végétation forestière de la Kroumirie. Ann. Ec. Nat. Eaux et For., 14 (2), Nancy. 131 p.

De Lillis, M., Fanelli, G., Bedogni, B., Hodgson, G.J. 1999. Ecological study of the seed banks of a Mediterranean grassland. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1 (2) : 109-116.

De Mongolfie J., 1985. *Vers des indicateurs de suivi des espaces boisés en méditerranée*. Note de méthode de l'Observatoire Méditerranéen pour l'Environnement et le Développement

Davies, S.J. et Unam, L. 1999. Smoke-haze from the 1997 Indonesian forest fires: effects on pollution levels, local climate, atmospheric CO₂ concentrations, and tree photosynthesis. *Forest Ecology and Management* 124: 137-144.

DGF, 2007. *Superficies, potentialités, et bilan d'incendies des forêts algériennes*. 104 pages

DGF, 2010. *Rapport de la FAO sur les forêts algériennes*. Rome, Direction générale des forêts, 57 p.

Delattre, E. 1993. *Evaluation des actions communautaires: vers une coopération internationale, incendies de forêt en Europe du Sud*. 271 p.

Delpech R., 1996. Vocabulaire de phytosociologie et de synécologie végétale. Conseil International de la Langue Française. *La banque des mots*, 51, 49-87.

De ribbe Ch., 1866. La question des incendies de forêts dans l'Algérie et dans les Maures de la Provence. Rev. Agr. Forest., Provence, p. 201-213

Dumontet S., Diné H., Scopa A., Mazzatura A. & Saracino A., 1996. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean environment. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1467-1475.

Dufrêne M., 1998. Cours de phytosociologie. Partie « analyse de données ». Version β . 1 – 1/12/98. Adresse : <http://www.biol.ucl.ac.be/ecol/cours/phytosocio/home.html>.

Dufrêne M., 2003. Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques. Version du 11.05.2003. Adresse : <http://biodiversité.Wallonie.be/outils/methodo/home.htm>.

Emberger L., 1954. *Une classification biogéographique des climats*. Rec. Trav. Lab. Bot. Géol. Zool. Univ. Montpellier, Série Bot., n° 7, PP3.43.

Emberger L., 1971. Sur le quotient pluviométrique. *Compte. Rendu Acad. Sc.* 234 :2508-2510.

Egler F.E., 1954. Vegetation science concepts. I : Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development, *Vegetatio*, 4 : 412-417.

EUROFOR (1994). *L'Europe et la forêt*. Luxembourg : Parlement européen, Direction générale des études, t. 1 et 2, 1528 p.

FAO, Département Forêts. *Evaluation des ressources forestières 1990. Pays non-tropicaux en développement. Région méditerranéenne*. Rome : FAO, 1994. 48 p.

FAO. *State of the World's Forests 1997*. Rome (ITA) : FAO, 1997. 200 p.

FAO. 2010. *Global forest resources assessment 2010*, Main report, FAO Forestry Paper 163. Rome.

FAO. 2011. *Forêts et changement climatique dans le Bassin méditerranéen*. Main report, FAO Forestry Paper 163. Rome.

Fayein M., 2003. *Elaboration d'un outil d'accompagnement de projets d'aménagements pour la prévention des incendies de forêt*. Mémoire d'Ingénieur Agronome de l'INA P-G

Ferran, A., Vallejo V.R., 1998. *Long-term plant regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain*. Fire Management and Landscape Ecology (ed. L Trabaud), International Association of Wildland Fire Fairfield, Washington, 155-166.

Fernandez-Santos B., Martinez C., Garcia J.A. & Puerto A., 2004. Post fire regeneration in *Cytisus oromediterraneus* : source of variation and morphology of the below-ground parts. *Acta Oecol.*, 26: 149- 156.

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.

Fesquet F., 1997 : *L'arbre au secours des hommes : les bienfaits de la forêt dans le discours forestier aux XIXème et XXème siècles*, in *La forêt, perceptions et représentations*, Corvol A., Arnould P., Hotyat M., L'Harmattan, Paris, pp. 163-172

Fesquet F., 1998 : *Un corps quasi-militaire dans l'aménagement du territoire : le corps forestier et le reboisement des montagnes méditerranéennes en France et en Italie aux XIX et XXèmes siècles*. Université Paul Valéry, Montpellier III, 3 vol., 992 p.

Fesquet F., 2002 : *"La défense de la forêt méditerranéenne au 19ème siècle : un conflit forestier - paysan pour le contrôle des espaces communaux"*, communication au séminaire "Civilisation et patrimoine : problématique de la forêt méditerranéenne", Maison Méditerranéenne des Sciences de l'Homme, Aix en Provence, 8 mars 2001. Compte-rendu réalisé par Andrée Corvol-Dessert, "Civilisation et patrimoine" in *Forêt Méditerranéenne*, hors série n° 1, pp. 65-83

Forgeard F., 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecol.*, 11 (2) : 191- 213.

FOSA. 2000. *Evaluation des ressources forestières 1990. Pays non tropicaux en développement. Région méditerranéenne*. FO: Misc/94/3, 48 p.

Fisher R.F. & Binkley D., 2000. *Ecology and management of forest soils*, 3rd ed. New York, Wiley.

Gauthier O., 2009 : *La forêt méditerranéenne : un modèle de forêt multifonctionnelle*, Forêt Méditerranéenne – tome XXX – n°4, pp. 319-322.

Géhu J.M & Rivas-Martinez S., 1981. Notion fondamentales de phytosociologie. In : H. Dierschke (ed.), Ber. Der Intern. Symp. Der Intern.Verein. fur Vegetationsk., *Syntaxonomie*, Rintein 1980, 5-33.

GIEC, 2007. *Bilan 2007 des changements climatiques*. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri R.K. & Reisinger A.]. Genève, Suisse, GIEC, 103 p.

Gillon D., Rapp M., 1989. Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant and Soil*, 120, pp. 69-77.

Gillon, D., R. Joffre, P. Dardenne. 1993. Predicting the stage of decay of decomposing leaves by near infrared reflectance spectroscopy. *Canadian Journal of Forest Research* 23, 2552-2559.

Gillet F., Foucault B. & Julve P. 1991. La phytosociologie synusiale intégrée : objets et concepts. *Candollea*, 46: 315-340.

Gillet F. 2000. Guide d'utilisation de Phytobase 5, base de données phytosociologiques. *Documents du Laboratoire d'Écologie végétale*, Université de Neuchâtel, 28 p.

Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M., 1988. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science* 146:255-261.

González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H., 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International* 30, 855-870.

Godel C., 2007. Forêt Méditerranéenne et conservation du littoral. Mémoire de fin d'études formation des ingénieurs forestiers Paris. France. 82 p

Godron M., 1968. *Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu*. C.N.R.S.

Goudsblom, J., 1992. *Fire and Civilization*. London, England; New York, New York: Penguin Books.

Grall, J. et Coïc, N., 2005. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut Universitaire Européen de la Mer – Université de Bretagne Occidentale Laboratoire des sciences de l'Environnement Marin

Green V.S., Stottand D.E. & Diack M., 2006. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. *Soil Biol. Biochem.* 38: 693-701.

Grim (S), 1989. Le pré aménagement forestier. Min. Hyd. For. Alger. Univ. Cathol. Louvain. Belgique. pp 1-45.

Grime, J.P., 1979, *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, Chichester.

- Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R., 1988. *Comparative Plant Ecology: a functional approach to common British species*. Unwin Hyman Ltd, London, p342-343.
- Grime, J.P., 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties* - John Wiley and Sons Ltd.
- Guénon., 2010. *Vulnérabilité des sols méditerranéens aux incendies récurrents et restauration de leurs qualités chimiques et microbiologiques par l'apport de compost*. Thèses de doctorat Aix- Marseille Université. 248 p
- Guénon R., Vennetier M., Dupuy N., Ziarelli F. & Gros R., 2011. Soil organic matter quality and microbial catabolic functions along a gradient of wildfire history in a Mediterranean ecosystem. *Appl. Soil Ecol.* 48: 81-93.
- Hamer U., Marschner B., Brodowski S. & Amelung W., 2004. Interactive priming of black carbon and glucose mineralization. *Organic Geochem.* 35: 823-830.
- Hamman S.T., Burke I.C. & Stromberger M.E., 2007. Relationships between microbial community structure and soil environmental conditions in a recently burned system. *Soil Biol. Biochem.* 39: 1703-1711.
- Hart S.C., Newman G.S., DeLuca T.H., MacKenzie M.D. & Boyle S.I., 2005. Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *Forest Ecol. Manage.* 220: 166-184.
- Hénin S., Monnier G., Combeau A., 1958- Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annales agronomiques*, 9: 73-92.
- Hénin S., 1976- Cours de physique du sol. Ed ORSTOM: 159P.
- Hernández T., Garcia C. & Reinhardt I., 1997. Shortterm effects of wildfire on the chemical, biochemical, and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 25:109-116.
- 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.
- Hetier, Lilin 1989. Les espaces méditerranéens et leurs ressources. *Forêt méditerranéenne*, Tome 11, n° 3, p.226-235.
- Hooper D. U. & al., 2005, Effect of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge, *Ecological monographs*, 75, 1, 3-35
- Iker mound M., 2000. *Evaluation des ressources forestières nationales*. Alger : DGF.39 p.
- Imeson A.C., Verstraten J.M., Van Mulligen E.J. & Sevink J., 1992. The effect of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19: 345-361.

- Jappiot *et al*, 2001. Traité IGAT "Information géographique et aménagement du territoire", Rubrique "Aménagement et gestion des territoires", Volume "Gestion spatiale des risques", Chapitre 6 "Systèmes d'information géographique et modélisation dans le domaine de la prévention des incendies de forêt". Editions Hermès, pp 145-181.
- Johnson D.W. & Curtis P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta-analysis. *Forest Ecol. Manage.* 140: 227-238.
- Kadik B., 1983. Contribution à l'étude du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Algérie : écologie, dendrométrie et morphologie. O.P.U. éd., Alger, 581 p.
- Kadi Hanifi, A., 1998. L'alfa en Algérie : syntaxonomie, relations milieu-végétation, dynamique et perspectives d'avenir. Thèse Doct. Etat, Univ. H. Boumediene, Alger, 228 p.
- Keeley J.E. & Fotheringham, C.J., 1998. Smoke induced seed germination in California chaparral. *Ecology*, 79: 2320- 2336.
- Keeley J.E., Fotheringham C.J. & Keeley M.B., 2005. Determinants of post fire recovery and succession in Mediterranean- climat shrublands of California. *Ecol.Appl.*, 15(5) : 1515 – 1534.
- Keeney D.R. & Nelson D.W., 1982. Nitrogen – Inorganic forms. In: Page A.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis*. Agronomy Monograph 9, Part 2, 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, Wisconsin: 643-698.
- Kuhnoltz-lordat G., 1938. La terre incendiée. Essai d'agronomie comparée. Ed. Maison carrée. Nimes. 361p.
- Kuzyakov Y., Friedel J.K. & Stahr K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1485-1498.
- Labani A., 2005. Cartographie écologique et évaluation permanente des ressources naturelles et des espaces productifs dans la wilaya de Saïda, Thèse doctorat, UDL, Sidi Bel Abbas, 231P
- Labani A., 2006. Fluctuations climatiques et dynamique de l'occupation de l'espace dans la commune de Ain El Hadjar (Saïda, Algérie) Article scientifique revue Sécheresse ; 17 (3) : 391-8.
- Lepart, J., et Escarré, J., 1983. *La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique*. Bulletin d'Ecologie 14, 133-178.
- Leck, M.A., Parker, V.T. & Simpson, R.L. (1989). *Ecology of Soil Seed Bank*, Academic Press.
- Le Houérou, H.N., 1973. *Fire and vegetation in the Mediterranean basin*. Proceedings Annual Tall Timbers, Fire Ecology Conference.
- Le Houerou H.N., 1980. L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne (1^{ère} partie). *Rev.For.médit.*, II (1) : 31-44.

- Le Houérou, H.N. 1987. Vegetation wildfires in the mediterranean basin: evolution and trends. *Ecol. med.*, XIII (4):12.
- Le Houérou, N. 1988. L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne. *For. méd.*, 2(1): 31-44; n° 2, p. 155-174.
- Leonard J.P., 2003 : *Forêt vivante ou désert boisé ? la forêt française à la croisée des chemins*, L'Harmattan, Paris, 311 p.
- Leutreuch-Belarouci N., 2001. De la nécessité d'établir des stratégies de reboisement en Algérie sur la base de la biodiversité. *Revue Ecosystems*.n°1, Sidi bel abbes.2001.75p
- Light M.E., Gardnier M.J., Jager A.K & Van Staden J., 2002. Dual regulation of seed germination by smoke solutions. *Plants Growth Regul.*, 37: 135-141.
- Lioret F., 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean scrubland of northeastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 9: 417-430.
- Long G., 1974. *Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. Tome 1 : Principes généraux et méthodes*. Collection d'écologie. Masson, Paris.252 p.
- Louni N., 1994. Impact de l'incendie sur la végétation et sur les caractéristiques de la couche superficielle du sol au niveau des formations à *Quercus suber* L. (cas de la forêt de Mizrana Tizi Ouzou) . Thèse de Magister, Institut d'Agronomie, U.M.M.T.O.85 p.
- Loreau M., 2000, Biodiversity and Ecosystem functioning: recent theoretical advances, *oikos*, 91, 3-17
- Lucas G., 1952 – Bordure nord des Hautes Plaines dans l'Algérie occidentale. Primaire. Jurassique. Analyse structurale. Monogr. Région XIXème. Congr. géol.inter. Alger, sér.1, n°21, 139 p., 59 fig.
- Madoui A., 2002. Les incendies de forêts en Algérie. Historique, bilan et analyse. *Forêt méditerranéenne*, 23(11) : 23-30.
- Madoui A., 2006. L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. dans le nord de la forêt de Bou-Taleb, Algérie. *ecologia mediterranea* 32 : 5-13.
- Marc M., 1916. *Les forêts d'Algérie*. Ed. Jourdan. Alger. 331p.
- Mazzoleni S., Di Pascale G., Di Martino P., Rego F. & Mulligan M. (eds.) (2004), Recent dynamics of Mediterranean vegetation and landscape, John Wiley and Sons, London, 306 p.
- Meddour et al ,2008 . Contribution à l'étude des feux de forêts en Algérie : approche statistique exploratoire et socio-économique dans la wilaya de Tizi Ouzou. Thèse de Magister, INA, El Harrach, Alger, 275 p.
- Meddour R., 1992. Régénération naturelle de *Cedrus atlantica* Man. et de divers pins après incendie dans l'arboretum de Meurdja (Algérie). *Forêt méditerranéenne*, 13(4) : 275-287.

Médail F. & Quézel P. (1997), Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, n° 84, p. 112-127.

Mezali M., 2003. Forum des Nations Unies sur les forêts (3^{ème} session, Genève). Alger : Ministère de l'Agriculture et du Développement Rurale et Direction Générale des Forêts, 9 p.

Mulvaney R.L., 1996. Nitrogen – Inorganic Forms. In: Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpoor P.N., Tabatabai M.A., Johnston C.T., Sumner M.E. (eds). *Methods of soil analysis*, Part 3. Chemical Methods-SSSA Book series no. 5. Madison, Wisconsin: 1123-1184.

Murphy J. & Riley J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt. Chem. Acta* 27: 31-36. Neary D.G., Ryan K.C. & DeBano L.F., 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep.

M'Hirit, 1999. Mediterranean forest: ecological space and economic and community wealth. *Unasylva*. 197: 3-15.

Monnier Y., 1981. La poussière et la cendre. Agence de Coopération culturelle et Technique. 250 p.

Moravec J., 1990. Regeneration of N.W. African *Pinus halepensis* forest following fire. *Vegetation*, 87: 29-36.

Moreno G., 2012. Evaluación de los efectos ecológicos y productivos de un nuevo modelo de gestión en mosaico de las dehesas, informe de seguimiento anual. Ministerio De Educación Y Ciencia, Dirección General De Investigación.

Naveh, Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean regions. In: Kozlowski, T.T., Ahlgren, C.E. (Eds.), *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 401-434.

Naveh, Z., 1975. The evolutionary significance of Fire in the Mediterranean Region. *Vegetatio* 29, 199-208.

Nandin P., 2008 : *La région méditerranéenne : un haut lieu de biodiversité*, Eurostat - Statistiques en bref – Environnement et énergie, Communautés Européennes, 8 p.

Ne'eman G & Izhaki I., 1999 . The effect of stand age and microhabitat on soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests after fire. *Plant Ecol.*, 144: 115 -125.

Nouschi A., 1959. Notes sur la vie traditionnelle des populations forestières Algériennes In: *Annales de Géographie*. 1959, t. 68, n°370. pp. 525-535.

Olsen S.R. & Sommers L.E., 1982. Phosphorus. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (eds), *Methods of soil analysis*, part 2. *Chemical and microbiological properties-Agronomy monograph*, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin: 403-430.

O'Leary, J.F. (1990). Post-fire diversity patterns in two subassociations of Californian coastal sage scrub. *Journal of Vegetation Science*, 1: 173-180.

- ONM, 2009. Office national de la météorologie. *Recueil des données climatiques de la wilaya de Saïda*. Feuilles de relevés quotidiennes de la période 1990-2009.
- Orazio., 1999. Etude bibliographique sur les effets du brulage dirigée sur l'écosystème forestier. Synthèse bibliographique le Muy. w3.pierroton.inra.fr
- Ouelmouhoub S. et Bebhouhou S., 2007. Evolution floristique des subéraies incendiées dans la région d'El Kala (nord-est Algérie). *Ecol. Mediterr.*, 33 :85-94.
- Ozenda P., 1982. Les végétaux de la biosphère. Ed. Doin. 431p.
- Pausas, J.G., 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change* 63, 337-350.
- Pausas, J.G., Ribeiro, E., Vallejo, R., 2004. Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 203, 251-259.
- Papavassilou S. et Arianoutsou M., 1994. Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. Pp. 19 – 125, In : L.Trabaud & R.Prodon (eds) . *Fire in Mediterranean Ecosystems. Ecosystems Research Report n° 5*, Commission of the European Communities.
- Pietikäinen, J., Fritze, H., 1995. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 101-109.
- Pons, A., Thimon M., 1987. The role of fire from palaeoecological data. *Ecologia Mediterranea* 13, 1-11.
- Pons, A.O. et Quézel, P. 1985. The history of the flora and vegetation in the past and present human disturbance in the Mediterranean region. In C. Gomez-Campo (éd.). *Plant conservation in the Mediterranean area. Geobotany*, 7. p. 25-43. W. Junk, Dordrecht, Pays-Bas.
- Ponomarenko, E.V., Anderson, D.W., 2001. Importance of charred organic matter in Black Chernozem soils of Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 81, 285-297.
- Pulido, F., García, E., Obrador, J. et Moreno, G. 2010. Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: incorporating biotic and abiotic drivers into management schemes. *Journal of Applied Ecology* 47, pp. 1271 à 1281.
- Quézel, P., 1964. Contribution à l'étude des forêts de chênes à feuilles caduques d'Algérie. *Mem. de la Soc. D'Hist. Nat. D'Afr. du Nord*. Nouv. Série, n°1, 57 p., Alger.
- Quézel, P. 1976. Les forêts du pourtour méditerranéen. In *Forêts et maquis méditerranéens: écologie, conservation et aménagement. Note technique MAB*, 2: 9-33. UNESCO, Paris.
- Quézel P., 1979. La région méditerranéenne française et ses essences forestières. Signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen. *La Forêt méd.* T.1, N° 1: 7-73.

Quezel P., 1979. Matorrals méditerranéens et chaparrals californiens. Quelques aspects comparatifs de leur dynamique, de leur structure et de leur signification écologique. Ann. Sc. For. N° 36: 1-12.

Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, 552 p.

Ramanantsara, F.N., 2008, Etude de la trajectoire de la succession végétale naturelle d'Ambatovy en vue de mettre en place un plan de restauration forestière, Mémoire de fin d'études, Département des Eaux et Forêts, ESSA, 79p.

Raison R. J , Woods P.V, Khanna P.K . ,1986 .Decomposition and accumulation of litter after fire in subalpine eucalypt forests . — Australian Journal of Ecology, 11, pp . 9-19.

Rebai A., 1983. Les incendies en forêt dans la wilaya de Mostaganem. Etude écologique et propositions d'aménagement. Thèse Sp. Univ. Aix Marseille III.

Rigolot, E. 1993 - Le brûlage dirigé en région méditerranéenne française. Rencontres forestiers-chercheurs en forêt méditerranéenne. La Grande-Motte (34), 6-7 octobre 1992. Ed. INRA (Les Colloques n°63), pp.223-250.

Rivas-Martínez, S., 1987. *Memoria del mapa de Series de Vegetación de España*. I.C.O.N.A.Serie Técnica. Publ. Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 250 p.

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

Rubio J.L.,2000. *Effets des feux de forêt sur la matière organique du sol*. Centro de Investigaciones sobre Desertificacih -CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Apartado Oficial. 46470 Albal (Valencia).

Saada., 1983. Rapport final relatif à l'aménagement d'une zone pilote à EL Hassasana (Saida), département de foresterie, INA, 1985

Sahli Z., 1997. Risques et enjeux dans les agricultures familiales : cas des zones montagneuses, arides et semi -arides. *Agricultures familiales et politiques agricoles en Méditerranée : enjeux et perspectives*. Montpellier : CIHEAM, 1997. p. 111 -124 (Options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches; n .12)

Saiya-Cork K.R., Sinsabaugh R.L. & Zak D.R., 2002. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1309-1315.

Sala O.E., Chapin III F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oosterheld M., Leroy, Poff N., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. (2000), Global biodiversity scenarios for the year 2100, *Science*, n° 287, p. 1770-1774.

S.A.T.E.C., 1976- Etude du développement intégré de la Daira de Saida

Seigue A., 1985. La forêt circumméditerranéenne et ses problèmes. Techniques agricoles et productions méditerranéennes. g.-p. *Maisonneuve et Larousse*. 502 p.

Scarascia-Mugnozza et al., 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 97-109

Schmidt M.W.I., Skjemstad J.O., Gehrt E. & Kögel-Knabner I., 1999. Charred organic carbon in German chernozemic soils. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 351-365.

Scott, A.C., Glasspool, I.J., 2006. The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentrations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103, 10861-10865.

Skouri, M., 1994. Les dégradations du milieu et les mesures de protection-Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France, 80, n°9, 49-82.

Soltner D., 1996. *Les bases de la production végétale*. Tome I : *Le sol et son amélioration*, 21e édition. Sciences et techniques agricoles, Sainte-Gemmesur-Loire, France, 464 p.

Specht, R.L. & A. Specht -1989. Species richness of sclerophyll (heathy) plant community in Australia – the influence of overstory cover. *Australian Journal of Botany* 37: 337-350.

Specht, R.L., R. Grundy & A. Specht, 1990. Species richness of plant communities: relationship with community growth and structure, *Israel Journal of Botany* 39: 465-480.

Suc J.-P. (1984), Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe, *Nature*, n° 307, p. 429-432.

Svenning J.C. (2003), Deterministic Plio-Pleistocene extinctions in the European cool-temperate tree flora, *Ecology Letters*, n° 6, p. 646-653.

Tabatabai M.A. & Bremner J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1: 301-307.

Tabatabai M.A. & Bremner J.M., 1972. Assay of urease activity in soil. *Soil Biol. Biochem.* 4: 479-487.

Tarrega R. & Luis- Calabuig E., 1987. Effects of fire on structure, dynamics and regeneration of *Quercus coccifera* ecosystems. *Ecol. Mediterr.*, 13: 79- 86.

Terras M., 2008. Dynamique phytoécologique du Thuya de Berberie face à l'incendie. *Revue forêt méditerranéenne t. XXIX, n° 1 mars 2008. p33.*

Thanos C.A., Georghiou K., Kadis C. & Pantazi C., 1992. Cistaceae : a plant family with hard seeds. *Israel J.Bot.*, 4: 251-263.

Thompson, K., Bakker, J. & Bekker, R. (1997). *The soils seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge, Cambridge University Press.

Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., Mosseler, A., 2009. Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal. Cahier technique no. 43, 67 pages.

Tolhurst K., 1994. Effects of fuel reduction burning on flora in dry sclerophyll forest. Pp. 97-107, *In: The effects and the effectiveness of fire management*, Biodiversity series. Proceeding of the conference held, Footscaray, Melbourne.

Tomaselli, R. 1976. La dégradation du maquis méditerranéen. In *Forêts et maquis méditerranéens: écologie, conservation et aménagements. Note technique MAB*, 2: 34-75. UNESCO, Paris.

Trabaud L., 1970. Quelques valeurs et observations sur la phyto-dynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc. (Premiers résultats). *Naturalia Monspeliensia, Sér. Bot.* Fasc. 21 : 213-242.

Trabaud L., 1974. Experimental study of the effects of prescribed burning on a *Quercus coccifera* L. garrigue. In *Tall Timbers Fire Ecology Conference* 13: 97-129.

Trabaud L., 1980a. *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse doc. État. Sciences, Université Sci. Tech. du Languedoc, Montpellier, 288 p.

Trabaud L. & Lepart J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43: 49-57.

Trabaud L., 1983a. Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (sud de la France). *Ann.Sct.For.*, 40 (2) : 177-196.

Trabaud L., 1983b. The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. Pp. 233- 243, *Irr. Mediterranean- type ecosystems: the role of nutrients*. F.G.KRUGER et al. (eds). Springer-verlag, Berlin.

Trabaud L. et Oustric J., 1989. Comparaison des stratégies de régénération après incendie chez deux espèces de cistes. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 44: 3-13.

Trabaud L., 1990 a. Fire as an agent of plant invasion ? A case study in the French Mediterranean vegetation. Pp. 417-437, *In : Biological invasion in Europe and the Mediterranean basin*. F.Di Castri et al. (eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Trabaud L., 1990 b. Influence du feu sur les propriétés chimiques des couches superficielles d'un sol de garrigue. *Rev.Ecol .Biol.sols* 27 (4) : 383-394.

Trabaud L., 1992. Réponses des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. *Pirineos*, 140 : 89-107.

Trabaud, L. (1994). Post-fire plant community dynamics in the Mediterranean basin. *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*, J.M. Moreno, W.C. Oechel. Springer-Verlag, New-York : 1-15.

- 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 *Pinus pinaster*. *Canadian Journal Botany*, 75(6): 1012-1021.
- Trabaud L., 2000. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the west mediterranean. In: Ne'eman and Trabaud (eds), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and Pinus brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Leiden, Netherlands, p. 257-268.
- Tillier S., 2011. *Gérer durablement la forêt méditerranéenne exemple du parc naturel régional des alpilles*. Thèse pour obtenir le grade de docteur de l'université du maine .
- Van der Maarel, E., 1979. Transformation of cover - abundance values in phytosociology and its effects on community similarity . *Vegetatio* 39 , 97 – 114
- Vance E.D., Henderson G .S ., 1984. Soil nitrogen availability following long-term burning in an oak-hickory forest. *Soil Science Society of America Journal*, 48, pp. 184-190.
- Velez R., 1992. Incendies de forêts dans les pays de la région méditerranéenne. Centre International pour l'Environnement alpin, p. 91-107.
- Vennetier M., Ripert C, & Chandioix O., 2003. Etude des potentialités forestières de la Provence calcaire. Évaluation à petite échelle sur de grandes surfaces. Forêt méditerranéenne T. XXIV, n°1, pp. 32-36.
- Vennetier M. & 38 collaborateurs, 2008. Étude de l'impact d'incendies de forêts répétés sur la biodiversité et sur les sols. Recherche d'indicateurs. Rapport final IRISE (Impact de la répétition des incendies sur l'environnement), projet Forest focus Convention NoFF 2005-9.
- Verhey, R., Deloffre J., Brun Cottan J.C., Lafite R., 2010. The effect of wave-induced turbulence on intertidal mudflats: impacts of boat traffic and wind. *Continental Shelf Research*, 27, 5, 594-612.
- Vernet J.L., 1997 : *L'homme et la forêt méditerranéenne de la préhistoire à nos jours*, Editions Errance, Paris, 248 p.
- Vittorio D., 2002. Problématique de la forêt méditerranéenne *Forêt méditerranéenne* hors série n°1 - août 2002 . ISSN. 0245-484 X
- Walker, J.M.N., 2004, Méthode d'étude de la végétation, Méthode du relevé floristique : Introduction (première partie), Institut de Botanique-Faculté des Sciences de la Vie-Université Louis Pasteur, France, pp1-20, <http://équinoxe.u-strasbg.fr>
- Wan S.Q., Hui D.F. & Luo Y.Q., 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: A meta-analysis. *Ecol. Applic.* 11: 1349-1365.
- Wells C.G., 1971. Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability . In : Prescribed Burning Symposium Proceedings, pp . 86-99. Asheville, North Carolina : USDA Forest Service, SE Forest Experiment Station.

Weston, C.J., Attiwill, P.M., 1996. Clearfelling and burning effects on nitrogen mineralization and leaching in soils of old-age Eucalyptus regnans forests. *Forest Ecology and Management* 89, 13-24.

Whelan R.J., 1995. *The ecology of fire*. Cambridge England, Cambridge University Press, 346 p.*ecologia*

Wesemael ,2006. Clearfelling and burning effects on nitrogen mineralization and leaching in soils of old-age Eucalyptus regnans forests. *Forest Ecology and Management* 89, 13-24.

Woodmansee R .G ., Wallach L.S ., 1981. Effects of fire regimes on biogeochemical cycles. *Ecological Bulletins (Stockholm)*, 33, pp . 649-669.

WWF, 2001 : *Les forêts méditerranéennes : une nouvelle stratégie de conservation*, WWF-Fond mondial pour la nature, Rome, Italie, 26 p.

Zackrisson, O, Nilsson, M.C., Wardle D., 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* 77, 10-9.

Zuccaro, 1991. Incorporating flame spread and fire growth algorithms into a computational zone model. Report 5029, Lund 199

Annexes

Annexe 1 : Données climatiques sur la wilaya de Saida

A.1.1 : Moyennes mensuelles de la pluviométrie (1980-2010) Source : O.N.M (2010)

Stations	Pluviométrie Moyenne sur 30 ans											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Saida	37,4	41,2	44,3	36	30,6	12,4	2,7	2,3	12	45	51,3	40,1
A.El Hadjar	42,3	38,8	51,5	35,6	15,6	4,7	4,8	2,8	14,9	22,8	32,9	31,4
Youb	41,3	38,9	49	30,9	16,9	5,9	4,3	2,8	16,1	24,4	35,6	25,5
El.Kheiter	9,9	17,3	19,5	15,2	11,9	7,9	4,6	4,9	4,7	9,4	15,3	20,2
S.Amar	45,6	31,7	53	40	24	6	9,4	5,8	19,9	22,6	28,2	18,4
A.Skhouna	10,2	16,5	20	16,3	12,1	6,4	5,1	4,6	5,2	9,3	14,8	10,5

A.1.2 : Moyennes mensuelles des températures (1980-2010) Source : O.N.M (2010)

Stations	Température Moyenne sur 30 ans											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Saida	7,9	9,3	10,4	13,1	15,9	21,8	26,5	26,5	21,8	16,5	11,6	9,2
A.El Hadjar	5,2	7,2	9,2	12,2	14,2	21,5	25,6	24,3	20	15,5	10	6,9
Youb	9	10,1	12,4	12,7	17,4	22,2	25,2	26,9	22,6	17,8	13,6	10,2
El.Kheiter	6,5	7	9,5	12,5	16	21	25,5	25,5	22	16,5	10,5	7
S.Amar	8,1	9,5	11,6	12,9	17,4	22,1	15,3	24,2	22,1	17,6	13,2	9,7
A.Skhouna	6,5	7,5	9,5	12,5	16,5	21	26	26	22	16,5	10,5	7

A.1.3 : Régime pluviométrique saisonnier Source : O.N.M (2000)

Stations	Pluviométrie (mm)	Q2	Régime saisonnier des pluies				
			H	P	E	A	
Saida	325	67,9	113,1	109,2	21,5	68,3	HPAE
Ain.El Hajar	362	68,5	112,5	102,7	12,3	70,6	HPAE
Youb	387	78,7	105,7	96,8	13	76,1	HPAE
El.Kheiter	180	71,4	95,7	117	21,2	70,7	PHAE
S.Amar	400	37,7	47,4	46,6	17,4	29,4	HPAE
A.Skhouna	190	33,2	37,2	48,4	16,1	29,3	PHAE

Annexe 2 : Forêt de la wilaya de Saïda

A.2.1 : Répartition géographique des massifs forestiers par Espèces (D.G.F.,2010)

Massifs Forestiers	Nature Juridique	Pin d'Alep Pur	Chêne Vert	Thuya	Genévrier Chêne Kermès	Autres Espèces	Vides Enclaves	Superficie Totale (Has)
Saïda	-Domaniale	411	-	-	-	-	-	411
Ain El Hadjar	-Domaniale	18 002	-	-	-	-	-	18 002
Moulay Larbi	-Domaniale	4661	-	-	-	-	-	4661
Sidi Ahmed	-Domaniale	3657	-	-	-	-	-	3657
	-Domaine privé de l'état	5978	-	-	-	-	-	5978
Youb	-Domaniale	6839	-	-	-	2547	-	9386
	-Domaine privé de l'état	150	-	-	-	1066	-	1216
	-Forêt privé	-	-	-	-	544	56	600
Doui Thabet	-Domaniale	1080	-	-	-	4600	-	5680
	-Domaine privé de l'état	610	-	-	-	2000	-	2610
	-Forêt privée	-	-	-	-	459	-	459
Hassasnas	-Domaniale	-	14934	-	-	-	-	14934
	-Domaine privé de l'état	-	6080	-	-	-	300	6380
Maamora	-Domaniale	-	14239	-	-	-	-	14239
	-Domaine privé	-	2040	-	-	-	-	2040
Skhouna	-Forêt privée	-	-	-	-	6875	386	7261
Oueld Khaled	-Domaniale	4498	-	-	-	-	-	4498
	-Domaine privé de l'état	675	-	-	-	-	-	675
	-Forêt privée	-	-	-	-	760	-	760
Sidi Amar	-Domaniale	2900	-	-	-	-	-	2900
	-Domaine privé de l'état	2202	-	-	-	-	-	2202
	-Forêt privée	-	-	-	-	451	-	451

Sidi Boubkeur	-Domaniale	3616	-	-	-	-	-	-	-	3616
	-Domaine privé de l'état	1370	-	-	-	-	-	-	-	1370
	-Forêt privée	-	-	-	-	3000	-	-	-	3000
Hounet	-Domaniale	-	-	690	-	-	-	-	-	690
	-Domaine privé de l'état	-	-	2841	-	-	-	-	-	2841
	-Forêt privée	-	-	-	-	480	-	-	-	480
Ouled Brahim	-Domaniale	-	-	4352	-	-	-	-	-	4352
	-Domaine privé de l'état	-	4918	1830	-	-	-	-	-	6748
	-Forêt privée	-	-	-	-	470	-	-	-	470
Tircine	-Domaniale	-	-	4586	-	-	-	-	-	4586
	-Domaine privé de l'état	-	-	1876	-	7820	-	-	-	9696
	-Forêt privée	-	-	-	-	380	-	-	-	380
Ain Soltane	-Domaine privé de l'état	5980	-	2660	-	-	-	-	-	8640
	-Forêt privée	-	-	-	-	532	-	-	-	532
Totale		62629	42211	18835	7820	24164	742	156401		

A.2.2 : Importance des formations forestières (B.N.E.D.E.R, 1992).

Daïras	Communes	Forets	Superficie(Ha)	Essence Principale	Cortège floristique
Saïda	Saïda	Touta	411	Pin d'Alep	Genêt, Lentisque, Palmier nain.
Ain El Hadjer	Ain El Hadjer	Djaafra Chérage	10 160	Pin d'Alep	Thuya, Lentisque, Genêt, Phyllaréa, Alfa, Diss, Romarin.
Ain El Hadjer	Ain El Hadjer	Tendfelt	2500	Pin d'Alep	Lentisque, Genêt, Phyllaréa, Alfa, Diss, Romarin.
Ain El Hadjer	Ain El Hadjer	Fenouane	2500	Pin d'Alep	Lentisque, Genêt, chêne Kermès Phyllaréa, Diss, Laurier rose.
Ain El Hadjer	Mouley larbi	Maalif	2925	Pin d'Alep	Lentisque, Genêt, chêne Kermès, Diss, Alfa.
Ain El Hadjer	Sidi Ahmed	Tafraoua	3550	Pin d'Alep	Lentisque, chêne Kermès, Diss, Alfa, Chêne vert, Genévrier oxycedre.
Youb	Deouithabet	Deouithabet	230	Pin d'Alep	Lentisque, chêne Kermès, Diss, Alfa, Chêne vert, Genévrier oxycedre, Phyllaria, Genet, Romarin.
Youb	Youb	Oued sefioune	8500	Pin d'Alep	Lentisque, chêne Kermès, Diss, Alfa, Chêne vert, Romarin, Thuya, Cyprès, chêne vert.
Sidi boubekeur	Sidi Amar Boubekeur	Tafrent	7840	Pin d'Alep	Lentisque, Diss, Alfa, Romarin, Thuya, Genêt, Genévrier, Oxycedre.
Sidi boubekeur	Hounet	Oukar Zeboudj	1052	Pin d'Alep	Lentisque, Thuya, Genet, Alfa, Phyllaréa, Oléastre.
Ouled brahim	Ouled brahim	Aioun	4352	Thuya	Chêne kermès, Genévrier, Oxycedre, Alfa, Armoise, Romarin, Diss, Chêne vert, Oléastre.
Ouled brahim	Tircine	Tircine	4553	Thuya	Chêne vert, Chêne kermès, Lentisque, Genet, Oléastre, Alfa, Armoise.
Hassasna	Hassasna	Hassasna	4100	Chêne vert	Chêne kermès, Pin d'Alep, Lentisque, Alfa, Romarin

Annexe 3 : Relevé de végétation des parcelles et par modalité

Station Nombre de relevés	I - 02 ans					II - 04 ans					III - 08 ans					IV - 13 ans					T - Témoïn >20ans					
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S16	S17	S18	S19	S20	S11	S12	S13	S14	S15	S21	S22	S23	S24	S2	
Espèces par strate																										
Strate arborée																										
<i>Pinus halepensis</i> MILL	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	4.3	4.3	4.4	4.4	4.4	4.4	4.4	4.4	
<i>Quercus rotundifolia</i> L	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	
<i>Tetraclinis articulata</i> VAHL	
<i>Olea europea</i> L.	
Strate arbustive																										
<i>Arbutus unedo</i> L	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	
<i>Quercus coccifera</i> L.	2.2	2.2	2.2	2.2	3.3	3.2	3.3	3.2	3.3	3.3	2.2	2.2	3.3	3.3	3.3	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	3.2	2.2	2.2	2.2	2.2	
<i>Pistacia lentiscus</i> L	2.2	2.2	2.2	1.1	1.1	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	1.1	1.1	1.1	2.1	2.2	2.1	2.2	2.2	
<i>Pistacia terebinthus</i> L	2.2	1.1	1.1	2.1	2.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	+	+	+	+	+	r	r	r	r	r	r	r	r	r	R	
<i>Juniperus oxycedrus</i> L	2.3	2.2	2.3	2.3	2.2	3.3	3.3	3.3	2.3	2.3	2.2	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	
<i>Phillyrea angustifolia</i>	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.2	3.2	2.2	2.2	2.2	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	
Strate sous arbustive																										
<i>Génista quadriflora</i>	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	
<i>Calycotome spinosa</i> L	2.1	2.2	2.2	2.1	2.1	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.2	2.2	2.2	2.2	2.2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Rosmarinus tourneforti</i>	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	3.3	3.2	3.2	3.2	3.3	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	1.1	1.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	
<i>Cistus ladaniferus</i>	1.1	1.2	1.2	1.1	1.1	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	
<i>Cistus libanotis</i> L	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.1	2.1	1.1	1.1	1.1	
<i>Cistus salviaefolius</i> L	+	+	+	+	+	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Cistus villosus</i>	+	+	+	+	+	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Globularia alypum</i>	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	+	+	+	+	+	2.2	2.2	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	

Annexe 4 : Bilan des incendies dans la wilaya de Saida. Période de (1990-2009)

A.4.1. Bilan des incendies pour l'année 2009 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	Irlem	6	13,2
		Djebel Abelkrim	2	07
Ain El Hadjer	Tendfelt Djaafra Chérage Fénouane	Tendfelt	3	400
		Ghar Dib	4	14,5
		Ain Mounete	4	124
		Hassi Aoune	2	55
Doui Thabet		Oueld zaid Boussala	2	1,5
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb		Sidi Douma	2	3
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hassasna		Boulerouah	1	0,25
		Bedjaouia	2	200
		Faid El Klakh	1	2
Sidi Boubekeur	Tafrent Tafrent Tafrent	Djefel	1	0,25
		Koriat	2	11
		El Remali	1	2
		Faid Doum	3	175
		Dar El Bghal	1	15
		Bouhmar	2	5
		Ouled Madani	1	1
El rsson	1	0,5		
Sidi .Ahmed		Sfid	2	5,5
		Draa Lahmar	1	8
Ain Skhouna		Faid R'mel	1	1
		Oued Halouf	1	50
Ouled Brahim		Tifrit	1	4
		Aioune Braniss	2	1
		Mimouna	1	0,5
		Guibrene	1	1
Tircine		Douar Bouch	1	10
		Sidi Barkat	1	0,25
		Djida	1	60
Ain Soltane		Ain El Karma	1	76
Maamora		El Bordj	2	132
		Halouf	2	100
		Hassi Frid	1	0,5
		Ceinture Verte	1	10
		Djebel Belge	2	330
		Bouguadra	2	100
Total Wilaya			64	1919 ,95

A.4.2. Bilan des incendies pour l'année 2008 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	Irlem	1	0,04
Ain El Hadjer	Tebrouria	Bentrif chaabet allah	1	0,25
Doui Thabet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled. Khaled	Tafrent	Djebel sidi Ahmed	1	0,03
	Forêt privé	Sfisifa	2	0,9
Moulay Larbi	Maalif	Oukar Zebourdj	1	22
	Maalif	Lalla Setti	1	0,1
	Maalif	Oukar Zouaoui	1	0,2
	Maalif	Ragba	1	99
Youb	Consort	Tazouta	1	0,8
	Beleriache	Djebel N'ceur	3	22
	Oued Sefioune			
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	Forêt Privé	Djebel Maida	2	0,52
	Tafrent	Djebel bahri	1	19
Hassasna	Forêt de Hasaasna	Had Mendasse	1	5
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora		Belje	1	0,04
Total Wilaya			18	169,88

A.4.3. Bilan des incendies pour l'année 2007 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	M'kimen	Touta	1	0,86
Ain El Hadjer	Djaafra Cheraga	S /Mhamed hssani	4	2
		Ghar dib	2	1,3
		Bouatrous	2	1,9
		Kelea	1	1
	Tendfelt Fenouane	Baba Brahim	1	1
		Fenouane	1	1,2
		Maadjaj	1	0,2
		El Ksaa	1	0,8
Doui Thabet	Doui Thabet	El Ach	1	0,2
		Kharchounia	3	15
Ouled. Khaled	Tafrent	Ouaouiaa	2	8
Moulay Larbi	Maalif	Maalif	1	350
Youb	Djaafra chéraga	Mechaouih	1	1,41
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	Tafrent	Lakhtem	1	1
Hassasna	Bentrif	Bentrif	1	170

Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	Aioun Branis	Chaiba	1	2
		Djorf Essemeche	1	8,5
Tircine		Dar M'hala	1	2,5
Ain Soltane		Djebel Safah	1	9,75
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			28	578,62

A.4.4. Bilan des incendies pour l'année 2006 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	Irlem	2	0,85
Ain El Hadjer	Djaafra cheraga	Ghar Dib	1	0,0045
		Meurdja	1	0,5
		Guetera	2	5
		Fenouane	2	10
		Tendefelt	1	0,03
Doui Thabet	Doui thabet	Ras EL Ma	1	0,05
Ouled. Khaled	Tafrent	Tafrent	2	0,26
		Ain Foulette	2	1,76
		Louaoui	1	1
		Frère daoudi	1	0,02
		Remalia	2	5
		Kharoub	1	1
		Beguar	1	0,8
		Kerdad	1	1,3
		Ain teghat	1	0,015
		Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////
Youb	Djaafra chéraga Oued Sefioune	Necissa	1	0,8
		Oued Sefioune	1	0,01
Hounet		Ouled Melouk	1	1
Sidi Amar	Tafrent	Djebel Bouhmar	2	113
		Tafrent	2	0,08
		Koudjel	1	0,03
		Tires	2	0,09
Sidi Boubekeur	Tafrent	Faid chieh	2	3,5
		Tibergent	1	5
		Lakhtem	1	2
		Djebel douaoura	1	0,02
		Djefel	1	0,04
Hassasna	Hassasna	S.Bekadour	1	6
		Tagourai	1	0,5
		Faid Dokhma	1	2
		Ghar Taba	1	0,02
		Harchoune	1	4
Sidi .Ahmed		Bentrif	1	7
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim		Ain El Gsab	1	0,02

Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane		Zerguen	1	5
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			46	177,69

A.4.5. Bilan des incendies pour l'année 2005 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	M'kimen	1	0,2
Ain El Hadjer	Ain Zeddim	Ain Zeddim	1	10
	Fenouane	Fenouane	3	8,56
Doui Thabet	Doui Thabet	S/Ahmed zegai	1	65
		Oum dhebane	2	6,5
Ouled. Khaled		Ain foulette	2	2,15
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	Oued Sefioune	Takouka	3	105
		Ouled sahaoui	1	0,2
		Sidi douma	1	4
Hounet		Djebel moulette	1	3
		Djebel kersat	3	247
Sidi Amar		Tafrent	1	1
		Ain foulette	2	8
		Guermounia	1	0,25
Sidi Boubekeur	Tafrent	Tafrent	1	4,02
Hassasna		Sidi youcef	1	0,01
		Bentrif	1	10
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine		Bouchanguar	1	6
Ain Soltane		Djebel Belhadj	2	6
		Djebel Tebala	1	8
Maamora		Mouaziz	1	0,05
		Harchoune	1	0,25
Total Wilaya			32	495,19

A.4.6. Bilan des incendies pour l'année 2004 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	Djaafra cheragua	Meurdja	1	26
		Djaafra cheragua	2	50,5
	Fenouane	Guelta safra	1	0,50
Doui Thabet	Doui Thabet	Oukar hamacha	1	12
		Reguana	1	0,5
		Ras el Ma	1	3
Ouled. Khaled	Tafrent	Ain zergua	1	9
		Tafrent	1	0,25
		Ain foulette	1	2,5

Moulay Larbi	Maalif	Dhayet ouzen	1	30
Youb	Forêt privé	Sidi moussa	1	10
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hassasna	Forêt autogéré	Douar gacem	1	36
	Forêt privé	Hassasnas	1	2
	Forêt autogéré	Djebel kheneifer	1	90
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	Forêt autogéré	Mouana	1	2
	Aioun branis	Chaiba	1	8
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			17	282,25

A.4.7. Bilan des incendies pour l'année 2003 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	Irlem	2	6,1
		Mekimen	1	2
Ain El Hadjer	Djaafra chéragua	Benjeloud	1	20
		Tamda	1	2
		Ghar dib	1	1,08
		Kliaa	1	1
	Fenouane	Berrah	5	2
Doui Thabet	Doui thabet	S/Ahmed zegai	1	57
		D/Ouled saada	1	4
Ouled. Khaled		Ain foulette	1	4,25
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	Ouker zeboudj	Djebel Abdelkrim	1	70
	Oued sefioune	Beggar	1	3
Hounet	Oukar zeboudj	Ain s' mir	1	8
Sidi Amar	Tafrent	Sidi Bouazza	1	16,5
		Djebel khelaya	1	0,25
		Djebel bouhmar	1	46
		Djraourae	1	2
Sidi Boubekeur		Sidi bouazza	1	7,7
		Djebel djefel	2	11
Hassasna	Forêt privé Hassasna	Sidi azouz	1	17
		S/El kebir	1	10
		Rekrisset	1	15
		Faid klekh	1	120
		Latrache	1	1
		Djebel Abdelkrim	1	30
		Mekessel	1	15
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////

Ouled Brahim	Forêt autogéré Touta	Flidjane Ain gssab	1 1	1,5 6
Tircine	Forêt privé	Tircine Dar m'hala Zalghamili	1 1 1	200 5 8
Ain Soltane	Forêt autogéré	Benbouzid	1	15
Maamora		Lakrab Rekrisset sebdo	1 1	5 5
Total Wilaya			35	726,38

A.4.8. Bilan des incendies pour l'année 2002 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	Djaafra chéragua	Bouatrous Meurdja Boukhacha Ain tefatis	1 2 1 1	24 4 2 3
	Fénuane	Berach	1	3
Doui Thabet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled. Khaled	Tafrent	Louaoui Ain foulette Section G	1 1 1	0,05 2 0,05
Moulay Larbi	Maalif	Lalla setti	1	35
Youb	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur		Ain djefel	1	0,5
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	Forêt privé	Ouled kadda	1	2
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			12	75,6

A.4.9. Bilan des incendies pour l'année 2001 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida				
Ain El Hadjer	Djaafra chéragua	Djaafra cheragua Ain menaa	1 1	0,02 0,5
	Fénuane	Ain mounette Meadjdj Fénuane Tabrouria	2 1 1 1	30 0,3 13 4
Doui Thabet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled. Khaled		Section H	1	4

		Kerdad	1	0,5
Moulay Larbi	Maalif	Bouneguer	1	10
		Ouezen	1	2
Youb	Oued sefioune	Djebel n'ser	1	42
		Takouka	1	68
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	Tafrent	Ain bilal	1	1
		Section G	1	8
		Section E	1	6
Sidi Boubekeur	Tafrent	Khenchaoua	1	1
		Djorf hamam	1	4,5
		Telmeste	1	7
		Sidi aissa	1	1
Hassasna	Hassasna	Oum graf	1	2
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouana	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim		Oued bouamar	1	0,05
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			22	204,87

A.4.10. Bilan des incendies pour l'année 2000 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	Irlem	1	0,06
Ain El Hadjer	Fenouane	Fenouane	1	10,5
Doui Thabet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled. Khaled	Tafrent	Tafrent	1	8
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	Tafrent	Chaabet negmout	1	4
Sidi Boubekeur	Tafrent	Tafrent	1	4
Hassasna	Hassasna	Hassasna	1	40
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouana	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	Forêt privé	Chaaba Djenoune	1	15
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			7	81,56

A.4.11. Bilan des incendies pour l'année 1999 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	Djaafra chérage	Meurdja	1	60
	Fenouane	R'mel	1	25

Doui Thabet	Doui thabet Oued sefioune	Ras el ma Takouka	1 1	6 7
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hounet	Tafrent	Lakhtem	1	5
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	Tafrent	Ain djefel Ouled zaid	1 1	20 10
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			7	133

A.4.12. Bilan des incendies pour l'année 1998 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida				
Ain El Hadjer	Fenouane	Ain zedine	1	120
		Ain mounette	2	5,3
		Fenouane	1	30
		Fenouane	1	50
		Berrah	2	165
		Tabrouria	1	60
		Ain Tefatiss	1	3
	Djaafra cheragua	Djebel bouabide	1	70
		Ain fatiss	1	60
		Ain Moudja	1	80
		Bab brahim	1	40
		Ain grafelia	1	40
		Hassi aoun	1	150
	Tandfelt	Ain hadid	1	40
		-----	1	15
Doui Thabet	Doui thabet	Doui thabet	1	2
		S/ahmed zegai	3	79
		Kerdade	2	90
		Kouchenia	1	120
		Ras el ma	5	333
		Grania	1	60
		El harri	3	66
	Forêt autogéré	Oum touadjine	1	20
		Oum debane	2	85
Ouled. Khaled	Ain foulette	Ouaouia	1	120
Moulay Larbi				
Youb	Oued sefioune	Oued sefioune	1	70

		Begguar	1	54
		Hamyane	1	34
	Djaafra cheragua	Mechaouih	1	2
		Messahba	2	180
		Berbour	1	6
	Oukar zeboudj	Feraina	1	120
		Berriche	1	22
		El arche	1	90
		Oum touadjine	4	288
Hounet	Oukar zeboudj	Oukar zeboudj	1	6,5
		Feraina	1	120
Sidi Amar	Tafrent	Tafrent	1	2
		Fettane	1	10
		Douar ouamria	2	4
		Section E	1	13
		Section F	1	400
		Section I	1	100
	Sidi abd ghani	Oum chaab	1	2
	Ain foulette	Bouhmar	1	50
		Ain chergui	1	60
		Rehailiya	1	36
		Bouatrouss	1	50
Sidi Boubekeur	Ain chergui	Djebel naaja	1	8
	Ain foulette	El bhaira hamra	1	1
	Forêt autogéré	Douar jouahria	1	1
		Ain foulette	1	2
	Tafrent	Zeraoune	1	30
		Fettane (S/E)	1	5
		Section C	1	3
		Section F	1	7
		El bhaira hamra	1	190
		Ouled ziad	1	60
Hassasna	Hassasna	Sidi kebir	1	450
		Djebel labat	1	200
		Harchoune	1	50
		Oum hada	1	30
		Hassi aber	1	470
	Tagouria	Hassi biode	1	170
	Forêt privé	Djebel khenifar	2	350
		Ouled ali	1	90
Sidi .Ahmed				
Ain Skhouna				
Ouled Brahim				
Tircine				
Ain Soltane	Forêt autogéré	Faid khelakh	2	14
		D/Ouled lakhal	1	6,5
		-----	1	4
		Djebel ssafahe	1	6,5
Maamora	Hassasna	Mazyoute	1	80
		Abd adime	1	30

		Harchoune	3	210
		Abd adime	1	20
		-----	2	200
Balloul		Djebel guebrrane	1	5
	Forêt privé	Oued chahri	1	6
	Forêt autogéré	Ain guessab	2	45
		Tagdoura	1	4
		Mouley AEK	2	12
		Aioun branis	2	11
Total Wilaya			106	6291,3

A.4.13. Bilan des incendies pour l'année 1997 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	Irlem	1	0,15
Ain El Hadjer	Tendfelt	Tendfelt	2	60
		Ain ghorabia	3	145
	Fenouane	Hassi aoune	1	90
	Djaafra cheragua	Fenouane	2	84
		Ain meurdja	1	50
		Djaafra cheragua	4	160
Doui Thabet	Doui thabet	Doui thabet	1	76,5
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi	Maalif	Ouestani	1	120
Youb	Oued sefioune	Oued sefioune	2	35
		Takouka	1	70
	Oukar zeboudj	Begguar	1	225
		Fraina	1	75
		Ain s'mir	1	10
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	Tafrent	Tafrent	1	3
		Section E	1	3
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			24	1206,65

A.4.14. Bilan des incendies pour l'année 1996 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	Fenouane	Oum graf	1	60
		Fenouane	1	24
		Ras el oued	1	100

Doui Thabet	Doui thabet	S/A zeggai	1	1,5
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	Youb	Oued sefioune	1	3
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	Tafrent	Section E	2	350
Sidi Boubekeur	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hassasna	Hassasna	Sidi youcef	2	12
Sidi .Ahmed	Sidi ahmed	Hassasna	2	220
Ain Skhouna	////////////////////	Tafraoua	2	2
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			13	772,5

A.4.15. Bilan des incendies pour l'année 1995 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Doui Thabet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	Djaafra cheragua	Necissa	1	110
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	Tafrent	Section D	1	150
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			2	610

A.4.16. Bilan des incendies pour l'année 1994 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	Djaafra cheragua	Djaafra cheragua	1	4000
	Tendfelt	Tendfelt	1	100
Doui Thabet	Doui thabet	Doui thabet	5	650
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi				
Youb	Oued sefioune	Oued sefioune	2	170
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////

Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	Tafrent	Section A et B Section A et C	1 1	850 220
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			11	5990

A.4.17. Bilan des incendies pour l'année 1993 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	Fenouane	Fenouane	1	0,2
Doui Thabet	Doui thabet	Ain beida	1	0,04
		El ach	1	0,05
		Ras el ma	3	0,27
		Doui thabet	1	32
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	Oued sefioune	Oued sefioune	1	0,8
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	Tafrent	Section E	1	0,06
Sidi Boubekeur	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim		Chaabet kbar	1	0,15
		Djebel lotif	1	0,8
		Touta	1	0,05
Tircine		Djebel benalouche	1	0,005
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Total Wilaya			13	34,43

A.4.18. Bilan des incendies pour l'année 1992 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	-----	1	0,02
		-----	1	0,003
		-----	1	0,002
Ain El Hadjer	Djaafra chéragua	-----	1	0,50
Doui Thabet	Doui thabet	Doui thabet	1	7
		Doui thabet	1	5
		Doui thabet	1	0,5
		Doui thabet	1	89,65

		-----	1	0,4	
		Djaafra cheragua	1	1	
Ouled. Khaled	Ouled khaled	-----	1	0,01	
Moulay Larbi	Maalif	-----	1	0,35	
Youb	Djaafra chéragua	-----	1	0,05	
		-----	1	0,05	
		Forêt autogéré	Bensakrane	1	2
		Oued sefioune	-----	1	0,002
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////	
Sidi Amar	Tafrent	-----	1	0,04	
Sidi Boubekeur	Tafrent	-----	1	0,2	
		-----	1	0,1	
		-----	1	0,09	
Hassasna	Hassasna	-----	1	2	
		-----	1	0,50	
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////	
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////	
Ouled Brahim	Aïoun branis	-----	1	1	
		-----	1	0,25	
		-----	1	5	
Tircine	Tircine	-----	1	2	
		Forêt privé	1	70	
		-----	1	2	
		-----	1	1,5	
Ain Soltane	Forêt autogéré	-----	1	0,20	
		-----	1	140	
Maamora	Forêt autogéré	Boukhari mahi	1	0,04	
		Ceinture verte	-----	1	0,2
Total Wilaya			34	334,66	

A.4.19. Bilan des incendies pour l'année 1991 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	Touta	-----	2	1,2
Ain El Hadjer	Djaafra cheragua	-----	1	0,02
Doui Thabet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled. Khaled	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	Djaafra cheragua	Mechaouih	1	1
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	Tafrent	Section H	1	0,9
	Forêt privé	Djebel nagmount	1	0,7
Sidi Boubekeur	Forêt autogéré	Seddar med	1	0,5
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////

Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane		Djebel belhadj	1	2
Maamora	////////////////////	////////////////////	9	6,32
Total Wilaya				

A.4.20. Bilan des incendies pour l'année 1990 (Conservation des forêts de Saida, 2009)

Communes	Forêts	Lieu dit	Nombre incendie	Superficie (Ha)
Saida	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain El Hadjer	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Doui Thabet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled. Khaled	Talmest	Tafrent	1	2
Moulay Larbi	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Youb	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hounet	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Amar	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi Boubekeur	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Hassasna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Sidi .Ahmed	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Skhouna	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ouled Brahim	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Tircine	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Ain Soltane	////////////////////	////////////////////	////////////////////	////////////////////
Maamora	////////////////////	////////////////////	1	2
Total Wilaya				

Contribution à l'évaluation de l'impact des incendies sur les écosystèmes forestiers : cas de la Forêt de Fénouane , Commune d'Ain El Hadjer , Wilaya de Saida.(Algérie)

Résumé

L'objectif de cette recherche était d'évaluer les dynamiques de retour à court et à long terme des propriétés physico-chimiques et microbiologiques des sols incendiés et d'étudier le devenir des communautés végétales brûlées. Pour l'étude du sol nous avons analysé les propriétés physiques (granulométrie, capacité de rétention en eau, stabilité structurale et prédiction de certains de ces paramètres par l'outil SPIR), chimiques (teneurs en carbone, en azote, en phosphore assimilable...) et microbiologiques (respiration basale, biomasse microbienne, activités enzymatiques) de 25 échantillons de sol prélevés dans la Forêt de Fénouane (Wilaya de Saida, Algérie) le long d'une chonoséquence de 2, 4, 8, 13 et 20 ans après le dernier feu (5 modalités de temps depuis le dernier feu répliquées 5 fois). Comparativement à un sol non incendié depuis 20 ans, la teneur en eau gravimétrique et les activités uréases et FDA hydrolases ont été significativement réduites 2 ans après le dernier feu. Un pic d'activité microbienne, conséquence d'une stimulation de la croissance microbienne par les déjections animales, a été mesuré 8 ans après le dernier feu. Ces sols non incendiés depuis 8 ans sont également caractérisés par de très faibles teneurs en carbone organique (0,5%) probablement induites par une érosion hydrique importante qui se surajoute à une sur-minéralisation microbienne des matières organiques récalcitrantes. Cette étude a permis de montrer la vulnérabilité des sols forestiers de l'étage semi-aride de l'Atlas tellien aux fréquences d'incendies supérieures à 1 feu tous les 20 ans. Pour l'étude de l'effet du feu sur la composition des pinèdes à *Pinus halepensis* Mill. de la forêt de Fénouane (Algérie) on a utilisé les mêmes placettes et chonoséquence que celle choisie pour l'étude du sol. La méthode des tableaux selon Braun-blanquet a été utilisée pour la description de la végétation. Des relevés floristiques ont été réalisés selon la méthode sigmatiste en fonction du dernier feu. La méthode comparative a montré une reconstitution progressive des pinèdes sans grande variation dans leur composition floristique. Ce sont pratiquement les mêmes espèces qui existaient avant le feu qui réapparaissent après. Il ressort de l'étude phytoécologique que la forêt de Fénouane est très fragile et le peu d'espèces végétales qu'elle renferme pourrait diminuer pour atteindre un niveau critique à cause de l'aridité climatique et édaphique accentuée par les incendies et le surpâturage.

Mots clés : Résilience, sols, végétale, incendies, activités microbiennes, Algérie

Contribution to the assessment of the impact of fires on forest ecosystems: Case of: Fenouane forest , County Ain El Hadjer , Wilaya of Saida (Algeria) .

Summary

Within this research was to evaluate dynamic return to short and long-term of the physicochemical and microbiological properties of the burnt grounds and to study to become to it burned vegetable communities. For the study of the ground we analyzed the physical properties (granulometry, water holding capacity, structural stability and prediction of certain of these parameters by tool SPIR), chemical (percentages of carbon, nitrogen, assimilable phosphorus...) and microbiological (basal breathing, microbial biomass, enzymatic activities) of 25 samples of ground taken in the Forest of Fénouane (Wilaya of Saida, Algeria) along a chono-sequence of 2,4,8,13 and 20 years after last fire (5 methods of time since last fire retorted 5 times). Compared to a non-burnt ground for 20 years, the water content gravimetric and the ureases activities and FDA hydrolases have been significantly reduced 2 years after last fire. A peak of microbial activity, consequence of a stimulation of the microbial growth by the animal manure, was measured 8 years after last fire. These grounds nonburnt for 8 years have been also characterized by very low percentages of organic carbon (0.5%) probably induced by an important hydrous erosion which is added again to a microbial on-mineralisation of the recalcitrant organic matters. This study made it possible to show the vulnerability of the forest grounds of the semi-arid stage of the Tellian Atlas at the frequencies of fires higher than 1 fire every 20 years. For the study of the effect of fire on the composition of the pine forests with *Pinus halepensis* Mill. de the forest of Fénouane (Algeria) one used the same small squares and chono-sequence that selected for the study of the ground. Method of the tables according to Braun-blanquet at summer used for the description of the vegetation. Floristic statements were carried out according to the method sigmatist according to the last fire. The comparative method showed a progressive reconstitution of the pine forests without much variation in their floristic composition. In fact practically the same species existed before fire which reappears afterwards. It arises from the phyto-ecological study that the forest of Fénouane is very fragile and the little of plant species which it contains could decrease to reach a critical level because of the climatic and edaphic aridity accentuated by the fires and the overgrazing.

Keywords: Impact strength, grounds, vegetable, fires, microbial activities, Algeria

المساهمة في تقييم تأثير الحرائق على النظم الايكولوجية للغابات.. حالة غابة فنوان بلدية عين الحجر ولاية سعيدة الجزائر

ملخص

إن الهدف من هذه الدراسة هو تقدير ديناميات العودة قصيرة وطويلة الأجل لخواص الفيزيائية ، الكيميائية والجرثومية لأرض المحروقة و دراسة مستقبل المجتمعات النباتية المتقدمة . من أجل دراسة الأرض قمنا بتحليل الخصائص الفيزيائية (الحجم، قدرة الاحتفاظ في استقرار الهيكل والتنبؤ من بعض هذه المعايير بالأداة SPIR) و الكيميائية (محتوى الكربون، النيتروجين والفوسفور) و الميكروبيولوجية (تنفس ، الكتلة الحيوية الميكروبية و الأنشطة الأنزيمية) من 25 عينات من الأرض في غابة فنوان بلدية عين الحجر ولاية سعيدة الجزائر على طول جهرونوس 2، 4، 8، 13، 20 عاما بعداخرحريق. بالمقارنة مع أرض لم تصاب بحريق لمدة 20 سنة فإن محتوى الماء الموجود داخل الأرض والأنشطة الأنزيمية (*uréases* و *FDA hydrolases*) انخفض بشكل كبير سنتين بعد النار الأخيرة. نشاط الميكروبي هام سجل 8 سنوات بعد اخرحريق ، نتيجة حفز النمو الجرثومية الصادر من الفضلات الحيوانية. هذه الأراضي التي لم تشب فيها النار منذ 8 سنوات تتميز أيضا بمحتوى الكربون العضوي (0.5%) منخفض جدا ربما ناتج عن إنجراف هام لتربة مع استخراج المعادن الميكروبية لمواد العضوية المعاكسة. سمحت هذه الدراسة إلى إظهار ضعف أراضي الغابة طابق (الشبه القاحلة للأطلس التلي) لموجات الحرائق التي تتعدى حريق واحد كل 20 سنة. من أجل دراسة تأثير النار على تكوين النباتي غابات الصنوبر الحلبي لغابة فنوان (الجزائر) استخدمنا نفس أماكن صغيرة و جهرونوس المستعملة لدراسة الأرض. من أجل وصف النباتات استخدمنا طريقة الجداول *Braun-blanquet* و قمنا بالتحليل الإحصائي حسب طريقة (*Sigmatiste*) منذ الحريق الأخير. للتمكن من تعريف معظم المجاميع النباتية المقارنة أظهرت تعميم تدريجي لغابات الصنوبر دون اختلاف كبير في تكوين النباتي. إنهم بالتقريب من نفس الأنواع النباتية التي كانت قائمة قبل الحريق التي تظهر فيما بعد ويتبين من هذه الدراسة النباتية الايكولوجية أن غابة فنوان غير مستقرة و القليل من الأنواع النباتية التي تتضمنها قد تنخفض ليصل مستواها إلى درجة خطيرة بسبب الجفاف المناخي والجفاف الأراضي وما يزيد من هذه الخطورة الحرائق و الرعي المكثف

الكلمات المفتاحية : قوة تأثير، الأرض، النبات، الحريق، الأنشطة الميكروبية، الجزائر.